



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAIBA
PROGRAMA DE POS-GRADUAÇÃO EM MEIO
AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO



BIOFILME E MACRÓFITAS COMO FERRAMENTA DE
BIORREMEDIAÇÃO EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS E
TRATAMENTO DE ESGOTOS

ALUNA: Jhazaira Mantilla Pérez

ORIENTADORA: Profa. Dra. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva

João Pessoa/PB

2015

**BIOFILME E MACRÓFITAS COMO FERRAMENTA DE
BIORREMEDIAÇÃO EM ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS E
TRATAMENTO DE ESGOTOS**

JHAZAIRA MANTILLA PÉREZ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento – PRODEMA da Universidade Federal da Paraíba, como requisito para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento. Área de concentração: Gerenciamento Ambiental.

Orientadora: Dra. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva

João Pessoa/PB

2015

P438b Pérez, Jhazaira Mantilla.
Biofilme e macrófitas como ferramenta de biorremediação
em ecossistemas aquáticos e tratamento de esgotos / Jhazaira
Mantilla Pérez.- João Pessoa, 2015.
159f. : il.
Orientadora: Maria Cristina Basílio Crispim da Silva
Dissertação (Mestrado) - UFPB/PRODEMA
1. Meio ambiente - desenvolvimento. 2. Gerenciamento
ambiental. 3. Biorremediação. 4. Perifiton. 5. Zooplâncton.
6. Eutrofização.

UFPB/BC

CDU: 504(043)

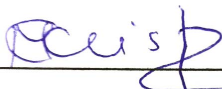
JHAZAIRA MANTILLA PÉREZ

**BIOFILME E MACRÓFITAS COMO FERRAMENTA DE BIORREMEDIAÇÃO EM
ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS E TRATAMENTO DE ESGOTOS**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Meio Ambiente e
Desenvolvimento –PRODEMA da
Universidade Federal da Paraíba, em
cumprimento às exigências para
obtenção do título de Mestre em Meio
Ambiente e Desenvolvimento. Área de
concentração: Gerenciamento
Ambiental

Defesa realizada no dia 17 de março de 2015.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr.ª Maria Cristina Crispim (Orientadora)
Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento – Universidade Federal da
Paraíba



Prof. Dr.ª Ilda Toscano
Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento -Universidade Federal da
Paraíba
Examinadora interna



Prof. Dr. Gilberto Gonçalves Rodrigues
Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento -Universidade Federal de
Pernambuco
Examinador externo

João Pessoa

2015

*Dedico este trabalho a meu Pai Jairo,
a minha mãe Zahira, a meu irmão
Javier e a toda minha família por
todo seu apoio, confiança e amor.
Muito obrigada por estarem sempre
presentes na minha vida apesar da
distância.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela sua ajuda e fidelidade em todo momento, e pela força para continuar lutando apesar das dificuldades.

Aos meus pais, Jairo Mantilla e Zahira Perez, pelo seu amor e apoio incondicional ao longo da minha experiência de vida no Brasil. Pela sua orientação, carinho e acompanhamento constante, por acreditar em mim e pela força que sempre me transmitiram para seguir em frente.

A meu irmão Javier Mantilla, à minha tia Teresa Mantilla, à minha vó Zoila Parra, pelo seu apoio e confiança em todo momento.

À minha orientadora Dra. Maria Cristina Crispim, meu agradecimento mais que especial, pela grande oportunidade que me deu de estudar no PRODEMA, pela sua cálida acolhida, confiança, paciência, ensinamentos e apoio no decorrer do mestrado.

À minha irmã Diana M. Serrano, pela sua amizade infinita, ajuda, ensinamentos e companhia incondicional. Pelos maravilhosos momentos que temos partilhado desde crianças até hoje, e pela benção que representa sua presença na minha vida.

À minha amiga Lorena Cortes, pelo seu grande apoio, solidariedade e amizade nesta linda experiência.

Às minhas amigas e colegas do laboratório (LABEA) Cyntya Sousa, Flavia Martins, Jeandelynne Sampaio, Deinne Airles, Emillie Nathane. Pelo seu acolhimento, sua ajuda e linda amizade, pelos momentos partilhados de alegria, de tristeza e de diversão que fizeram minha vida muito mais feliz.

Aos professores do PRODEMA, pela paciência, apoio e conhecimento transmitido.

À Universidade Federal da Paraíba (UFPB) e ao CNPq, pelo seu apoio financeiro com a concessão da bolsa.

Às minhas amigas e amigos Silvia Morales, Mónica Arenas, Daniel Nuñez, Adriana Sandoval, Diana Gamez, Angélica Dubeibe, Karen Chacón, Claudia Andramundio, Camila Casadiego, Jaime Benavides, Bernardo Polo, Silvio Marques, pelo seu acompanhamento e amizade nesta caminhada.

Agradeço a Saulo Cordeiro, pela sua especial cooperação e amizade, e a todos os que contribuíram direta e indiretamente para a realização deste projeto.

SUMÁRIO

	Lista de Figuras	
	Lista de Tabelas	
	RESUMO	16
	INTRODUÇÃO GERAL	17
	OBJETIVOS	22
	Objetivo geral	22
	Objetivos específicos	22
1	MARCO TEÓRICO	23
1.1	Recursos hídricos na Paraíba	23
1.2	O processo de eutrofização	25
1.3	O biofilme (perifiton): aspectos gerais e bioindicação	27
1.4	O biofilme como biorremediador	30
1.5	O zooplâncton: aspectos gerais e bioindicação	34
1.6	Referências bibliográficas	36
2	CAPÍTULO 1. O BIOFILME COMO BIORREMEIADOR NO AÇUDE MANOEL MARCIONILO (TAPEROÁ) NO SEMIÁRIDO PARAIBANO.	43
2.1	RESUMO	43
2.2	INTRODUÇÃO	44
2.3	MÉTODOS DA PESQUISA	46
2.3.1	Área de estudo	46
2.3.2	Amostragem e estrutura de fixação do biofilme	47
2.3.3	Amostragem e preservação do perifiton e zooplâncton	48
2.3.4	Métodos de contagem de algas do biofilme e zooplâncton	49
2.3.5	Metodologia de coleta e análise das variáveis físicas e químicas	50
2.3.6	Índice de Estado Trófico (TSI)	51
2.3.7	Tratamento estatístico	53
2.4	RESULTADOS	54
2.4.1	Análises físicas e químicas da água	54
2.4.2	Análise do componente algal da comunidade perifítica	60
2.4.3	Análise da comunidade zooplancônica	67
2.4.4	Índices de diversidade	75

2.4.5	Índice de Estado Trófico (TSI)	78
2.4.6	DISCUSSÃO	80
2.4.7	Conclusões e considerações	87
2.4.8	Referências bibliográficas	88
3	CAPÍTULO 2. USO DO BIOFILME PARA O MELHORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA LAGOA FACULTATIVA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA ETE DE MANGABEIRA-JOAO PESSOA	94
3.1	RESUMO	94
3.2	INTRODUÇÃO	95
3.3	MÉTODOS DA PESQUISA	97
3.3.1	Área de estudo	97
3.3.2	Amostragem e disposição do experimento	98
3.3.3	Amostragem e preservação do perifiton e zooplâncton	98
3.3.4	Métodos de contagem de algas do biofilme e zooplâncton	98
3.3.5	Metodologia de coleta e análise das variáveis físicas e químicas	98
3.3.6	Tratamento estatístico	99
3.4	RESULTADOS	99
3.4.1	Análise físicas e químicas da água	99
3.4.2	Análise do componente algal da comunidade perifítica	107
3.4.3	Análise da comunidade zooplânctônica	113
3.4.4	Análise de componentes principais	117
3.4.5	Índices de diversidade	118
3.4.6	DISCUSSÃO	119
3.4.7	Conclusões e considerações	124
3.4.8	Referências bibliográficas	124
4	CAPÍTULO 3. EFEITO DE WETLAND NATURAL SOBRE A QUALIDADE DE ÁGUA DO RIO DO CABELO-PB	128
4.1	RESUMO	128
4.2	INTRODUÇÃO	129
4.3	MÉTODOS DA PESQUISA	130
4.3.1	Área de estudo	130
4.3.2	Amostragem	131
4.3.3	Métodos de contagem de algas do biofilme e zooplâncton	132
4.3.4	Metodologia de coleta e análise das variáveis físicas e químicas	132
4.3.5	Tratamento estatístico	132

4.4	RESULTADOS	133
4.4.1	Análises físicas e químicas da água	133
4.4.2	Análise do componente algal da comunidade perifítica	138
4.4.3	Análises da comunidade zooplanctônica	145
4.4.4	Índices de diversidade	150
4.5	DISCUSSÃO	151
4.5.1	Conclusões e considerações	157
	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS DA DISSERTAÇÃO	157
	CONSIDERAÇÕES SOBRE O USO DE PERIFITON COMO BIORREMEDIADOR	159
	Referências bibliográficas	161

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1	Localização do açude Manoel Marcionilo em Taperoá-PB, Brasil, com a posição e organização das estruturas com biofilme na área de experimentação dentro do açude. Indicam-se os pontos amostrais M: montante, E: estruturas, J: Jusante	47
Figura 2	Estruturas de madeira de (4x3 m) com o substrato (plástico) de fixação para o biofilme, enlaçadas em cada lado a garrafas pet para mantê-las flutuantes	48
Figura 3	Temperatura da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos tres pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante	54
Figura 4	Concentração de oxigênio dissolvido da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos tres pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante	55
Figura 5	Valores de pH da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos tres pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante	55
Figura 6	Transparência da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos tres pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante	56
Figura 7	Condutividade elétrica da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos tres pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante	57
Figura 8	Concentração de Clorofila- <i>a</i> da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos tres pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante	57
Figura 9	Concentração de ortofosfato da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos tres pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante	58
Figura 10	Concentração de nitrato da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos tres pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante	61
Figura 11	Densidade total de algas perifíticas por divisão taxonômica presente no substrato artificial (plásticos) durante o período de estudo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	62
Figura 12	Densidade total de algas perifíticas (Ind.cm ⁻²) presente no substrato artificial (plásticos) ao longo do tempo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	63
Figura 13	Densidade de algas perifíticas por classes taxonômicas presente no substrato artificial (plásticos) ao longo do tempo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	64
Figura 14	Densidade relativa de espécies de algas perifíticas mais abundantes, presentes no substrato artificial (plásticos) ao longo do tempo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	65
Figura 15	Teste estatístico da densidade total de algas perifíticas (Ind.cm ⁻²) presente no substrato artificial (plásticos) ao longo do tempo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	66
Figura 16	Densidade total de classes taxonômicas da comunidade zooplancônica durante o período de estudo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	67
Figura 17	Densidade total de zooplâncton (Ind.L ⁻¹) ao longo do tempo e por ponto	68

amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB

Figura 18	Densidade de espécies mais abundantes do zooplâncton (Ind.L ⁻¹) ao longo do tempo e por ponto amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	70
Figura 19	Densidade de espécies bioindicadoras do zooplâncton (Ind.L ⁻¹) ao longo do tempo e por ponto amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.	71
Figura 20	Densidade de espécies bioindicadoras do zooplâncton (Ind.L ⁻¹) ao longo do tempo e por ponto amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.	71
Figura 21	Densidade da espécie bioindicadora <i>Moina minuta</i> (Ind.L ⁻¹) no mês de setembro por ponto amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.	72
Figura 22	Teste estatístico das densidades totais do zooplâncton (Ind.L ⁻¹) ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	73
Figura 23	Teste estatístico das densidades totais do zooplâncton (Ind.L ⁻¹) por ponto amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	74
Figura 24	Índice de Estado Trófico de Carlson, baseado nos valores de transparência (T) e clorofila- <i>a</i> (Chl- <i>a</i>) ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	79
Figura 25	Índice de Estado Trófico OCDE, baseado nos valores de transparência (T) ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	79
Figura 26	Índice de Estado Trófico OCDE, baseado nos valores de clorofila- <i>a</i> (Chl- <i>a</i>), ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	80

Capítulo 2

Figura 1	Localização da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira na cidade de João pessoa-PB, onde foi realizado o experimento de biorremediação com biofilme	97
Figura 2	Experimento com as caixas de água com o substrato de fixação (plásticos) para o biofilme e as caixas do controle, na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	98
Figura 3	Concentração de nitrato da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	100
Figura 4	Concentração de nitrito da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	100
Figura 5	Concentração da amônia da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	101
Figura 6	Concentração de ortofosfato da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	102
Figura 7	Valores de Condutividade elétrica da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	102
Figura 8	Concentração de Oxigênio da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	103
Figura 9	Temperatura da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	104
Figura 10	Valores de pH da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	104
Figura 11	Transparência da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	105
Figura 12	Concentração de clorofila- <i>a</i> da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	108
Figura 13	Densidade de algas perifíticas por divisão taxonômica, presente no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	109
Figura 14	Densidade total de algas perifíticas (Ind.cm ⁻²) presente no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	110
Figura 15	Densidade de algas perifíticas (Ind.cm ⁻²) mais abundantes presentes no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	111
Figura 16	Teste estatístico da densidade total de algas perifíticas nos meses de março e abril, presentes no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	111
Figura 17	Teste estatístico da densidade total da espécie <i>Characium</i> sp nos meses de março e abril, presentes no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	112

Figura 18	Teste estatístico da densidade total da espécie <i>Chroococcus aff limneticus</i> nos meses de março e abril, presentes no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	112
Figura 19	Densidade de classes taxonômicas do zooplâncton presente na água das caixas do controle e do biofilme ao longo do período de estudo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	113
Figura 20	Densidade total do zooplâncton (Ind.L ⁻¹) presente na água das caixas do controle e do biofilme ao longo do período de estudo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	114
Figura 21	Densidade de espécies mais abundantes do zooplâncton (Ind.L ⁻¹) presente na água das caixas do controle e do biofilme ao longo do período de estudo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	115
Figura 22	Teste estatístico da densidade total do zooplâncton (Ind.L ⁻¹) presente na água das caixas do controle e do biofilme ao longo do período de estudo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	116
Figura 23	Teste estatístico da densidade da espécie <i>M. minuta</i> , presente na água das caixas controle e do biofilme no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	116
Figura 24	Matriz e gráfico de Componentes Principais das variáveis biológicas, físicas e químicas da água das caixas com biofilme, do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	118
Figura 25	Índices de diversidade de algas perifíticas presentes no substrato artificial (plásticos), no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	119

Capítulo 3

Figura 1	Localização do Rio do Cabelo, e da zona de amostragem dos pontos a montante, no meio das macrófitas (<i>wetland</i>) e a jusante, João pessoa-PB	130
Figura 2	Pontos de coleta a montante, no meio (<i>wetland</i>) e a jusante no Rio do Cabelo, João pessoa-PB, e a diferença de cobertura por macrófitas na <i>wetland</i> nos meses de setembro e outubro	131
Figura 3	Concentração de oxigênio dissolvido nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João pessoa-PB, com cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio	133
Figura 4	Valores de pH nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João pessoa-PB, com cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio	134
Figura 5	Concentração de amônia nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João pessoa-PB, com cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio	135
Figura 6	Concentração de ortofosfato nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João pessoa-PB, com cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio	135
Figura 7	Valores de condutividade nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João pessoa-PB, com cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio	136
Figura 8	Valores de condutividade nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João pessoa-PB, com cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio	137
Figura 9	Densidade de algas perifíticas em substrato natural (macrófitas) por divisão taxonômica, ao longo do período de estudo no Rio do Cabelo, João pessoa-PB	139
Figura 10	Densidade total de algas perifíticas em substrato natural (macrófitas) ao longo do período de estudo, e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João pessoa-PB	139
Figura 11	Densidade de algas perifíticas em substrato natural (macrófitas) por divisão taxonômica ao longo do período de estudo, e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João pessoa-PB	140
Figura 12	Densidade relativa de espécies de algas perifíticas mais abundantes ao longo do período de estudo, e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João pessoa-PB	141
Figura 13	Teste estatístico da densidade total de algas perifíticas (Ind.cm ⁻²) nos meses de setembro e outubro do Rio do Cabelo, João pessoa-PB	142
Figura 14	Densidade total de algas perifíticas (Ind.cm ⁻²) por ponto amostral e ao longo do tempo no Rio do Cabelo, João pessoa-PB. Pontos: ASet: montante-setembro. MLS: meio luz-setembro. MSS: meio sombra-setembro. AOut: montante-outubro. MLO: meio luz-outubro. MSO: meio sombra-outubro	142
Figura 15	Teste estatístico da densidade da espécie <i>Oscillatoria</i> sp7 (Ind.cm ⁻²) por ponto amostral no Rio do Cabelo, João pessoa-PB. Pontos: ASet: montante-setembro. MLS: meio luz-setembro. MSS: meio sombra-setembro. AOut: montante-outubro. MLO: meio luz-outubro. MSO: meio sombra-outubro	143
Figura 16	Teste estatístico da densidade da espécie <i>Eunotia</i> sp5 (Ind.cm ⁻²) por ponto amostral no Rio do Cabelo, João pessoa-PB. Pontos: ASet: montante-setembro. MLS: meio luz-setembro. MSS: meio sombra-setembro. AOut: montante-outubro. MLO: meio luz-outubro. MSO: meio sombra-outubro	144
Figura 17	Densidade da comunidade zooplânctônica nos pontos a montante e jusante do banco de macrófitas no Rio do Cabelo, João pessoa-PB	145
Figura 18	Densidade total do zooplâncton ao longo do tempo e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João pessoa-PB	146
Figura 19	Densidade relativa de espécies mais abundantes do zooplâncton ao longo do tempo e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João pessoa-PB	147

Figura 20	Teste estatístico da densidade total do zooplâncton (Ind.L ⁻¹) ao longo do tempo no Rio do cabelo, João pessoa-PB	147
Figura 21	Teste estatístico da densidade total do zooplâncton (Ind.L ⁻¹) por ponto amostral no Rio do cabelo, João pessoa-PB	148
Figura 22	Teste estatístico da densidade da espécie <i>Rotaria</i> sp. (Ind.L ⁻¹) por ponto amostral no Rio do cabelo, João pessoa-PB	149
Figura 23	Teste estatístico da densidade da espécie <i>Bdelloidea</i> (Ind.L ⁻¹) por ponto amostral no Rio do cabelo, João pessoa-PB	149

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela I	Escala de valores para o TSI segundo Carlson, 1977. Modificada de: Carlson, 1977	52
Tabela II	Classificação do Estado Trófico, OCDE (1982). Fonte: Stednick and Hall (s.d)	53
Tabela III	Estatística descritiva das variáveis físicas e químicas do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB. Media e Desvio padrão ao longo do tempo D: dezembro. F: fevereiro. A: abril. J: junho. J: julho. S: setembro. O: outubro	59
Tabela VI	Taxa de algas por divisões taxonômicas, presentes no biofilme dos plásticos utilizados como substrato de fixação na zona de experimentação no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	60
Tabela V	Índices de diversidade de algas perifíticas presentes no substrato artificial (plásticos) ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	75
Tabela VI	Índices de diversidade do zooplâncton nos três pontos amostrais e ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB	77

Capítulo 2

Tabela I	Estatística descritiva das variáveis físicas e químicas do experimento realizado na ETE de Mangabeira, por data de coleta e por tratamento. Média. Mediana. Desvio padrão. M: março. A: abril. C: Controle. B: Biofilme	106
Tabela II	Taxa de algas perifíticas presentes no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB	107

Capítulo 3

Tabela I	Taxa de algas presentes no biofilme aderido às macrófitas da <i>wetland</i> natural na zona de estudo do Rio do Cabelo, João pessoa-PB	138
Tabela II	Índice de diversidade de algas perifíticas em substrato natural (macrófitas) por ponto amostral no Rio do Cabelo, João pessoa-PB	150
Tabela III	Índices de diversidade da comunidade zooplancônica ao longo do tempo e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João pessoa-PB	150

RESUMO

Com a crescente necessidade de recuperar os ecossistemas aquáticos degradados principalmente pelas intervenções antrópicas e pelo clima em regiões semiáridas do Brasil, a biorremediação utilizando biofilme e macrófitas constitui uma ferramenta eficaz para a recuperação destes ambientes. Desta maneira, esta pesquisa visa avaliar o sistema de biorremediação do processo de eutrofização através do uso de macrófitas e do biofilme, em sistemas naturais (rio e açude) e numa Estação de Tratamento de Esgotos. Para isso foram instalados substratos para a fixação do biofilme em dois ambientes aquáticos: no açude Manoel Marcionílio e na estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Mangabeira. Para avaliar o efeito das macrófitas, foi utilizada uma *wetland* natural (complexo macrófitas-perifiton) como biorremediador numa zona do Rio do Cabelo. No açude foram utilizadas 10 estruturas de madeira com plásticos suspensos como substrato de fixação para o biofilme. Na ETE de Mangabeira por sua vez foram utilizados plásticos suspensos em caixas de água (mesocosmos) enchidas com água da lagoa facultativa. No Rio do Cabelo, foi avaliado o efeito da *wetland* natural no melhoramento da qualidade da água, em duas situações distintas, o rio completamente e parcialmente coberto por macrófitas. Nos três ambientes fizeram-se medições das variáveis físicas e químicas e coletaram-se amostras biológicas de perifiton e zooplâncton como bioindicadores de qualidade da água. Os resultados mostraram mudanças na qualidade da água ao longo do tempo nos três ambientes, refletindo o efeito positivo do biofilme na absorção de nutrientes (nitrito- NO_2 , nitrato- NO_3 , amônia- NH_3 , fosfato- PO_4^{3-}). No açude, os grupos de zooplâncton que melhor indicaram a qualidade da água foram os copepodos calanóides *N. cearenses* como indicador de águas de melhor qualidade a montante do biofilme (onde seria suposto sentir o efeito do tratamento), e *M. minuta* como indicadora de águas mais eutrofizadas, a jusante das estruturas com biofilme. As algas da classe Cyanophyceae foram as mais abundantes, indicando maior tolerância a períodos de seca. Na ETE, houve um aumento na concentração de oxigênio na água das caixas com biofilme do experimento, e uma diminuição na carga de nutrientes. A densidade de espécies de algas perifíticas (Cianofíceas e Clorofíceas) e de zooplâncton (Rotífera e Cladóceras), mostraram a mudança nas condições físicas e químicas da água, indicando uma notória melhoria na sua qualidade. No Rio do Cabelo, apresentou-se um decréscimo na concentração de ortofosfato e amônia e um aumento no oxigênio na zona da *wetland* e a jusante dela, quando as macrófitas cobriram parcialmente o rio. Pode-se concluir que embora as condições ambientais em cada local de estudo tenham sido diferentes, influenciando a resposta do sistema de biorremediação, o uso do biofilme e o sistema de *wetland* torna-se uma boa ferramenta para a recuperação de ecossistemas aquáticos eutrofizados, contribuindo para a mitigação dos impactos ambientais exercidos sobre estes ecossistemas. Sendo assim, em virtude do tratamento com macrófitas necessitar de manejo, para evitar o crescimento excessivo das plantas, o biofilme apresentou-se como uma eficiente comunidade remediadora, devendo ser usada em projetos de biorremediação.

Palavras chave: Biorremediação, perifiton, zooplâncton, eutrofização.

INTRODUÇÃO

A maior parte do Nordeste do Brasil é caracterizado pelo clima semiárido com períodos de seca recorrente, o qual tem se convertido em um problema, tanto para as comunidades humanas quanto para os ecossistemas desta região. As regiões semiáridas sofrem secas severas devido às baixas precipitações e acentuadas evaporações, em que a região nordeste só possui 3% da água disponível em comparação com o norte do Brasil que conta com 68% (MONTENEGRO et al., 2012). O lançamento de esgotos e águas não tratadas em ecossistemas aquáticos naturais, originam graves problemas de poluição química e biológica refletida nas condições limnológicas dos corpos de água. Essa poluição é comum tanto em áreas rurais quanto urbanas, na maioria dos estados Brasileiros (ALVES et al., 2012).

A escassez de água e o crescimento populacional contribuem para com os problemas socioeconômicos e ambientais. Assim, a manutenção de comunidades humanas, animais e vegetais é afetada, pelo que se torna importante o desenvolvimento de estratégias para conservar e manter com boa qualidade os corpos de água. A grande restrição no uso dos recursos hídricos pelas limitações da água disponível, constitui um ponto principal para entender os efeitos do clima nos corpos de água e no seu uso para o setor agrícola que é a principal atividade que movimenta a economia no interior do Nordeste do Brasil (KROL et al., 2007), dessa forma, mantê-la com melhor qualidade aplicando metodologias de biorremediação é imprescindível.

A biorremediação é definida como a transformação ou remoção de contaminantes de um ambiente utilizando organismos. Está classificada em três tipos: natural, bioestimulação e bioaumentação. Esses processos podem ser feitos *ex situ* ou *in situ*. Na biorremediação natural, nenhuma classe de nutriente é adicionada ao meio (solo ou água). Porém é indispensável o monitoramento da atividade dos micro-organismos a fim de assegurar que os contaminantes sejam metabolizados pela ação destes, e não por diluição ou translocação do contaminante (LITCHFIELD, 2005). A biorremediação natural é feita por organismos autóctones, principalmente por bactérias do meio afetado. Estas, por meio de atividade enzimática podem biodegradar os compostos orgânicos até produtos

intermédios ou CO₂. Na bioestimulação é realizada adição de nutrientes (nitratos, fosfatos, aceptores de elétrons) ao meio, a fim de criar condições adequadas para o desenvolvimento dos organismos autóctones responsáveis da degradação dos contaminantes. A bioaumentação baseia-se na adição de organismos alóctones especializados a fim de potencializar o processo de remediação (ROJAS, 2011).

Existem metodologias de biorremediação que utilizam cultivos de algumas espécies de algas ou biofilme (perifiton) os quais diminuem as concentrações de poluentes e alguns compostos químicos, produto da intervenção antrópica nos ecossistemas ou pelo processo natural de eutrofização dos corpos de água. Pela sua grande área superficial, o perifiton pode remover uma quantidade considerável de contaminantes dissolvidos na água e contribuir para melhorar a sua qualidade (HILL et al., 2000). O perifiton é definido como comunidades de microrganismos aderidos a um substrato através de uma matriz extracelular e representa uma grande fonte de alimento para outros organismos, como invertebrados e alguns peixes (SANZ-LÁZARO et al., 2011).

Levando em consideração o anterior, alguns autores como Roldan & Ramírez, (2008) definem o perifiton (biofilme) como uma agregação de microrganismos e produtos extracelulares associados a substratos naturais ou artificiais, como pedras e plantas aquáticas. De acordo com a composição do perifiton podem ser estudadas questões relacionadas com a qualidade da água e do ecossistema em resposta a diferentes fatores ambientais (VADEBONCOEUR & STEINMAN, 2002).

Deste modo, o perifiton é um regulador importante na dinâmica dos nutrientes em ecossistemas lóticos e lênticos, ele tem a capacidade de absorver, assimilar e em alguns casos enriquecer com nutrientes a coluna de água. Faz o processo de fixação de excesso de nitrogênio e fósforo, e o oxigênio produzido pode diminuir a quantidade de compostos químicos (ferro-fósforo) dissolvidos deixando-os sem movimento, contribuindo com a regulação da carga interna dos nutrientes (WETZEL, 1983; LIBORIUSSEN, 2003).

Além das suas funções como produtor primário e fonte de alimento na cadeia trófica, o biofilme tem a capacidade de diminuir a carga orgânica dos ecossistemas aquáticos a qual pode se encontrar particulada ou dissolvida na água e nos sedimentos do fundo do corpo de água.

A entrada de nutrientes procedentes da chuva ou da lixiviação (Nitrogênio e Fósforo) e dos demais fornecidos pela matéria orgânica, tem um efeito considerável na coluna de água dos ecossistemas lênticos, aumentando a produção primária da zona fótica, principalmente de algas cianofíceas as quais consomem o nitrogênio e podem gerar toxinas nocivas tanto para os organismos aquáticos quanto para a saúde humana. Além disso, a presença de detritos no fundo favorece a decomposição por decompositores que consomem o oxigênio, gerando grande quantidade de CO₂ e em consequência a acidificação do meio (FERNÁNDEZ et al., 2008), principalmente nas regiões mais profundas.

Considerando a necessidade de melhorar a qualidade dos corpos hídricos, este estudo pretende avaliar a eficácia da biota, principalmente do biofilme e macrófitas para determinar o seu uso como ferramenta de biorremediação, para isto, a primeira parte desta pesquisa apresenta dados sobre ensaios de biorremediação, usando a comunidade do biofilme, no Açude Manoel Marcionilo, localizado em Taperoá-PB, para averiguar o seu efeito na manutenção de uma melhor qualidade de água.

Neste sentido, a pesquisa foi realizada no açude Manoel Marcionilo (Taperoá II) do município de Taperoá, situado na região do Cariri Paraibano. Seu principal rio é o Rio Taperoá que nasce no município de Teixeira e deságua no Rio Paraíba (TAPEROÁ, 2005). O açude Manoel Marcionilo possui uma capacidade de armazenamento de 15.148.900 m³ e segundo a AESA em março de 2013 seu nível encontrava-se em 206.826 m³ de água, menos do 20% da sua capacidade total (AESA, 2013). Assim, com o período de seca recorrente para o mesmo ano no mês de dezembro de 2013 foi reportada a seca total do açude.

As mudanças atuais do período chuvoso, têm diminuído consideravelmente a intensidade de renovação da água no açude, gerando um processo de eutrofização da água. Desta forma, a utilização do biofilme no açude Manoel Marcionilo poderia constituir uma boa metodologia para retardar o processo de eutrofização, mantendo a qualidade da água por mais tempo. Nos ecossistemas aquáticos, esse processo é dado pela acumulação de nutrientes na água gerados pela acumulação de matéria orgânica por descarrega de esgotos domésticos, a elevada evaporação, drenagem agrícola, drenagem de outros rios, que em

consequência ocasionará um crescimento descontrolado de microalgas e macrófitas em corpos de água naturais ou artificiais (MOSLEY et al., 2012).

Dada a importância da conservação da qualidade da água nos diferentes ecossistemas, a segunda parte da pesquisa foi realizada para testar o efeito do biofilme na estação de tratamento de esgotos (ETE) localizada dentro da bacia do rio Cuiá na cidade de João Pessoa-PB, no bairro Mangabeira. A metodologia utilizada para a remoção de patógenos feita pela ETE de Mangabeira, é passar o fluxo de águas residuais por três lagoas de estabilização: a anaeróbia, a aeróbia e a facultativa. Pelo anterior, o uso do biofilme como biorremediador na lagoa facultativa poderia representar uma importante contribuição para o melhoramento da qualidade da água que sai da estação, constituindo por sua vez uma medida de mitigação da eutrofização, e consolidando-se como uma ferramenta eficiente e econômica para a diminuição da concentração de nutrientes causadores de eutrofização, que são despejados no rio Cuiá.

A bacia hidrográfica do Rio do Cabelo onde foi realizada a terceira fase da pesquisa, tem sido muito afetada pelo lançamento de esgotos domésticos e industriais, principalmente da zona industrial do bairro Mangabeira. A bacia encontra-se totalmente inserida na cidade de João Pessoa, sendo alvo de impactos por contaminação por parte da população e da atividade industrial. Diferentes pesquisas realizadas no Rio do Cabelo, que é o principal rio da bacia, têm mostrado uma alta concentração de metais pesados na água em alguns trechos do rio como (Cádmio, Chumbo, Ferro) e o parâmetro de cor acima dos limites estabelecidos (FARIAS et al., 2007, 2011), produto de variadas atividades antrópicas, superando as concentrações permitidas pela resolução 357/05CONAMA para rios classe III, no qual este ambiente se enquadra.

Além da atividade industrial (extração de areia para construção civil), os problemas por deficiências no esgotamento sanitário, a degradação ambiental por resíduos sólidos, águas residuais e assoreamento, têm gerado consideráveis problemas ecológicos e sociais. Em consequência da falta de educação ambiental e do aumento da população urbana (SALES, 2010), esta bacia enfrenta grandes problemas de poluição, que em consequência está afetando tanto a qualidade de vida dos habitantes, quanto a dinâmica dos

ecossistemas que fazem parte dela. Sendo assim, neste rio foi testado o efeito da presença de macrófitas e biofilme, numa *wetland* natural.

Devido à eficiência do perifíton no melhoramento da qualidade da água, é importante aplicar o seu potencial de biorremediação em ecossistemas aquáticos degradados, e analisar a sua resposta para usos futuros em grandes áreas onde seja necessário diminuir o seu estado de eutrofização causado pelo mau uso dos corpos de água naturais, o ineficiente tratamento da água nas ETE, e as condições de secas extremas das regiões semiáridas do nordeste do Brasil. Desta forma, na presente pesquisa apresentar-se-á a análise da ação do sistema de biorremediação com biofilme em ecossistemas em diferentes graus de eutrofização, como forma de entender o papel do biofilme e macrófitas no melhoramento da qualidade da água.

Assim sendo, esta pesquisa visa avaliar o biofilme e a *wetland* natural, como sistema de biorremediação, dividindo-se em três capítulos:

CAPÍTULO 1. O biofilme como biorremediador do processo de eutrofização no açude Manoel Marcionilo (Taperoá II), no semiárido paraibano.

CAPÍTULO 2. Uso do biofilme para o melhoramento da qualidade da água da lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgotos da ETE de Mangabeira-João Pessoa, PB.

CAPÍTULO 3. Efeito de *wetland* natural sobre a qualidade da água do Rio do Cabelo-João Pessoa PB.

Ao final serão abordadas as conclusões dos três capítulos, analisando o efeito biorremediador do biofilme em 3 sistemas aquáticos de diferente qualidade de água, na tentativa de analisar qual (is) situação (ões) é (são) mais adequada (s) para a aplicação deste tipo de tratamento.

É fundamental destacar que o processo de biorremediação utilizado em corpos de água abrange diversas áreas como: a biologia, a ecologia, a física, a química e a social, pois o estado de conservação dos ecossistemas está diretamente relacionado com o clima da região, com a qualidade e quantidade de recursos hídricos disponíveis e, conseqüentemente

com a qualidade de vida das comunidades que fazem uso dele. Para analisar o efeito dos sistemas de tratamento com o biofilme, serão utilizados alguns indicadores de qualidade de água como: físicos (transparência), químicos (pH, oxigênio dissolvido, compostos nitrogenados e ortofosfato) e biológicos (clorofila-a e comunidades perifíticas e zooplanctônicas).

OBJETIVOS

Objetivo geral

- Avaliar o uso do biofilme como ferramenta de biorremediação em três ambientes com diferente qualidade de água.

Objetivos específicos

- Avaliar as mudanças nas variáveis físicas e químicas (transparência, pH, condutividade, temperatura, clorofila-a e oxigênio dissolvido) da água durante o período de uso do biofilme nos corpos de água, relacionando-os com as concentrações de nutrientes (nitrito- NO_2 , nitrato- NO_3 , amônia- NH_3 , fosfato- PO_4^{3-}) e com a dinâmica das comunidades perifíticas e zooplanctônicas antes e após do tratamento, nos três ambientes aquáticos estudados.
- Observar as mudanças nas comunidades perifíticas e zooplanctônicas ao longo do tempo, no período climático de estiagem, nos três ambientes aquáticos estudados, a fim de utilizá-los como bioindicadores de qualidade da água.
- Avaliar a capacidade biorremediadora do biofilme em substratos naturais e artificiais, e observar o efeito da luz sobre a atividade fotossintética do fitoplancton, e sobre a densidade e composição das algas perifíticas na *wetland* natural.
- Calcular o índice de estado trófico no açude Manoel Marcionilo, e analisar sua relação com as mudanças físicas, químicas e biológicas da água ao longo do tempo.

MARCO TEÓRICO

Recursos hídricos na Paraíba

Os recursos hídricos do Cariri Paraibano, localizado no centro do estado da Paraíba estão representados pela sub-bacia hidrográfica do Rio Taperoá com seus correspondentes açudes utilizados para abastecimento da população, para irrigação de cultivos e para dessedentação de animais (BARBOSA et al., 2006). Pelo seu regime de chuva irregular, esta região apresenta altas taxas de evaporação de 1000 a 2000 mm por ano, e baixas precipitações inferiores a 500 mm por ano (EMBRAPA, 2012). No ano de 2012 a região apresentou precipitações inferiores a 200 mm no período de janeiro a novembro, correspondendo a um déficit hídrico acentuado.

A alteração do regime hidrológico que gera períodos de secas de longo prazo, pode trazer problemas de salinização dos reservatórios de água, problemas de geração de energia hidrelétrica, irrigação de cultivos (CIRILO et al., 2007) e eutrofização da água diminuindo sua qualidade para consumo humano.

O semiárido Paraibano abrange uma área de aproximadamente 20.000 Km², embora seja caracterizada pelo baixo regime pluviométrico, está formado por uma grande variedade de ecossistemas os quais com o desenvolvimento de uma população focada na exploração dos recursos naturais, principalmente o solo e a água, tem tido um impacto negativo considerável do ponto de vista ambiental. Esses impactos são refletidos na diminuição da qualidade da água pela presença de sedimentos que contêm agrotóxicos e nutrientes, no assoreamento de corpos de água como riachos, açudes, córregos e rios, enchentes e inundações causadas pelas mudanças no regime de chuvas (SANTOS et al., 2007).

As altas taxas de evaporação da água nos açudes Nordesteiros dos quais a maioria são rasos e de pequeno porte, são pouco resistentes aos longos períodos de seca (CIRILO,

2008). Cerca de 40% das águas que fornecem os reservatórios do semiárido, perdem-se com a evaporação (SUASSUNA, 2002). Devido às baixas precipitações e elevadas evaporações, os corpos de água superficiais e reservatórios construídos como açudes, poços e barragens subterrâneas, sofrem processos de eutrofização e salinização, gerando ainda mais problemas para o fornecimento de água potável necessária para satisfazer as necessidades e atividades socioeconômicas das populações da região (INSA, 2012). Pelo anterior, e por conta do regime intermitente dos rios, faz-se mais complicada a gestão dos Recursos Hídricos, gerando problemas de distribuição e abastecimento para as comunidades, e mais grave ainda se considerar-se a qualidade de água.

Segundo a Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA), o Estado está dividido em 11 bacias hidrográficas: Rio Paraíba; Rio Abiaí; Rio Gramame; Rio Miriri; Rio Mamanguape; Rio Camaratuba; Rio Guaju; Rio Piranhas; Rio Curimataú; Rio Jacu; e Rio Trairi. A bacia do Rio Piranhas é a de maior potencial hídrico e o Rio Paraíba é o mais extenso dos rios que vêm da Borborema Oriental. Na Paraíba são muito destacados os açudes da bacia do Rio Paraíba que são o Epitácio Pessoa (segundo maior) e Acauã, os quais abastecem 14 municípios, porém existem mais de 250 açudes, alguns outros de grande importância para o abastecimento de água para consumo humano. Dentro da bacia do Rio Paraíba estão localizadas cidades importantes como Monteiro e Campina Grande, as quais são abastecidas pelos reservatórios disponíveis na região (ARAUJO et al., 2008).

Em dezembro de 2012 a disponibilidade hídrica nos açudes para abastecimento da Paraíba, mostrou uma redução considerável nas sub-bacias de Taperoá, do Peixe e bacia do Jacu e do alto curso do rio Piranhas, localizadas nas regiões da Borborema e do sertão, oscilando entre 20 e 35% da sua capacidade (AESA, 2012). Além da baixa disponibilidade hídrica no Estado, com o aumento da população e das atividades agrícolas e industriais, a situação vai-se tornando cada vez mais difícil tendo racionamento de água durante vários dias, o que obriga a realizar abastecimento por carros pipa. Pelo anterior, só até 1996, o Governo de Estado começou intervir na regulação dos recursos hídricos, pois o uso destes era de forma livre e desigual. Atualmente, o Estado tem três leis principais: a Lei 6.308/96 que institui a Política Estadual de Recursos Hídricos; a Lei 6.544/97 que instituiu a

Secretaria Extraordinária do Meio Ambiente, e a Lei 7.033/01 que instituiu a Agência das Águas, Irrigação e Saneamento do Estado da Paraíba (AAGISA) a qual tem autonomia administrativa e financeira (YANKO et al., 2004).

Segundo Barbosa et al., 2012 as regiões semiáridas são caracterizadas por apresentarem altas taxas de evaporação e baixas taxas de precipitação, sendo definidas como zonas de transição que estão localizadas entre regiões áridas e regiões subúmidas. Portanto, os recursos hídricos da região semiárida precisam de atenção especial a fim de realizar um adequado planejamento, projetado para a conservação e manutenção da sua qualidade.

O processo de eutrofização

O processo de eutrofização é o aumento na concentração de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, esta pode ser natural ou artificial e sua consequência é um aumento na produtividade do corpo de água (ESTEVES, 1998). Os principais nutrientes responsáveis da eutrofização são o nitrogênio (N) e o fósforo (P). Dependendo da causa e da fonte que gera o aumento de nutrientes, pode ter uma grande quantidade de elementos tóxicos como metais pesados, hidrocarbonetos, pesticidas de origem agrícola, e em geral todos os compostos que formam os resíduos domésticos e industriais que são despejados nos corpos de água, que apesar de não contribuírem com a produtividade do sistema aquático introduz toxinas e outras substâncias que auxiliam a degradação da água. Os nutrientes são indispensáveis para o desenvolvimento dos organismos aquáticos, o nitrogênio é necessário para a fabricação de proteínas celulares e o fósforo que constitui um dos fatores limitantes na produção primária, e é fundamental na formação da membrana celular dos organismos fotossintéticos, assim como na formação de compostos para a obtenção de energia em forma de ATP (GIRARD, 2013).

Ainda que a eutrofização seja considerada um processo de envelhecimento natural, corresponde a uma transição do corpo de água de um estado oligotrófico para um estado eutrófico. A eutrofização tem como consequência um crescimento acelerado das algas planctônicas e, por conseguinte um aumento na quantidade de matéria orgânica no

leito do corpo hídrico. Normalmente o aumento descontrolado de algas é dominado por uma espécie determinada, o qual depende do seu oportunismo e melhor aproveitamento do excesso de nutrientes, cada grupo de algas tem diferentes requerimentos de nutrientes, assim por exemplo o nutriente limitante das diatomáceas é o silício (BARSANTI et al., 2006).

Com o aumento da produtividade primária, verifica-se o acréscimo da decomposição da matéria orgânica refletido no aumento do consumo de oxigênio utilizado para a degradação desta, conduzindo à diminuição e à morte dos organismos bentônicos e peixes. Em consequência, a biota do corpo hídrico eutrofizado apresenta características especiais e sua composição corresponde a espécies que estão adaptadas para desenvolver-se em águas com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, logo baixa qualidade. Dada a falta de oxigênio pode-se apresentar decomposição da matéria orgânica em condições anaeróbias. Em consequência, o corpo de água começa a apresentar mau odor, apresenta mudança na cor, aumenta a biomassa de algas e macrófitas, há possível produção de toxinas, aumenta a turbidez e diminui a sua qualidade (VASQUEZ et al., 2012).

Em regiões de clima semiárido, como no caso da zona do Cariri Paraibano no açude Taperoá II, os altos níveis de evaporação são a principal causa da eutrofização. A redução no nível de água em reservatórios por conta do regime hidrológico, da natureza dos solos ou do clima das regiões, vai determinar a dinâmica dos nutrientes e, por conseguinte a quantidade de biomassa das algas e macrófitas do reservatório (ARFI, 2005). Da mesma maneira, a dinâmica dos nutrientes e do oxigênio pode ser afetada diretamente ou indiretamente pelo tempo de retenção hidráulico (tempo de residência), pela temperatura, pela presença de organismos autótrofos, heterótrofos e de macrófitas aquáticas (OZEN et al., 2010). Em relação ao tempo de residência na maior parte dos açudes do semiárido chega a ser de anos, visto que nem todos os anos a quantidade de chuva permite o sangramento de água destes ambientes, isso contribui com a perda de qualidade.

Estudos de modificações ecológicas induzidas pela mudança nos níveis da água no reservatório Sélingué em Mali no oeste da África, mostraram que nos períodos de chuva o alto nível da água favoreceu a dinâmica dos nutrientes e sua disponibilidade na zona eufótica. No entanto, no período de julho até à metade de setembro, que corresponde

à temporada seca, as mudanças na orientação do vento e a diminuição do nível de água, gerou uma estratificação de temperatura na coluna, o que permitiu a acumulação de nitrogênio inorgânico e anoxia na camada inferior da coluna de água.

O hipolímnio anóxico age como uma armadilha para os nutrientes, impedindo temporariamente que o epilímnio eufótico seja enriquecido com fósforo dissolvido e nitrogênio (ARFI, 2005). Assim, ao chegarem as chuvas no final de setembro e com a mudança dos ventos, a estratificação desaparece, a biomassa de algas aumenta devido à recirculação dos nutrientes que ficaram disponíveis, e a carga de nutrientes, por conseguinte mostra uma redução. Este padrão verifica-se nos ecossistemas aquáticos do semiárido brasileiro.

Pesquisas realizadas no reservatório Tapacurá no leste de Recife, na época que se deu o fenômeno do “El niño” em 1998 o volume de armazenamento de água diminuiu fortemente até junho de 1999. Esse período foi caracterizado pelo decréscimo no volume do reservatório devido à evaporação e do fornecimento de água para a cidade de Recife, em consequência aumentou a concentração da clorofila- a, e observou-se estratificação térmica e de oxigênio. A matéria orgânica, o nitrogênio, o fósforo e o carbono acumularam-se no hipolímnio e, por conseguinte, houve um aumento na demanda de oxigênio e um alto crescimento do fitoplâncton (BOUVY et al., 2002). No final do período seco o pH mostrou valores elevados devido à alta atividade fotossintética das algas. Na composição do fitoplâncton foi encontrada maior abundância da classe Cyanophyceae durante a temporada seca e maior abundância de diatomáceas e da classe Chlorophyceae na temporada de chuva. Isso mostra que o clima é um dos determinantes das condições da água onde se desenvolvem os grupos de algas, e elas dependendo das suas estratégias adaptativas determinam o estado trófico do corpo de água (BOUVY, et al., 2003).

O biofilme (perifiton): aspectos gerais e bioindicação

Segundo Marshall (1984) o biofilme corresponde a uma agregação de micro-organismos e produtos extracelulares aderidos a um substrato. Outros autores como Wetzel (1983) o definem como micro-comunidades (Bactérias, fungos, algas, animais e detritos)

aderidos a substratos orgânicos ou inorgânicos, vivos ou mortos. A função principal do perifiton nos ecossistemas aquáticos pode enfocar-se em três linhas: dinâmica de nutrientes, fornecimento de energia para o ecossistema e regulação da vegetação submersa (LIBORIOUSSEN, 2003). Outro ponto fundamental do perifiton é a sua composição taxonômica, através dela é possível inferir diagnósticos ambientais e entender os diferentes processos ecológicos dos ecossistemas aquáticos, assim como sua mudança com respeito às variáveis físicas e químicas da água, e das alterações climáticas regionais (BIOLO et al., 2011).

A comunidade perifítica cobre superfícies como madeira, rochas, macrófitas e sedimentos em ecossistemas aquáticos lóticos e lênticos. Mediante o estudo da sua estrutura e composição taxonômica pode-se avaliar a diversidade e aspectos funcionais da comunidade quanto à sua resposta e aporte ao ecossistema, dependendo das condições ambientais e das variáveis físicas e químicas que apresentam os corpos de água (PIZARRO et al., 2005). O perifiton além do seu potencial biorremediador, é muito utilizado para bioindicação devido à sua capacidade de distribuição na maioria dos ambientes aquáticos, à sua riqueza de espécies e aos seus ciclos de vida curtos, o que constitui uma ferramenta importante para monitoramento ecológico dos ecossistemas aquáticos (BORDUQUI, 2011).

No Estado da Paraíba no semiárido brasileiro o estudo das comunidades perifíticas tem sido muito recente, só até 1993 Batalla e Watanabe realizaram os primeiros estudos sobre o perifiton dos reservatórios Gramame e Mamuaba (BARBOSA et al., 2012). No entanto, anos depois pesquisas de Farias e Lins (2003) analisaram colonização, produção primária e biomassa de substratos artificiais no açude Bodocongó (Campina Grande). A principal característica compartilhada por essas regiões semiáridas é a duração do período de estiagem, o qual afeta diretamente a composição e biomassa das comunidades perifíticas e fitoplanctônicas, que conjuntamente são controladas pela incidência de luz, nutrientes e a herbivoria (ROSEN & LOWE, 1984; LAMBERTI et al., 1995; HILLEBRAND, 2002, *apud* CARAMUJO et al., 2008).

As comunidades de algas e bactérias que fazem parte do biofilme são uma das principais fontes de alimento para outros organismos como invertebrados e vertebrados principalmente peixes (SANZ-LÁZARO et al., 2011). O biofilme representa uma importante função para o fluxo de nutrientes na coluna de água e os níveis tróficos mais

elevados dos ecossistemas aquáticos. Além disso estão relacionados com os fluxos de energia e os ciclos de diferentes elementos como nitrogênio, fósforo, oxigênio e sais dissolvidos (BATTIN et al., 2003; BALDWIN et al., 2006).

As comunidades perifíticas apresentam diferentes formas de crescimento e colonização, pelo qual a morfologia dominante das algas além do tipo de substrato também pode ser consequência da disponibilidade de nutrientes no meio aquático (PRINGLE, 1990). O processo de sucessão do perifíton é determinado pela concorrência entre as espécies de algas com melhores estratégias de adaptação em resposta a distúrbios diversos, tais como herbivoria, nutrientes, compostos químicos e as mudanças nas características físicas e químicas da água. Assim, a presença de diferentes formas como filamentos, mucilagens ou formas prostradas, podem ser mais eficientes sob determinadas condições nutricionais (STEINMAN et al., 1992).

Em geral, os grupos de algas móveis são beneficiados pelo incremento dos nutrientes devido a possuírem a capacidade de se mover até zonas onde estes nutrientes estão disponíveis (PRINGLE 1990; BURKHOLDER et al., 1990), embora, as formas filamentosas também possam ser eficientes na captação dos nutrientes em comparação com outras formas não móveis (DENICOLA et al., 2006).

A importância do biofilme não só se limita em fazer parte da produtividade primária dos ecossistemas, mas é também o maior regulador do fluxo de nutrientes nos corpos de água (WETZEL, 1990; MARTINS et al., 2003), desta forma o perifíton constitui um microcosmos onde ocorrem processos de troca de nutrientes e gases com o meio externo (MARTINS et al., 2003). A utilização de substratos artificiais constitui uma boa opção para a análise do crescimento e composição do biofilme. Para a sua análise deve-se levar em consideração o tipo de substrato a utilizar, o grau de rugosidade da superfície, a remoção do perifíton, a área e homogeneidade de colonização, a posição do substrato no corpo de água e sua localização (MARTINS et al., 2003). Pesquisas realizadas analisando substratos naturais (*Echinocloa* sp.) e artificiais (lâminas de vidro) na lagoa Mãe-Bá no Espírito Santo, mostraram que há uma estreita relação entre o pH alcalino da lagoa, as altas temperaturas e a disponibilidade de nutrientes com as altas densidades de algas perifíticas da classe Cyanophyceae. Embora sejam encontradas em concentrações baixas de ortofosfato e nitrogênio inorgânico, estas algas possuem mecanismos de adaptação para

armazenar fósforo e conseguir sobreviver às baixas concentrações deste elemento, (FERNANDES et al., 2009) ao mesmo tempo em que fixam o nitrogênio atmosférico tornando-se independentes da disponibilidade deste elemento na água.

Entre os anos 2003 e 2004, pesquisas foram realizadas em três reservatórios e em seis transecções do rio Zêzere em Portugal, durante o período de chuva e estiagem, para testar como o período de estiagem afeta com maior intensidade a meiofauna dos rios do que a dos reservatórios, e ver como essa meiofauna é favorecida pela presença do biofilme no sedimento. Os resultados mostraram que a composição das algas do biofilme foi dominada por Bacillariophyceae e Chlorophyceae independentemente da seca. Da mesma forma, na análise do zooplâncton do rio a densidade de chironomídeos e copépodos cyclopóides aumentou no período de estiagem, o que foi explicado pela biomassa e composição das classes de algas encontradas no biofilme, assim como dos teores de fósforo e matéria orgânica do sedimento. Nos reservatórios, em que houve uma maior densidade de Bacillariophyceae na época seca, apresentou-se uma maior densidade de Cladóceros, harpacticóides e ostracoda. A classe Cyanophyceae teve a menor densidade nos reservatórios possivelmente pela baixa concentração de fósforo, o que não favoreceu seu crescimento (CARAMUJO et al., 2008).

A utilização de substrato artificial para o estudo das comunidades perifíticas e sua relação com o estado trófico dos corpos de água tem sido amplamente empregado em pesquisas de bioindicação de qualidade de água. Diferentes estudos têm mostrado que o movimento da água, a luz, a temperatura e os nutrientes afetam o crescimento, diversidade e riqueza das algas epifíticas, assim como a turbidez, o nível e a qualidade da água (ALBAY et al., 2003). Pelas características fisiológicas das comunidades perifíticas e os grupos taxonômicos que os compõem, são bons indicadores de mudanças ambientais e muito importantes na captação de nutrientes e diferentes substâncias poluentes como resíduos de herbicidas (MONTUELLE et al., 2010).

O biofilme como biorremediador

Segundo pesquisas do potencial do perifíton como biorremediador, tem-se mostrado que o perifíton pode incrementar a eficiência na remoção natural de ferro (Fe) e

chumbo (Pb) para o tratamento da água (LETOVCSKY et al., 2011; WU et al., 2014). Pelo seu sistema de implantação e adaptabilidade com referência ao crescimento da comunidade e sua potencialidade de remoção de nutrientes nitratos e fosfatos (ROESELERS et al., 2008; CRISPIM et al., 2009), o perifiton tem a capacidade de fornecer várias soluções para problemas de eutrofização e poluição da água.

Existem determinados grupos taxonômicos algais que são bioindicadores de qualidade de água e realizam os processos de absorção dos nutrientes, além de estarem adaptados para sobreviver em ambientes aquáticos com condições físicas e químicas difíceis. Entre esses grupos estão as cianofíceas (filamentosas e coloniais) com adaptação cromática à radiação para poder viver em ausência de luz, têm estruturas especializadas (heterocistos) para fixação de nitrogênio, e em geral podem sobreviver em condições de estresse. As Bacilliarofíceas (Diatomáceas), geralmente são muito abundantes na matriz do biofilme, sua parede celular (frústula) é formada por sílica, e desenvolvem-se bem em ambientes hostis (ESTEVES, 1998). Em ambientes eutrofizados favorecidos pelas altas temperaturas, as cianofíceas que são bactérias fotossintéticas podem originar “blooms” altamente tóxicos produzindo graves problemas de saúde tanto para os humanos quanto para o todo o ecossistema aquático (REICHWALDT et al., 2012).

Estudos realizados em Taiwan têm mostrado que o biofilme existente nos rios em substratos naturais e artificiais, além da absorção de nutrientes e biodegradação de alguns pesticidas como atrazina e diclofope metilo (TIEN et al, 2011), são capazes de biodegradar pesticidas organofosforados como metomil, carbaril e carbofuran. Na comparação de biofilme realizada em diferentes temporadas climáticas, no verão verificou-se a maior abundância de diatomáceas, essa classe é caracterizada por sua tolerância ao estresse físico e químico. Assim, no verão os gêneros *Cymbella* e *Nitzschia* foram os mais tolerantes ao estresse e ao teste com pesticidas (TIEN et al., 2013).

A acumulação de metais como cromo, chumbo e outros metais pesados realizada pelas comunidades perifíticas, é levada a cabo por três mecanismos: adsorção em substâncias poliméricas extracelulares, adsorção superficial nas células e captação intracelular (HOLDING et al., 2003; *apud* WU et. al., 2013). O perifiton na sua fase madura de desenvolvimento em composição e estrutura é muito recomendado para a remoção de diferentes contaminantes.

Uma das características mais importantes da comunidade do biofilme é sua composição, a qual demonstra ser muito resistente a mudanças das condições ambientais. Por isso, seu uso pode tornar-se vantajoso, já que para sua ação biorremediadora o perifiton não precisa de adaptação prévia a determinadas condições do meio aquático. Apesar do uso do perifiton para tratamento de águas residuais ser muito recente, é fundamental levar em consideração os avanços na utilização de métodos biológicos que são naturais, benéficos para a recuperação de ecossistemas e ambientalmente sustentáveis (FLYNN et al., 2013; WU et al., 2014).

O biofilme por ser um microcosmos que envolve uma série de processos de troca energética e ciclagem de nutrientes, tem-se verificado que algumas espécies que o compõem são encarregadas da degradação de certos compostos orgânicos, e por sua vez a matéria orgânica produzida por ele é degradada por organismos que conformam a mesma comunidade (AZIM, 2009). Pesquisas sobre a eliminação de toxinas de *Microcystis aeruginosa* utilizando perifiton, tem indicado que tão logo é adsorvida a toxina, existe um período de adaptação e depois vem um tempo de biodegradação. Processos de degradação de fenóis também têm sido estudados, constatando que de maneira geral os microrganismos contêm enzimas oxidativas, que podem degradar estes compostos orgânicos (OLANIRAN and IGBINOSA, 2011; WU et al., 2010; Wu et al., 2014).

Investigações realizadas por Wu et al. (2010) comprovaram a eficácia do biofilme para controlar as florações de cianobactérias, os pesquisadores verificaram que o biofilme produz compostos aleloquímicos solúveis em água que são capazes de inibir o crescimento das cianobactérias, atuando sobre as membranas dos tilacóides e desta forma interrompendo a fotossíntese. Além disso, descobriram que pelo alto limite de concentração de nutrientes das cianobactérias causantes das florações, elas não conseguem competir com o biofilme quando as condições de nutrientes estão abaixo desse limite.

A capacidade do perifiton na absorção de nutrientes (nitrogênio e fósforo principalmente) envolve processos que vão desde a sua utilização para o seu próprio crescimento, até a sua transformação em fósforo solúvel biologicamente disponível para outros organismos. Desta forma, o biofilme atua como um depósito temporário de nutrientes, ajudando na diminuição da concentração destes compostos causadores da eutrofização, podendo-se aplicar para o tratamento de águas residuais (WU et al. 2013).

Havendo peixes no sistema em questão é possível que os nutrientes sejam armazenados nos peixes, aumentando o tempo em que estes permanecem fora do meio aquático.

O processo de sucessão de algas perifíticas depende do substrato colonizado, da disponibilidade de nutrientes e das condições ambientais. Assim, uma pesquisa de análise da sucessão do perifíton no Lago (hipereutrófico) das Garças na cidade de São Paulo, mostrou que no período de chuva, a comunidade perifítica dividiu-se em duas fases e alcançou o estado avançado de maturidade entre 20 e 30 dias, no dia 30 começou a outra fase de sucessão. No período seco, a comunidade apresentou 3 fases sucessionais alcançando a sua maturação, sendo a mudança da primeira fase para a segunda entre os dias 6 e 9, e para a terceira no dia 20 (BOURDOQUI, 2011). Levando em consideração o citado anteriormente, e segundo diferentes estudos, o tempo de maior eficácia de ação do perifíton ao longo do seu processo de colonização e maturação, dá-se quando a comunidade perifítica alcança a fase madura, seu desenvolvimento torna-se mais equilibrado em composição e estrutura, resultando ser a fase mais adequada para a sua utilização na remoção do excesso de nutrientes e contaminantes (WU et al., 2014; BARBOZA, 2008). Com a predação dessa comunidade por outros organismos como peixes e invertebrados, a comunidade encontra-se-á sempre em fase de crescimento, tornando-a mais eficiente na remoção de nutrientes.

Estudos realizados na Estação Marinha de Aquicultura no Rio Grande do Sul, onde são utilizadas bacias de sedimentação para o tratamento dos efluentes das fazendas de camarão (com altas concentrações de sólidos suspensos e dissolvidos e de nutrientes nitrogenados e fosfatados), tem-se usado substratos artificiais de tela de nylon com perifíton para aumentar a eficiência na remoção de nutrientes nas bacias de sedimentação. Embora seja uma boa estratégia para diminuir a concentração de compostos orgânicos dos efluentes, antes de serem lançados nos corpos de água naturais, são mais eficientes na reciclagem de nutrientes mas não, na sua remoção (BARBOZA, 2008).

Os resultados mostraram que a utilização de diferentes áreas de substratos para biofilme em mesocosmos com áreas de colonização aumentadas desde 50% até 100%, as aumentadas em 50% foram as mais eficientes na remoção de nutrientes e aumento de oxigênio, enquanto as aumentadas em 100% mostraram menor absorção e menores concentrações de oxigênio (BARBOZA, 2008).

É possível utilizar o biofilme em diferentes substratos e em biorreatores baseado na tecnologia de imobilização de células, a qual faz um processo de concentração de micro-organismos para aumentar a sua densidade e consequentemente a sua capacidade de absorção de nutrientes (WU et al., 2013). No entanto, o uso de substratos artificiais (plástico, PVC, vidro, esponja) também constitui uma boa, econômica e ecológica ferramenta para o crescimento do biofilme e sua ação biorremediadora.

O zooplâncton: aspectos gerais e bioindicação

O zooplâncton, é definido por Esteves (1998), como um grupo de animais de diferentes categorias sistemáticas que habitam na coluna de água, formado por protozoários (flagelados, sarcodinas e ciliados) e por metazoários (Rotíferos, Cladóceros, Copépodos e Dípteros). Estas comunidades semelhantes ao perifiton, contribuem na ciclagem de nutrientes e na transferência de energia através da cadeia trófica. Desta forma, a concentração de nutrientes nos ecossistemas aquáticos tem uma grande influência sobre as comunidades zooplanctônicas, assim como as mudanças climáticas e regimes de fluxo que em diferentes estudos mostraram a sensibilidade deste grupo às mudanças espaciais e temporais dos habitats marcadas pela presença ou ausência sazonal de água (TAVERNINI, 2008; MEDEIROS et al., 2011).

Estudos da dinâmica do zooplâncton realizados em regiões semiáridas do norte da Índia, têm mostrado o processo de eutrofização e a salinidade dos lagos como fatores determinantes na estrutura da comunidade. Assim no lago Old Fort do semiárido da Índia, caracterizado pela alta salinidade, pelo pH alcalino e concentração iônica elevada, a riqueza e composição dos grupos de Rotíferos e Cladóceros apresentou uma diminuição. Quanto à eutrofização que é considerado o fator principal na dinâmica do zooplâncton, os grupos menos favorecidos nesse ambiente correspondem aos copepodos calanoides, enquanto que

os rotíferos e copepodos cyclopoides desenvolvem-se melhor em ambientes eutrofizados (STEMBERGER, 1974; ARORA et al., 2009).

Nas regiões semiáridas do nordeste do Brasil, caracterizadas pelas altas temperaturas e elevadas evaporações ocorre uma redução do nível da água dos reservatórios. No período de estiagem nestas regiões, os corpos de água de menor tamanho (barreiros) tendem a secar, enquanto os de maior tamanho (açudes) embora percam grande quantidade de água, ainda podem armazenar e manter água ao longo do período seco (CRISPIM et al., 2006), embora a seca completa também se verifique. Esta redução no nível da água, resulta em um aumento na concentração de nutrientes o que por sua vez gera uma proliferação da vegetação aquática e da biomassa algal (CRISPIM et al., 2006). A comunidade zooplanctônica tem a capacidade de adaptar-se e desenvolver-se dependendo das mudanças ambientais, assim como do tamanho e volume de água dos diferentes reservatórios e consequentes estados tróficos (CRISPIM & WATANABE, 2001; CRISPIM et al., 2006).

Investigações sobre a relação da comunidade zooplanctônica e as variáveis ambientais realizadas por Vieira et al. (2009) no ano 2006 no açude Manoel Marcionilo (Taperoá II), mostraram um regime pluviométrico marcado por chuvas desde o final de fevereiro até meados de Maio, enquanto o período de estiagem apresentou-se desde o mês de Julho até dezembro. De forma geral, observou-se uma diminuição na densidade do zooplâncton no período de chuva, enquanto no período de estiagem os rotíferos apresentaram altas densidades em comparação com os microcrustáceos.

Quanto às espécies encontradas no açude Manoel Marcionilo, tem-se evidenciado a presença de altas densidades do Cladócera *Moina minuta* no começo de período de chuva. No entanto, ao longo desse período tem-se apresentado decréscimo na sua densidade por conta da diminuição da comunidade fitoplanctônica que constitui o alimento destes organismos (CRISPIM et al., 2003; BARBOSA et al., 2012). Pelo anterior, a espécie *M. minuta* ao desenvolver-se melhor em ambientes eutrofizados, representa um bom bioindicador de qualidade da água.

A presença de outras espécies de Cladóceros como o Copépodo calanoide *Notodiaptomus cearenses* e o cladócero *Ceriodaphnia cornuta*, podem ser indicadores de águas com boa qualidade. Não obstante, têm demonstrado não ter a capacidade de manter

um controle sobre o crescimento das algas causadoras da eutrofização. Alguns gêneros de rotíferos como *Brachionus* sp. e os microcrustáceos copépodos ciclopoide, da mesma maneira que a espécie *M. minuta* (BARBOSA et al., 2012), têm-se consolidado como bons indicadores de ecossistemas aquáticos eutrofizados.

Experimentos de simulação de ambientes mesotróficos, eutróficos e hipereutróficos realizados *ex situ*, e com espécies representantes de três grandes grupos de zooplâncton frequentes em ecossistemas aquáticos do semiárido, mostraram uma alta densidade do rotífero *Brachionus urceolaris*, dos Náuplios e dos copépodos ciclopoide nos ambientes eutrófico e hipereutrófico. Os Náuplios apresentaram a maior densidade no ambiente mesotrófico, mas houve uma baixa densidade de adultos e copepoditos. Segundo os resultados, o pH alcalino teve um papel fundamental na concentração dos organismos zooplancônicos, assim como das comunidades fitoplanctônicas, apresentando-se no geral uma dominância das Chlorophyceae nos ambientes mesotrófico e hipereutrófico que apresentou o menor pH em relação aos outros, e dominância das Cyanophyceae no ambiente eutrófico (MEDEIROS et al., 2013).

Referências bibliográficas

Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA).

ALBAY, M.; AKCAALAN, R. Comparative study of periphyton colonization on common reed (*Phragmites australis*) and artificial substrate in a shallow lake, Manyas, Turkey. Istanbul University. **Hydrobiologia**. 2003.

ALVES, R.I.S.; CARDOSO, O.O.; TONANI, K.A.A.; JULIAO, F.C.; TREVILATO, T.M.B.; MUÑOS, S.I.S. Water quality of the Ribeirão Preto Stream, a watercourse under anthropogenic influence in the southeast of Brazil. **Environ Monit**. 185:1151–1161. 2012.

ARAÚJO, L.; SALVIANO DE SOUSA, F.; FREITAS MÁGERO, M.A.; DOS SANTOS, A.; COSTA, M. Análise estatística de chuvas intensas na bacia hidrográfica do Rio Paraíba. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.23, n.2, 162-169, 2008.

ARFI, R. Seasonal ecological changes and water level variations in the Se'lingue' Reservoir (Mali, West Africa). **Physics and Chemistry of the Earth** 30. 432–441. 2005.

ARORA, J.; MEHRA, NK. Seasonal dynamics of zooplankton in a shallow eutrophic, man-made hyposaline lake in Delhi (India): role of environmental factors. **Hydrobiologia**, 626:27–40. 2009.

AZIM, M.E. Photosynthetic periphyton and surfaces. In: Encyclopedia of Inland Waters. 2009.

BARBOZA, G. Remoção de nutrientes de sistemas de cultivo de camarões com biofilme associado a bacia de sedimentação. Dissertação (Mestrado em aquicultura). Fundação Universidade Rio Grande. 2008.

BARBOSA, J.E.L. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico semi-árido Brasileiro. Revista de biologia e ciências da terra ISSN. 1519-5228. 2006.

BARBOSA, J.E.B.; Figueredo, E.S.; Brasil, J.; Cordeiro, R.; Crispim, M.C.; Gonzaga, G.H. Ecossistemas aquáticos do semi-árido brasileiro: aspectos limnológicos e manejo. **Acta Limnologica Brasiliensia**. vol. 24, no. 1, p. 103-118. 2012.

BATTIN, T.J.; KAPLAN, L.A.; NEWBOLD, J.D.; HANSEN, C.M.E. Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. **Nature**, 426, 439-442. 2003.

BALDWIN, D.S.; MITCHELL, A.M.; REES, G.N.; WATSON, G.O.; WILLIAMS, J.L. Nitrogen processing by biofilms along a lowland river continuum. **River Research and Applications** 22, 319-326. 2006.

BARSANTI, L; GUALTIERI, P. Algae: anatomy, biochemistry, and biotechnology. Taylor & Francis Group. 2006.

BOUVY, M; SILVIA M; RENATO, J.R; FERREIRA, A; HUSZAR, V; AZEVEDO, S. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia** 493: 115–130, 2003.

BIOLO, E; RODRIGUES, L. Composição de algas perifíticas (exceto Bacillariophyceae) em distintos substratos naturais de um ambiente semilótico, planície de inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. 2011.

BORDUQUI, M. Avaliação sucessional da estrutura e estado nutricional da comunidade perifítica e sua interrelação com o fitoplâncton, em pontos de entrada de água de nascente e efluente doméstico, em reservatório hipereutrófico. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade vegetal e meioambiente) Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente. Área de Concentração de Plantas Vasculares em Análises Ambientais. 2011.

BURKHOLDER, M. R. G.; WETZEL, R.; KLOMPARENS, K. Direct comparison of phosphate uptake by adnate and loosely attached microalgae within an intact biofilm matrix. **Applied and Environmental Microbiology**, 56: 2882-2890. 1990.

Disponível em: <
<http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/volumesAcudes.do?metodo=preparaUltimosVolumesPorAcude2>>. Acesso em: 20 de Julho. 2013.

CARAMUJO, M.J.; MENDES, C. R. B.; CARTAXANA, P.; BROTHAS, V.; BOAVIDA, M.J. Influence of drought on algal biofilms and meiofaunal assemblages of temperate reservoirs and rivers. **Hydrobiologia**. 598:77–94 2008.

CIRILO, J; MONTENEGRO, S; CAMPOS, J.N. A questão da água no semiárido brasileiro. 2007.

CIRILO, J. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. Estudos avançados. 2008.

CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera? **Hydrobiologia** 442: 101–105, 2001.

CRISPIM, M.C.; PAZ, R.J. and WATANABE, T. Comparison of different *Moina minuta* population dynamics eclosed from resting eggs in a semi-arid region in Brazil. **Brazilian Journal of Ecology**, vol. 1-2, p. 33-38. 2003.

CRISPIM, M.C.; RIBEIRO, L.L.; GOMES, E.M.; FREITAS, G.T.P.; SERPE, F.R. Comparision of different kind of semi-arid aquatic environments based on zooplankton communities. **Revista de biologia e ciências da terra**. Suplemento Especial - Número 1 - 2º Semestre. 2006.

DENICOLA, D.; EYTO, E.; WEMAERE, A. & IRVINE, K. Periphyton Response to Nutrient Addition in 3 Lakes of Different Benthic Productivity. **Journal of the North American Benthological Society**. Vol 25:616-631. 2006.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agripecuária (EMBRAPA). 2013.

ESTEVEZ, F. Fundamentos de Limnologia. Segunda edição. 1998.

FARIAS, M.S. S.; NETO, J.D.; LIMA, V.L.A; LIRA, V.M.; FRANCO, E.S. Riscos sociais e ambientais devido a presença de metais pesados nas águas superficiais no distrito industrial de mangabeira. Revista Eletrônica. ISSN 1677-4280 V6.n.2. 2007.

FARIAS, K.F. Análise qualitativa e quantitativa de algas perifíticas em substrato artificial no açude Bodocongó, Campina Grande-Paraíba. (Monografia Bacharel e licenciatura em Ciências Biológicas). Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande. 2003.

FARIAS, M.S. Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio do Cabelo: parâmetros físico-químicos. **GEPROS**. Gestão da Produção, Operações e Sistemas – Ano 6, nº 1. p. 161-170. 2011.

FERNANDES, V.; CAVATI, B.; SOUZA, B.A.; MACHADO, R.G. & COSTA, A.G. Lagoa mãe-bá (guarapari-anchieta, es): um ecossistema com potencial de floração de cianobactérias? **Oecol. Bras.**, 13(2): 366-381. 2009.

FERNÁNDEZ, R. A. Ecología para la agricultura. España. Editorial: Mundi-Prensa. 224p. 2008.

FLYNN, K.F.; CHAPRA, S.C.; SUPLEE, M.W. Modeling the lateral variation of bottom-attached algae in rivers. **Ecol. Modell.** 267, 11–25. 2013.

GIRARD, E. J. Princípios de química ambiental. Segunda edição, Rio de Janeiro. Livros Técnicos e Científicos Editora Ltda. 2013. Pg.142-145.

HILL, R. W.; RYON, M.G.; SMITH, J.G.; MARSHALL, S.; BOSTON, H.L.; STEWART, A.J. The Role of Periphyton in Mediating the Effects of Pollution in a Stream Ecosystem. **Environmental Management**. 45:563–576. 2010.

Instituto Nacional do Semiárido (INSA). Recursos Hídricos em Regiões Semiáridas: estudos e aplicações. 2012.

KROL, M; BRONSTERT, A. Regional integrated modelling of climate change impacts on natural resources and resource usage in semi-arid Northeast Brazil. **Environmental Modelling & Software** 22.259e268. 2007.

LETOVSKY, E.; Heal, K.V.; Carvalho, L.; Spears, B.M. Intracellular versus extracellular iron accumulation in freshwater periphytic mats across a mine water treatment lagoon. **Water Air Soil Pollut.** 223:1519–1530.2012.

LIBORIUSSEN, L. Production, regulation and ecophysiology of periphyton in shallow freshwater lakes. PhD thesis. National Environmental Research Institute. 2003.

LITCHFIELD, C. Thirty Years and Counting: Bioremediation in Its Prime?. **BioScience**273, Vol.55 No.3. 2005.

MARTINS, P.M.L. MOSCHINI, C.V. Macrófitas aquáticas e perifiton. Aspectos ecológicos e metodológicos. Editora RIMA, pp 63. 2003.

MEDEIROS, A.M. A.; SOUSA, C.E.; CRISPIM, M.C. AND MONTENEGRO, A.K.A. Effects of experimental eutrophication on zooplankton community. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 25, no. 2, p. 183-191 2013.

MEDEIROS, E.S.F.; NOIA, N.P.; ANTUNES, L.C.; MELO, T.X. Zooplankton composition spacial variation semi-arid. **pan-american Journal of Aquatic Sciences**.6(4): 290-302. 2011.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Paraíba. Diagnóstico do município de Taperoá. 2005.

MONTENEGRO, S; RAGAB, R. Impact of possible climate and land use changes in the semi arid regions: A case study from North Eastern Brazil. **Journal of Hydrology** 434–435. 2012.

MONTUELLE, B; DORIGO, U.; VOLAT, A.; BOUCHEZ, A.; TLILI, A.; GOUVY, B. The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the Ardrie-Morville experimental watershed (France). 2010.

MOSLEY, L.M.; ZAMMIT, B.; LEYDEN, E.; HENEKER, M.T.; HIPSEY, M.R.; SKINNER, D.; ALDRIDGE, K.T. The Impact of Extreme Low Flows on the Water Quality of the Lower Murray River and Lakes (South Australia). **Water Resour Manage**, 26:3923–3946. 2012.

OLANIRAN, A.O., IGBINOSA, E.O. Chlorophenols and other related derivatives of environmental concern: properties, distribution and microbial degradation processes. **Chemosphere** 83 (10), 1297–1306. 2011.

OZEN, A.; KARAPNAR, B.; KUCUK, I.; JEPPESEN, E.; BEKLIOGLU, M. Drought-induced changes in nutrient concentrations and retention in two shallow Mediterranean lakes subjected to different degrees of management. **Hydrobiologia**. 2010.

PARAÍBA, Secretaria de Planejamento. Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado da Paraíba. João Pessoa, SEPLAN, 144p. 1997.

PIZARRO, H; ALEMANNI, M. Variables físico-químicas del agua y su influencia en la biomasa del perifiton en un tramo inferior del Río Luján (Provincia de Buenos Aires). **Ecología Austral** 15:73-88. 2005.

PRINGLE, C. Nutrient Spatial Heterogeneity: Effects on Community Structure, Physiognomy, and Diversity of Stream Algae. **Ecology**, Vol 71. (3): 905-920. 1990.

REBOUÇAS, A. Água na região Nordeste: desperdício e escassez. Estudos avançados 11 (29). 1997.

REICHWALDT, E.S.; GHADOUANI, A. Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: Between simplistic scenarios and complex dynamics. **Water Research** 46, 1372-1393. 2012.

ROESELERS, G.; LOOSDRECHT, M.C.M.; MUYZER, G. Phototrophic biofilms and their potential applications. **J Appl Phycol** 20:227–235. 2008.

ROJAS G, E.H. Concepto y estrategias de biorremediación. IngUAN, Vol. 1, No. 1. Universidad Antonio Nariño. 2011.

ROLDÁN, G.; RAMÍREZ J. Fundamentos de limnología neotropical. Segunda edición. Ed. Universidad de Antioquia, P. 257. 2008.

SALES, E.C. Degradação ambiental na micro-bacia do Rio do Cabelo- João Pessoa/PB. Monografia de especialização em Geografia e Território (Universidade Estadual da Paraíba). 2010.

SANTOS, A.G. Análise das perdas de água e solo em diferentes coberturas superficiais no semi-árido da Paraíba. 2007.

SANZ-LÁZARO, C; NAVARRETE M; MARÍN, A. Biofilm responses to marine fish farm wastes. **Environmental Pollution**, 159:825-832. 2010.

STEINMAN, A; MULHOLLAND, P.J; HILL, W. Functional Responses Associated with Growth Form in Stream Algae. **Journal of the North American Benthological Society**, Vol. 11, 2:229-243. 1992.

STEMBERGER, R. S. Spatial and temporal distribution of rotifers in Milwaukee Harbor and adjacent Lake Michigan. Proceedings of 17th Conference of Great Lakes Research, International Association of Great Lakes Research: 120–134. 1974.

SUASSUNA, João. Nordeste. (2002) Disponível em:
<<http://www.fundaj.gov.br/docs/tropico/desat/turismo.html>> Acesso em: 20 de Julho. 2013

TAVERNINI, S. Seasonal and inter-annual zooplankton dynamics in temporary pools with different hydroperiods. **Limnologica**, 38 (1): 63-75. 2008.

TIEN, C.J; CHUANG, T.-L; CHEN, C.S. The role of naturally occurring river biofilms on degradation of diazinon. **Clean-Soil, Air, Water** 39, 931e938. 2011.

TIEN, C.J; LIN, M.C; CHIU, W COLIN S. C. Biodegradation of carbamate pesticides by natural river biofilms in different seasons and their effects on biofilm community structure. **Environmental Pollution** 179.95e104. 2013.

VANDEBONCOEUR. & STEINMAN A. Periphyton Function in Lake Ecosystems. **The Scientific World Journal** (2): 1449-1468.2002.

VÁSQUEZ, G.L.; OROZCO, L.H.; KINTZ, J.R.C.; CASTAÑO, A.G.; ZEA, D.A.C.; SÁNCHEZ, I.C.H. Methodology for determining eutrophication levels in aquatic ecosystems. **Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas**. (Col.), 24: 112-128. 2012.

VIEIRA, A.C.B.; RIBEIRO, L.L.; SANTOS, D.P.N.; CRISPIM, M.C. Correlation between the zooplanktonic community and environmental variables in a reservoir from the Northeastern semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensi** vol. 21, no. 3, p. 349-358. 2009.

WALZ, N.; ELSTER, H. & MEZGER, M. The development of the rotifer community structure in Lake Constance during its eutrophication. **Archiv für Hydrobiologie** 4: 452–487. 1987.

WETZEL, R.G. Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **24**, 6-24. 1990.

WETZEL, R.G. Periphyton in freshwater ecosystems. **Developments in Hydrobiology**, no. 17. p. 3-4. 1983.

WILLIAMS, W. D. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. **Hydrobiologia** 381: 191–201. 1998.

WU, J; XIA, L; YU, Z; SHABBIR, S; KERR, P.G. In situ bioremediation of surface waters by periphytons. **Bioresource Technology**. 2013.

WU, Y.; XIA, L.; YU, Z.; SHABBIR, S.; KERR, P.G. In situ bioremediation of surface waters by periphytons. **Bioresource Technology**, 151. 367–372. 2014.

WU, Y.; LIU, J.; YANG, L.; CHEN, H.; ZHANG, S.; ZHAO, H.; ZHANG, N. Allelopathic control of cyanobacterial blooms by periphyton biofilms. **Environ Microbiol.** 13(3):604-15. 2010.

WU, Y.; ZHENG, H.; YANG, L.; GRAHAM, B.; KERR, P.G. The removal of nutrients from non-point source wastewater by a hybrid bioreactor. **Bioresource Technology**. Vol, 102, issue 3. 2011.

WU, Y.; JIANG, H.; YANG, L. Evaluating adsorption and biodegradation mechanisms during the removal of microcystin-RR by periphyton. **Environ Sci. Technol.** 13(3):604-15 2010.

YANKO, M. A. X.; BEZERRA, N.F. Gestão legal dos recursos hídricos dos estados do nordeste do Brasil. **Fundação Konrad Adenauer**. Fortaleza Ceara. 2004.

CAPÍTULO 1. O BIOFILME COMO BIORREMEIADOR NO AÇUDE MANOEL MARCIONILO (TAPEROÁ) NO SEMIÁRIDO PARAIBANO.

Resumo

Os ecossistemas aquáticos do semiárido têm sido influenciados pela natureza do clima da região, que é caracterizado por períodos de seca recorrentes, o que tem gerado processos de eutrofização principalmente nos períodos de estiagem. O objetivo desta pesquisa foi avaliar o uso do biofilme como biorremediador no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB. Como metodologia foram colocadas no açude 10 estruturas de madeira com plásticos dispostos verticalmente como substrato para o biofilme. Fizeram-se medições de dados físicos e químicos da água e coletas de material biológico (perifiton e zooplâncton) como bioindicadores da qualidade da água. Os resultados mostraram correlações entre os dados físicos e químicos (oxigênio, pH, transparência e condutividade) e densidades totais de algas perifíticas e de zooplâncton, assim como com as espécies mais abundantes. Os grupos de zooplâncton que melhor indicaram a qualidade da água foram os copepodos calanoides *N. cearenses*, no início do experimento, sendo os mais abundantes na região a montante do biofilme. *Moina minuta* (Cladocera), espécie indicadora de ambientes mais ricos em

alimento, foi mais abundante a jusante das estruturas, região com menos influência do biofilme, em consequência do vento. As algas da classe Cyanophyceae dominaram o período de estudo, seguidas da classe Chlorophyceae e Bacillariophyceae. A dominância das cianofíceas indica tolerância a flutuações no nível da água e a adaptação destas algas à disponibilidade de nutrientes. O período de seca, registrado no ano de 2013, teve influência sobre a diversidade de espécies de algas perifíticas e do zooplâncton, apresentando valores muito baixos de diversidade. No entanto, nos primeiros meses de estudo quando o açude não tinha secado completamente, observaram-se valores mais elevados de riqueza de espécies. Conclui-se que embora as condições ambientais tenham influenciado nas variáveis físicas e químicas das amostras analisadas em cada mês, o biofilme indicou contribuir com a melhoria da qualidade da água, verificado pelas espécies indicadoras do zooplâncton e valores de clorofila- *a*.

Palavras chave: Biorremediação, perifiton, zooplâncton, bioindicadores.

Introdução

As regiões semiáridas do nordeste do Brasil são caracterizadas por longos períodos de seca, os quais limitam de forma considerável os recursos hídricos para a população e para as diferentes atividades econômicas da região. Em consequência das elevadas taxas de evaporação, cada ano os corpos de água sofrem uma grande diminuição no seu volume e em consequência passam a um estado de eutrofização que afeta a qualidade da água principalmente para o consumo humano. O ciclo hidrológico afeta diretamente a organização e dinâmica dos ecossistemas aquáticos, promovendo o desenvolvimento de estratégias adaptativas das diferentes espécies, levando a alterações na estrutura das comunidades, e à competição por recursos (MONTENEGRO et al., 2012).

O açude Manoel Marcionilo localizado no município de Taperoá na região semiárida paraibana, tem como uso principal o abastecimento da cidade de Taperoá e cidades vizinhas (MONTENEGRO et al., 2011). Em 2013 registrou-se o esvaziamento total do açude no mês de novembro, fato histórico que não tinha se apresentado de maneira tão forte desde 2003 em que o açude esvaziou completamente. Em anos anteriores, em 1997 quando aconteceu no semiárido o fenômeno de “El niño”, em setembro de 1998 e janeiro

de 1999, o açude também apresentou uma redução do seu volume até o limite para o uso da água (BARBOSA et al. 2002).

Existem diversos estudos sobre colonização do perifiton em substratos naturais e artificiais, no entanto estes estudos no semiárido Brasileiro, assim como estudos de utilização de substratos para biorremediação em ecossistemas naturais não são conhecidos. No caso do açude Manoel Marcionilo, ainda não existem pesquisas referentes ao desenvolvimento do biofilme em diferentes substratos, porém, em vários rios e riachos da bacia hidrográfica do Rio Taperoá, têm-se realizado estudos com o biofilme no tocante à sua composição ao longo de um ciclo hidrológico e sua resposta ao distúrbio, desenvolvidos por Maltchik, (1996) em três rios: o Taperoá, o riacho Serra Branca e o riacho Avelós. No ano de 2005, Dantas fez uma comparação do perifiton em substratos naturais na bacia do rio Taperoá (CORDEIRO et al., 2011), e em 2009, Lima caracterizou a composição, riqueza e diversidade de algas perifíticas em substrato artificial em período de seca e chuva no riacho Avelós. Em 2010, Cordeiro realizou uma avaliação da diversidade alfa, beta e gama das algas perifíticas em três ecossistemas lênticos da Bacia do rio Taperoá. Já no ano 2011, Cordeiro analisou as comunidades perifíticas em substratos naturais de cinco ecossistemas aquáticos, levando em consideração os períodos hidrológicos, a estrutura da comunidade, a morfologia, a biomassa e as estratégias adaptativas.

A comunidade zooplanctônica tem sido frequentemente utilizada como bioindicadora para avaliar o estado trófico dos corpos de água. Em particular, no açude Manoel Marcionilo têm sido realizados muitos estudos entre os quais destacam-se os de Crispim et al. (2006) no qual se compararam diferentes ambientes do semiárido analisando as comunidades zooplanctônicas. No ano 2007, estudos realizados por Vieira avaliaram a dinâmica do zooplâncton e sua relação com as variáveis ambientais, fazendo por sua vez uma comparação com as anteriores pesquisas realizadas no açude. Em 2009, Vieira et al., analisaram a correlação entre as comunidades zooplanctônicas e as variáveis ambientais deste açude. Em 2011, Crispim et al, testaram a dinâmica de três espécies de Branchiopoda isoladas desse açude e sua resposta a diferentes concentrações de nutrientes (fósforo e nitrogênio).

Em 2012, Barbosa et al. resenharam as principais características biológicas, ambientais e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos no semiárido, assim como diferentes orientações referentes à gestão das bacias hidrográficas a fim de propor alternativas para o melhoramento da qualidade da água. Segundo pesquisa realizada por Silva (2013), avaliou-se o estado trófico em três reservatórios do semiárido com base no índice de estado trófico e nas comunidades zooplancônicas, analisando a sua composição, densidade e distribuição espaço- temporal.

Pelo citado anteriormente e dada a importância das comunidades perifíticas e zooplancônicas na dinâmica dos ecossistemas do semiárido, o presente estudo visa avaliar o efeito do biofilme sobre a qualidade da água do açude Manoel Marcionilo, levando em consideração as diferentes relações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas, a fim de retardar o processo de eutrofização causado pelas condições climáticas características da região semiárida do nordeste do Brasil.

Métodos da Pesquisa

Área de estudo

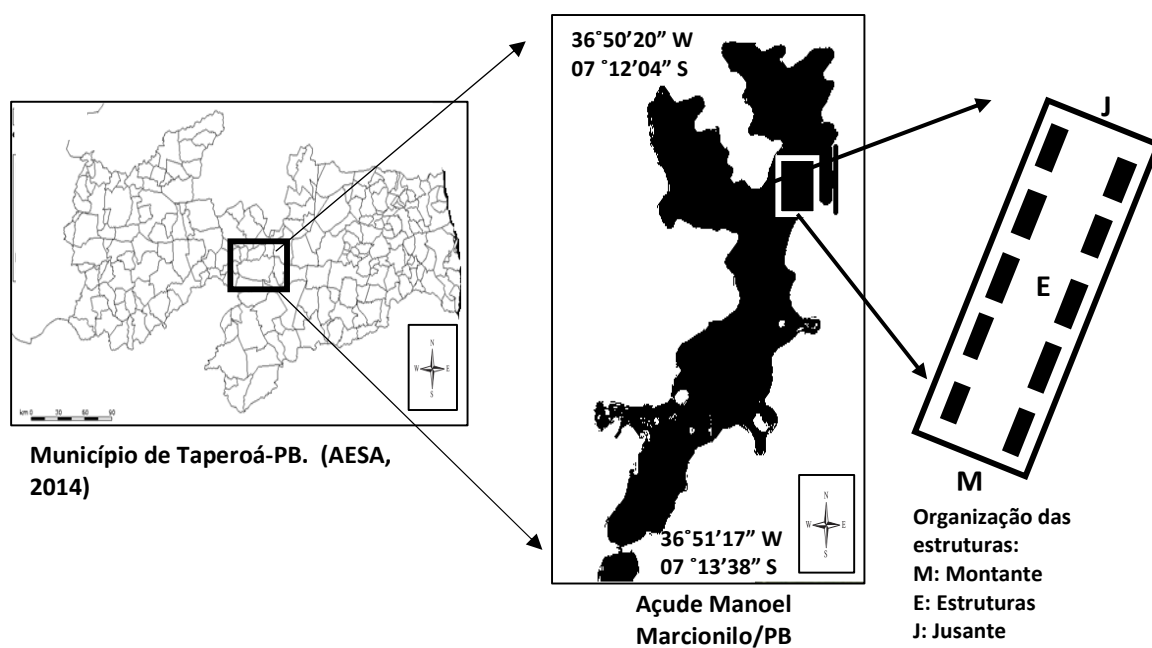
O município de Taperoá está localizado na região central do Estado da Paraíba, Meso-Região Borborema e Micro-Região Cariri Ocidental. Limita-se ao norte, com Areia de Baraúna, Salgadinho e Assunção, a leste com Santo André e São José dos Cordeiros, ao sul com São José dos Cordeiros e Livramento, e, a oeste, com Cacimbas e Passagem.

Os principais corpos de acumulação de água do município são os açudes: Manoel Marcionilo, Municipal Lagoa do Meio, do Junco e as lagoas: do Escuro, do Fernando, do Panati e da Canga. Todos os cursos de água têm regime de escoamento intermitente e o padrão de drenagem é o dendrítico. Está situado na região do Cariri Paraibano tem uma altitude de 500 m acima do nível do mar, e seu principal rio é o rio Taperoá que nasce no município de Teixeira e deságua no rio Paraíba (ANDRADE, 2008). O município é caracterizado por seu clima semiárido com temperaturas máximas de 32 °C e mínimas de

17 °C, o período chuvoso começa em janeiro até abril, com maior intensidade nos meses de fevereiro e março.

O açude Manoel Marcionilo está localizado entre as coordenadas 36°50'20" W e 07°12'04" S, 36°51'17" W e 07°13'38" S (Fonte Google maps 2014), e é um dos principais reservatórios da Bacia do Rio Taperoá, para o abastecimento de água da população, sendo o mais próximo à sede municipal de Taperoá (ANDRADE, 2008). É um corpo de água com capacidade de 15.148.900 m³ de armazenamento, com um máximo de 5 metros de profundidade e uma área superficial de 4,6 km² (Figura 1).

Figura 1. Localização do açude Manoel Marcionilo em Taperoá-PB, Brasil, com a posição e organização das estruturas com biofilme na área de experimentação dentro do açude. Indicam-se os pontos amostrais M: montante, E: estruturas, J: Jusante.

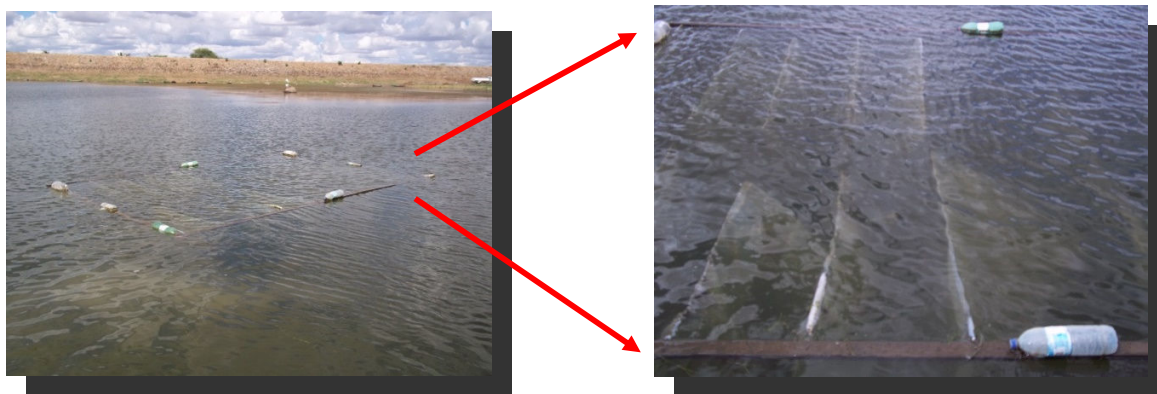


Modificado de Google Earth (2014)

Amostragem e estrutura de fixação do biofilme

No açude Manoel Marcionilo, foram utilizadas 10 estruturas de madeira, com garrafas tipo pet como flutuadores, separadas por dez metros aproximadamente (4x3 m de tamanho) com 9 plásticos suspensos com uma área de 3,0m² totalizando 540m² de substrato, considerando os dois lados do plástico, como substrato de fixação do biofilme, e distribuídos na parte central do açude (Figura 2). Cabe ressaltar que a direção do vento na zona, apresentou-se do ponto jusante para montante, pelo qual esperou-se que os resultados do efeito do biofilme fossem mais sentidos no ponto montante e entre as estruturas. Para o ano do estudo, a maior parte do volume de água do açude evaporou-se devido às elevadas temperaturas e à falta de chuva. Na maioria dos meses de coleta com exceção de fevereiro, abril e julho, à medida que o açude foi diminuindo seu volume, algumas estruturas foram ficando nas margens, meses nos quais não verificou-se o efeito do biofilme na qualidade da água.

Figura 2. Estruturas de madeira de (4x3 m) com o substrato (plástico) de fixação para o biofilme, enlaçadas em cada lado a garrafas pet para mantê-las flutuantes.



As amostras foram coletadas em 3 pontos: 1 a montante das estruturas, 1 entre elas e 1 a jusante destas.

Amostragem e preservação do perifiton e zooplâncton

A coleta do perifiton foi realizada em frascos plásticos, cortando uma parte do plástico de área colonizada com perifiton. Os plásticos cortados foram raspados utilizando um pincel e a preservação das amostras foi feita com solução de formol a 4%. Como indicador de qualidade de água foram usadas também as concentrações de clorofila-*a*, pelo método da acetona (GOLTERMAN et al., 1978).

Na coleta de zooplâncton, foram filtrados 40L de água através de uma rede de 45 µm e as amostras armazenadas em frascos plásticos. A preservação das amostras realizou-se com solução de formol glicosilado a 4%. Foram retiradas três réplicas de cada ponto amostral.

A tomada de dados foi realizada a cada 45 dias, desde dezembro de 2012 até outubro de 2013 abrangendo período de chuva e de estiagem, mas levando em consideração que em todo o ano 2013 não registraram-se chuvas na região.

Métodos de contagem de algas do biofilme e zooplâncton

A contagem do perifiton foi realizada utilizando uma câmara tipo Sedgwick Rafter e um microscópio ótico OLYMPUS CBA, com aumento de 400X. Foram contadas até 400 células do gênero dominante. Para a contagem do zooplâncton utilizou-se a mesma câmara e um microscópio ótico OLYMPUS XB41 com aumento de 200X. Foram contados no mínimo 100 indivíduos.

A medição da concentração de clorofila-*a* realizou-se com um espectrofotômetro marca BIOSPECTRO SP-22 pelo método da acetona, a partir das leituras das absorbâncias obtidas em dois comprimentos de onda (665 e 750nm), e seguindo a fórmula modificada proposta por Lorenzen (1967):

$$\text{Clorofila - a } (\mu\text{g/L}) = 26,73 \times (D_{665c} - D_{750c}) \times [v/(V \times L)]$$

Onde:

V= Volume, em litros, da amostra filtrada

v = Volume, em mL, da acetona 90% usada para extração

L= Caminho óptico, em cm, da cubeta espectrofotométrica usada

D665c= Densidade óptica a 664nm, corrigida

D750c= Densidade óptica a 665nm, corrigida

Realizou-se a identificação taxonômica de algas e zooplâncton, utilizando Chaves taxonômicas especializadas de Barber e Haworth, (1981), Bicudo & Menezes (2006), Ferragut et al (2005), Round et al (1990), Komárek & Fott (1983), Leite Sant'Anna et al (2004 e 2012), Prescott (1981) Wehr e Sheat, (1978). Para a identificação do zooplâncton Elmoor-Loureiro, (1997) (Cladocera), Koste (1978) (Rotifera), Yanga, R. (1994) (Copepoda).

Calculou-se a densidade de grupos algais e espécies presentes no biofilme, assim como índices de Dominância (Simpson- (D)), Diversidade (Shannon-Wiener- (H')) e Riqueza (Margalef (DMg)), utilizando o programa PAST 3.1. A densidade foi expressa em Ind.cm⁻² segundo a fórmula proposta por Ross (1979), modificada segundo a área de substrato:

$$Densidade (Ind.cm^{-2}) = \frac{Número\ de\ Células \times V(amostra)}{Área\ do\ campo \times campos \times V(sedimentado) \times área\ do\ substrato}$$

A densidade da comunidade zooplanctônica, foi realizada utilizando a seguinte fórmula:

$$Densidade (Ind.L^{-1}) = \frac{Número\ de\ indivíduos \times Vol. amostra / Vol\ contado}{Vol. filtrado}$$

Metodologia de coleta e análise das variáveis físicas e químicas

Os dados físicos e químicos foram medidos com sondas específicas para cada parâmetro, o Disco de Secchi foi usado para a análise da transparência, para o oxigênio e temperatura foi utilizado um Oxímetro marca PHTEK, para o pH utilizou-se um pHmetro marca PHTEK, e a condutividade foi medida utilizando um condutivímetro TEC-4MP. Os compostos químicos nitrogenados (amônia nítrito, nítrato) e o ortofosfato, foram analisados segundo a metodologia da APHA (EATON et al., 2005).

O nítrato (NO_3), foi quantificado pelo método de redução da coluna de cádmio, reduzindo o nítrato a nítrito em presença de cádmio. O nítrito produzido é determinado por diazotização com sulfamida e acoplamento com N-(1-naphthyl)-ethylenediamine para formar um azo-corante medido colorimetricamente. O nítrito (NO_2) pelo método colorimétrico com sulfanilamida, através da formação de um azo-corante avermelhado produzido com um pH entre 2 e 2,5 por acoplamento da sulfanilamida com o N-(1-naphthyl)-ethylenediamine dicloridrato. A amônia (NH_3) quantificou-se pelo método espectrofotométrico do fenol, no qual é formado um composto de cor azul intenso (indofenol), formado pela reação da amônia com hipoclorito e fenol catalisado por sódio nitroprusside. O ortofosfato pela metodologia do ácido ascórbico, na qual o molibdato de amônio e o tartarato de antimônio e potássio reage em médio ácido com o ortofosfato para formar um ácido heteropolar (ácido fosfomolibdenico) que é reduzido a uma coloração azul intensa do molibdênio pelo ácido ascórbico (APHA) (EATON et al., 2005).

Índice de Estado Trófico (TSI)

Compararam-se os resultados físicos, químicos e biológicos ao longo do tempo e calculou-se o índice de estado trófico (Trophic State Index, TSI) do açude utilizando a fórmula proposta por Carlson (1977):

$$\text{TSI (SD)} = 10(6 - \ln \text{SD} / \ln 2)$$

$$\text{TSI (chl)} = 10(6 - (2.04 - 0.68 \ln \text{chl}) / \ln 2)$$

Onde:

DS: Profundidade do Disco Secchi.

Clor-a: Clorofila -a.

Esse índice contém uma escala de valores de 0 até 100, podendo-se interpretar os valores de TSI menores que 20 como ambiente ultraoligotrófico, entre 20 e 40 oligotrófico, entre 40 e 50 mesotrófico, de 50 a 70 eutrófico e acima de 70 hipereutrófico (EVALUACIÓN, s.d.). Embora o TSI possa ser calculado com três variáveis (fósforo total, clorofila-*a* e transparência), nesta pesquisa foi calculado só com os valores de clorofila-*a* e profundidade do disco Secchi (transparência), pois não foi analisada a concentração de fósforo total, só de ortofosfato (Tabela 1).

Tabela1. Escala de valores para o TSI segundo Carlson, 1977. Modificada de: Carlson, 1977.

<i>TSI</i>	<i>Disco Secchi (m)</i>	<i>Fósforo de superfície (mg.l⁻¹)</i>	<i>Clorofila de superfície (mg.l⁻¹)</i>
0	64	0.75	0,04
10	32	1.5	0,12
20	16	3	0,34
30	8	6	0,94
40	4	12	2,6
50	2	24	6,4
60	1	48	20
70	0,5	96	56
80	0,25	192	154
90	0,12	384	427
100	0,062	768	1183

Outra classificação do índice de Estado Trófico desenvolvido pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 1982) e amplamente utilizado em estudos de eutrofização de ecossistemas aquáticos, foi calculado para a categorização do estado trófico do açude Manoel Marcionilo. Esse índice está baseado nas concentrações anuais ou mensais de clorofila-*a*, fósforo Total e profundidade do disco Secchi, classificando os corpos de água desde ultraoligotrófico até hipereutrófico (Stednick and Hall (s.d)) (Tabela 2). Da mesma forma do caso anterior, o TSI da OCDE foi calculado só com os valores de clorofila-*a* e profundidade do disco Secchi (transparência).

	Media PT	Media Clor.<i>a</i>	Máx. Clor.<i>a</i>	Media DS	Mín. DS
ULTRAOLIGOTRÓFICO	< 4	< 1	< 2,5	> 12	> 6
OLIGOTRÓFICO	< 10	< 2,5	< 8	> 6	> 3
MESOTRÓFICO	10 - 35	2,5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
EUTRÓFICO	35 - 150	8 - 25	25 - 75	3 - 1,5	1,5 - 0,7
HIPEREUTRÓFICO	> 150	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

Tabela 2. Classificação do Estado Trófico, OCDE (1982).

Fonte: Stednick and Hall (s.d).

Tratamento estatístico

Analisaram-se as densidades totais de algas do biofilme do açude Manoel Marcionilo realizando estatística descritiva. Realizou-se o teste de Kruskal Wallis para detectar diferenças significativas entre as densidades das amostras analisadas nas datas de coleta. Foi aplicado o teste de Tukey para determinar as diferenças específicas das densidades totais nas amostras durante o período estudado.

Para a análise da comunidade zooplancônica consideraram-se as densidades totais nos diferentes pontos amostrais (montante, estruturas, jusante) e entre as diferentes datas de

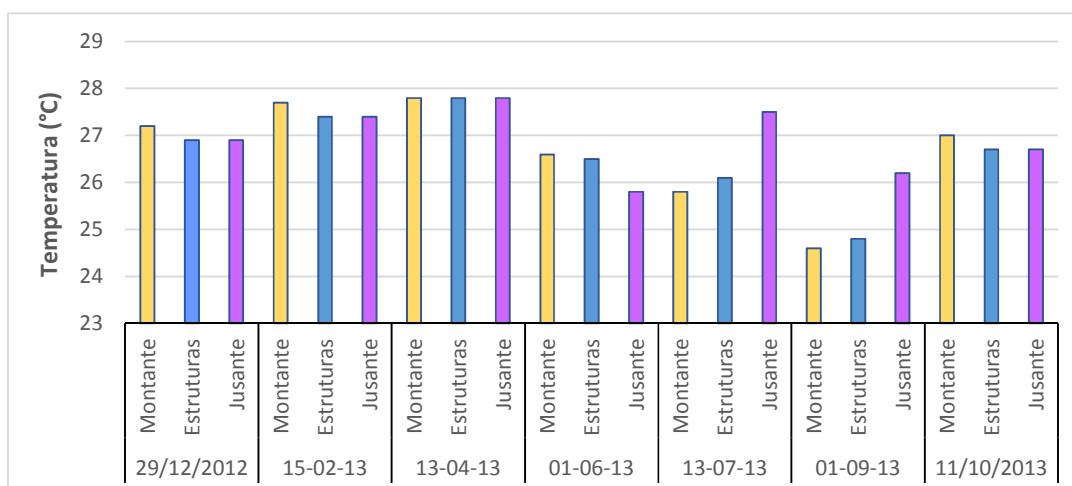
coleta, e realizou-se a estatística descritiva para verificar o comportamento dos dados. Seguidamente, realizou-se o teste de ANOVA de uma via para determinar as diferenças entre os pontos amostrais e entre as datas de coleta. Realizou-se o teste de Tukey para determinar as diferenças específicas entre as amostras dos meses estudados. As variáveis físicas e químicas foram analisadas mediante estatística descritiva e o teste de Kruskal Wallis. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa IBM SPSS Statistics 20.

Resultados

Análises físicas e químicas da água

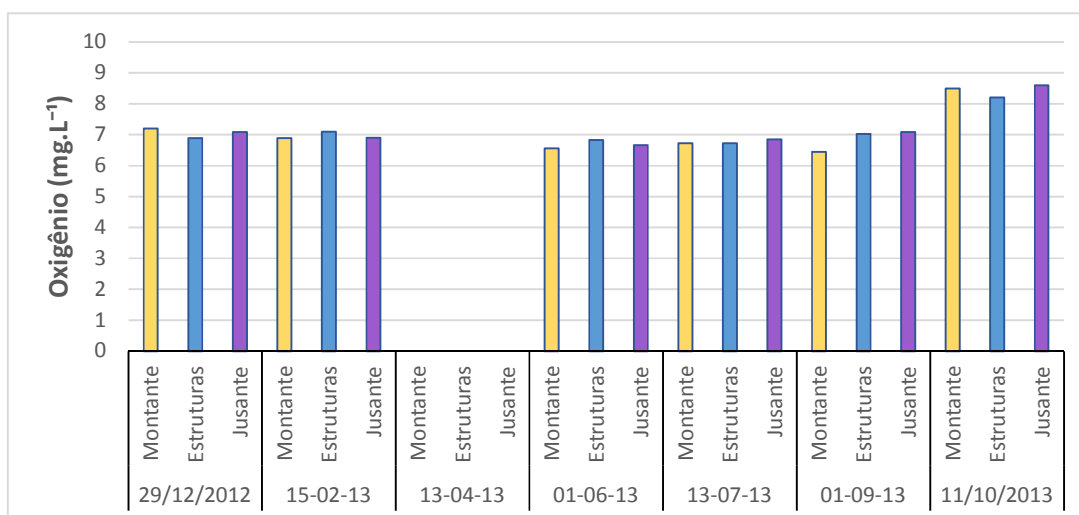
Observando a temperatura, em quase todos os meses, esta manteve-se na faixa de 25 °C a 28°C nos três pontos amostrais, no entanto no mês de setembro teve uma leve diminuição a montante e entre as estruturas até valores de 24 °C (Figura 3).

Figura 3. Temperatura da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos três pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante.



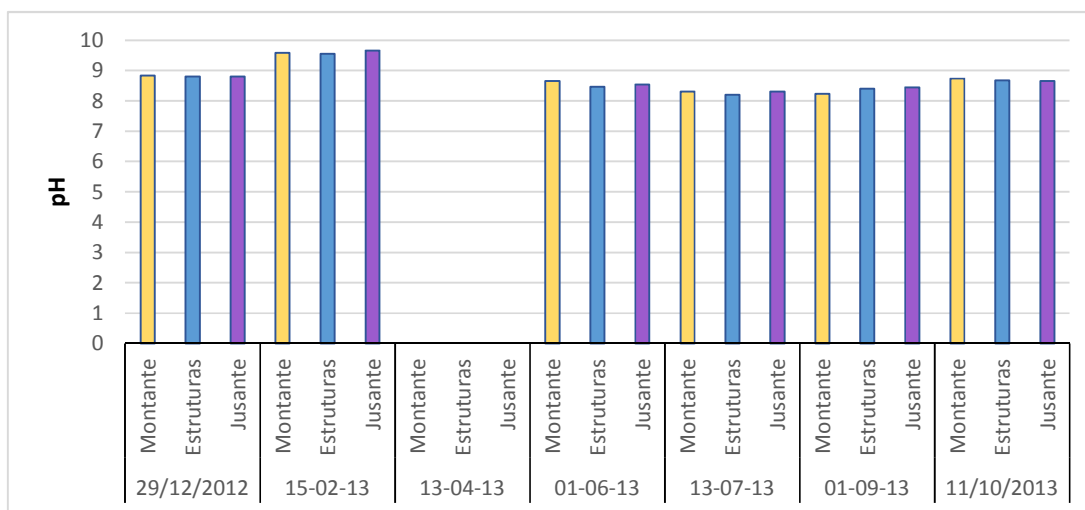
As concentrações de oxigênio dissolvido nos cinco primeiros meses mostraram valores estáveis mantendo-se entre 6 mg.L⁻¹ e 7 mg.L⁻¹ nos três pontos amostrais, embora no mês de setembro apresentasse uma diminuição entre as estruturas, e no mês de outubro observou-se um aumento nos três pontos amostrais, sendo mais elevadas a jusante das estruturas com valores de 8,6 mg.L⁻¹ (Figura 4). Nos meses de fevereiro e junho, verificaram-se valores de oxigênio dissolvido ligeiramente mais elevados nas estruturas. A presença do biofilme favorece a realização da fotossíntese em áreas mais profundas da coluna de água, favorecendo o aumento do oxigênio.

Figura 4. Concentração de oxigênio dissolvido da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos três pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante.



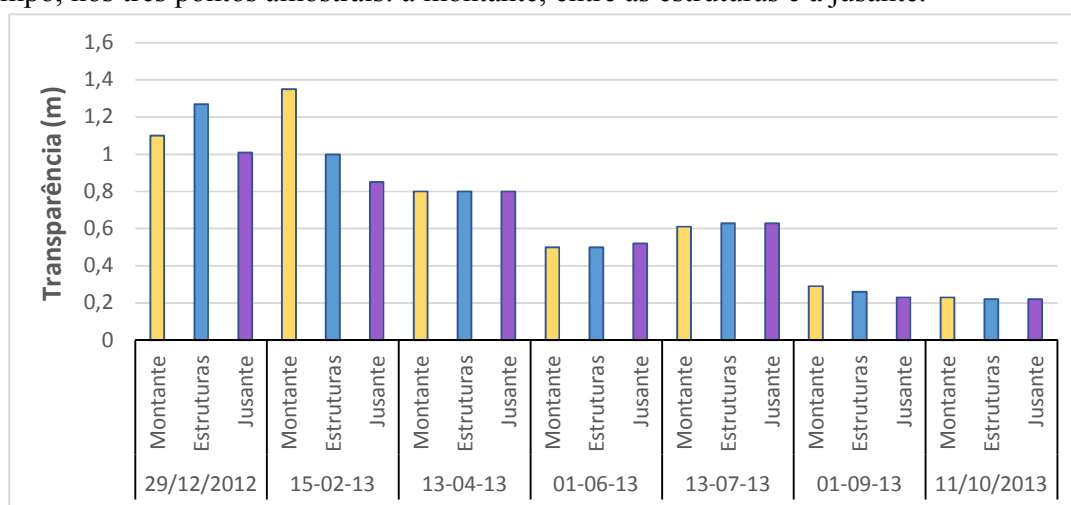
Observando o pH, no mês de fevereiro apresentou os valores mais elevados com 9,6 a jusante das estruturas, porém nos meses restantes manteve-se na faixa de 8 a 9 como normalmente ocorre em açudes do semiárido Brasileiro (Figura 5).

Figura 5. Valores de pH da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos três pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante.



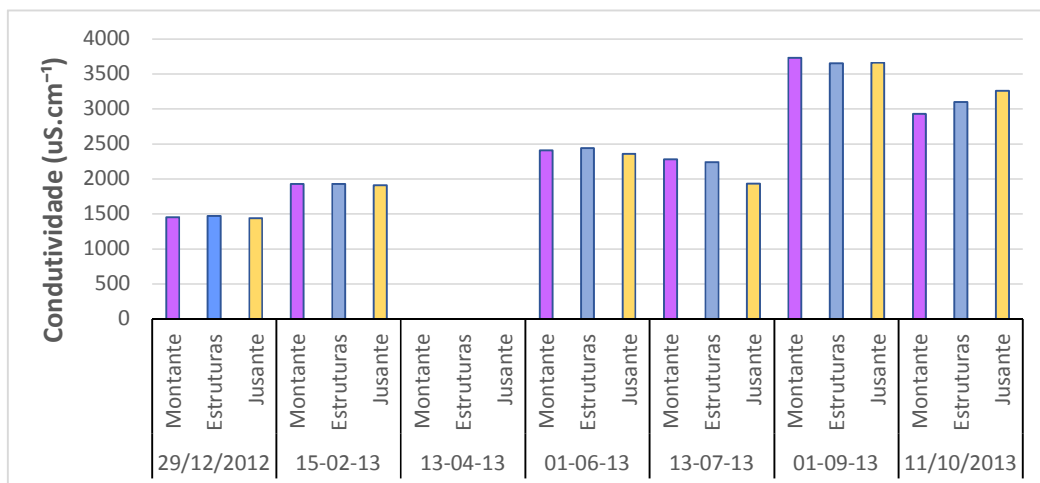
Referente à transparência da água, esta apresentou uma diminuição ao longo do tempo, alcançando valores entre 1,20 e 0,22 m. Observaram-se os valores mais elevados na transparência a montante e entre as estruturas nos meses de dezembro (início do experimento), fevereiro e setembro, sendo maior em fevereiro com 1,35 m a montante e em dezembro 1,27 m entre as estruturas (Figura 6).

Figura 6. Transparência da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos três pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante.



Os valores de condutividade apresentaram um aumento ao longo do tempo, tendo o maior valor registrado no mês de setembro com $3.730\mu\text{S.cm}^{-1}$ a montante das estruturas e o menor valor $1.441\mu\text{S.cm}^{-1}$ no mês de dezembro a jusante das estruturas (Figura 7).

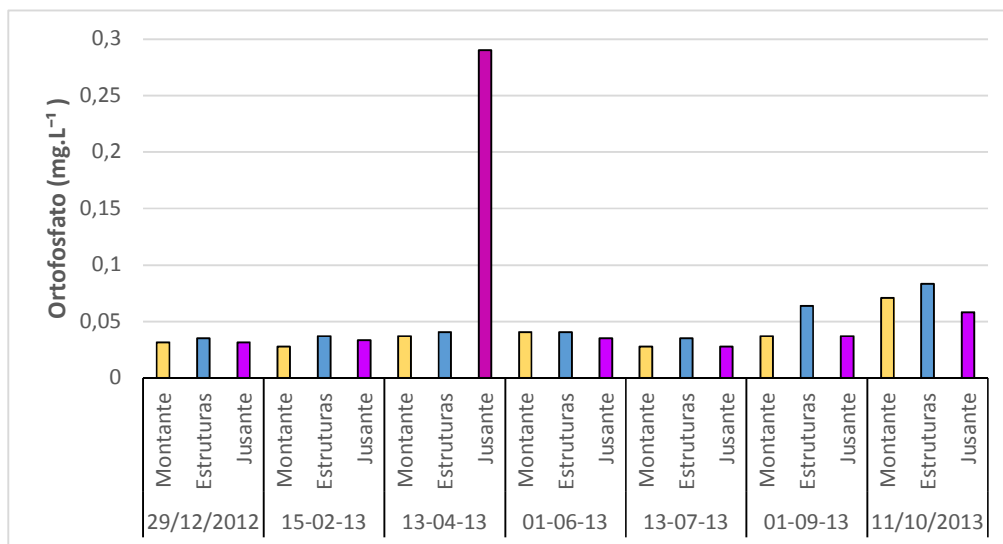
Figura 7. Condutividade elétrica da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos três pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante.



Em relação à concentração de nutrientes, os valores de ortofosfato apresentaram pouca variação ao longo do tempo nos três pontos amostrais, com exceção do mês de abril a jusante das estruturas o qual apresentou valores de $0,29\text{ mg.L}^{-1}$ em contraposição com o

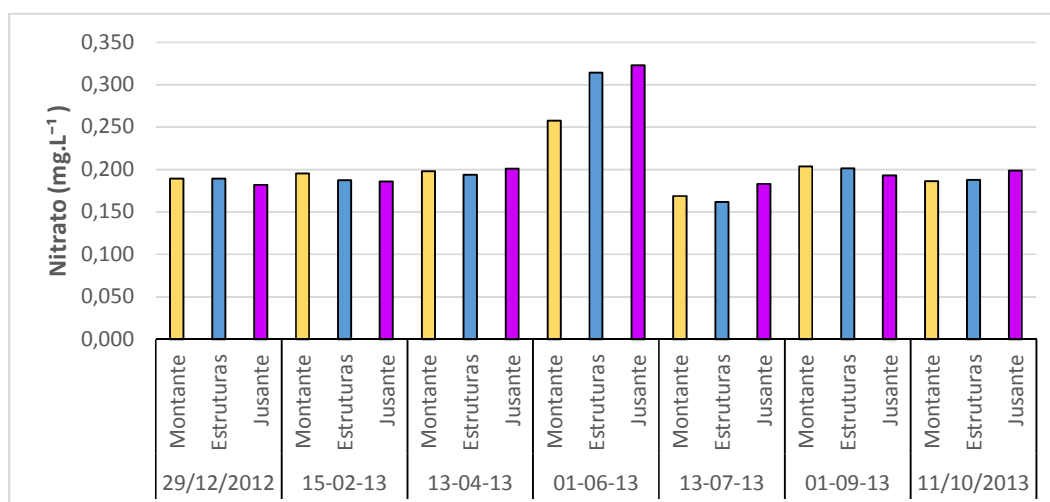
resto das coletas e nos três pontos amostrais, nas quais se manteve na faixa de 0,05-0,08 mg.L⁻¹ (Figura 8).

Figura 8. Concentração de ortofosfato da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos três pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante.



A concentração de nitrato foi semelhante em todos os meses, no entanto, no mês de junho apresentou um aumento entre os pontos amostrais sendo mais elevado a jusante das estruturas com valor de 0,323 mg.L⁻¹. No resto das coletas o nitrato apresentou uma mínima variação entre os pontos amostrais, mantendo-se entre a faixa de 0,15 mg.L⁻¹ e 0,2 mg.L⁻¹ (Figura 9).

Figura 9. Concentração de nitrato da água do açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos três pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante.



Às concentrações de nitrito e amônia, foram muito baixas e não foram detectadas em nenhuma das amostras analisadas. Isso pode ter sido o resultado da boa oxigenação verificada na água, que permitiu que amônia e nitrito se transformassem em nitrato, pelos processos naturais de nitrificação (ESTEVES, 1998).

O teste de Kruskal Wallis indicou diferenças significativas nos valores físicos, químicos e de nutrientes entre as amostras analisadas ao longo do tempo, no entanto, não se apresentaram diferentes entre os pontos amostrais montante, estruturas, jusante (tabela 3).

Tabela 3. Estatística descritiva das variáveis físicas e químicas do açude Manoel Marcionilo. Média e Desvio padrão ao longo do tempo. D: dezembro. F: fevereiro. A: abril. J: junho. J: julho. S: setembro. O: outubro.

Variável	Media							p-valor
	D	F	A	J	J	S	O	
pH	8,813±0,023	9,60±0,051	s.d	8,55±0,090	8,26±0,057	8,360±	8,68±0,041	0,004
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,186±0,004	0,189±0,004	0,197±0,003	0,298±0,035	0,171±0,010	0,199±0,0056	0,191±0,007	0,014
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	0,032±0,002	0,032±0,004	0,122±0,145	0,038±0,003	0,030±0,004	0,045±0,015	0,070±0,012	0,020
Transparência (m)	1,126±0,132	1,066±0,256	0,800	0,506±0,011	0,623±0,011	0,260±0,030	0,223±0,005	0,004
Condutividade (uS.cm ⁻¹)	1454,3±13,50	1923,0±12,12	s.d	2403,3±40,41	2150,5±190,4	3680±43,58	3096,6±165	0,003
Clorofila-a (mg.L ⁻¹)	4,516±6,769	15,47±1,752	10,76±7,182	9,84±0,897	26,07±11,33	10,33±4,956	s.d	0,016
Temperatura (°C)	27±0,173	27,50±0,173	27,80	26,30±0,435	26,46±0,907	25,20±0,871	26,8±0,173	0,013
Oxigênio (mg.L ⁻¹)	7,06±0,169	6,96±0,112	s.d	6,683±0,136	6,76±0,075	6,850±0,347	8,43±0,208	0,011

Análise do componente algal da comunidade perifítica

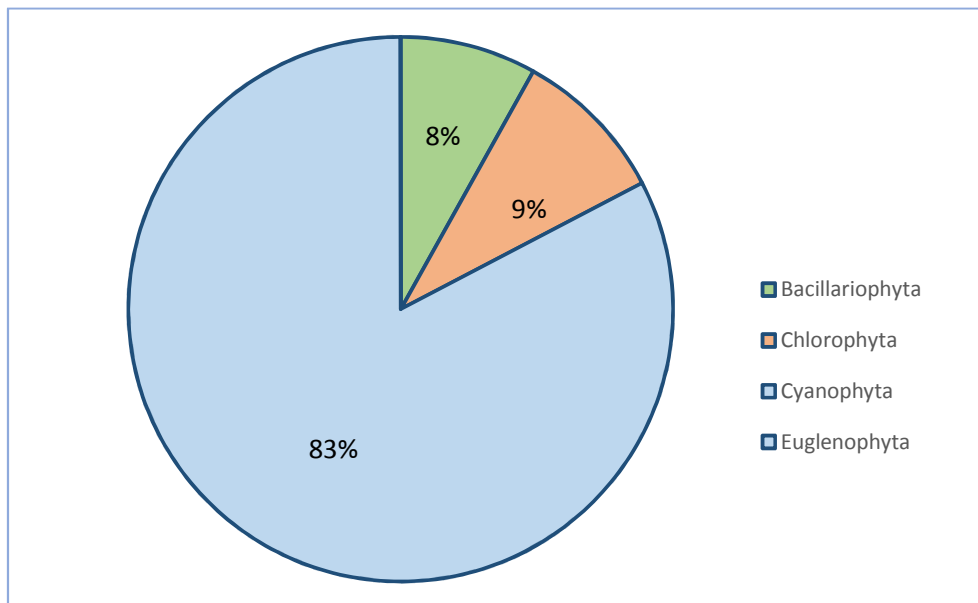
No total foram identificados quatro grupos taxonômicos de algas no biofilme: Cyanophyta, Bacillariophyta, Chlorophyta e Euglenophyta, representados por um total de 34 gêneros e 73 taxa, distribuídos em 7 classes e 25 famílias. Foram registrados 18 taxa de diatomáceas, 39 de Cyanophyceae, 14 de Chlorophyceae e 2 de Euglenophyceae (Tabela 4).

Tabela 4. Taxa de algas por divisões taxonômicas, presentes no biofilme dos plásticos utilizados como substrato de fixação na zona de experimentação no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.

TAXA açude Taperoá II				
Cyanophyceae		Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Euglenophyceae
<i>Anabaena</i> sp 1	<i>Oscillatoria</i> sp 4	<i>Chlorococcal</i> sp	<i>Aulacoseira</i> sp 1	<i>Euglena</i> sp
<i>Anabaena</i> sp 2	<i>Oscillatoria</i> sp 5	<i>Coelastrium</i> sp	<i>Diatomea central</i>	<i>Phacus</i> sp
<i>Anabaena</i> sp 3	<i>Oscillatoria</i> sp 6	<i>Coelastrium</i> sp	<i>Eunotia</i> sp	
<i>Anabaena</i> sp 4	<i>Oscillatoria</i> sp 7	<i>Cosmarium</i> sp 1	<i>Gomphonema</i> sp 1	
<i>Aphanocapsa</i> aff. <i>pulchra</i>	<i>Oscillatoria</i> sp 8	<i>Cosmarium</i> sp 2	<i>Navicula</i> sp 1	
<i>Aphanocapsa</i> sp 2	<i>Oscillatoria</i> sp 9	<i>Cosmarium</i> sp 3	<i>Navicula</i> sp 2	
<i>Calothrix</i> sp 1	<i>Phormidium</i> sp 1	<i>Desmodesmus</i> sp	<i>Navicula</i> sp 3	
<i>Calothrix</i> sp 2	<i>Phormidium</i> sp 3	<i>Kirchneriella</i> aff. <i>subsolitaria</i>	<i>Navicula</i> sp 4	
<i>Chroococcal</i> sp 4	<i>Planktothrix</i> sp	<i>Kirchneriella</i> sp 2	<i>Nitzschia</i> sp 1	
<i>Chroococcal</i> sp 8	<i>Pseudanabaena</i> sp 1	<i>Oedogonium</i> sp	<i>Nitzschia</i> sp 2	
<i>Chroococcal</i> sp 9	<i>Pseudanabaena</i> sp 2	<i>Spirogyra</i> sp	<i>Nitzschia</i> sp 3	
<i>Chroococcus</i> sp 1	<i>Pseudanabaena</i> sp 3	<i>Stigeoclonium</i> sp	<i>Nitzschia</i> sp 4	
<i>Lyngbya</i> sp 1	<i>Rivularia</i> sp 1	<i>Tetradron</i> sp	<i>Nitzschia</i> sp 5	
<i>Lyngbya</i> sp 2	<i>Spirulina</i> sp	<i>Trachelomonas</i> sp	<i>Nitzschia</i> sp 6	
<i>Merismopedia</i> sp	<i>Synechocystis</i> sp		<i>Nitzschia</i> sp 7	
<i>Oscillatoria</i> sp 1			<i>Pinnularia</i> sp 1	
<i>Oscillatoria</i> sp 10			<i>Pinnularia</i> sp 2	
<i>Oscillatoria</i> sp 11			<i>Stauroneis</i> sp	
<i>Oscillatoria</i> sp 12				
<i>Oscillatoria</i> sp 14				
<i>Oscillatoria</i> sp 15				
<i>Oscillatoria</i> sp 18				
<i>Oscillatoria</i> sp 2				
<i>Oscillatoria</i> sp 3				

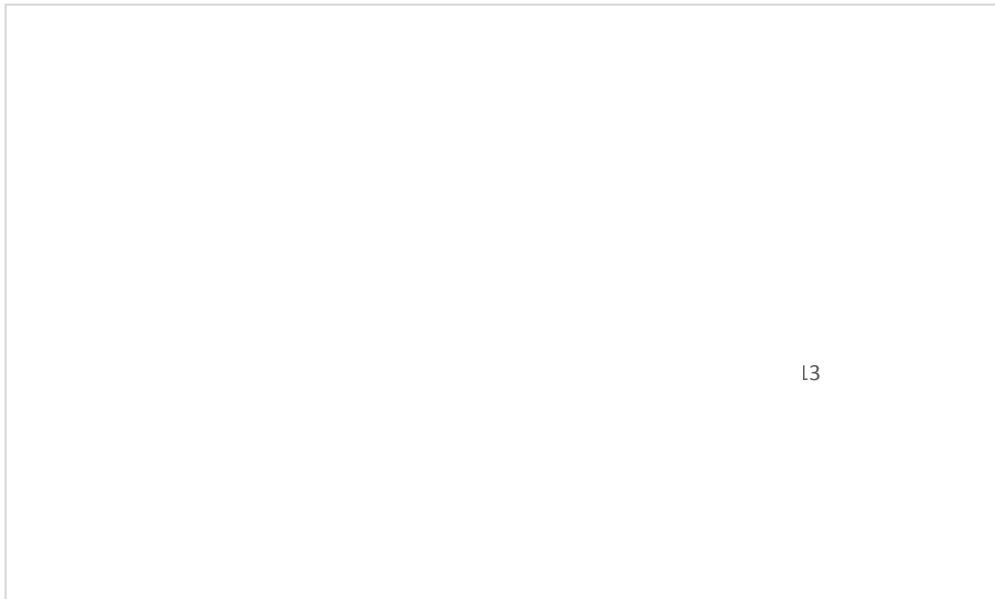
Observando a densidade total por divisões taxonômicas, a divisão Cyanophyta apresentou a maior densidade com 83%, seguida da Chlorophyta com 9% e Bacillariophyta com 8%. Porém, as diatomáceas apresentaram maior número de taxa (17) do que as Chlorophyceae (11) (Figura 10).

Figura 10. Densidade total de algas perifíticas por divisão taxonômica presente no substrato artificial (plásticos) durante o período de estudo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.



A densidade total apresentou uma diminuição ao longo do tempo, enquanto o açude foi diminuindo seu volume, o que acompanhou o aumento do estado trófico, sendo mais marcada no mês de setembro, com um ligeiro aumento no mês de outubro (Figura 11). O aumento do estado trófico, com a consequente diminuição da transparência podem ter afetado esta comunidade.

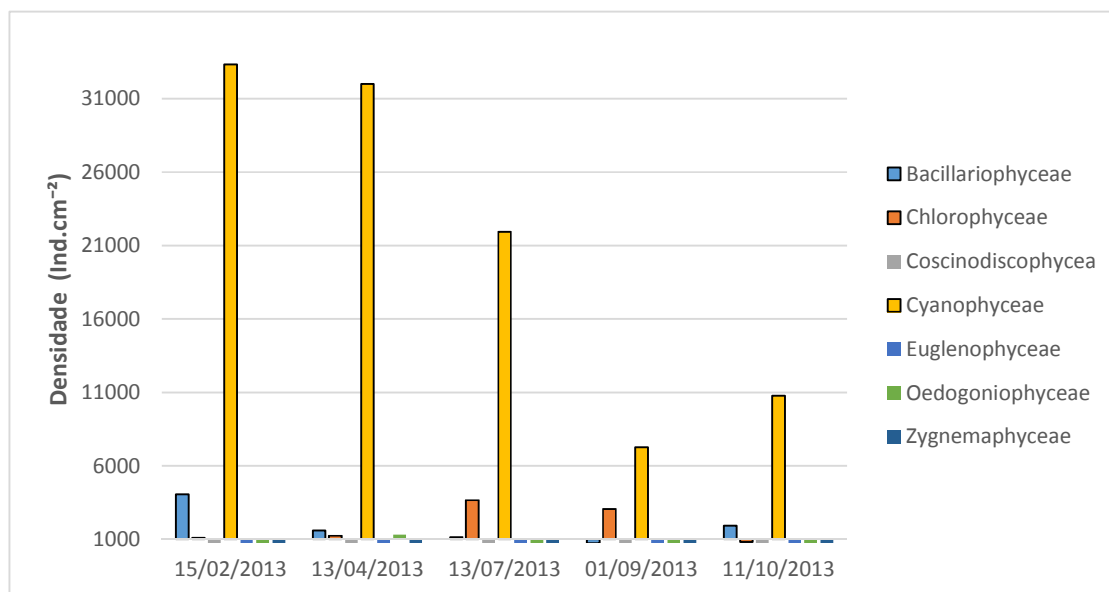
Figura 11. Densidade total de algas perifíticas (Ind.cm⁻²) presente no substrato artificial (plásticos) ao longo do tempo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá, PB.



Em

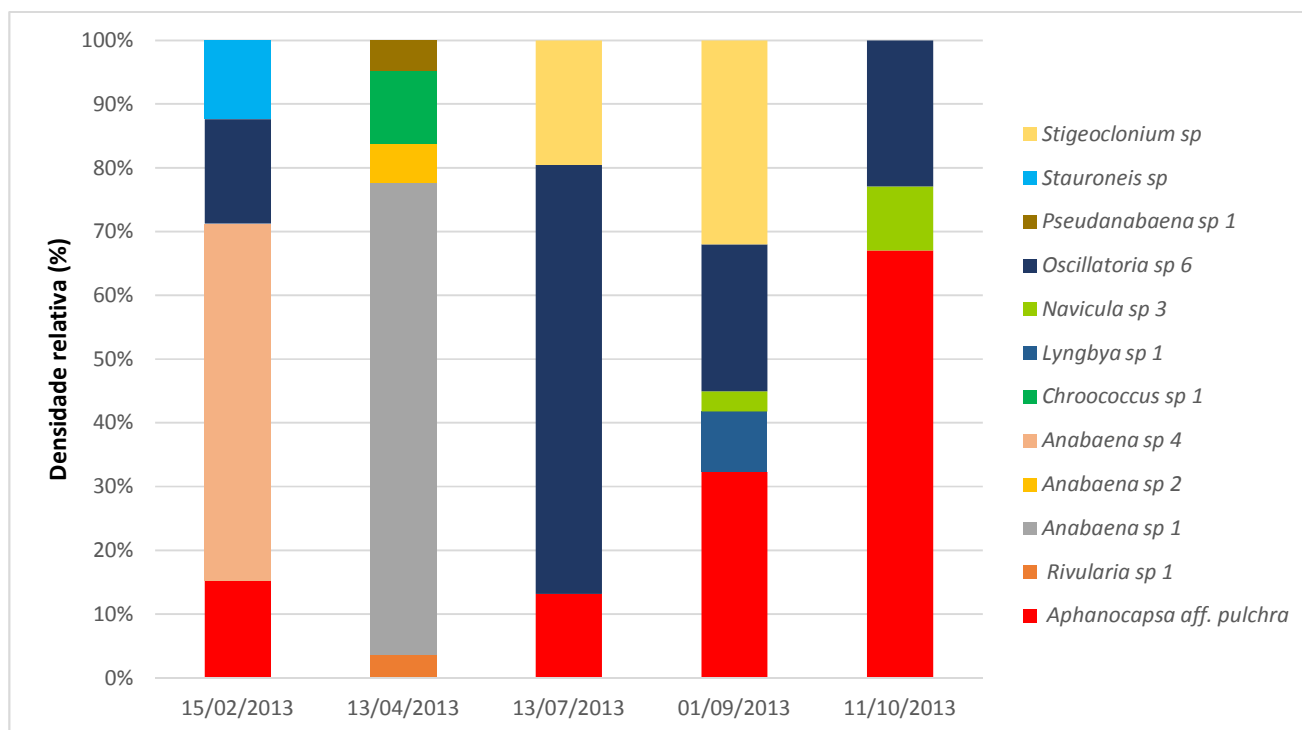
relação à densidade de classes nas diferentes datas, observa-se a dominância da classe Cyanophyta ao longo do tempo, sendo maior no mês de fevereiro e abril com valores de 33.345 Ind.cm⁻² e 32.000 Ind.cm⁻² respectivamente. No entanto, nos meses de setembro e outubro apresentou uma marcada diminuição, sendo mais forte no mês de setembro com valores de 7.270,6 Ind.cm⁻². A classe Chlorophyceae apresentou a maior densidade nos meses de julho e setembro, com valores de 3.653,4 Ind.cm⁻² e 3.051,8 Ind.cm⁻² respectivamente, enquanto que a classe Bacillariophyceae teve a maior densidade nos meses de fevereiro com 4.067,3 Ind.cm⁻² e outubro com 1.914,5 Ind.cm⁻². Em geral, em todas as classes taxonômicas observou-se uma diminuição na densidade nos últimos meses, à medida em que o volume de água do açude ia diminuindo gradativamente e o estado trófico aumentando (Figura 12).

Figura 12. Densidade de algas perifíticas por classes taxonômicas presente no substrato artificial (plásticos) ao longo do tempo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.



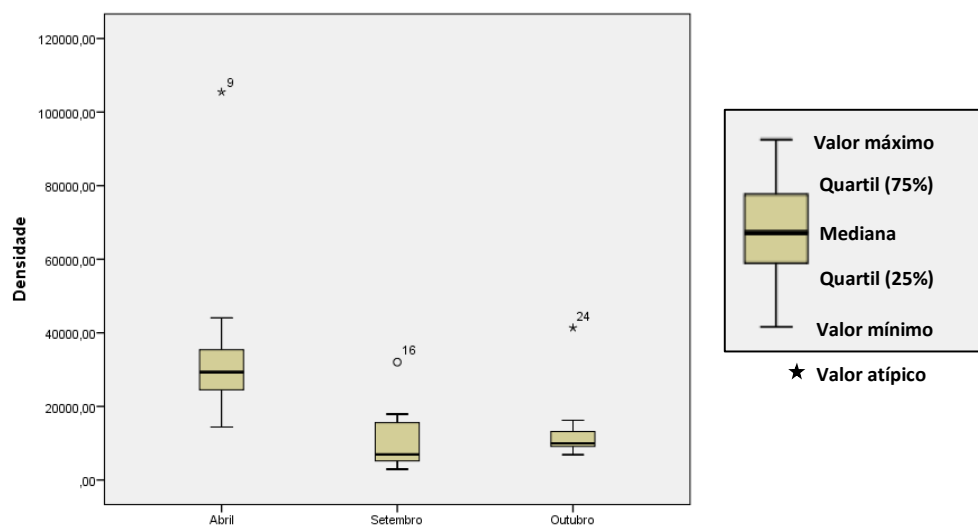
Observando os gêneros presentes nas diferentes datas, embora tenham dominado as algas da divisão Cyanophyta, pode-se notar uma mudança de taxa das mesmas ao longo do tempo. No mês de fevereiro a espécie *Anabaena* sp4 apresentou a maior densidade (55,9%), seguida por *Oscillatoria* sp 6 (16,36%) e *Aphanocapsa* aff. *Pulchra* (15,30%). No mês de abril a espécie *Anabaena* sp1 (73,935%) foi a mais abundante, seguida de *Chroococcus* sp1 (11,40%) e *Anabaena* sp 2 (6,22%). No mês de julho *Oscillatoria* sp 6 (67,31%) apresentou a maior densidade, e nos meses de setembro e outubro a espécie *Aphanocapsa* aff. *pulchra* foi a mais abundante. A espécie *Stigeoclonium* sp da divisão Chlorophyta foi a segunda mais abundante nos meses de julho e setembro, enquanto a espécie *Navicula* sp3 da divisão Bacillariophyta apresentou maior participação nos meses de setembro e outubro (Figura 13).

Figura 13. Densidade relativa de espécies de algas perifíticas mais abundantes, presentes no substrato artificial (plásticos) ao longo do tempo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.



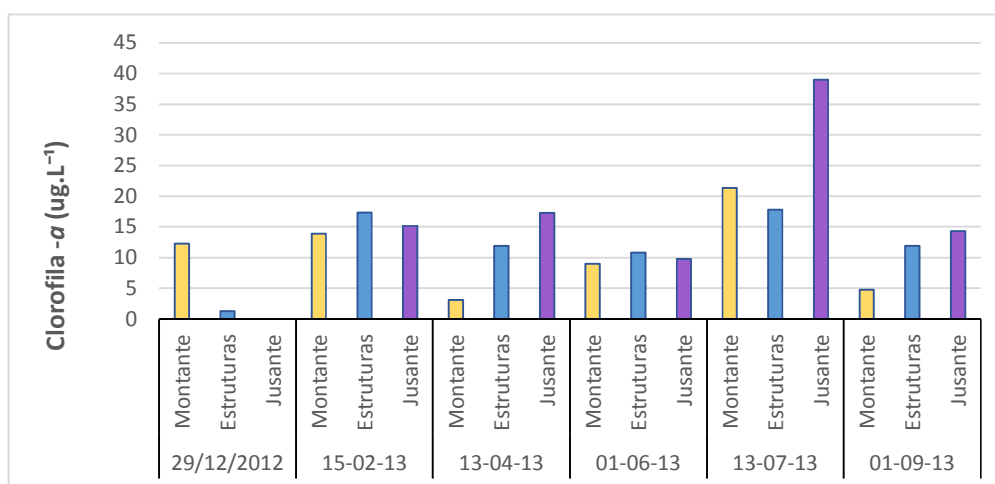
Analisando as densidades totais de algas perifíticas nos meses de abril, setembro e outubro, observou-se que apresentaram diferenças significativas entre as três datas de coleta, com um valor $p=0,001$. Aplicando o teste não paramétrico de Tukey, para a comparação entre as densidades das amostras das datas analisadas, evidenciaram-se as diferenças entre o mês de abril $p=0,015$ e $p=0,019$ em contraposição com os meses de setembro e outubro nos quais não houve diferenças de médias apresentando um valor $p=0,960$ nas duas datas (Figura 14).

Figura 14. Teste estatístico da densidade total de algas perifíticas (Ind.cm⁻²) presentes no substrato artificial (plásticos) ao longo do tempo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.



As concentrações de clorofila-*a* antes da instalação do experimento, foram mais elevadas no ponto montante, passando este a ser geralmente o ponto com menor concentração de clorofila-*a*. No entanto, observou-se uma mudança em todas as amostras ao longo do tempo. (Figura 15). Águas com menores concentrações de clorofila-*a* significam águas com menor produtividade microalgal, logo menos eutrofizadas.

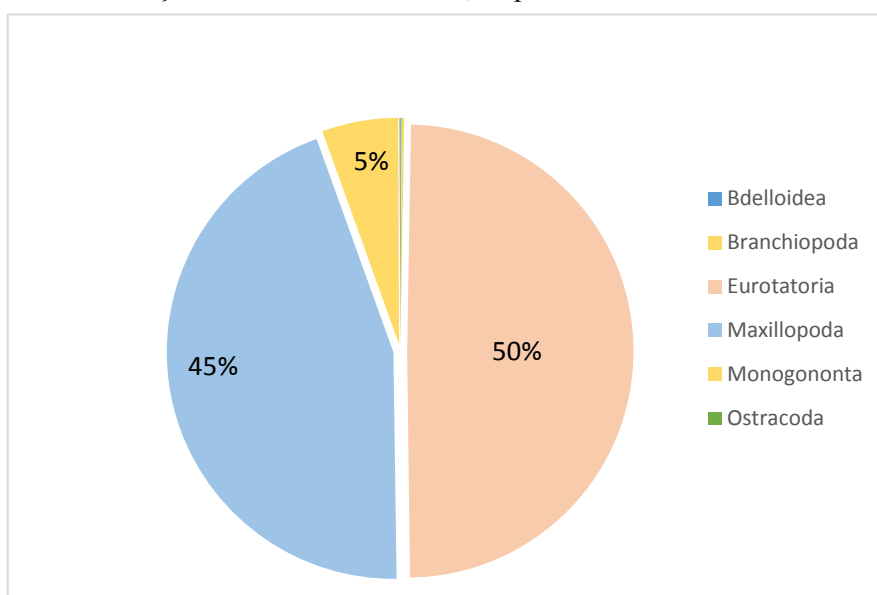
Figura 15. Concentração de clorofila-*a* da água do açude Manoel Marcionilo Taperoá-PB, ao longo do tempo, nos três pontos amostrais: a montante, entre as estruturas e a jusante.



Análise da comunidade zooplanctônica

Nos meses analisados no açude Manoel Marcionilo encontraram-se 6 classes taxonômicas: Branchiopoda, Eurotatoria, Maxillopoda, Monogononta, Ostracoda e Bdelloidea. Pode-se observar que a classe Eurotatoria apresentou a maior densidade com 50%, seguida da classe Maxillopoda com 45% e a classe Monogononta com 5%. A classe Branchiopoda, Bdelloidea e Ostracoda foram as menos abundantes (Figura 16). Apesar da classe ostracoda não ser tipicamente do zooplâncton, está sendo considerada nesta comunidade por ter aparecido nas amostras e porque é uma indicadora de aumento de estado trófico.

Figura 16. Densidade total de classes taxonômicas da comunidade zooplanctônica durante o período de estudo no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.

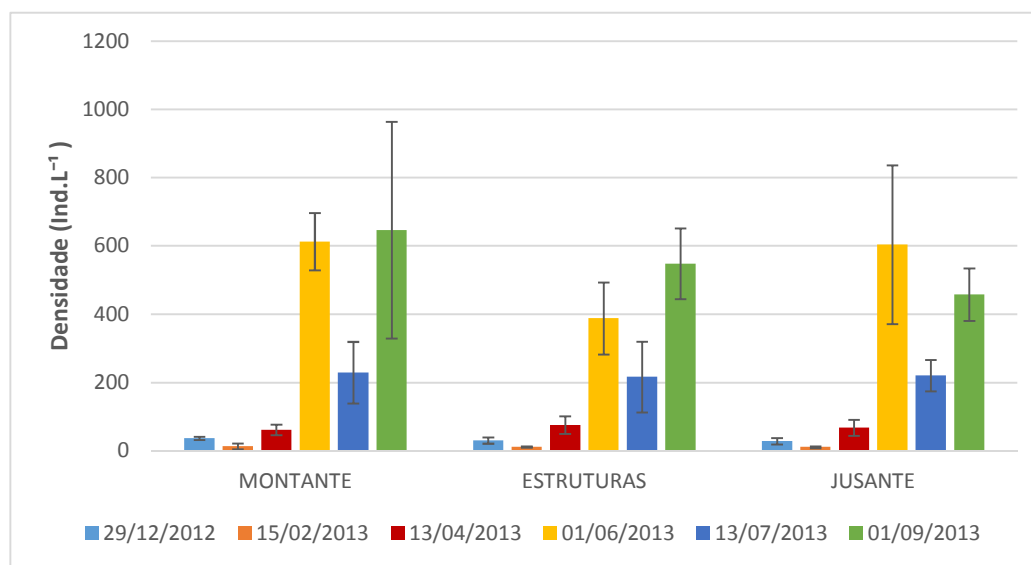


Referente à densidade de espécies zooplanctônicas encontradas no açude durante os meses estudados, foram identificados 41 taxa distribuídos em dois Phyla Arthropoda e Rotifera. Foram encontradas 17 espécies de Rotifera, 3 de Cladocera e 4 de Copepoda. Nos meses de dezembro de 2012 e fevereiro de 2013, os Náuplios (formas larvares de

Copepoda) foram os mais abundantes. No mês de junho os Náuplios também apresentaram a maior densidade, seguidos da espécie *Polyarthra dolichoptera* (Rotifera) e dos Copepoditos Calanoides. No mês de julho e setembro observou-se dominância do Phyla Rotifera com a espécie *Filinia terminalis*, seguida por Náuplios e Copepoditos Calanoides em julho e por Náuplios, *Brachionus urceolaris*, *Notodiaptomus cearenses* e *Moina minuta* em setembro.

A densidade total da comunidade zooplancônica apresentou um aumento no decorrer do tempo, no entanto pode-se observar que as maiores densidades se apresentaram a montante das estruturas e as menores no ponto entre as estruturas nos últimos dois meses do experimento (Figura 17).

Figura 17. Densidade total de zooplâncton (Ind.L⁻¹) ao longo do tempo por ponto amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.



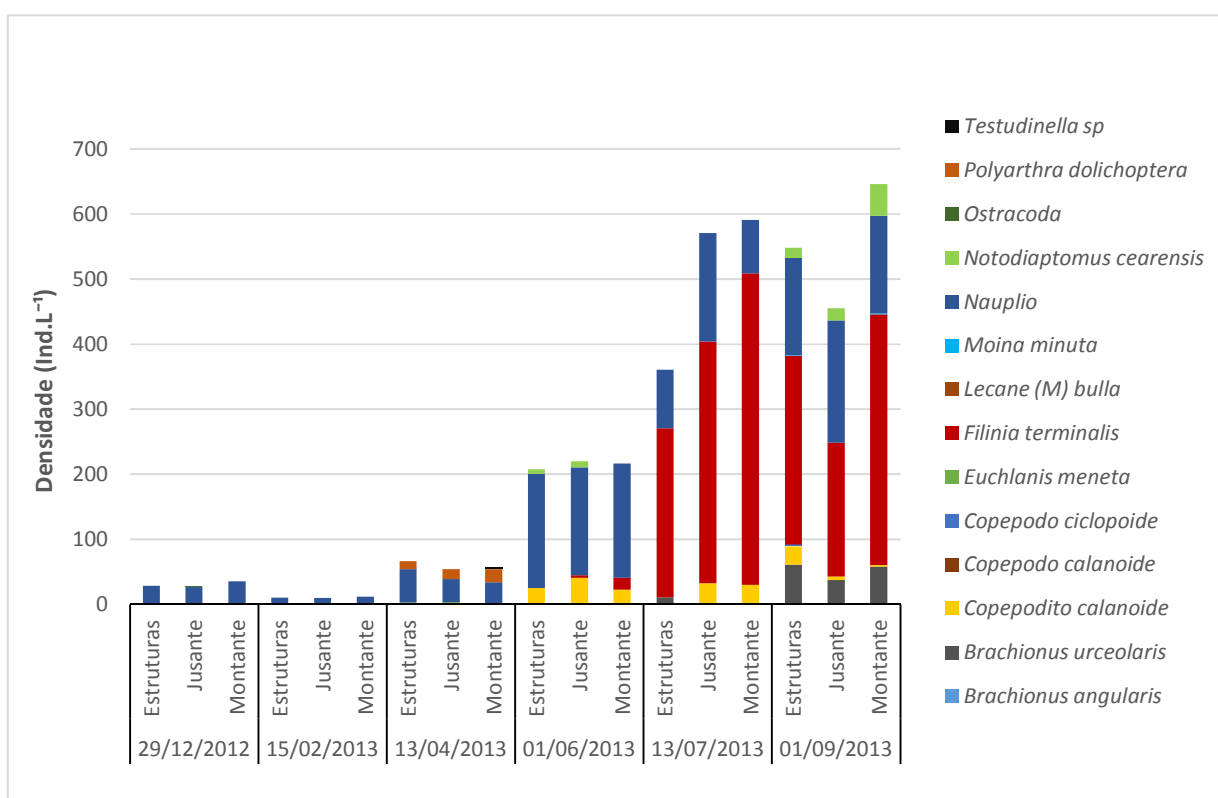
Observando as diferenças entre pontos amostrais de acordo com as máximas abundâncias das espécies, nos meses de dezembro e fevereiro, os Náuplios foram mais abundantes a montante das estruturas. Em abril, os Náuplios foram mais abundantes entre as estruturas e em julho houve um aumento da densidade de Náuplios no ponto a jusante das estruturas, enquanto nos outros dois pontos amostrais e no mês de junho, não apresentaram grandes diferenças. Com referência à espécie *F. terminalis* pode-se observar

que apresentou baixa densidade no mês de junho com valor de 18 Ind.L⁻¹ e teve um aumento significativo no mês de julho nos pontos amostrais a montante e a jusante das estruturas com valores de 478,3 Ind.L⁻¹ e 371,3 Ind.L⁻¹ respectivamente. No mês de setembro *F. terminalis* apresentou dominância a montante e entre as estruturas, enquanto que os Náuplios tiveram maior densidade a jusante das estruturas. Está sendo pesquisado atualmente no LABEA/CCEN/UFPB as condições ambientais que a espécie *F. terminalis* indica no ambiente.

Os Copepoditos Calanoides mostraram uma densidade ligeiramente maior a jusante das estruturas nos meses de junho e julho. Esta espécie apresenta maior crescimento em ambientes com menor estado trófico, em consequência da maior taxa de filtração registrada com menor quantidade de alimento (MEDEIROS, 2013), o que virá a se refletir em maiores taxas de reprodução. A espécie *B. urceolaris* no mês de julho apresentou densidade baixa entre as estruturas com valor de 10,7 Ind.L⁻¹, enquanto que em setembro a sua densidade aumentou a montante e entre as estruturas e diminuiu a jusante destas. A presença de copépodos adultos *N. cearensis* foi baixa, apresentando-se entre as estruturas e a jusante das estruturas no mês de junho, e nos três pontos amostrais em setembro sendo mais abundante a montante, o que revela melhor qualidade de água.

A espécie *M. minuta* foi registrada só no mês de setembro com uma densidade maior a jusante das estruturas (Figura 18). Esta espécie requer maior quantidade de alimento que outros Cladocera (VIEIRA, 2011), e por isso é boa indicadora de ambientes mais produtivos, logo mais eutrofizados. Em geral, evidenciou-se um padrão de aumento nas densidades das diferentes espécies ao longo do tempo, à medida em que o açude foi diminuindo seu volume de água em consequência da evaporação, o que é compatível com o aumento do estado trófico, consequência do aumento da concentração de sais, causado pelas elevadas taxas de evaporação da região.

Figura 18. Densidade de espécies mais abundantes do zooplâncton (Ind.L⁻¹) ao longo do tempo e por ponto amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.



Em quanto às espécies bioindicadoras do zooplâncton, evidenciou-se ao longo do tempo um padrão no qual os copepoditos calanóides e a espécie *Notodiaptomus cearensis* foram os mais abundantes a montante das estruturas. De igual maneira, no ponto entre as estruturas essas duas espécies apresentaram maiores abundâncias em comparação com o ponto jusante. A menor presença de copepodos ciclopóides a montante do que a jusante reflete um corpo de água menos produtivo, o que indica uma melhor qualidade no ponto a montante das estruturas (Figuras 19 e 20).

Figura 19. Densidade de espécies bioindicadoras do zooplâncton (Ind.L⁻¹) ao longo do tempo e por ponto amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.

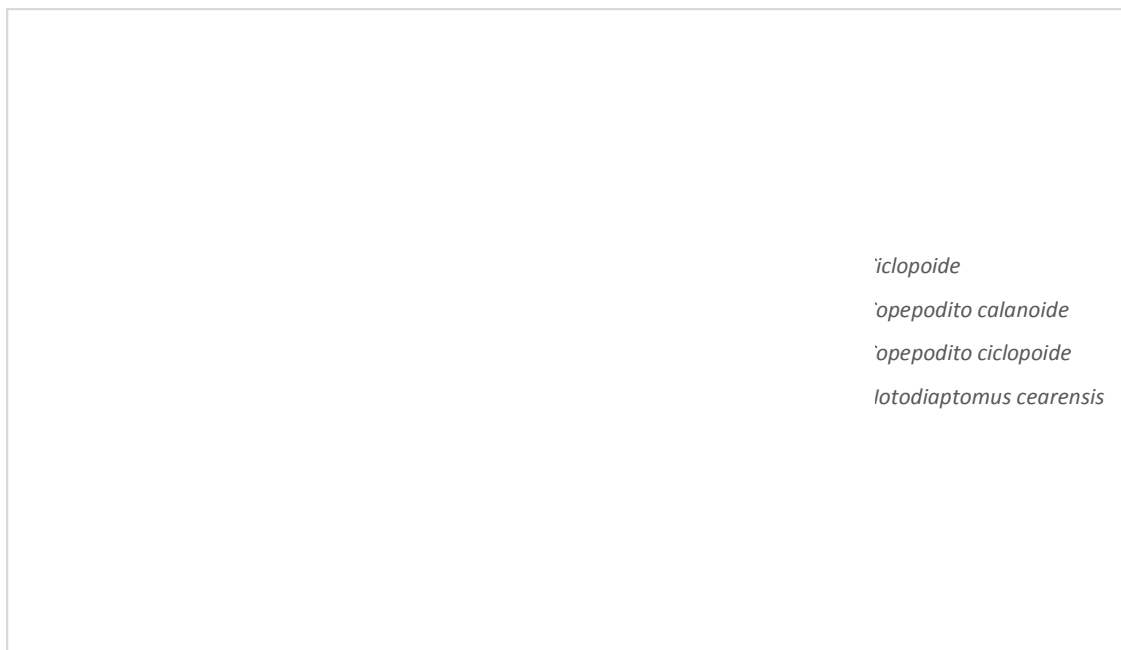
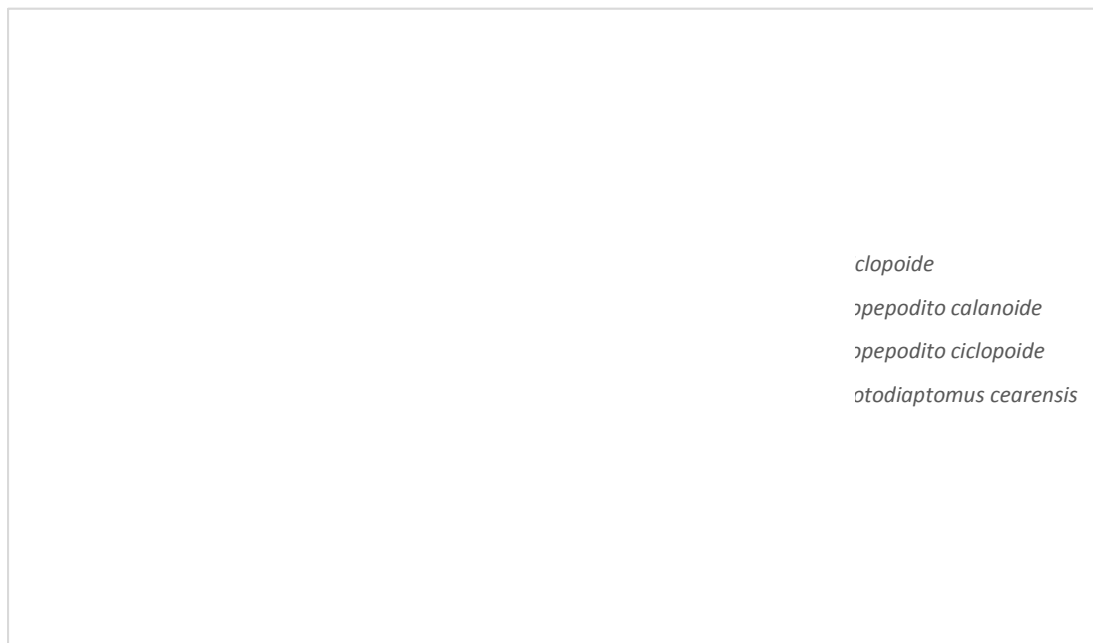
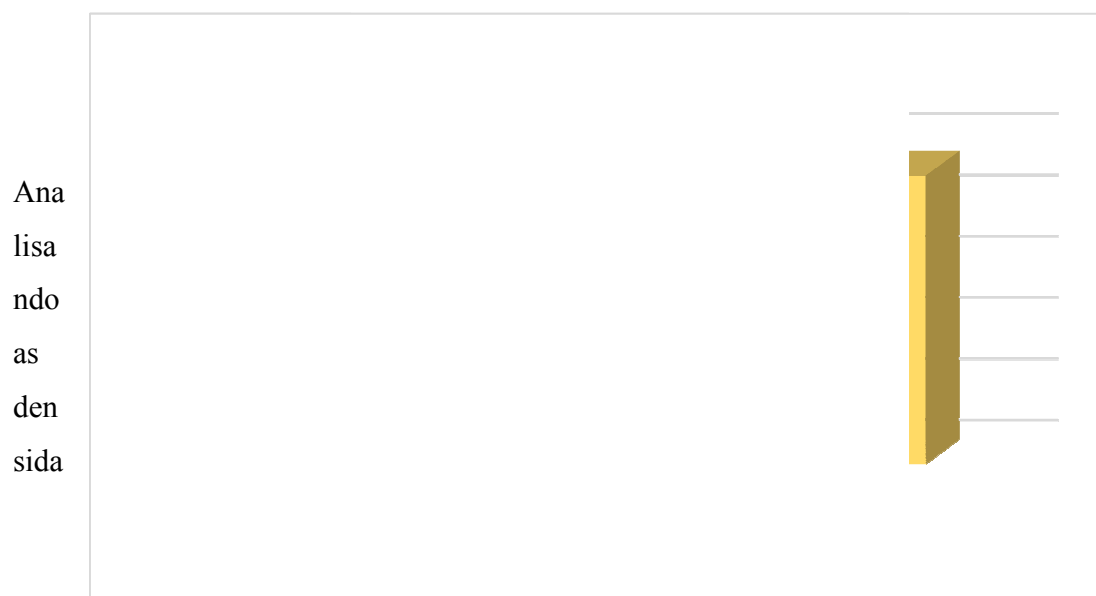


Figura 20. Densidade de espécies bioindicadoras do zooplâncton (Ind.L⁻¹) ao longo do tempo e por ponto amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.



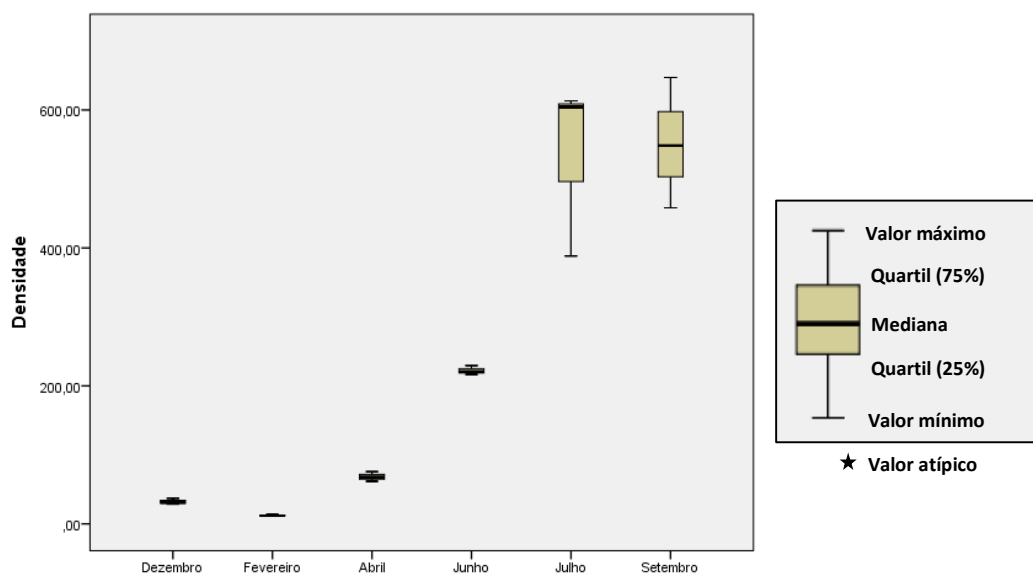
A espécie *Moina minuta* apresentou a maior abundância a jusante das estruturas e a menor abundância a montante das estruturas (Figura 21). Essa espécie é indicadora de águas com elevado estado trófico mostrando que no ponto a jusante das estruturas houve um aumento na produtividade primária, favorecendo assim o aumento da quantidade de alimento e em consequência o aumento na densidade desta espécie.

Figura 21. Densidade da espécie bioindicadora *Moina minuta* (Ind.L⁻¹) no mês de setembro por ponto amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.



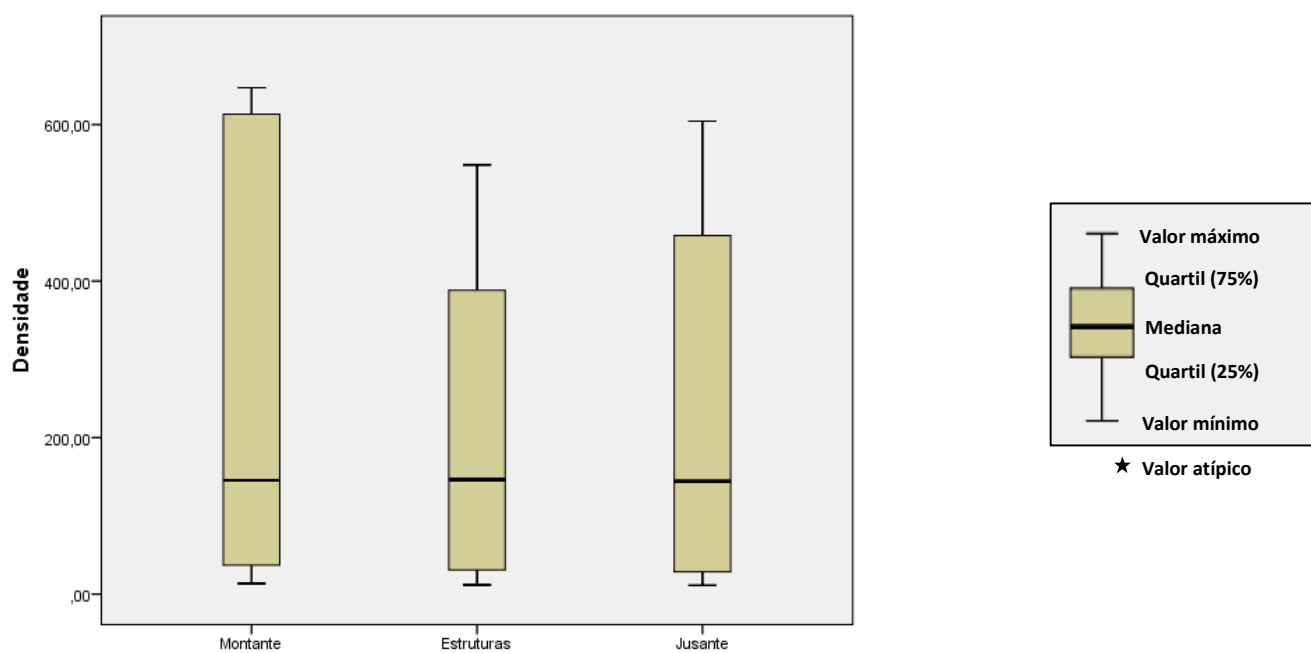
des totais do zooplâncton por coleta, observou-se que há diferenças significativas entre as densidades ao longo do tempo, obtendo-se um valor $p < 0,001$ (Figura 22).

Figura 22. Teste estatístico das densidades totais do zooplâncton (Ind.L^{-1}) ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.



Aplicando o teste de Tukey, evidenciaram-se três grupos, apresentando diferenças significativas das densidades. O primeiro grupo formado pelos meses de dezembro, fevereiro e abril, correspondendo aos meses em que o estado trófico foi menos elevado, o segundo grupo formado por junho, mês intermediário e com o terceiro grupo formado por julho e setembro, meses em que o ambiente se tornou mais eutrofizado. Em relação às densidades totais entre os pontos amostrais (montante, estruturas, jusante), não se encontraram diferenças significativas mostrando um valor $p = 0,931$ (Figura 23). No entanto, as densidades médias apresentaram-se mais elevadas a montante.

Figura 23. Teste estatístico das densidades totais do zooplâncton (Ind.L⁻¹) por ponto amostral: a montante, entre as estruturas e a jusante, no açude Manoel Marcionilo.



Índices de diversidade

Os índices de diversidade alfa para o perifiton do açude Taperoá II: Dominância (Simpson-(D)), Diversidade (Shannon-Wiener- (H')) e Riqueza (Margalef (DM_g)), apresentaram os seguintes resultados (Tabela 5):

Tabela 5. Índices de diversidade de algas perifíticas presentes no substrato artificial (plásticos) ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.

<i>Índice</i>	15/02/2013	13/04/2013	13/07/2013	01/09/2013	11/10/2013
<i>Dominância (Simpson- (D))</i>	0,19	0,25	0,26	0,17	0,31
<i>Diversidade (Shannon- (H'))</i>	2,21	2,29	1,82	2,15	1,83
<i>Riqueza (Margalef (DM_g))</i>	2,27	4,09	1,37	4,5	3,88

Segundo os resultados anteriores, pode-se observar que o mês de outubro apresentou a maior dominância (0,31) e em consequência uma muito baixa diversidade (1,83), o mesmo padrão apresentou-se no mês de julho, que além disso apresentou também a menor riqueza. Os meses com maior diversidade foram fevereiro (2,21), abril (2,29) e setembro (2,15), e os de maior riqueza setembro e abril (4,5 e 4,09) respectivamente.

Em relação aos índices de diversidade do zooplâncton, no ponto a jusante das estruturas, pode-se observar uma dominância alta na maioria das datas, com exceção nos meses de abril e setembro quando a dominância foi moderada com valores de 0,44 e 0,38 respectivamente.

A diversidade de Shannon-Wiener para todas as datas foi baixa com valores menores que 1,69 (jusante), enquanto a riqueza apresentou um valor mais elevado no mês de fevereiro com 6,08 a montante e jusante (15/02) e um valor ligeiramente inferior, com 5,0 nas estruturas (15/02). Nos meses restantes, a riqueza apresentou valores muito baixos sendo menores de 2,0. Observando o ponto entre as estruturas, a diversidade apresentou valores baixos em todas as datas, todos inferiores a 1,2.

A dominância revelou valores mais elevados em dezembro e fevereiro com 1,09 e 1,14 respectivamente. Em relação à riqueza o maior valor apresentou-se no mês de fevereiro com 5,0, seguido do mês de dezembro com 3,64 e abril com 3,54. Nos últimos meses, junho, julho e setembro a riqueza foi muito baixa com valores menores de 1,5. No ponto a jusante das estruturas observou-se a maior dominância nos meses de dezembro e fevereiro, seguido do mês de junho com valores de 1,05, 1,07 e 0,61 respectivamente.

A diversidade da mesma maneira dos pontos amostrais anteriores, apresentou valores baixos em todos os meses com valores inferiores a 1,6. A riqueza apresentou o maior valor no mês de fevereiro com 5,9 seguido de abril com 4,9. Os meses restantes apresentaram uma baixa riqueza com valores inferiores a 2,5 (Tabela 6).

Todos los índices de comunidade avaliados para o zooplâncton não apresentaram grandes diferenças entre os pontos amostrais, sendo maiores em variação ao longo do tempo.

Montante						
	29/12/2012	15/02/2013	13/04/2013	01/06/2013	13/07/2013	01/09/2013
Dominância (Simpson- (D))	1,05	1,16	0,46	0,62	0,63	0,42

Tabela 6. Índices de diversidade do zooplâncton nos três pontos amostrais e ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.

Diversidade (Shannon-(H'))	0,36	0,87	1,21	0,81	0,79	1,1
Riqueza (Margalef (DMg))	2	6,08	3,44	0,92	0,77	1,08
Estruturas						
Dominância (Simpson-(D))	1,01	1,14	0,58	0,7	0,52	0,37
Diversidade (Shannon-(H'))	0,56	0,77	1,23	0,72	0,96	1,23
Riqueza (Margalef (DMg))	3,64	5	3,54	1,49	1,34	0,95
Jusante						
Dominância (Simpson-(D))	1,05	1,07	0,44	0,61	0,46	0,38
Diversidade (Shannon-(H'))	0,41	0,79	1,69	0,75	1,02	1,15
Riqueza (Margalef (DMg))	2,48	5,91	4,9	0,92	1,09	0,98

Índice de Estado Trófico (TSI)

Calculando o índice de estado trófico com os valores médios de transparência e clorofila- a, segundo a tabela do Índice de Carlson (1977) os valores de transparência e clorofila-a entre 50 e 70 correspondem a um estado eutrófico, e maiores de 70 um estado hipereutrófico. O valor do índice para a transparência em cada mês indicou um ecossistema

em estado eutrófico desde dezembro de 2012 até julho de 2013, nos meses de setembro e outubro o estado trófico aumentou tornando-se um ecossistema hipereutrófico. Nos valores de clorofila-*a*, observou-se também um ecossistema eutrófico para todas as datas excetuando o mês de julho que apresentou um estado hipereutrófico (Figura 24).

Levando em consideração a tabela da OCDE (1982) na qual os valores entre 2,5 e 8 para clorofila-*a* correspondem a um estado mesotrófico e valores entre 8 e 25 correspondem a um estado eutrófico, e valores entre 1,5 e 0,7 da média da transparência correspondem a um estado eutrófico, e valores menores a 0,7 correspondem a um estado hipereutrófico, pode observar-se que desde dezembro de 2012 até abril de 2013 o ecossistema apresentou um estado eutrófico, enquanto desde o mês de junho até outubro apresentou um estado hipereutrófico, corroborando com os índices baseados em Carlson.

Por sua vez, os valores de clorofila-*a* mostraram um estado mesotrófico em dezembro de 2012, mudando depois para um estado eutrófico de fevereiro até setembro de 2013 (Figura 25 e 26). Embora tenham se apresentado algumas diferenças entre os valores dos índices por variável e em cada mês, de maneira geral o açude Manoel Marcionilo apresentou um estado eutrófico para os primeiros meses e hipereutrófico nos últimos meses do ano 2013, em concordância com os dois índices utilizados.

Figura 24. Índice de Estado Trófico de Carlson, baseado nos valores de transparência (T) e clorofila-*a* (Chl-*a*) ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.

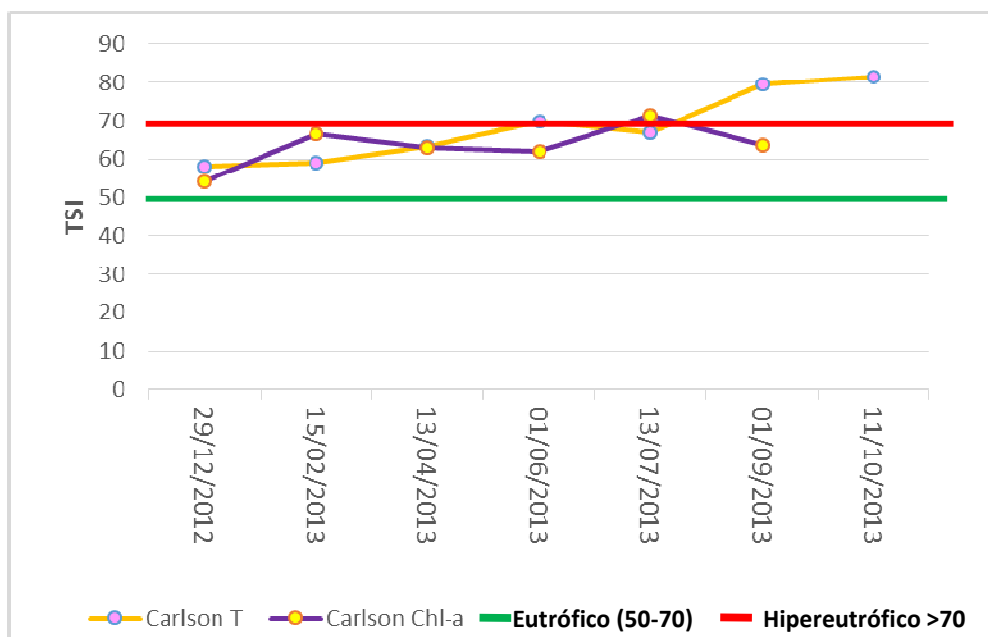


Figura 25. Índice de Estado Trófico OCDE, baseado nos valores de transparência (T) ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.

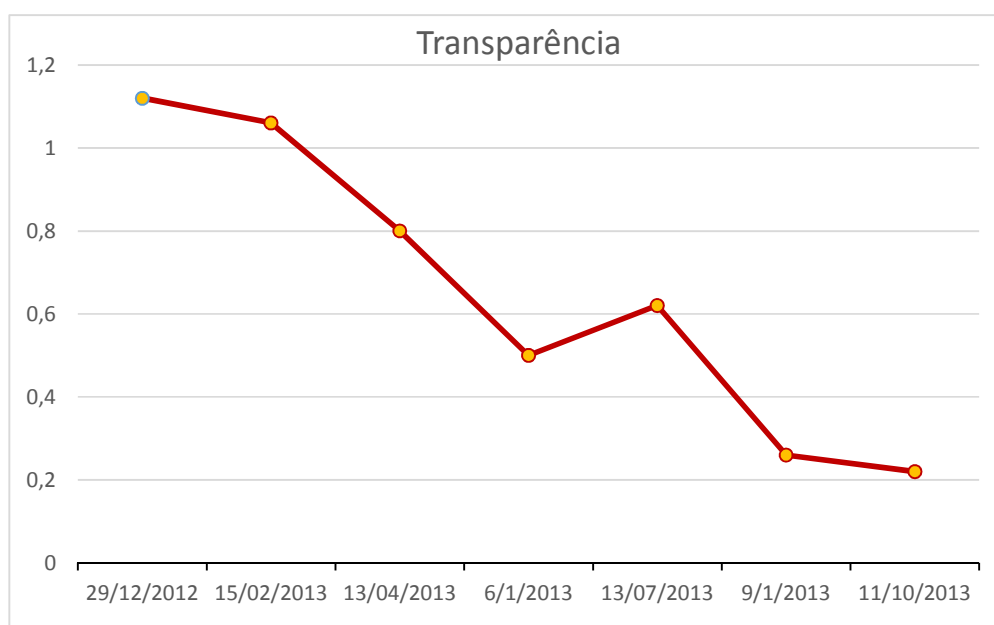
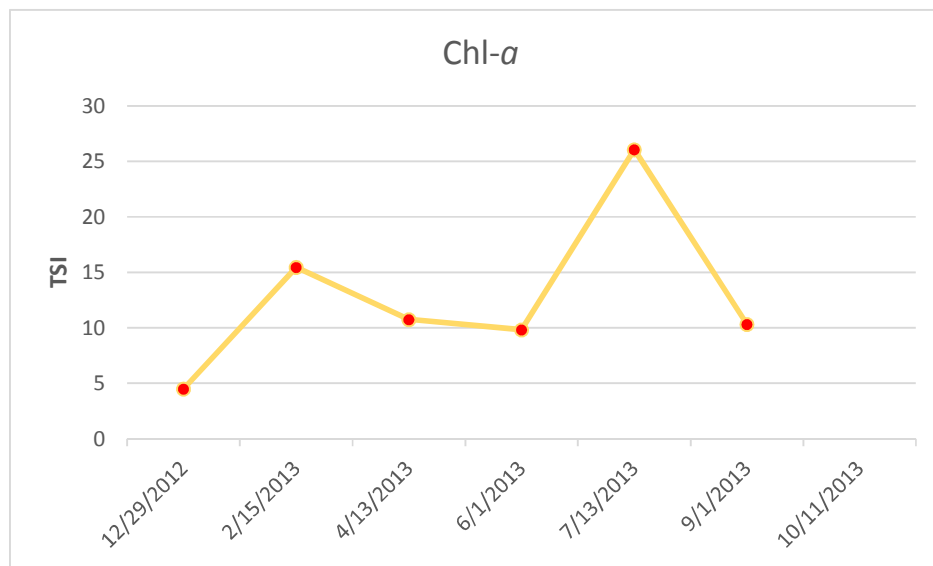


Figura 26. Índice de Estado Trófico OCDE, baseado nos valores de clorofila-a (Chl-a), ao longo do tempo, no açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB.



Discussão

O estado trófico dos ecossistemas aquáticos exerce influência sobre a comunidade perifítica, assim a resposta do perifíton contribui direta ou indiretamente como regulador da dinâmica dos nutrientes na coluna de água (WETZEL, 1990; WETZEL, 2001; LIBORIUSSEN, 2003). No caso do açude Manoel Marcionilo, no ano 2013 foi classificado como eutrófico na maior parte do período estudado, apresentando dominância das algas perifíticas da classe Cyanophyceae. Estas têm a capacidade de suportar e crescer em ambientes com baixa concentração de nutrientes, sob altas temperaturas sendo entre 25 e 30 °C a temperatura ótima para o seu desenvolvimento (BONILLA et al., 2009). Estudos realizados por Borduqui (2011), num reservatório hipereutrófico, mostrou na estação seca dominância de Cyanophyceae ao princípio da colonização, sendo substituídas pelas diatomáceas no final do período. O autor atribui esses resultados ao fato de que as diatomáceas podem adaptar-se melhor a ambientes eutrofizados, e marcaram presença em estados avançados da colonização.

No presente estudo, embora as Cyanophyceae se mantivessem dominantes, as diatomáceas aumentaram seu número de taxa nos últimos meses de estudo (setembro e

outubro). O mesmo padrão foi observado por Ferragut et al. (2013), no qual o período hidrológico foi o primeiro determinante na estrutura do perifíton, sendo a estação seca dominada por Cyanophyceae e Chlorophyceae, sobretudo em estados tardios de sucessão. Da mesma forma neste período a diversidade foi menor do que no período de chuva, mas a riqueza e diversidade aumentaram com o tempo de colonização (BICUDO et al., 2002; FERRAGUT et al., 2013). Resultados semelhantes foram refletidos no índice de diversidade, o qual foi baixo ao longo do período estudado, apresentando dominância alta em todos os meses e a maior riqueza nos últimos meses, em um ambiente mais eutrofizado. Por sua vez, Fernandes (2009) encontrou uma maior abundância de Cyanophyceae na estação seca, assim a baixa turbulência, o pH alto e a temperatura alta nesta estação podem influenciar a dominância das Cyanophyceae (HUSZAR et al., 2000; FERNANDES, 2009).

A diminuição da densidade total de algas perifíticas ao longo do tempo, pode ser devido à influência do fitoplâncton, que compete com o perifíton por recursos. Em ecossistemas temperados e subtropicais eutrofizados, o fitoplâncton pode regular a disponibilidade de luz e nutrientes do perifíton (FERRARI, 2010; BORDUQUI, 2011).

Embora o perifíton seja favorecido em ambientes pobres em nutrientes, pela facilidade de absorção a partir do seu substrato natural, no caso deste estudo o perifíton não teve essa facilidade pois seu desenvolvimento foi sobre substrato artificial o qual não é fornecedor de nutrientes. A radiação solar e a herbivoria são variáveis que também podem afetar o crescimento do perifíton, ainda que intensidades muito altas de luz sejam normalmente associadas a uma maior biomassa de algas, a exposição à luz excessiva pode limitar o crescimento do perifíton (WELNITZ et al., 2000). O perifíton do açude foi alvo de altas doses de radiação solar característica da região, e da seca extrema que ocorreu no ano 2013, o que também pode ter afetado a densidade de algas perifíticas nos últimos meses.

Nos três primeiros meses de estudo (fevereiro, abril e julho) o perifíton foi dominado por cianofíceas filamentosas, e no final do período a dominância mudou para algas cocoides. Assim, os gêneros *Anabaena* e *Oscillatoria* dominantes no início do estudo, são considerados cosmopolitas, crescendo em ambientes de altas temperaturas e solos desérticos sendo comuns em ambientes bentônicos e perifíticos (BICUDO et al., 2006; WEHR et al., 2003). Em época seca, de alta disponibilidade de nutrientes, tanto as algas

filamentosas quanto as cocoides têm a capacidade de metabolizar nitrogênio e absorver nutrientes. Desta maneira, a dominância da espécie *Aphanocapsa aff. pulchra* (morfologia cocoide) nos últimos meses de estudo, pode ser devida às características dos estrategistas C que por seu tamanho pequeno e alta taxa reprodutiva são comuns em ambientes eutrofizados e são altamente competitivas e menos vulneráveis à herbivoria (REYNOLDS, 1983; FERRAGUT et al., 2010). As diferenças das densidades totais encontradas entre o mês de abril e os meses de setembro e outubro, indicam que vários fatores poderiam ter efeito sobre a densidade, principalmente o aumento do fitoplâncton. Em fevereiro, o perifiton apresentou a maior densidade e foi diminuindo ao longo do tempo. Em abril, ainda que o açude já tivesse diminuído o seu volume, não estava tão seco quanto nos meses de setembro e outubro. Assim, a competição com o fitoplâncton e com as macrófitas, onde ficaram as estruturas por conta do esvaziamento do açude nesse mês, possivelmente marcou o começo da diminuição da densidade. Também, o aumento na densidade de zooplâncton em julho e setembro, pode ter intensificado sua diminuição, visto que muitas espécies se alimentam do perifiton, assim como peixes, que por diversas vezes foram observados nas estruturas, se alimentando do perifiton.

A comunidade zooplanctônica do açude Manoel Marcionilo tem sido estudada por vários autores focados na relação do zooplâncton com as variáveis ambientais e com os efeitos do clima e do estado trófico que podem mudar a composição do zooplâncton. No ano 2013 do presente estudo, caracterizado pela seca, o zooplâncton foi dominado pelos grupos Rotifera e Copepoda, os Cladocera apresentaram densidades muito baixas. Este mesmo padrão na estação seca de anos anteriores foi observado por Crispim et al. (2006) Vieira et al. (2007); Vieira et al. (2009) e Dantas (2013). A alta densidade de Rotifera pode ser explicada pela sua baixa exigência alimentar, alta taxa de reprodução e fecundidade e pelos seus ciclos de vida curtos (MATSUMURA-TUNDIS et al., 1990; CRISPIM et al., 2000; VIEIRA, 2007). Além disso, alguns rotíferos como *B. urceolaris* apresentam maiores taxas de filtração na presença de maiores densidades fitoplanctônicas (MEDEIROS, 2013), o que se reflete em reprodução e em maiores densidades.

Em outros reservatórios do semiárido brasileiro (Gavião e Pacajus- Ceará), também têm-se registrado densidades altas de Rotifera na época seca, esse grupo é considerado oportunista adaptando-se muito bem a mudanças ambientais causadas por diferentes

condições climáticas (LEITÃO et al., 2006). Assim, no açude Manoel Marcionilo a densidade total de zooplâncton aumentou ao longo do tempo, o que pode ser relacionado com o aumento da produção primária pelo fitoplâncton, alimento deste grupo. As espécies dos gêneros dominantes nos últimos meses *Filinia*, seguidos por *Brachionus* e a presença do Cladocera *M. minuta*, têm sido registrados em diferentes pesquisas de anos anteriores na época seca como indicadores de águas eutrofizadas (VIEIRA, 2007; VIEIRA et al., 2009; SILVA, 2013). A espécie *F. terminalis* apresentou maiores densidades a montante das estruturas e menores entre as estruturas e a jusante. Para os mesmos pontos amostrais anteriores, no mês de junho e setembro foram registrados copepoditos calanoides, esses organismos são indicadores de águas com boa qualidade.

A espécie *N. cearensis* foi registrada a montante das estruturas e entre as estruturas também em junho e setembro, essa espécie é indicadora de estado oligotrófico e mesotrófico, no entanto sua presença em águas eutrofizadas pode dever-se a uma adaptação no regime alimentício, podendo alimentar-se de filamentos de cianobactérias (RIETZLER et al., 2002; PANOSSO et al., 2003; SILVA, 2013).

Nos pontos amostrais em que não se apresentaram diferenças significativas entre as densidades totais do zooplâncton, pode ser devido a que umas espécies diminuíram enquanto outras aumentaram. No entanto, a diferença entre espécies de cada ponto foi muito variada.

O índice de dominância apresentou um aumento ao decorrer do tempo, sendo os rotíferos o grupo dominante no final do período estudado, tendo em consequência uma diversidade muito baixa. No entanto, a riqueza ao contrário da dominância, apresentou valores elevados nos primeiros meses de estudo com maiores densidades de copepodos calanoides e rotíferos, e diminuiu nos últimos meses, isto pode dever-se à maior disponibilidade de alimento (perifiton e fitoplâncton) o qual também apresentou valores elevados de riqueza sobretudo no mês de abril. Isso revelou que águas menos eutrofizadas são mais ricas em espécies e mais águas mais eutrofizadas apresentam maior dominância geralmente de espécies oportunistas.

Os distúrbios que afetam os ecossistemas, como o aumento do estado trófico estão relacionados com baixos índices de diversidade o que deve ter sido o principal indutor na diminuição da diversidade. Assim a seca considerada um distúrbio característico dos

açudes do semiárido paraibano, favorece a dominância dos rotíferos (ODUM, 1986; VIEIRA et al., 2000), bem adaptados a situações de eutrofização.

Os valores de oxigênio dissolvido que foram maiores no mês de outubro, nos pontos a montante e jusante, podem ser devidos ao aumento da atividade fotossintética tanto do fitoplâncton quanto do perifiton, pois as duas comunidades atuam diretamente na produção de oxigênio. Barbosa et al. nos anos 2001, 2002 e 2003 e no ano 2006 Vieira (2007), registraram valores altos de oxigênio no açude Manoel Marcionilo na época seca, explicando esse fato pela atividade fotossintética, apresentando também valores elevados de clorofila.

Apesar dos valores de clorofila-*a* terem diminuído em outubro, havia presença de *M. minuta* que estava predando o fitoplâncton, no entanto, a produtividade do último mês deveria ser elevada em consequência do aumento do estado trófico que favorece a liberação de oxigênio.

O pH manteve-se na faixa de 8 a 9, e esses valores são os esperados em lagos e reservatórios do semiárido brasileiro, e estão relacionados com altos níveis de carbonatos e bicarbonatos próprios destes ecossistemas (LEPRUN, 1983; BARBOSA et al., 2012). Além disso, há uma grande atividade fotossintética, e o CO₂ é absorvido, seja pelo fitoplâncton seja pelas macrófitas submersas presentes no açude o que favorece o aumento do pH no ambiente.

O mesmo padrão foi apresentado neste açude no período de estiagem nos anos 2002, 2003 e 2006 em pesquisas realizadas por Barbosa et al (2012) e Vieira (2007). A espécie perifítica *A. aff. pulchra* que apresentou maior abundância nos meses de setembro e outubro, sugere que esta espécie tem a capacidade de sobreviver em condições alcalinas, mesmo com a diminuição da transparência da água e o aumento do fitoplâncton, mostrando resistência a águas menos transparentes.

A transparência diminuiu ao longo do tempo à medida em que foi diminuindo o volume de água do açude. No entanto, entre as estruturas, observou-se um aumento na maioria dos pontos de medição, particularmente no mês de fevereiro, no ponto a montante apresentou-se a maior transparência e no mês de julho entre as estruturas observou-se o

maior valor, isto pode ser devido ao efeito do biofilme que competia com o fitoplâncton mantendo essas regiões do açude com maior transparência.

À medida que o açude foi diminuindo o seu volume a transparência também diminuiu de 1,2 m até 0,2 m, tendo um comportamento semelhante em anos anteriores, devido ao aumento da produção primária do fitoplâncton.

A condutividade elétrica aumentou bastante no decorrer do tempo, sendo mais elevada em setembro e outubro. Em reservatórios do semiárido é comum encontrar valores altos $>300 \mu\text{S}/\text{cm}$. Nestes ambientes a condutividade está relacionada com a diminuição no nível da água (BOUVY et al., 1999; BARBOSA et al., 2012) por evaporação, o que concentra os sais minerais. A diminuição na densidade total do perifíton poder ver-se afetada pela condutividade isto porque a maioria de organismos de água doce estão adaptados a baixa salinidade, diminuindo a riqueza de espécies quando esta aumenta (WETZEL, 2001; ARORA et al., 2009), no entanto, algumas espécies de cianobactérias podem adaptar-se melhor a altos valores de condutividade, conseguindo sobreviver a condições extremas.

As concentrações de clorofila-*a* variaram consideravelmente entre pontos amostrais e entre os meses, e cabe ressaltar que no mês de julho houve um aumento e em setembro uma diminuição nos três pontos, sendo mais evidente a montante e entre as estruturas. Nos meses de fevereiro e junho apresentou valores mais baixos em comparação com outros meses, o que poderia ser explicado pela ação do biofilme, que nesses meses, apresentou a maior abundância, aumentando assim a absorção de nutrientes, competindo com o fitoplâncton, e mantendo a transparência da água.

No mês de julho apresentaram-se menores valores de densidade total de zooplâncton entre as estruturas, o que poderia explicar os altos valores de clorofila produto do aumento do fitoplâncton, ao ter menos pressão por herbivoria. O contrário aconteceu em setembro, quando os valores de clorofila diminuíram e aumentou a densidade total de zooplâncton, incluindo a espécie de Cladocera *M. minuta* que apresenta elevadas taxas de herbivoria (MEDEIROS, 2013).

A concentração de nitrato (NO_3) foi compatível com o estado trófico indicando valores acima de $150 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. No presente estudo, os valores deste nutriente diminuíram de concentração no mês de fevereiro e julho (entre as estruturas), sendo que o perifíton

apresentou densidades altas nestes meses coincidindo com a posição das estruturas que se mantiveram no ponto central do açude, favorecendo assim a absorção do nutriente. No último mês, nos pontos a montante e entre as estruturas, também se apresentou uma ligeira diminuição. Isso justifica-se pelo maior consumo pelo fitoplâncton, absorvendo nutrientes para a produção de biomassa, sendo estes os períodos e locais em que aumentou o fitoplâncton e diminuiu a transparência. O maior valor foi apresentado em abril, no mês que as estruturas estiveram dentro das macrófitas marginais, não se verificando o efeito do biofilme nessa altura. Da mesma maneira, em estudos de anos anteriores realizados no açude por Barbosa et al. (2002, 2010) e Vieira, (2007), o nitrato tem apresentado concentrações elevadas na época de estiagem, coincidindo com o aumento na concentração de oxigênio que é utilizado para o processo de nitrificação.

O ortofosfato apresentou valores menores no mês de fevereiro a montante das estruturas e um aumento gradativo em setembro e outubro, isto pode ser devido ao efeito do biofilme em fevereiro o qual contribuiu com a absorção do nutriente e a manutenção da transparência. Não obstante, em setembro e outubro apresentou um ligeiro aumento devido à redução no nível do açude, o que gera um aumento na concentração de nutrientes e diminuição da transparência. Nestes meses não se verificou o efeito do biofilme pois as estruturas ficaram deslocadas devido à diminuição do nível do açude, em que a área limnética, ficou litorânea.

As concentrações de amônia (NH_3) foram muito baixas, sendo indetectáveis em todas as amostras analisadas. O nitrito somente foi detectado no mês de junho com valor máximo de $25\mu\text{g.L}^{-1}$, este nutriente ao ser pouco estável é reduzido a nitrato e este por desnitrificação convertido em amônia, a qual em condições de alto pH e temperatura é rapidamente volatilizada (JUNGLES, 2007).

A utilização do perifiton como biorremediador em ecossistemas aquáticos do semiárido brasileiro, ainda não tem estudos preliminares registrados, e por esta razão a presente pesquisa contribui sobre maneira com o entendimento da potencial contribuição do perifiton ao melhoramento da qualidade da água em reservatórios do Brasil, e ao futuro aperfeiçoamento na metodologia para obter resultados mais satisfatórios. Ainda que os resultados deste estudo não sejam definitivos, o problema das estruturas ficarem por algum tempo em meio às macrófitas, até que fossem novamente deslocadas, foi possível alcançar

uma maior compreensão do efeito do perifiton sobre a qualidade da água, evidenciada em alguns dos meses estudados. A influência do biofilme foi principalmente indicada por organismos zooplancctônicos que são característicos de águas tanto ricas quanto limitadas em produção primária pelo fitoplâncton, como os copépodos calanoides *N. cearensis*, e o cladóceros *M. minuta*, além dos valores de clorofila-*a* que se revelaram como bons indicadores de qualidade de água.

Os parâmetros que melhor refletiram as variações na qualidade da água foram o ortofosfato, o nitrato, a transparência, e os organismos bioindicadores *N. cearensis*, *M. minuta*, e as algas cianofíceas.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES

- Apesar do esvaziamento do açude que não permitiu que as estruturas permanecessem na zona limnética todo o tempo, foi possível avaliar o efeito positivo da presença do biofilme, como a maior frequência dos bioindicadores copepodos calanoides na região a montante, assim como menores valores de clorofila-*a*, significando águas de melhor qualidade, enquanto a presença de *M. minuta* na região a jusante das estruturas revelou águas mais produtivas.
- A continuidade destes estudos para a determinação da área necessária para instalação de estruturas para um biotratamento eficiente, assim como o estudo do comportamento desta comunidade em outras qualidades de água, por exemplo, estações de tratamento de esgotos, em que a água é bem mais eutrofizada que em açudes, são necessários, para que se tenha uma real noção da potencialidade e eficiência do uso destes biorremediadores.

Referências bibliográficas

ANDRADE, R. S. **Dinâmica do fitoplâncton, qualidade de água e a percepção ambiental da comunidade de pescadores em açudes da bacia do rio Taperoá**. 2008. 150f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente- PRODEMA. Universidade Federal da Paraíba. 2008.

ARORA, J., MEHRA, NK. Seasonal dynamics of zooplankton in a shallow eutrophic, man-made hyposaline lake in Delhi (India): role of environmental factors. **Hydrobiologia**, 626:27–40. 2009.

BARBER H.G. e HAWORTH, Y. A guide to the morphology of the Diatom Frustule. Ed. Freshwater Biological Association. 1981.

BARBOSA, J.E.L.; MEDEIROS, E.S.F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R.S.; CRISPIM, M.C.B.; SILVA, G.H.G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**. vol. 24, no. 1, p. 103-118. 2012.

BARBOSA, J.E.L. Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictimeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semiárido nordestino. Tese de Doutorado (Ciências Biológicas). Universidade Federal de São Carlos. 2002.

BONILLA, S.; AUBRIOT, L.; BRENA, B. M.; BRITOS, A.; CONDE, D.; CHALAR, G.; DE LEÓN, L.; FABRE, A. G.; LOURDES, G.; HEIN, V.; KRUK, C.; PÉREZ, M.C.; PICCINI, C.; RODRÍGUEZ, G.L.; VIDAL, L. Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Programa Hidrológico Internacional. Documento técnico (16). 2009.

BICUDO, C. E. M., C. F. CARMO, D. C. BICUDO, R. HENRY, PIÃO, A.C.S.; SANTOS, C. M. & LOPES, M.R.M. Morfologia e morfometria de três reservatórios do PEFL. In: Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação ameaçada pela urbanização de São Paulo, São Paulo. BICUDO, D. C., M. C. FORTI & C. E. M. BICUDO. (Eds.): 141–158. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, Brasil. 2002.

BICUDO, C. E. M e BICUDO, R.M.T. Algas de águas continentais brasileiras. Fundação Brasileira para o desenvolvimento e ensino de ciências. 1969.

BICUDO, C. E. M e MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições. Segunda edição. RIMA editora. 2006.

BORDUQUI, M. **Avaliação sucessional da estrutura e estado nutricional da comunidade perifítica e sua interrelação com o fitoplâncton, em pontos de entrada de água de nascente e efluente doméstico, em reservatório hipereutrófico.** Dissertação (Mestrado em Biodiversidade vegetal e meio ambiente) Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente. Área de Concentração de Plantas Vasculares em Análises Ambientais. 2011.

BOUVY, M.; ARFI, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semiárid region of Northeast Brazil. *Aquat. Microb. Ecol.* v 20. pp 285-297. 1999.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**. V. 22. 1977.

CARAMUJO, M.J. MENDES, C. R. B.; CARTAXANA, P.; BROTAS, V.; BOAVIDA, M.J. Influence of drought on algal biofilms and meiofaunal assemblages of temperate reservoirs and rivers. **Hydrobiologia**. 598:77–94 2008.

CORDEIRO, R.; BARBOSA, J.E.L.; QUEIROZ, G.; GOMES, L.B. **Algas perifíticas no semiárido Brasileiro: Variação temporal na estrutura na comunidade de algas perifíticas em ecossistemas lênticos e lóticos.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e conservação). Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande. 2011.

CRISPIM, M.C.; LEITE, R.L.; WATANABE, T. Evolução do estado trófico em açudes temporários, no nordeste semiárido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplânctônica. *Anais do V simpósio de ecossistemas Brasileiros: Conservação*. Vol. III. Vitória, E.S. 2000.

CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. Heterogeneidade no ecossistema lacustre baseado na comunidade zooplânctônica de açudes. *Anais do V simpósio de ecossistemas Brasileiros: Conservação*. Vol. III. Vitória, E.S. 2000.

CRISPIM, M.C.; RIBEIRO, L.L.; GOMES, E.M., FREITAS, G.T.P.; SERPE, F.R. Comparision of different kind of semi-arid aquatic environments based on zooplankton communities. **Revista de biologia e ciências da terra**. Suplemento Especial - Número 1 - 2º Semestre 2006.

EATON, A.D.; CLESCERI, S.R.; GREENBERG, A.E. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2005.

ESTEVEES, F. Fundamentos de Limnologia. Segunda edição. 1998.

EVALUACIÓN del estado trófico de los embalses Canelón Grande y paso Severino. (s.d).

FERNANDES, V.; CAVATI, B.; SOUZA, B.A.; MACHADO, R.G. & COSTA, A.G. Lagoa mãe-bá (guarapari-anchieta, es): um ecossistema com potencial de floração de cianobactérias? **Oecol. Bras**, 13(2): 366-381. 2009.

FERRAGUT, C. and BICUDO, D.C. Periphytic algal community adaptive strategies in N and P enriched experiments in a tropical oligotrophic reservoir. **Hydrobiologia** 646:295–309. 2010.

FERRAGUT, C.; SANTOS, T.R. The successional phases of a periphytic algal community in a shallow tropical reservoir during the dry and rainy seasons. **Limnetica**, 32 (2): 337-352. 2013.

FERRARI, F. Estrutura e dinâmica da comunidade de algas planctônicas e perifíticas (com ênfase nas diatomáceas) em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual Das Fontes do Ipiranga, São Paulo). Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2010.

GRAHAM, L. E., J. M. GRAHAM & L. W. WILCOX. Algae. San Francisco, Benjamin Cummings. 2009.

GOLTERMAN, H. L., R. S. CLYMO & OHMSTAD M. A. M. Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters. **Blackwell Scientific Publications**, Oxford. 1978.

HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P. & SANT'ANNA, C.L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**, 424: 67-77. 2000.

JUNGLES, M.K. Tratamento de esgoto sanitário em lagoa de maturação com biofilme. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2007.

KOSTE, W.; BORNTRAEGER, G. Rotatoria. Berlin Stuttgart. 1978.

LEPRUN, P. Primeira avaliação das águas superficiais do Nordeste. Recife: SUDENE. 141 p. Relatório final de convênio. 1983.

LEITÃO, A. C.; FREIRE, R. H. F.; ROCHA, O. & SANTAELLA, S. T. Zooplankton community composition and abundance of two Brazilian semiarid reservoirs. **Acta Limnol. Bras**, 18(4):451-468, 2006.

LIBORIUSSEN, L. Production, regulation and ecophysiology of periphyton in shallow freshwater lakes. PhD thesis. **National Environmental Research Institute**. 2003.

LIMA, A.T. **Colonização ficoperifítica em substrato artificial em riacho do semi-árido Paraibano**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA). Universidade Federal da Paraíba/ Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande- PB. 2009.

LOPES, M.R.M. Eventos perturbatórios que afetam a biomassa, a composição e a diversidade de espécies do fitoplâncton em um lago tropical raso (Lago do Instituto Astronômico e Geofísico), São Paulo. Tese de Doutorado (Biociências). Universidade de São Paulo. 1999.

LOURDES, M.A.; LOUREIRO, E. Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil. 1997.

LORENZEN, C.J. e JEFFREY, S.W. Determination of chlorophyll in seawater. Unesco **Technical Papers in Marine Science**, 35. UNESCO, 1980.

MALTCHIK, L. Ecologia de rios intermitentes tropicais. Universidade Federal da Paraíba. Pompêo, M. L. M. (Ed.) *Perspectivas na Limnologia do Brasil*. 1996.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; NEUMANN-LEITAO, S.; AGUENA, L.S.; MIYAHARA, J. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotífera. **Revista Brasileira de Biologia**, v 50. n.4. p. 923-935. 1990.

MEDEIROS, A.M. A.; SOUSA, C.E.; CRISPIM, M.C. AND MONTENEGRO, A.K.A. Effects of experimental eutrophization on zooplankton community. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 25, no. 2, p. 183-191 2013.

MONTENEGRO, AKA; TORELLI, J.E.R.; CRISPIM, M.C.; HERNÁNDEZ, M.I.M.; MEDEIROS, A.M.A. Ichthyofauna diversity of Taperoá II reservoir, semi-arid region of Paraíba, Brazil. **Braz. J. Biol.**, vol. 72, no. 1, p. 113-120. 2012.

MONTENEGRO, AKA. TORELLI, J.E.R.; CRISPIM, M.C.; MEDEIROS, A.M.A. Population and feeding structure of *Steindachnerina notonota* Miranda-Ribeiro, 1937 (Actinopterygii, Characiformes, Curimatidae) in Taperoá II dam, semi-arid region of Paraíba, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 23, no. 3, p. 233-244. 2011.

ODUM, E.P. *Ecologia*. Rio de Janeiro, Ed. Guanabara, 434p, 1986.

PANOSSO, R.; CARLSSON, P.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S.M.F.O.; GRANÉLI, E. Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. **Journal of Plankton Research**, v 25, pp. 1169-1175. 2003.

PEREIRA, A.A. **Aspectos qualitativos de águas de lagoas costeiras e seus fatores influentes - estudo de caso: lagoa Mãe-Bá.** Dissertação de Mestrado. UFES, Vitória, Brasil. 147p. 2003.

PRESCOTT, G.W. How to know the freshwater algae. Terceira edição. C. Brown Company Publishers. Dubuque, Iowa. 1981.

RANGA, R.Y.; Copepoda, Calanoida, Diaptomidae. SPB Academic Publishing. 1994.

REYNOLDS, C. S. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press: 390pp. 1984.

RIETZLER, A.C.; MATSUMURA-TUNDISI, T. and TUNDISI, J.G. Life cycle, feeding and adaptative strategy implications on the co-occurrence of *Argydoriaptomus furcatus* and *Notodiaptomus iheringi* in Lobo-Broa Reservoir (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 62(1): 93-105. 2002.

ROUND, F.E.; CRAWFORD, R.M.; MANN, D.G. The diatoms biology and morphology of the genera. Cambridge University Press. 1990.

SABATER, S.; ELOSEGI, A. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA. 2009.

SILVA, L.T.D. **Zooplâncton como indicador de estado trófico em reservatórios no semiárido.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Universidade Estadual da Paraíba. 2013.

SCHEFFER, M. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. **Hydrobiologia** 584: 455-466. 2007.

STEDNICK, J.D. e HALL, E.B. Applicability of trophic status indicators to colorado plains reservoirs. **Colorado Water Resources Research Institute**. (s.d.).

STEINMAN, A.D. Does increase in irradiance influence periphyton in a heavily grazed Woodland stream? **Oecologia** 91: p 163-170. 1996 apud WELLNITZS *et al.*, 2000.

TELL, G.; CONFORTI, V. Euglenophyta pigmentadas de la Argentina. Bibliotheca Phycologica. (s.d).

VIEIRA, D.M.; CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. Impacto da cheia e da seca sobre a comunidade zooplânctônica do açude São Jose dos Cordeiros no semiárido Paraibano. Anais do V simpósio de ecossistemas Brasileiros: Conservação. Vol. III. Vitória, E.S. 2000.

VIEIRA, A.C.B. **Dinâmica da comunidade zooplânctônica ao longo de um ciclo hidrológico e a resposta de três espécies de Cladóceros (Crustaceos, Phyllopoda) a**

diferentes graus de trofia no açude Taperoá II, semiárido paraibano. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal da Paraíba. 2007.

VIEIRA, A.C.B.; MEDEIROS, A.M.A.; RIBEIRO, L.L.; CRISPIM, M.C. Population dynamics of *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886), and *Diaphanosoma spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) in different nutrients (N and P) concentration ranges. **Acta Limnologica Brasiliensia**. vol. 23, no. 1, p. 48-56. 2011.

VIEIRA, A.C.B.; RIBEIRO, L.L.; SANTOS, D.P.N.; CRISPIM, M.C. Correlation between the zooplanktonic community and environmental variables in a reservoir from the Northeastern semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensia** vol. 21, no. 3, p. 349-358. 2009.

WELLNITZ, T.A.; WARD, J.V. Herbivory and irradiance shape periphytic architecture in a Swiss alpine stream. **Limnol. Oceanogr.** 45(1), pp 64-75. 2000.

WEHR, J.D.; SHEATH, R.G. Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification. Elsevier Science (USA). Academic Press. 2003.

WETZEL, R.G. Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte. **Limnologie**, 24, 6-24. 1990.

WETZEL, R.G. Limnology. Lake and River Ecosystems. Academic Press, San Diego. 2001.

WU, J; XIA, L; YU, Z; SHABBIR, S; KERR, P.G. In situ bioremediation of surface waters by periphytons. **Bioresource Technology**. 2013.

CAPÍTULO 2. USO DO BIOFILME PARA O MELHORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA LAGOA FACULTATIVA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA ETE DE MANGABEIRA-JOÃO PESSOA.

Resumo

As estações de tratamento de esgotos são construções que recebem e tratam as águas residuais geradas por residências, instituições e indústrias, a fim de realizar um processo de depuração antes de serem vertidas nos corpos de água naturais. O problema da eutrofização destes corpos de água, tem se tornado um problema global já que muitas das estações de tratamento não cumprem com os padrões de lançamento estipulados pela lei. Assim, é fundamental propor metodologias ambientalmente corretas para complementar as metodologias usuais que ainda que tenham obtido eficiência elevada, precisam de um maior controle na diminuição dos nutrientes. A biorremediação utilizando perifiton em substrato artificial poderá ser uma ferramenta eficiente para remediar corpos de água eutrofizados, desta maneira na presente pesquisa empregaram-se tiras de plástico como substrato artificial para o biofilme, que foram colocadas em caixas de água de 500 Litros com água da lagoa facultativa da ETE de Mangabeira. Colocaram-se 3 caixas de controle (sem substrato) e 3 caixas com biofilme. Foram medidas variáveis físicas e químicas da água durante 2 meses a cada 20 dias, e foram coletadas amostras de perifiton e zooplâncton como bioindicadores de qualidade da água. Os dados obtidos e as amostras coletadas foram processados e analisados no laboratório de ecologia aquática (LABEA) da UFPB. Como resultado houve uma diminuição geral na carga de nutrientes (nitrito, ortofosfato, amônia) e um aumento significativo na concentração de oxigênio e na transparência da água nas caixas com biofilme. As diferentes espécies de algas perifíticas (Cianofíceas e clorofíceas)

e de zooplâncton (Rotífera e Cladocera) e suas densidades, mostraram a mudança nas condições físicas e químicas da água ao longo da pesquisa, indicando uma notável melhoria na sua qualidade. Pode-se concluir que o biofilme contribuiu na absorção de nutrientes, no aumento do oxigênio e consequentemente com a melhoria na qualidade da água.

Palavras chave: Nutrientes, absorção, perifiton, esgotos.

Introdução

Uma lagoa de estabilização é um reator biológico desenhado sob controle técnico para receber as águas residuais, e começar o processo de degradação no qual se diminui a carga de matéria orgânica e a quantidade de microrganismos patógenos. Assim, a estabilização da matéria orgânica é feita por processos aeróbios de oxidação bacteriológica, anaeróbios por fermentação e por redução através da fotossíntese (D'AVIGNON, 2002; JUNGLES, 2007).

As lagoas de estabilização são criadas como uma solução acertada para o tratamento de esgotos em áreas rurais e urbanas de climas tropicais. Geralmente realiza-se um tratamento primário numa lagoa de sedimentação, seguida pela lagoa de estabilização que pode ser aerada e onde se levam a cabo processos biológicos de depuração (KARL et al., 1998). No Brasil, as lagoas de estabilização têm sido muito empregadas para o tratamento de águas residuais industriais e domésticas, o processo de tratamento é realizado de forma natural por uma grande variedade de microorganismos, sendo as bactérias heterotróficas, as cianobactérias e algas de outras divisões, as principais reguladoras na reciclagem de nutrientes. Assim, a atividade das algas além de contribuir com a ciclagem de nutrientes, também tem a capacidade de remover nutrientes e produzir oxigênio para a degradação aeróbia da matéria orgânica (TRATAMENTO, 2005).

As lagoas são usadas geralmente para tratar esgotos brutos e efluentes industriais e como plantas de tratamento secundário. Nas lagoas de estabilização ocorrem interações entre diferentes grupos de organismos como protozoários, bactérias, algas, fungos, rotíferos e micro-crustáceos que competem por alimento. As bactérias decompõem as substâncias orgânicas em elementos mais simples como CO₂, amônia, fosfato, que serão utilizados pelas algas como nutrientes para sintetizar biomassa. Por sua vez o oxigênio liberado pela

fotossíntese das algas, será utilizado pelas bactérias para a oxidação da matéria orgânica (HOSETTI et al., 2001; VEERESH et al., 2010).

Embora os estudos da ação do biofilme em lagoas de estabilização sejam muito escassos, existem alguns realizados em Santa Catarina-Paraná, no qual se utilizaram suportes de PVC como substrato de colonização com o dobro da área da lagoa facultativa, foram feitos experimentos à escala de laboratório e em grande escala, evidenciando nos experimentos em grande escala uma redução no pH, na densidade de fitoplâncton e aumento na concentração de oxigênio dissolvido. Por sua vez, houve uma diminuição nos sólidos suspensos, indicando que os efluentes tratados com biofilme são mais estáveis do que as lagoas convencionais. Quanto maiores foram as áreas de substrato utilizado, menores foram as concentrações de sólidos suspensos, não obstante não ocorreu o mesmo com o fosfato e o nitrogênio amoniacal. O componente algal do perifíton, foi dominado por cianofíceas filamentosas (*Oscillatoria* sp e *Planktotrix* sp), seguido por diatomáceas (TRATAMENTO, 2005).

Estudos realizados por Jungles, (2007), no estado de Paraná, em uma lagoa de maturação da ETE Continental de Florianópolis, utilizando placas de PVC como substrato para biofilme, e colocando duas vezes a área superficial da lagoa, analisaram a eficácia do biofilme no melhoramento da qualidade da água da estação. A água das lagoas analisadas, foi trazida da lagoa facultativa de tratamento secundário. Como resultado, concluiu que houve uma melhoria na maioria dos parâmetros de qualidade de água na lagoa com biofilme, comparado com a lagoa controle. Também, demonstrou que a lagoa com as placas com biofilme foi muito mais eficiente na remoção de fósforo, nitrogênio, DBO e DQO, do que a lagoa controle.

A utilização de biofilme em lagoas facultativas tem um papel muito importante na estimulação do processo de nitrificação, e no melhoramento da qualidade dos efluentes que saem das lagoas em termos de DBO, DQO, clorofila-a e sólidos suspensos (CRAGGS et al., 2000; BENTO et al., 2004). Uma das dificuldades na estimulação do processo de nitrificação é a falta de superfícies ou substratos de fixação que possam manter condições aeróbias cruciais para as bactérias que levam a cabo o processo. Embora algumas pesquisas de biorremediação utilizando biofilme, tenham concluído que devido ao sombreamento ao utilizar 100% de substrato artificial da área do experimento os níveis de oxigênio dissolvido

diminuíram, e a concentração de nutrientes tenha aumentado, o sombreamento pode também promover a inibição do crescimento fitoplanctônico, e deste modo reduzir a concentração de sólidos suspensos e aumentar a transparência da água (RAKKOED et al., 1999; CRAGGS et al., 2000; BENTO et al., 2004).

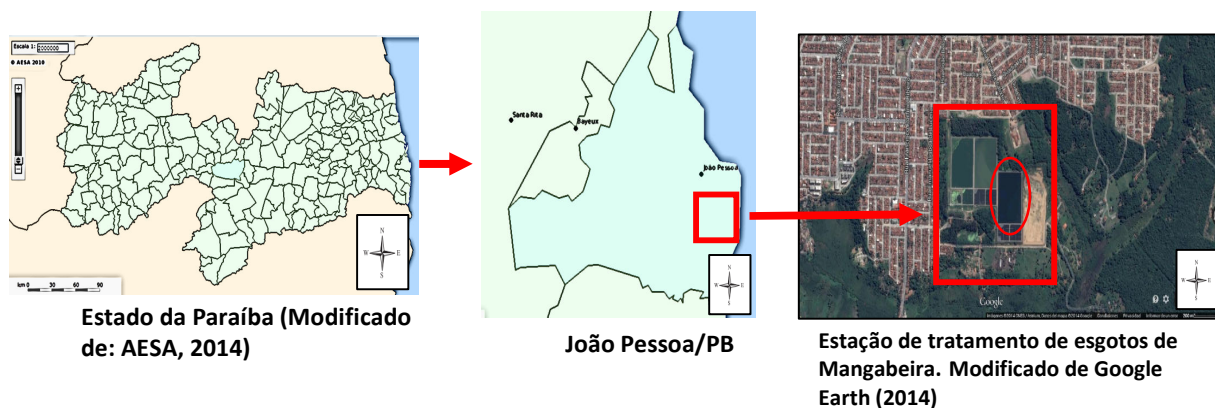
As microalgas, desta forma, têm sido utilizadas como método de biorremediação para a remoção de nutrientes em águas residuais, esta metodologia é muito eficiente e o tratamento biológico de resíduos contribui para melhorar a qualidade da água que será lançada em fontes de água naturais, diminuindo o risco de causar hipereutrofização. Dada a importância do perifíton na absorção de nutrientes, e como metodologia econômica e ambientalmente apropriada, nesta pesquisa constatou-se o efeito do biofilme em substrato artificial sobre a qualidade da água da lagoa facultativa analisada em mesocosmos na ETE de Mangabeira.

Métodos da Pesquisa

Área de estudo

A estação de tratamento de esgotos de Mangabeira, está localizada na cidade de João Pessoa no bairro Mangabeira e encontra-se inserida na bacia hidrográfica do rio Cuiá 7°10" sul, 34° 49" oeste (Figura 1). A ETE de Mangabeira recebe esgotos de três bairros: Mangabeira, conjunto Ernesto Geisel e Valentina Figueriedo. O efluente que sai da lagoa facultativa é lançando no rio Cuiá (OLIVEIRA, 2010). A ETE foi projetada no ano 1982, é formada por três módulos e 6 lagoas das quais estão funcionando duas anaeróbias e uma facultativa. A lagoa facultativa de onde foi retirada a água para o experimento, tem uma profundidade de 1,7 metros e uma área de 3,2 hectares.

Figura 1. Localização da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira na cidade de João pessoa-PB, onde foi realizado o experimento de biorremediação com biofilme.



Amostragem e disposição do experimento

No experimento da ETE de Mangabeira, foram utilizadas como mesocosmos 6 caixas de água de 500 Litros com área superficial de 4,43m² com a água da lagoa facultativa da ETE. Três caixas foram usadas como controle e três foram usadas para colocar 7 plásticos como substrato para a colonização do perifiton, totalizando uma área de 6,44 m² por caixa (Figura 2).

Amostragem e preservação do perifiton e zooplâncton

A amostragem e preservação das amostras foi realizada conforme à metodologia citada no capítulo 1 página 48.

Foram coletadas três réplicas de cada caixa para o perifiton, e três réplicas de zooplâncton das caixas do controle e das caixas com biofilme. A coleta e a tomada de dados foram realizadas inicialmente no mês de fevereiro, e continuou durante dois meses (março e abril) a cada 20 dias.

Figura 2. Experimento com as caixas de água com o substrato de fixação (plásticos) para o biofilme (izquierda) e as caixas do controle (direita), na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



Fonte: Jhazaira Mantilla.

Métodos de contagem de algas do biofilme e zooplâncton

A metodologia de contagem foi realizada conforme a citada no capítulo 1, página 49.

Metodologia de coleta e análise das variáveis físicas e químicas

Foi realizada conforme a citada no capítulo 1, página 50.

Tratamento estatístico

Para a análise da densidade total das algas perifíticas realizou-se estatística descritiva e comparação de médias aplicando o teste T –Student nas duas coletas. Para a análise das espécies mais abundantes por data de coleta realizou-se o teste T-Student e o teste U de Mann Whitney. Da mesma forma, para a análise das densidades totais do zooplâncton realizou-se estatística descritiva e comparação de médias aplicando o teste T –Student para diferenças entre o biofilme e o controle, e o teste U de Mann Whitney para diferenças de abundâncias totais entre datas de coleta. Para a análise da composição das espécies mais abundantes entre o biofilme e o controle, realizou-se o teste U de Mann Whitney e o teste T –Student. Seguidamente realizou-se análise de correlação de Pearson para determinar as correlações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas. Também foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP), no qual se analisaram as densidades totais e as densidades de espécies dominantes de algas e zooplâncton considerados bioindicadores de qualidade da água, para observar a sua relação com o resto

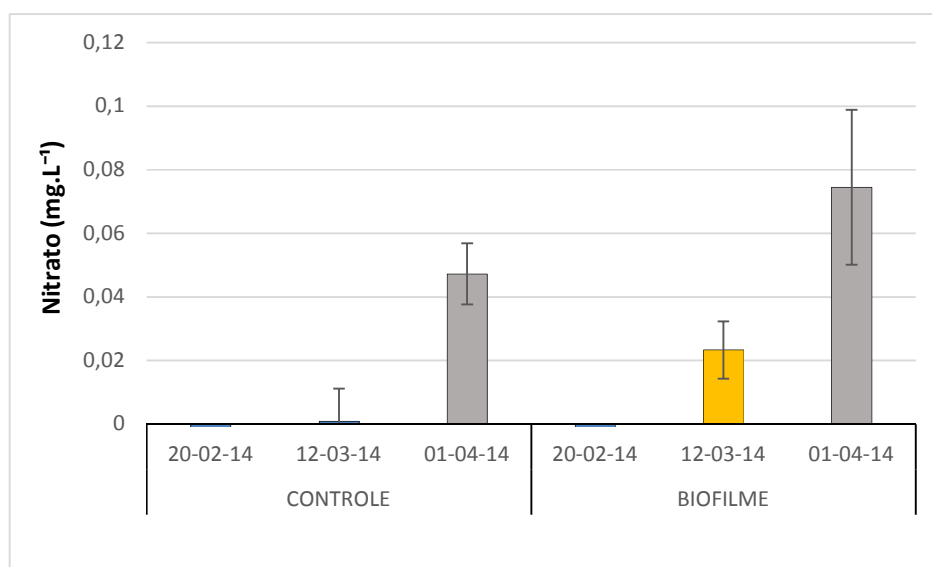
das variáveis contempladas. As análises realizaram-se utilizando o programa IBM SPSS Statistics 20.

Resultados

Análise físicas e químicas da água

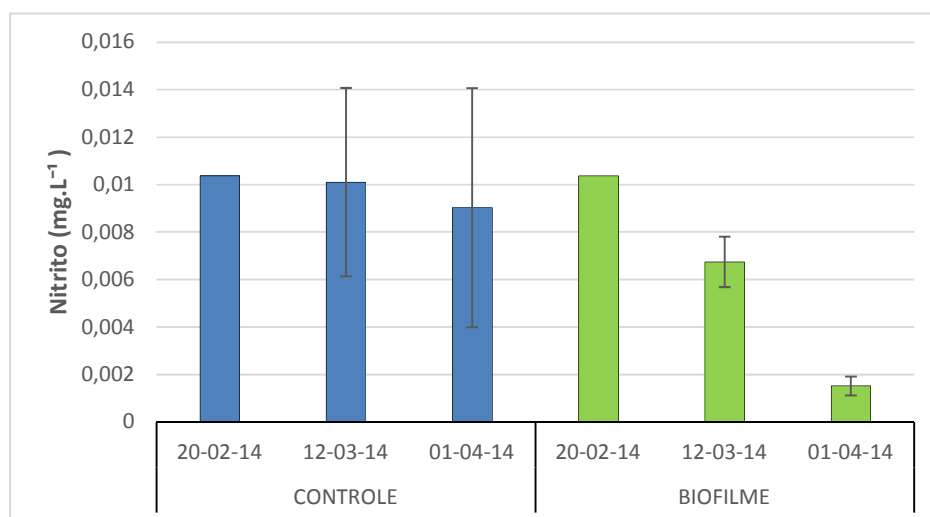
Observa-se nos valores de nitrato um aumento na concentração na água das caixas com biofilme em comparação com a água do controle nas duas coletas (Figura 3), sendo mais evidente em abril que foi a última coleta com um aumento de $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$ para $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 3. Concentração de nitrato da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



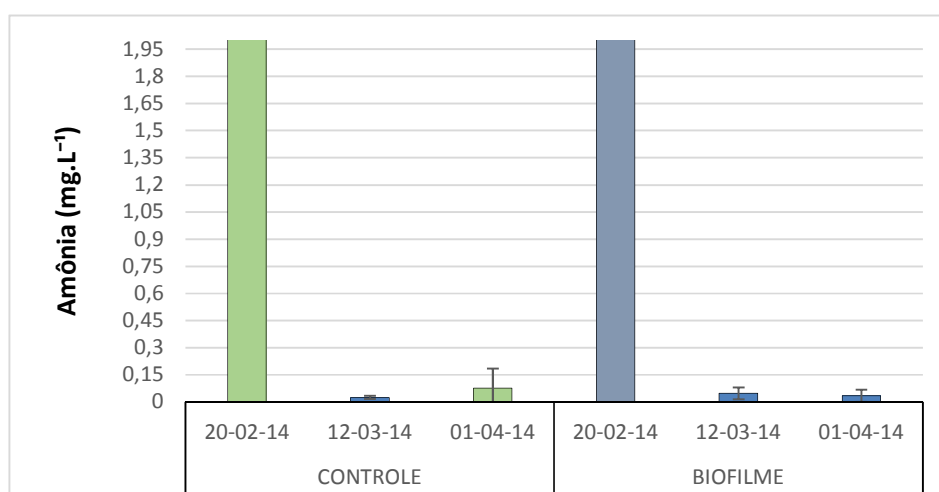
Nas concentrações de nitrito pode-se observar uma diminuição significativa no mês de abril na água das caixas com biofilme em comparação com a água do controle (Figura 4) diminuindo de 0,009 mg.L⁻¹ para 0,001 mg.L⁻¹.

Figura 4. Concentração de nitrito da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



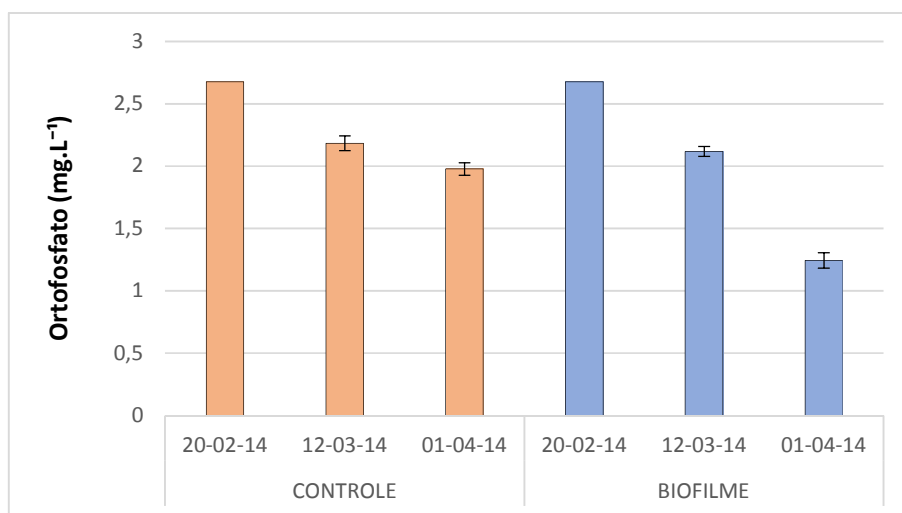
Na amônia houve uma diminuição significativa da sua concentração tanto na água das caixas controle quanto na água com biofilme em relação à concentração inicial no mês de fevereiro, diminuindo de 9,96 mg.L⁻¹ para valores menores de 0,04 mg.L⁻¹ (Figura 5).

Figura 5. Concentração da amônia da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



Nos valores de ortofosfato, pode-se notar uma diminuição na sua concentração na água das caixas do biofilme com relação à água das caixas do controle nas amostras das duas coletas, diminuindo significativamente na água com biofilme nas duas coletas do experimento (Figura 6).

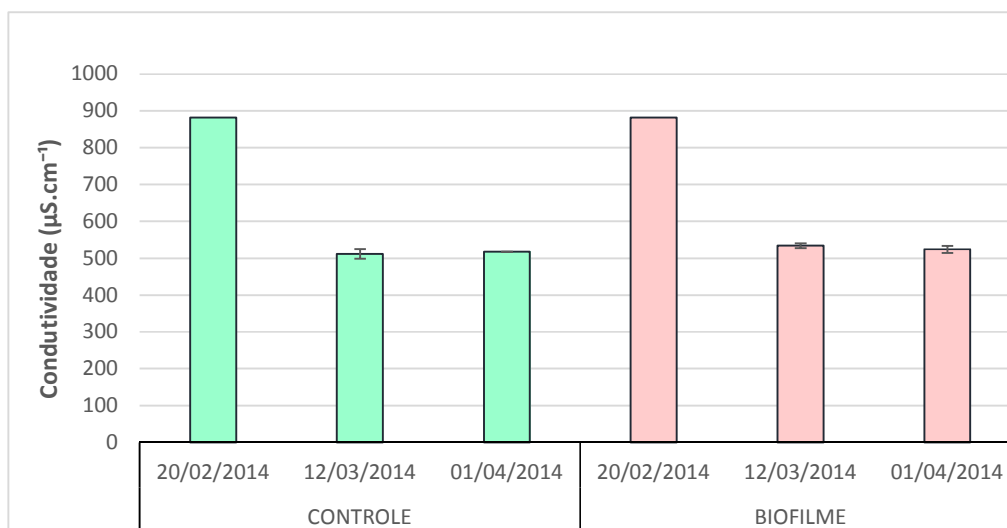
Figura 6. Concentração de ortofosfato da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



Na condutividade elétrica, verificou-se uma diminuição com relação ao primeiro dia de coleta com 881 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, nos valores tanto na água com biofilme quanto na água do

controle que apresentaram valores entre $511 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e $534 \mu\text{S.cm}^{-1}$ no final dos dois meses (Figura 7).

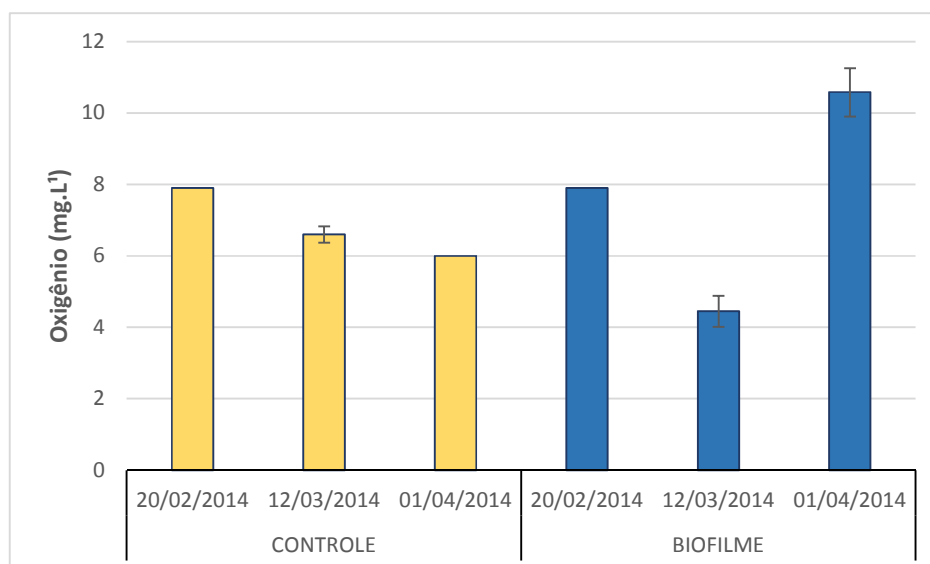
Figura 7. Valores de condutividade elétrica da água das caixas do controle e do biofilme ao



longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.

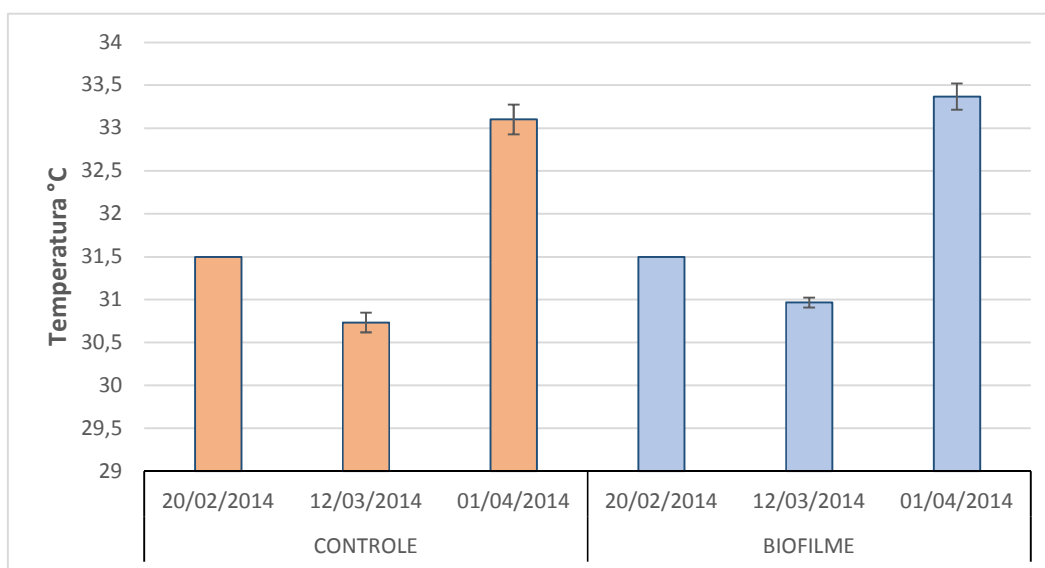
O oxigênio apresentou as maiores concentrações no mês de abril, na água das caixas com biofilme com $10,5 \text{ mg.L}^{-1}$. No entanto, pode-se observar que no mês de março houve uma diminuição considerável $4,45 \text{ mg.L}^{-1}$ na água com biofilme, em comparação com a água das caixas do controle na mesma data de coleta com $6,6 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 8).

Figura 8. Concentração de oxigênio da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



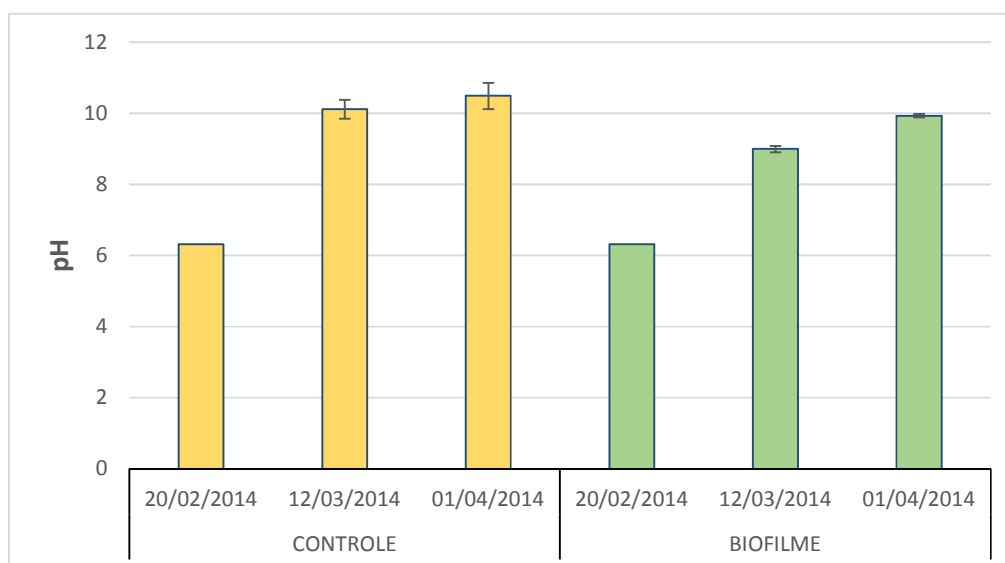
Quanto à temperatura, os valores apresentaram-se mais elevados no mês de abril, com 33 °C na água das caixas com biofilme e do controle. No mês de março registraram-se temperaturas um pouco menores em relação ao mês de fevereiro e de abril, sendo semelhantes nos dois tratamentos (Figura 9)

Figura 9. Temperatura da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



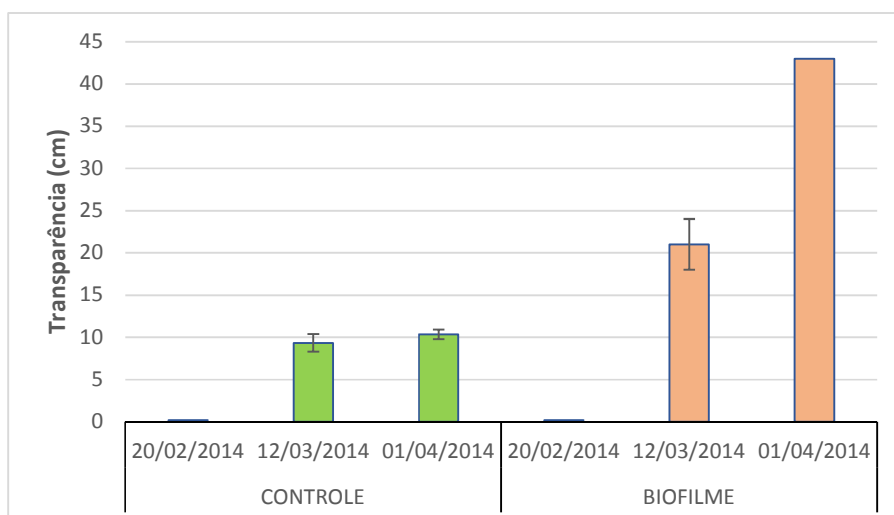
Os valores de pH apresentaram uma tendência de aumento em comparação com o pH inicial, nas amostras das duas coletas tanto na água das caixas com biofilme, quanto na água do controle. Os valores oscilaram entre 9 e 10 (Figura 10).

Figura 10. Valores de pH da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



Em relação à transparência, pode-se observar que houve um aumento significativo ao longo dos dois meses de experimento na água das caixas com biofilme. No controle não passou dos 10 cm, enquanto que no mês de abril, a água com biofilme, aumentou passando dos 43 cm (profundidade máxima da caixa) (Figura 11).

Figura 11. Transparência da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



Segundo os resultados físicos e químicos, há diferenças significativas de algumas variáveis tanto na água das duas amostras por data de coleta, quanto entre a água das caixas controle e com biofilme. Essas diferenças entre as amostras analisadas na água das caixas do biofilme foram apresentadas por todas as variáveis com exceção da amônia e da condutividade nos quais a significância foi de $p=0,651$ e $p=0,200$ respectivamente. Nas caixas do controle apresentaram-se diferenças nas variáveis nitrato ($p=0,005$), ortofosfato ($p=0,010$), oxigênio ($p=0,011$) e temperatura ($p=0,000$). Quanto aos tratamentos (caixas do controle e caixas com biofilme) apresentaram-se diferenças significativas nas variáveis nitrito ($p=0,025$), pH ($p=0,010$), transparência ($p=0,007$) e condutividade ($p=0,021$) (Tabela 1). No mês de março o nitrato ($p=0,048$), pH ($p=0,002$), oxigênio ($p=0,002$) e transparência ($p=0,003$) apresentaram diferenças entre as caixas controle e as caixas com biofilme. No mês de abril as diferenças foram entre as variáveis clorofila ($p=0,004$), ortofosfato ($p=0,000$), oxigênio ($p=0,000$) e transparência ($p=0,000$).

Anál
Tabela 1. Estatística descritiva das variáveis físicas e químicas do experimento realizado na ETE de Mangabeira, por data de coleta e por tratamento. Média. Mediana. Desvio padrão. M: Março. A: Abril. C: Controle. B: Biofilme.

Variáveis	Média				Mediana				p-valor	
	M	A	C	B	M	A	C	B	Data	Trat.
Clorofila-a (mg.L ⁻¹)	156,37±42,4	6,05±13,08	247,0±175,4	81,21±86,98	140,3	1,33	248,5	72,57	0,004	0,065
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,0067±0,001	0,0015±0,0004	0,0095±0,004	0,004±0,002	0,006	0,0015	0,009	0,003	0,001	0,025
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,232±0,009	0,074±0,024	0,024±0,026	0,048±0,032	0,024	0,068	0,026	0,042	0,027	0,180
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	2,117±0,040	1,243±0,060	2,079±0,122	1,680±0,480	2,111	1,226	2,066	1,696	0,000	0,099
Amônia (mg.L ⁻¹)	0,050±0,034	0,036±0,032	0,050±0,073	0,043±0,030	0,030	0,050	0,020	0,040	0,651	0,842
pH	9,00±0,090	9,993±0,019	9,16±0,35	10,30±0,517	8,99	9,91	10,29	9,49	0,000	0,010
Oxigênio (mg.L ⁻¹)	4,45±0,435	10,58±0,455	6,30±0,35	7,51±3,39	4,65	10,42	6,17	7,37	0,000	0,422
Temperatura (°C)	30,96±0,057	33,36±0,152	31,91±1,30	32,16±1,31	31,00	33,40	31,9	32,1	0,000	0,748
Transparência (cm)	21,00±3,00	43,00	9,83±0,93	32,0±12,19	21,0	43,00	10,0	33,50	0,000	0,007
Condutividade (µS/cm ⁻¹)	534,16±6,65	523,9±9,50	514,73±8,84	529,0±9,24	532,8	527,6	517,4	529,6	0,20	0,021

tal de

nílias.
: 2 de

Tabela 2. Taxa de algas perifíticas presentes no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.

TAXA ETE Mangabeira			
Chlorophyceae	Cyanophyceae	Bacillariophyceae	Euglenophyceae
<i>Characium</i> sp	<i>Aphanocapsa</i> aff. <i>biformis</i>	<i>Gomphonema</i> sp 1	<i>Phacus</i> sp
<i>Chlamydomona</i> sp	<i>Chroococcus</i> aff. <i>limneticus</i>	<i>Navicula</i> sp	<i>Trachelomonas</i> sp
<i>Chlorella</i> aff. <i>vulgaris</i>	<i>Chroococcus</i> sp 1	<i>Nitzschia</i> sp 1	
<i>Chlorococcum</i> sp 1	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>raciborskii</i>	<i>Nitzschia</i> sp 2	
<i>Chlorococcum</i> sp 2	<i>Eucapsis</i> sp	<i>Nitzschia</i> sp 3	
<i>Coelastrum</i> aff. <i>reticulatum</i>	<i>Leptolyngbya</i> sp	<i>Stauroneis</i> sp	
<i>Coelastrum</i> sp 2	<i>Merismopedia</i> sp	<i>Ulnaria</i> sp	
<i>Coenochloris</i> sp 1	<i>Oscillatoria</i> sp 1		
<i>Coenochloris</i> sp 2	<i>Oscillatoria</i> sp 2		
<i>Crucigenia</i> sp 1	<i>Oscillatoria</i> sp 4		
<i>Monoraphidium</i> <i>griffithi</i>	<i>Oscillatoria</i> sp 5		
<i>Oocystis</i> sp 1	<i>Oscillatoria</i> sp 7		
<i>Oocystis</i> sp 2	<i>Phormidium</i> sp 1		
<i>Pandorina</i> sp	<i>Phormidium</i> sp 2		
<i>Scenedesmus</i> <i>dimorphus</i>	<i>Plantotrix</i> sp		
<i>Scenedesmus</i> sp 1	<i>Pseudanabaena</i> sp		
<i>Stigeoclonium</i> sp 1	<i>Raphidiopsis</i> sp		
<i>Stigeoclonium</i> sp 2	<i>Synechocystis</i> <i>aquatilis</i>		
<i>Westella</i> sp			

A divisão de algas perifíticas mais representativa foi a Cyanophyta com 64%, seguida da divisão Chlorophyta com 30% e de Bacillariophyta com o 6% (Figura 12). Quanto à densidade total de algas, pode observar-se um aumento considerável no decorrer do tempo, no mês de março a densidade média foi de 37.607,10 Ind.cm⁻², no mês de abril a densidade média foi 75.205,64 Ind.cm⁻², alcançando para este último uma densidade máxima de 98.675,74 Ind.cm⁻² (Figura 13).

Figura 12. Densidade de algas perifíticas por divisão taxonômica, presente no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.

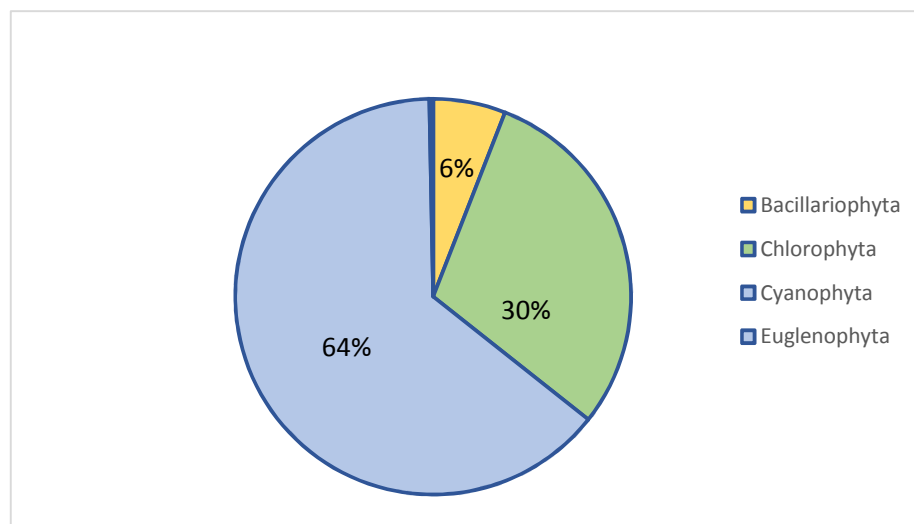
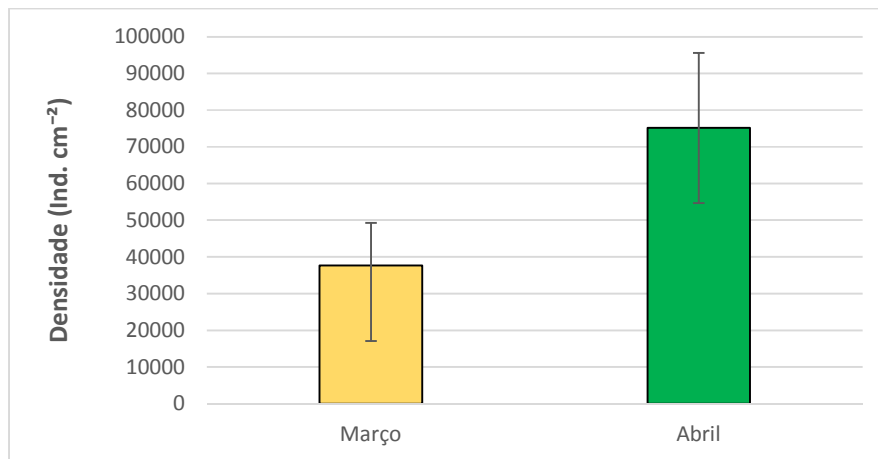
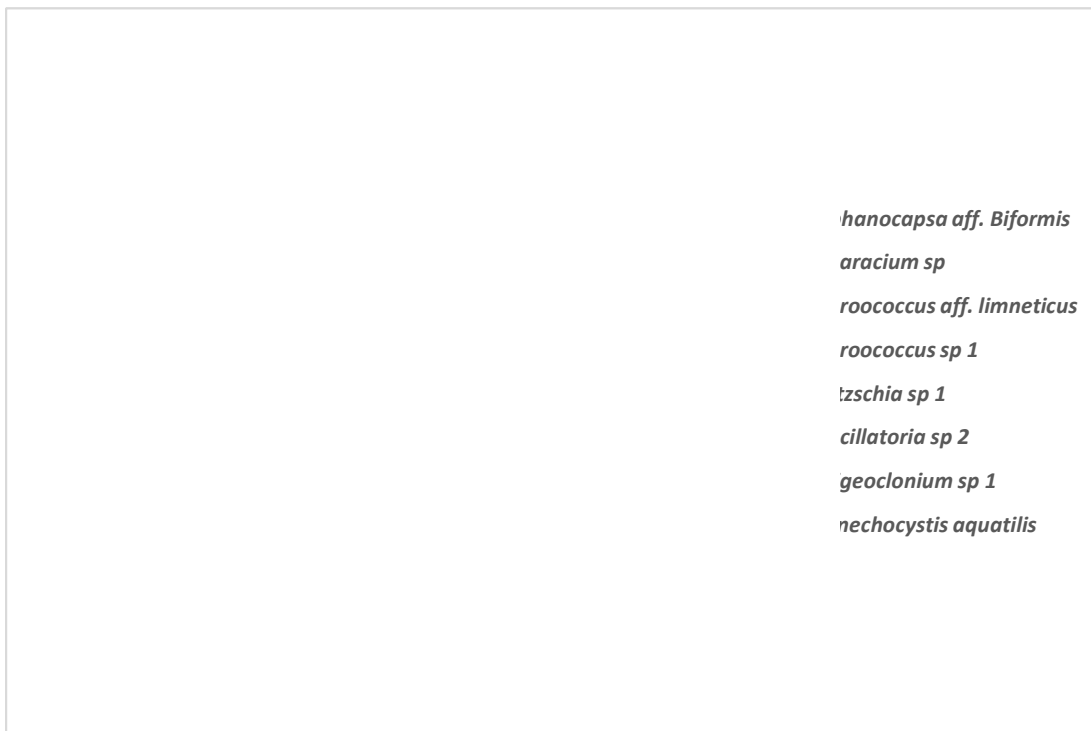


Figura 13. Densidade total de algas perifíticas (Ind.cm⁻²) presente no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



A densidade total das algas dominantes nas duas coletas, a espécie *Chroococcus aff. limneticus* foi registrada com valores de 14.357,27 Ind.cm⁻² e 25.918,63 Ind.cm⁻² foi a dominante ao longo do tempo. A espécie *Characium* sp. foi a segunda mais abundante no mês de abril com 25.139,98 Ind.cm⁻². A espécie *Nitzschia* sp1 apresentou maior densidade no mês de março, enquanto que no mês de abril as diatomáceas não apresentaram abundâncias significativas. A espécie *Oscillatoria* sp2 foi mais abundante no mês de abril com valores de 13.620,45 Ind.cm⁻² (Figura 14).

Figura 14. Densidade de algas perifíticas (Ind.cm⁻²) mais abundantes presentes no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



Em relação à densidade total das algas perifíticas, observou-se que houve diferença de médias sendo mais elevadas no mês de abril com 75.205,6 e com 37.607,1 no mês de março. Assim, observou-se que houve diferença significativa das densidades totais entre os dois meses estudados ($p=0,05$) (Figura 15). Entre as espécies mais abundantes, a espécie *C. aff limneticus* ($p= 0,05$) e *Characium* sp ($p= 0,029$) apresentaram diferenças significativas entre as duas coletas (Figura 16 e 17).

Figura 15. Teste estatístico da densidade total de algas perífíticas nos meses de março e abril, presentes no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.

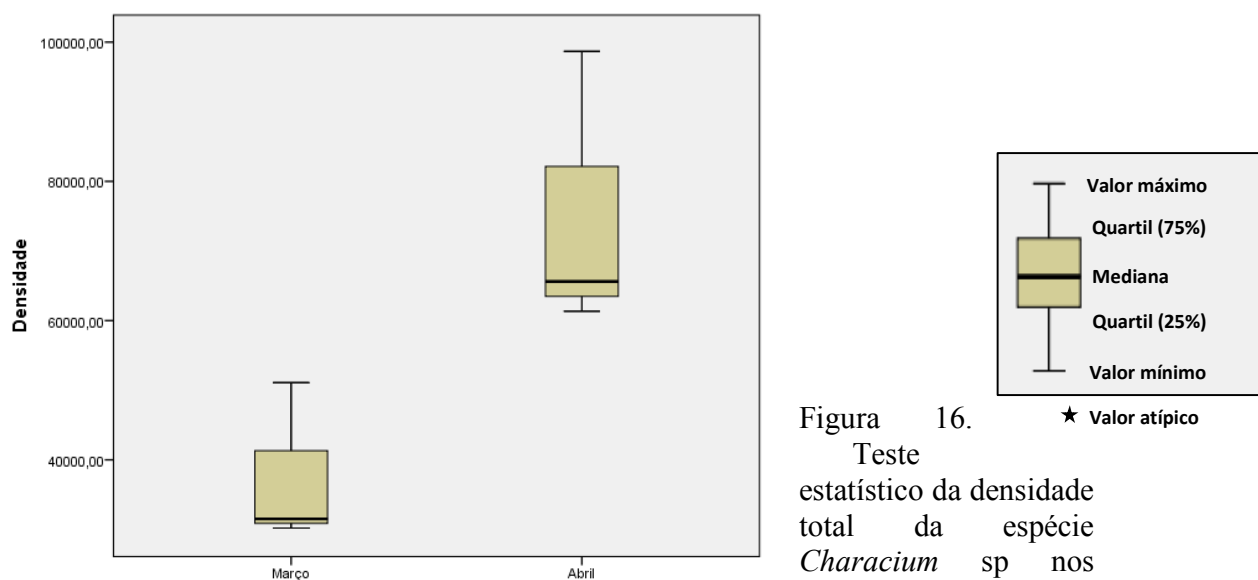


Figura 16. Teste estatístico da densidade total da espécie *Characium* sp nos meses de março e abril, presentes no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.

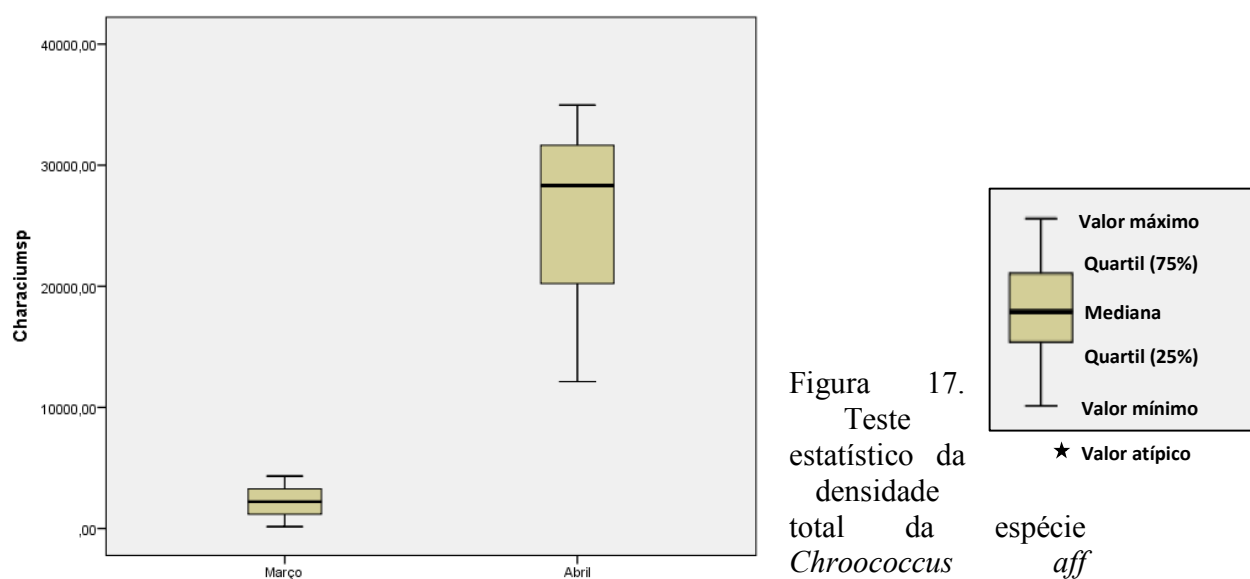
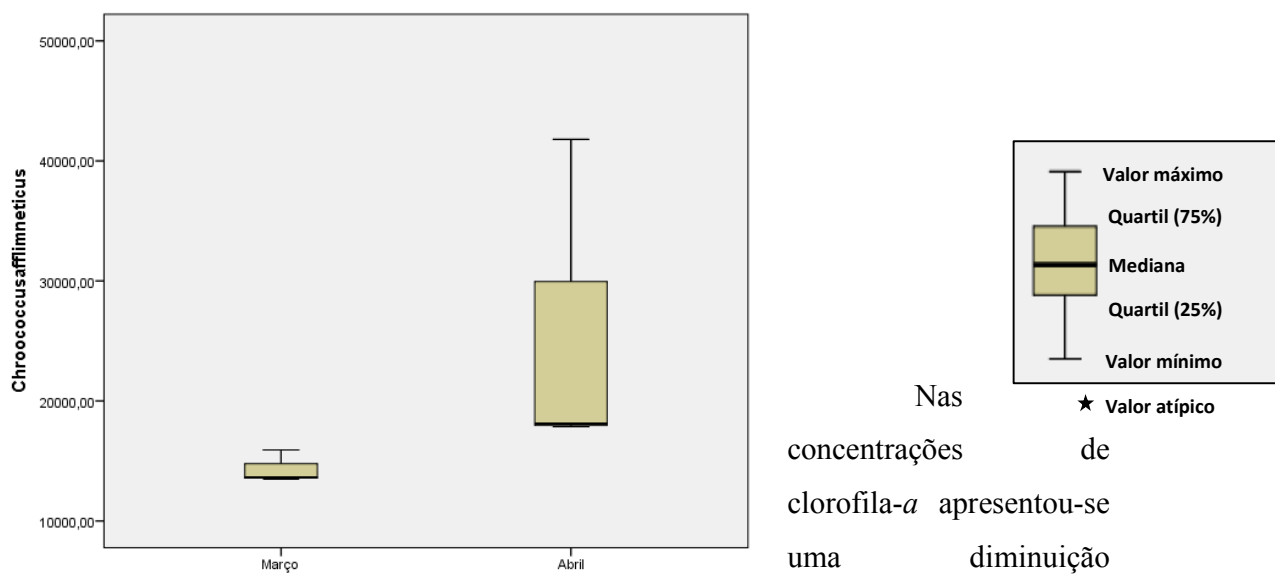
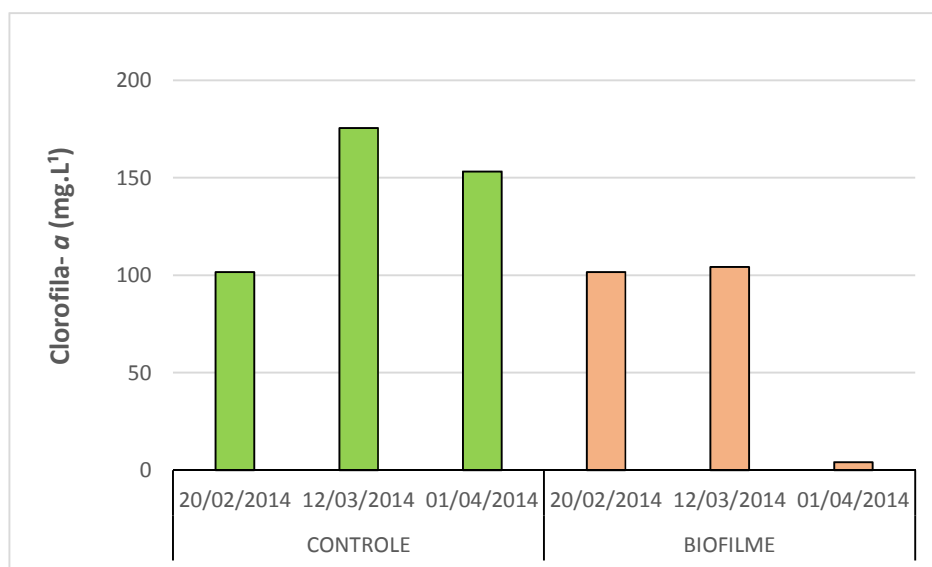


Figura 17. Teste estatístico da densidade total da espécie *Charoococcus* aff *limneticus* nos meses de março e abril, presentes no substrato artificial (plásticos) do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



significativa na água das caixas com biofilme com respeito à água do controle. A menor concentração foi apresentada no mês de abril com 4 mg.L⁻¹ (Figura 18).

Figura 18. Concentração de clorofila-*a* da água das caixas do controle e do biofilme ao longo do tempo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.

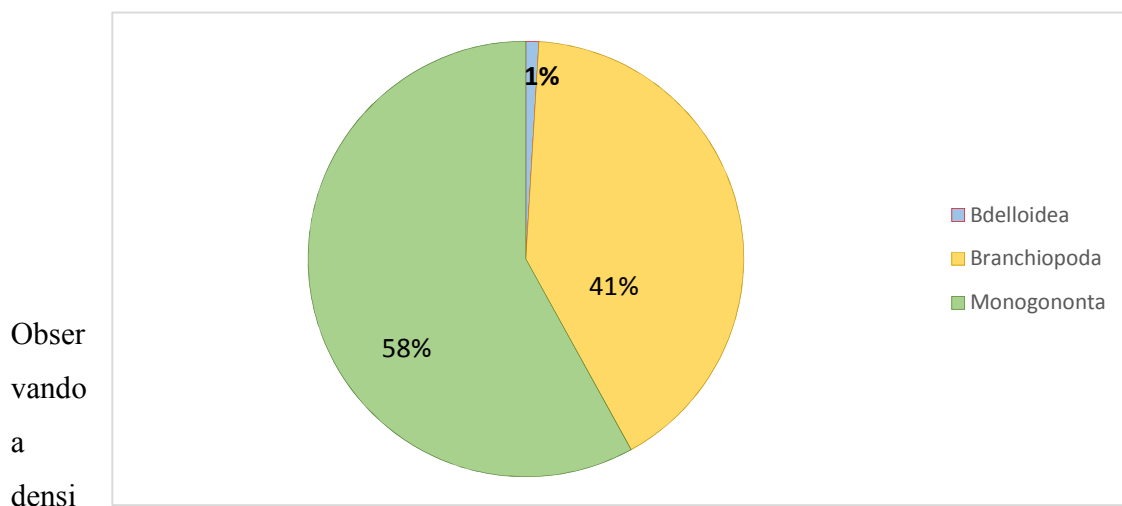


Análise da comunidade zooplanctônica

Quanto à densidade do zooplâncton encontrado na ETE de Mangabeira, no total foram encontrados 6 taxa distribuídas em três classes taxonômicas: Monogononta (*Brachionus angularis*, *Asplanchna* sp, *Pompholyx* sp), Branchiopoda (*Moina minuta*, *Alonella aff dentifera*) e Bdelloidea. A classe Monogononta apresentou a maior densidade com 58%,

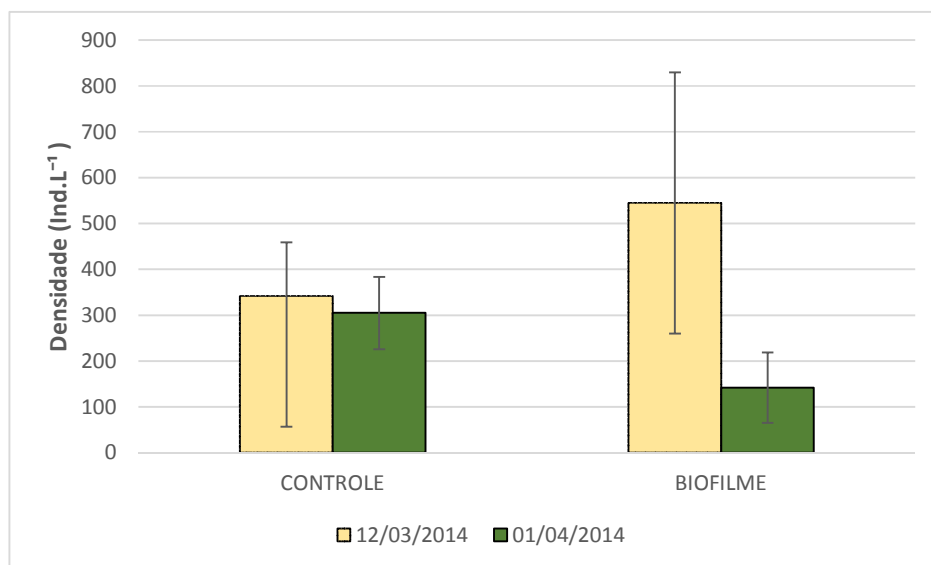
seguido da classe Branchiopoda com 41%. A classe Bdelloidea apresentou a menor densidade 1% com um só táxon como representante (Figura 19).

Figura 19. Densidade de classes taxonômicas do zooplâncton presente na água das caixas do controle e do biofilme ao longo do período de estudo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



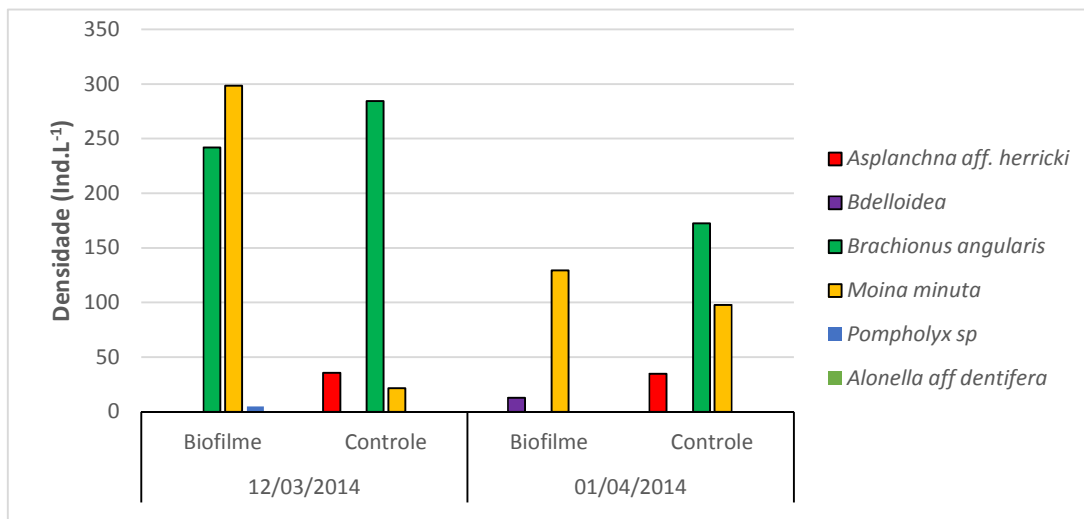
total do zooplâncton, na água das caixas do controle as densidades não mostraram grandes diferenças entre coletas, enquanto que nas caixas com biofilme no mês de março houve um marcado aumento que diminuiu consideravelmente no mês de abril, diminuindo de 545,36 Ind.L⁻¹ para 142,39 Ind.L⁻¹ (Figura 20).

Figura 20. Densidade total do zooplâncton (Ind.L⁻¹) presente na água das caixas do controle e do biofilme ao longo do período de estudo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



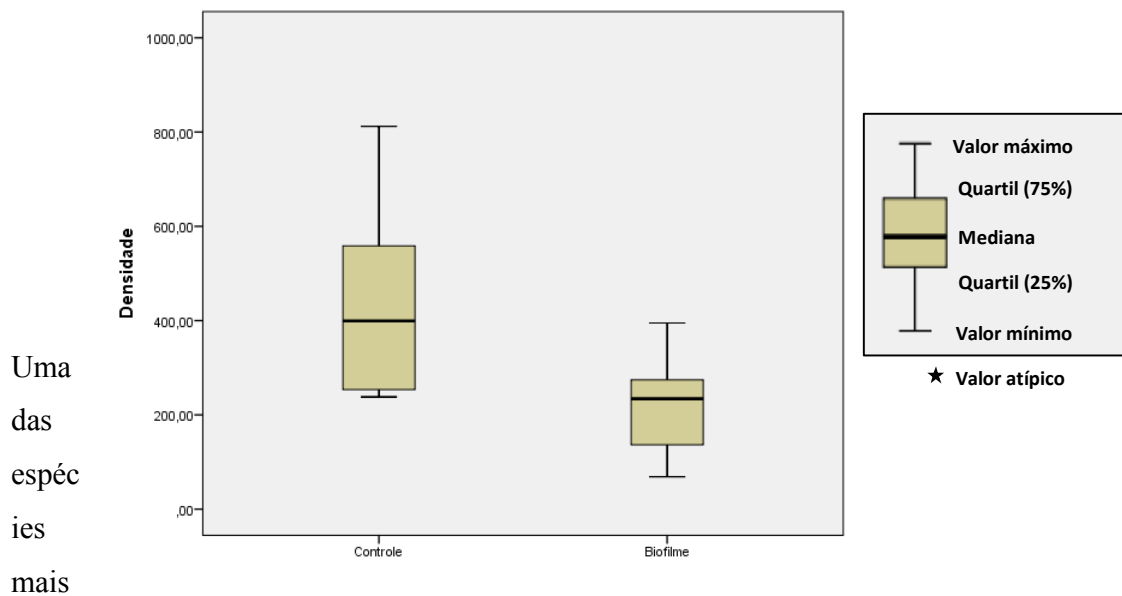
Observando a densidade de espécies de zooplâncton, a espécie *M. minuta* (Cladocera) apresentou a maior densidade na água com biofilme nas duas coletas, com valores de 298 Ind.L⁻¹ em março e 129 Ind.L⁻¹ no mês de abril. Em relação às caixas controle, pode-se observar uma maior densidade da espécie *B. angularis* (Rotifera) nas duas coletas, com 285 Ind.L⁻¹ em março e 173 Ind.L⁻¹ no mês de abril. Na água das caixas controle nas duas coletas, a espécie *M. minuta* foi a segunda com maior densidade, seguida pela espécie *Asplanchna* sp (Rotifera). Nas caixas com biofilme nas duas datas de coleta, verificou-se uma diferença de espécies, sendo a espécie *B. angularis* a segunda dominante para o mês de março e o morfotipo da classe Bdelloidea no mês de abril. O gênero *Pompholyx* sp. e *Alonella* aff. *dentifera* foram identificadas na água das caixas com biofilme no mês de abril (Figura 21) verificando-se um aumento na diversidade.

Figura 21. Densidade de espécies mais abundantes do zooplâncton (Ind.L⁻¹) presente na água das caixas do controle e do biofilme ao longo do período de estudo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



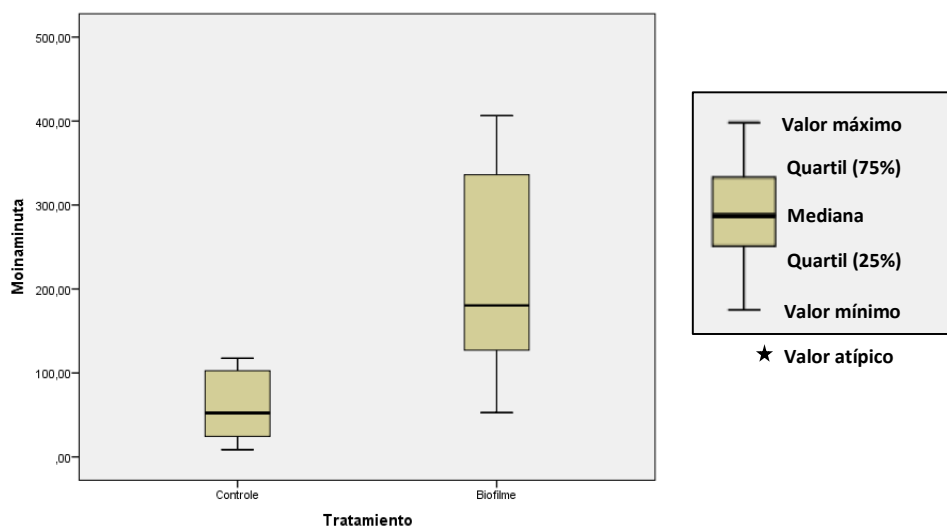
Analisando padrão da densidade total do zooplâncton na água das caixas do controle e nas caixas com biofilme, pode-se dizer que não se apresentaram diferenças significativas ($p=0,073$) (Figura 22). No entanto, a média da densidade total na água das caixas do controle foi maior do que a água do biofilme, 443,5 e 223,7 Ind.L⁻¹ respectivamente.

Figura 22. Teste estatístico da densidade total do zooplâncton (Ind.L^{-1}) presente na água das caixas do controle e do biofilme ao longo do período de estudo, no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



abundantes do zooplâncton, *M. minuta*, apresentou diferenças significativas entre a água das caixas controle e a água das caixas com biofilme ($p=0,016$) sendo mais abundante na presença do biofilme (Figura 23). A espécie *B. angularis* não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos ($p=0,076$).

Figura 23. Teste estatístico da densidade da espécie *M. minuta*, presente na água das caixas controle e do biofilme no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



Nos resultados das correlações, a densidade total de perifiton apresentou correlações positivas com o pH ($r = 0,834$; $p=0,039$) e com a temperatura ($r = 0,842$; $p=0,035$), e negativa com o Ortofosfato ($r = -0,824$; $p=0,044$). A clorofila mostrou correlações negativas com o oxigênio ($r = -0,950$; $p=0,004$) e a transparência ($r = -0,980$; $p=0,001$), e correlação positiva com a espécie *B. angularis* ($r = 0,893$; $p=0,017$). O oxigênio mostrou correlações positivas com a temperatura ($r = 0,976$; $p=0,001$) e com a transparência ($r = 0,988$; $p=0,000$), e negativa com o Ortofosfato ($r = -0,975$; $p=0,001$) e com a densidade total do zooplâncton ($r = -0,823$; $p=0,044$). A espécie *Characium* sp apresentou correlação positiva com a transparência ($r = 0,861$; $p=0,028$) e negativa com o Ortofosfato ($r = -0,885$; $p=0,019$). O Ortofosfato apresentou correlação negativa com a transparência ($r = -0,978$; $p=0,001$).

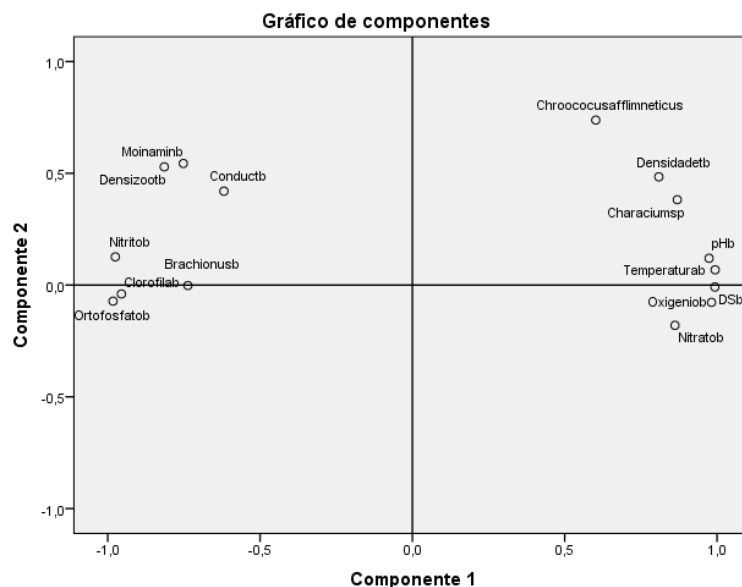
Análise de componentes principais

Os resultados da ACP mostram que a primeira componente explicou 75,9% da variância, enquanto que a segunda componente explicou o 11,7%. Pode-se observar dois grupos nos quais a componente 1 clorofila, ortofosfato, nitrito e a espécie *B. angularis* estão relacionados. Por outro lado, as variáveis físicas e químicas pH, temperatura, oxigênio, nitrato e transparência no lado direito do eixo estão relacionadas. Enquanto que a clorofila e ortofosfato diminuíram, a densidade total de algas perifíticas e a espécie *Characium* sp aumentaram, e a transparência por sua vez mostrou um aumento à medida que a espécie *Characium* sp aumentou (Figura 24).

Figura 24. Matriz e gráfico de Componentes Principais das variáveis biológicas, físicas e químicas da água das caixas com biofilme, do experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.

	Componente	
	1	2
Temperaturab	,994	,068
DSb	,993	-,009
Ortofosfatob	-,983	-,072
Oxigeniob	,982	-,078
Nitritob	-,975	,126
pHb	,974	,120
Clorofilab	-,955	-,040
Characiumsp	,869	,382
Nitratob	,862	-,180
Densizootb	-,815	,529
Densidadetb	,809	,484
Moinaminb	-,752	,544
Brachionusb	-,737	-,002
Conductb	-,619	,420
Chroococcusafflimneticus	,602	,738

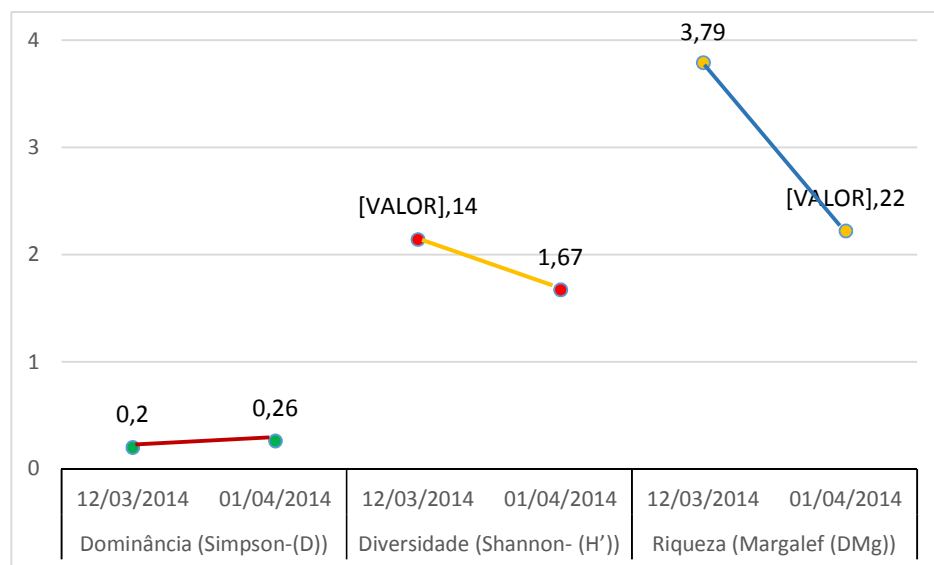
Método de extracção: Análisis de componentes principales.



Índices de diversidade

Nas amostras da estação de tratamento de esgotos ETE de Mangabeira, o índice de dominância foi alto nas duas datas analisadas, sendo a diversidade baixa, diminuindo sobretudo no mês de abril com valor de 1,67. A riqueza foi alta no mês de março com 3,79 e no mês de abril diminuiu para 2,22 (Figura 25).

Figura 25. Índices de diversidade de algas perifíticas presentes no substrato artificial (plásticos), no experimento realizado na ETE de Mangabeira, João pessoa-PB.



Discussão

Em ambientes ricos em nutrientes como as lagoas de tratamento de esgotos desenvolvem-se diversos grupos de algas que são favorecidos pelas condições físicas e químicas da água, e que podem contribuir com a diminuição da concentração de nutrientes que normalmente carregam os efluentes das lagoas. O grupo mais representativo do perifiton da presente pesquisa foram as cianofíceas seguido das clorofíceas, as cianofíceas são consideradas o grupo mais resistente e as que melhor se desenvolvem em ambientes eutrofizados por ter a habilidade de tolerar altos níveis de poluição, e por ter uma eficiente capacidade de degradação de contaminantes e absorção de nutrientes dissolvidos em águas residuais (DE-BASHANA et al., 2004; MANSY et al., 2002; EL- BESTAWY et al., 2007). As cianofíceas são dominantes no perifiton em ambientes quentes, pois este grupo pode sobreviver em temperaturas de até 75 °C, assim mesmo, a temperatura pode afetar a reprodução de outros grupos de algas limitando a produção de zoósporos (DNICOLA, 1996).

Estudos feitos por Teixeira (2003) e Jungles (2007), em estações de tratamento de esgotos, utilizando biofilme para tornar mais eficiente o tratamento

convencional nas lagoas facultativa e de maturação, apresentaram um comportamento similar sendo as cianofíceas um dos grupos mais abundantes seguido das clorofíceas ao longo das investigações.

As espécies de cianofíceas mais abundantes encontradas no perifiton *Chroococcus* aff. *Limneticus* e *Oscillatoria* sp, têm sido frequentemente encontrados em diversos estudos de algas perifíticas, esses gêneros são cosmopolitas e podem colonizar vários tipos de substratos, sendo tolerantes a uma ampla variação de fatores ecológicos especiais (WEHR et al., 2003). A espécie *Characium* sp que apresentou uma das maiores densidades no mês de Março, é comum em ambientes tropicais e possui a habilidade de utilizar várias fontes de carbono, cresce principalmente em águas paradas (BICUDO et al., 2006), essa espécie tem sido pouco registrada no Brasil, um dos trabalhos onde foi registrada foi como epífita na planície de inundação do alto rio Paraná (ALGARTE et al., 2006), no parque Estadual Fontes de Ipiranga (SP) e no Lago urbano das Garças (SP) caracterizado por seu estado eutrofizado (FERNANDES et al., 2009). A comunidade zooplanctônica da ETE de Mangabeira utilizada como bioindicador de qualidade de água, indicou diferenças entre a água das caixas controle e a água com biofilme, predominando no controle a espécie de rotífero *B. angularis* e na água das caixas com biofilme o cladócero da espécie *M. minuta*. Os Cladocera são mais sensíveis a aumentos de estado trófico, o que revela que a presença dominante de *M. minuta* na caixa com biofilme revela uma melhor qualidade de água.

Os rotíferos são considerados muito importantes como indicadores do estado trófico dos corpos de água e têm um papel fundamental na cadeia alimentar dos ecossistemas aquáticos (MARGALEF, 1983; ALMEIDA et al., 2006). Assim, o gênero *Brachionus* tem mostrado alta correlação com ambientes ricos em nutrientes e é geralmente associado a corpos de água eutróficos (VIEIRA et al., 2009; MEDEIROS et al., 2013). Ainda que a espécie *M. minuta* esteja comumente relacionada com altas concentrações de nutrientes, esta espécie pode contribuir com o controle e diminuição da densidade fitoplanctônica ajudando na melhora da qualidade da água evidenciando-se no aumento da transparência (BARBOSA et al., 2012). Na água das caixas com biofilme a transparência da água aumentou consideravelmente ao longo do tempo. A espécie *Asplanchna* sp foi registrada nas caixas do controle para as duas datas. Este gênero de rotífero omnívoro é comum em ambientes tropicais com altos níveis de eutrofização, são principalmente conhecidos como

predadores de rotíferos, no entanto sua dieta varia entre as espécies do gênero (CHANG et al., 2010).

As variáveis físicas e químicas mostraram diferenças entre a água das caixas controle e a água com biofilme, resultando evidente a contribuição positiva do tratamento com biofilme sobre a qualidade da água. As variáveis amônia, nitrito, clorofila-*a* e ortofosfato apresentaram valores mais baixos na presença do biofilme. Assim, os baixos valores de amônia e nitrito podem ser devidos aos processos de nitrificação os quais são realizados em presença de oxigênio, aumentando por sua vez a concentração de nitrato (BARSANTI et al., 2006). Os valores de amônia, elevados na água inicial diminuíram, tanto no controle, quanto no biofilme, isso pode ser o resultado da nitrificação passando de amônia a nitrato, que aumentou na mesma proporção em que a amônia diminuiu. Por outro lado, os valores mais elevados de nitrato na água do controle devem ser pela absorção por parte da maior quantidade de fitoplâncton nestas caixas.

A diminuição na clorofila-*a* pode ser explicada pela maior densidade de algas perifíticas que competem e diminuem a disponibilidade de nutrientes para o fitoplâncton. No entanto, o consumo de fitoplâncton pela comunidade zooplancônica também pode ter afetado a biomassa, levando em consideração que a espécie filtradora *M. minuta* desenvolve-se bem em ambientes ricos em alimento, controlando assim a produção do fitoplâncton (JADJAV et al., 2012). Segundo Medeiros (2013), *M. minuta* apresenta taxas de consumo elevadas independentemente da quantidade de alimento no ambiente. A diminuição do ortofosfato pode ser explicada pelo aumento na densidade do perifiton que resulta na maior utilização de fosfato (VEERESH et al., 2010). Outro fator importante nessa diminuição são os altos valores de pH e oxigênio que além de favorecer o crescimento das algas, pode induzir à precipitação do fosfato (WETZEL, 1972 apud WETZEL, 1996; ESTEVES, 1998).

A diminuição das concentrações de oxigênio nas caixas do biofilme no mês de março, podem ter sido causadas pelo período de senescência destas algas que ocorre entre 20 e 30 dias. A sua mortalidade pode ter aumentado a decomposição, levando à diminuição do oxigênio.

A transparência, o pH e o oxigênio mostraram um aumento significativo na água das caixas com biofilme e isto pode ser devido ao aumento na densidade total de algas

perifíticas as quais mediante a fotossíntese produziram aumento na concentração de oxigênio.

O pH aumentou possivelmente pela atividade fotossintética a qual consome o CO₂ diminuindo a concentração de ácido carbônico. A transparência aumentou, possivelmente pela ação do biofilme na absorção de nutrientes, competindo com o fitoplâncton, afetando a sua proliferação que é um dos principais causadores da turbidez das águas contaminadas. A diminuição da quantidade de fitoplâncton por sua vez está associado à predação por *M. minuta*, a qual apresentou as maiores densidades nas caixas com biofilme.

Em estudos de avaliação da eficiência do uso do biofilme em lagoas facultativas, verificou-se que a lagoa com biofilme em substrato artificial teve um melhor desempenho na remoção de matéria orgânica, mostrando um aumento nos níveis de oxigênio e aumento na transparência da água (JUNGLES, 2007). Por sua vez, estudos realizados utilizando biofilme para a remoção de nutrientes numa bacia de sedimentação de efluentes de uma fazenda de cultivo de camarão em (RS), demonstrou também uma diminuição do nitrogênio amoniacal em 96% em 10 dias de tratamento, a redução de fosfato em 10 dias foi de 75% e de 83% aos 15 dias e utilizando mais área de substrato (BARBOZA, 2008).

Segundo os resultados das correlações positivas entre as variáveis pH, temperatura e densidade total do perifiton, pode-se inferir que a temperatura teve um efeito positivo no aumento da densidade de algas, o que em consequência aumentou o pH pela atividade fotossintética. Assim, a correlação negativa da densidade com o ortofosfato é explicada pelo aumento da absorção por parte das algas, e pelos altos valores de pH que favorecem a precipitação do fósforo. As correlações negativas entre a clorofila-a, a transparência e o oxigênio, indicam melhoria na qualidade da água, pois os valores de clorofila diminuíram ao longo do tempo nas caixas com biofilme, e o aumento nas outras duas variáveis refletem uma melhoria na oxigenação da água e um equilíbrio entre a boa penetração de luz e o processo fotossintético das algas do biofilme neste caso, como principais produtoras de oxigênio.

Desta forma, a clorofila apresentou correlação positiva com a espécie *B. angularis*, o que evidencia que enquanto a clorofila diminuiu a densidade desta espécie também diminuiu, ou seja, à medida que o biotratamento faz efeito melhorando a qualidade de

água, esta espécie de rotífero diminui, demonstrando que é uma boa indicadora de águas mais eutrofizadas.

O oxigênio apresentou correlações positivas com a temperatura e com a transparência, isto sugere que nas caixas com biofilme houve aumento na produção de oxigênio como consequência da atividade fotossintética do perifíton, que por sua vez contribuiu com diminuição do fitoplâncton o que aumentou os valores de transparência. Além disso, o oxigênio apresentou correlação negativa com a densidade do zooplâncton e com o ortofosfato, assim, com o aumento do oxigênio na água das caixas do biofilme e ao longo do tempo, a concentração de ortofosfato e a densidade do zooplâncton diminuiram. Esta diminuição está relacionada também com o consumo de ortofosfato por parte das algas e pela redução de alimento disponível para o zooplâncton. A espécie *Characium* sp. apresentou correlação positiva com a transparência e negativa com o ortofosfato, esta espécie foi uma das mais abundantes do perifíton, o que pode apontar que contribuiu na absorção de ortofosfato e outros nutrientes. A correlação negativa do ortofosfato com a transparência relacionou-se com a melhoria na qualidade da água, já que indica que o aumento na transparência é sinal de um estado da água menos eutrofizado.

A Análise de Componentes Principais (ACP), mostrou a dinâmica das variáveis que melhor explicam o comportamento das algas do biofilme e do zooplâncton em relação com as variáveis físicas e químicas que se apresentaram na água das caixas do controle e do biofilme nos meses analisados. Assim, as relações do grupo formado pela temperatura, o pH, o oxigênio, a transparência, o nitrato, a densidade total de algas perifíticas, e do grupo formado pelo nitrito, a clorofila e o ortofosfato, indicaram e explicaram a mudança e melhoria na qualidade da água com utilização de biofilme comparado com a água das caixas controle.

Quanto aos índices de diversidade do perifíton, apresentou-se uma alta dominância e baixa diversidade na comunidade, isto pode dever-se à vantagem de algumas espécies de cianofíceas que são mais competitivas nestes ambientes e aproveitam melhor os nutrientes, sendo mais eficientes na sua absorção do que outros grupos de algas (TEIXEIRA, 2003). No entanto, a riqueza teve valores altos no mês de março e valores médios no mês de abril, isto sugere que embora tenha apresentado alta dominância, houve um número alto de espécies de algas que se desenvolveram no biofilme.

A utilização e retenção de nutrientes torna-se mais eficiente entre agregados ou comunidades como o perifíton, assim, o perifíton tem a capacidade de “sequestrar nutrientes” do ambiente externo, mudando as condições tanto da matriz perifítica quanto do meio circundante. Esta alteração do meio afeta de forma direta a disponibilidade de nutrientes entre habitats externos ao perifíton (WETZEL, 1996). Os resultados obtidos nesta pesquisa contribuem com o conhecimento da dinâmica do biofilme com os nutrientes e as variáveis físicas e químicas, evidenciando ao longo do estudo uma melhoria na qualidade da água das caixas com biofilme.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES

- Foi possível observar que o biofilme poderá ser usado de forma eficiente na melhoria de qualidade de água em ecossistemas aquáticos eutróficos e hipereutróficos, como os presentes nas Estações de Tratamento de Esgotos. Isso revela o potencial biorremediador desta comunidade, podendo os dados aqui serem extrapolados e este tratamento por biorremediação ser utilizado em outros sistemas de tratamento, como aquicultura, ambientes eutrofizados em geral, incluindo lênticos e lóticos e lagoas de estabilização em tratamento industrial ou doméstico.
- O uso do biofilme em lagoas de estabilização aumentará a oxigenação da água, podendo ser retirados os aeradores, havendo dessa forma um menor gasto financeiro por parte da estação de tratamento.
- Neste trabalho não se tentou o uso de animais que possam alimentar-se do biofilme, como peixes por exemplo, o que poderia otimizar o sistema de tratamento, por retirar da água a biomassa animal e nutrientes. Isto deverá ser tentado em experimentos futuros.

Referências bibliográficas

ALGARTE, V.M.; MORESCO, C.; RODRIGUES, L. Algas do perifiton de distintos ambientes na planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum Biological Science**, 28: 243-251. 2006.

ALMEIDA, V.L.S.; LARRAZÁBAL, M. E. L.; MOURA, A.N.; JÚNIOR, M.M. Rotífera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, Porto Alegre, 96(4):445-451, 2006.

BARBOZA, G. Remoção de nutrientes de sistemas de cultivo de camarões com biofilme associado a bacia de sedimentação. Dissertação (Mestrado em aquicultura). Fundação Universidade Rio Grande. 2008.

BARBOSA, J.E.L.; MEDEIROS, E.S.F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R.S.; CRISPIM, M.C.B.; SILVA, G.H.G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**. vol. 24, no. 1, p. 103-118. 2012.

BARSANTI, L.; GUALTIERI, P. Algae: anatomy, biochemistry, and biotechnology. Taylor & Francis Group. 2006.

BENTO, A. GOTARDO, J. T.; SEZERINO, P. H.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. Avaliação da potencialidade de biofilmes em lagoas facultativas de tratamento secundário de esgotos domésticos. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (2004).

BICUDO, C. E. M e MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições. Segunda edição. RIMA editora. 2006.

CHANG, K.H.; DOI, H.; NISHIBE, Y.; NAKANO, S. Feeding habits of omnivorous *Asplanchna*: comparison of diet composition among *Asplanchna herricki*, *A. priodonta* and *A. girodi* in pond ecosystems. **J. Limnol.**, 69(2): 209-216, 2010.

CRAGGS, R. J.; TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; DAVIES-COLLEY, R. J. Nitrification potencial of attached biofilms in dairy farm waste stabilization ponds. **Wat. Sci. Tech.**, Vol.42, No.10-11, pp. 195-202. 2000.

DE-BASHAN, L.E.; HERNANDEZ, J.P.; MOREY T, BASHAN, Y. Microalgae growth-promoting bacteria as “helpers” for microalgae: a novel approach for removing ammonium and phosphorus from municipal wastewater. **Water Res** 38:466–474. 2004.

D’ AVIGNON, A.; ROVERE, L. E. (Coordenador). **Manual de auditoria ambiental de estações de tratamento de esgotos**. Ed. Qualitymark. Rio de Janeiro, 160 p. 2002.

DNICOLA, D.M. Periphyton Responses to Temperature at Different Ecological Levels. In: *Algal Ecology Freshwater Benthic Ecosystem (Org)*. 1996.

EBTESAM; EL-BESTA, W.Y. Treatment of mixed domestic–industrial wastewater using cyanobacteria. **Ind Microbiol Biotechnol**, 35:1503–1516. 2008.

EL-BESTAWY E.; EL-SALAM AZ, A.B.D.; EL-RAHMAN HM. Potential use of environmental cyanobacterial species in bioremediation of Lindane-contaminated effluents. **Int Biodeterior Biodegradation** 59(3):180–192. 2007.

ESTEVEZ, F. Fundamentos de Limnologia. Segunda edição. 1998.

FERNANDES, S.; BICUDO, C.E.M. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas*, 26: Chlorophyceae (famílias Chlorococcaceae e Coccomyxaceae). **Hoehnea** 36(1): 173-191, 2009.

JADHAV, S.; BORDE, S.; JADHAV, D.; HUMBE, A. Seasonal variations of zooplankton community in Sina Kolegoan Dam Osmanabad district, Maharashtra, India. **Journal of Experimental Sciences**, 3(5): 19-22, 2012.

JUNGLES, M.K. Tratamento de esgoto sanitário em lagoa de maturação com biofilme. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2007.

KARL e KLAUS R. IMHOFF. Manual de tratamento de águas residuárias. EDGARD BLUCHER LTDA. 1998.

MANSY, A.H.; EL-BESTA, W.Y. E. Toxicity and biodegradation offluometuron by selected members of cyanobacteria. **World J Microbiol Biotechnol** 18:125–131. 2002.

MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona, Omega. 1983.

MEDEIROS, A.M.A.; SOUSA, C.E.; CRISPIM, M.C.; MONTENEGRO, A.K.A. Effects of experimental eutrophication on zooplankton community. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 25, no. 2, p. 183-191, 2013.

OLIVEIRA, M. S. R. Avaliação da comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa do modulo III da estação de tratamento de esgoto de Mangabeira (João Pessoa-PB). Dissertação (Mestre em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

RAKKOED, A.; DANTERAVANICH, S.; PUETPAIBOON. Nitrogen removal in attached growth waste stabilization ponds of wastewater from a rubber factory. **Wat. Sci. Tech.**, 40(1): 45-52. 1999.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa* Part I: The key operating conditions. **Separation and Purification Technology**, Vol. 52, Nº 1, p. 84-94, 2003.

TRATAMENTO de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton – biofilme. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2005.

VEERESH, M.; VEERESH, A.V.; BASVARA, J.; HUDDAR, D.; HOSETTI, B.B. Dynamics of industrial waste stabilization pond treatment process. **Environ Monit Assess**, 169:55–65. 2010.

VIEIRA, A.C.B.; RIBEIRO, L.L.; SANTOS, D.P.N.; CRISPIM, M.C. Correlation between the zooplanktonic community and environmental variables in a reservoir from the Northeastern semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensi** vol. 21, no. 3, p. 349-358. 2009.

WEHR, J.D.; SHEATH, R.G. Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification. Elsevier Science (USA). Academic Press. 2003.

WETZEL, R.G. Benthic Algae and Nutrient Cycling in Lentic Fresh water Ecosystems. In: Algal Ecology Freshwater Benthic Ecosystem (Org). 1996.

CAPÍTULO 3. EFEITO DE WETLAND NATURAL SOBRE A QUALIDADE DE ÁGUA DO RIO DO CABELO-PB

Resumo

As *wetlands* são ecossistemas de grande importância ecológica formados por macrófitas aquáticas e outras comunidades biológicas com funções ecológicas que contribuem com a filtragem das águas poluídas dos rios e lagoas e melhoram sua qualidade. Levando em consideração o anterior, na presente pesquisa avaliou-se o efeito de uma *wetland* natural no Rio do Cabelo, em diferentes condições de cobertura vegetal. Tomaram-se dados físicos (transparência e temperatura), químicos (condutividade, oxigênio, pH, nitrito, nitrato, ortofosfato e clorofila-*a*) e biológicos (Perifíton e zooplâncton) em três pontos (a montante das macrófitas, em meio a estas e a jusante) antes da desembocadura do rio na praia da Penha. Os grupos de algas dominantes foram as diatomáceas (*Gomphonema aff parvulum*, *Eunotia* sp., *Nitzschia* sp.) e as cianofíceas (*Oscillatoria* sp. e *Synechococcus* sp.). A comunidade zooplanctônica foi dominada pelo Phylum Rotifera com as espécies *Rotaria* sp., *Mytilina* sp e o grupo Bdelloidea, as quais são consideradas bioindicadoras de águas poluídas. Os resultados mostraram um efeito positivo na qualidade da água após passr pela *wetland*, apresentando um decréscimo na concentração de ortofosfato, no ponto entre as macrófitas e a jusante destas. Assim mesmo, a concentração de oxigênio aumentou no mês de outubro, no período em

que as macrófitas cobriram parcialmente o rio. A concentração de amônia diminuiu no mesmo período, evidenciando uma recuperação no nível trófico da água.

Palavras chave: Macrófitas, zooplâncton, poluição, perifíton, *wetland*.

Introdução

O Rio do Cabelo tem sido alvo de diversas atividades antropogênicas que vêm degradando seu curso ao longo da bacia. Segundo o Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia da Paraíba (IFPB), as principais fontes de poluição do Rio do Cabelo são a disposição de resíduos sólidos, a expansão urbana, as atividades de mineração, vertimentos de águas residuais, atividade turística, dentre outros. Sendo assim, é fundamental propor ações tanto de remediação quanto de educação, a fim de contribuir com o melhoramento da qualidade do ecossistema e da vida das pessoas que fazem uso dele. *Wetland* é um corpo de água também chamado terras úmidas, pântanos, várzeas ou manguezais, nos quais ocorrem processos biológicos através de macrófitas aquáticas, biofilme e outros organismos para o tratamento natural das águas poluídas provenientes dos rios (SOUSA et al., 2004).

Algumas funções destes ecossistemas são amortecer os fluxos de água, melhorar a qualidade da água, manter a dinâmica da fauna e flora aquática, proteção da biodiversidade e prevenção da erosão e assoreamento (SALTANI, s.d). As macrófitas aquáticas são muito comuns nas *wetlands*, estas podem diminuir e prevenir a eutrofização e promover a absorção e retenção do excesso de nutrientes, sendo os principais, o nitrogênio e o fósforo (MAROTTA et al., 2009). A capacidade de remoção de nitrato por parte das macrófitas varia de forma considerável dependendo do tipo de macrófitas (submersas ou emergentes), e dos

mecanismos internos de cada *wetland* (estrutura e funcionalidade das comunidades) que finalmente vão definir a eficiência das macrófitas e do biofilme na remoção de nitrogênio pelo processo de desnitrificação (WEISNER et al., 1994).

O presente capítulo visa avaliar o efeito de uma *wetland* natural, formada por macrófitas flutuantes, na área contígua ao estuário do Rio do Cabelo, observando as mudanças das variáveis físicas, químicas e biológicas antes e depois da zona de desenvolvimento das macrófitas aquáticas, em duas situações distintas, uma em que o banco de macrófitas cobria toda a área superficial do rio (setembro) e outra em que a força das águas carrou a parte central das macrófitas, deixando apenas as retidas nas margens (outubro). Sendo assim, os objetivos deste capítulo visam a analisar a eficiência das macrófitas, como sistema biorremediador, numa situação em que ocupam totalmente ou parcialmente a superfície de água.

Métodos da Pesquisa

Área de estudo

O Rio do Cabelo é o principal da bacia hidrográfica, tendo 6,02 Km de comprimento, localizado na cidade de João Pessoa, entre as coordenadas 7°08'53'' e 7°11'02'' de latitude sul e 34°47'26'' e 34°50'33'' de longitude oeste e uma altitude média de 31,15m (LEITE et al., 2004 *apud* FARIAS, 2006) (Figura 1). A bacia hidrográfica do Rio do Cabelo está inserida no complexo Gramame e Mamuaba e limita-se com a bacia de Aratú ao Sul e ao Norte com a Ponta dos Seixas, o ponto de drenagem abrange desde o bairro Mangabeira até seu deságue na Praia da Penha (FARIAS, 2006).

Figura 1. Localização do Rio do Cabelo, e da zona de amostragem dos pontos a montante, no meio das macrófitas (*wetland*) e a jusante, João Pessoa-PB.

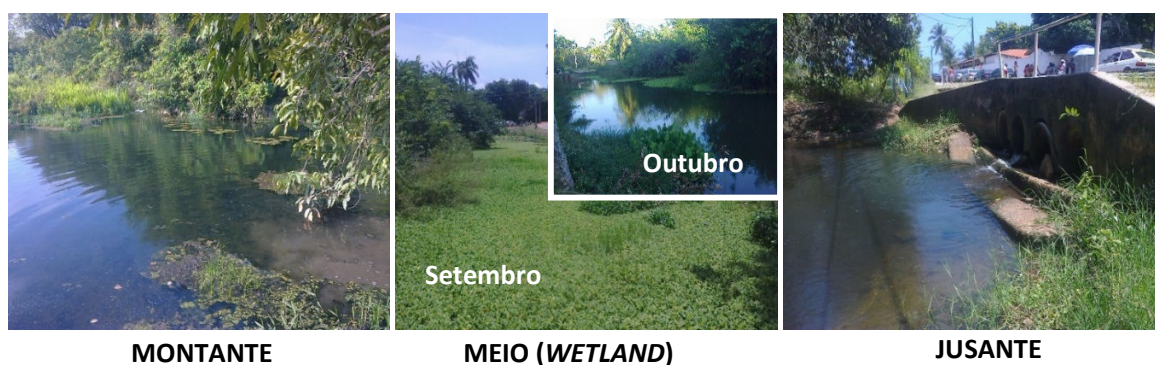


Amostragem

Realizaram-se coletas de material biológico (perifiton em macrófitas e zooplâncton) e medição de variáveis físicas e químicas nos meses de setembro e outubro, em três pontos do Rio do Cabelo que se encontrava inicialmente totalmente colonizado por macrófitas aquáticas. Embora as macrófitas presentes na área eram: *Eichhornnia crassipes*, *Salvinia* sp., *Pistia stratiotes* e *Nymphaea* sp., no mês de setembro foram coletadas amostras de perifiton em áreas submersas de *Nymphaea* sp., *Salvinia* sp e *P. stratiotes* sp nos pontos a montante, e no meio destas, sob condições de luz e sombra. No mês de outubro, pela presença de chuva momentânea dias antes da coleta a quantidade de macrófitas diminuiu consideravelmente, sendo coletada no ponto meio com sombra, a espécie de macrófita, *P. stratiotes* (Figura 2).

No ponto a jusante e montante coletaram-se amostras de zooplâncton e de água para análises de ortofosfato e clorofila-*a*, e de compostos nitrogenados (amônia, nitrato e nitrito). No local foram analisadas as variáveis, transparência, temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido. Foram coletadas três réplicas em cada ponto amostral. O ponto a montante foi selecionado por localizar-se antes da *wetland*. No ponto meio, encontra-se a *wetland* natural, e o ponto a jusante está localizado adjacente do ponto meio, recebe a água decorrente da *wetland*. Entre estes últimos pontos situa-se uma ponte, com um pequeno declive, em que a água passa por um desnível, formado uma pequena cascata.

Figura 2. Pontos de coleta a montante, no meio (*wetland*) e a jusante no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB, e a diferença de cobertura por macrófitas na *wetland* nos meses de setembro e outubro.



Fonte: Jhazaira

Mantilla.

As amostras do perifiton foram coletadas a partir do corte de parte da macrófita (raízes e folhas) com área colonizada com perifiton e colocadas em frascos plásticos. As partes de macrófitas cortadas foram raspadas utilizando-se um pincel e a preservação das mesmas realizou-se com solução de formol a 4%. Foram retiradas três réplicas de cada ponto amostral.

Métodos de contagem de algas do biofilme e zooplâncton

A metodologia de contagem foi realizada conforma à citada no capítulo 1, página 49.

Metodologia de coleta e análise das variáveis físicas e químicas

A análise foi realizada conforme à citada no capítulo 1, página 50.

Tratamento estatístico

Realizou-se estatística descritiva (Média, desvio padrão, teste de Shapiro Wilk) para observar o comportamento dos dados (distribuição normal) da densidade total do perifiton, por ponto e por espécie mais abundante. Seguidamente foi aplicado o teste T-student, o teste U de Mann Whitney, ANOVA de uma via e Kruskal Wallis para comparação de médias entre as amostras nos meses analisados e nos pontos de coleta. Na análise do zooplâncton realizou-se estatística descritiva e teste T-student por data e por ponto amostral da densidade total e da densidade das espécies dominantes. Em seguida, foi feito o teste de correlação de Pearson entre as variáveis físicas, químicas e biológicas.

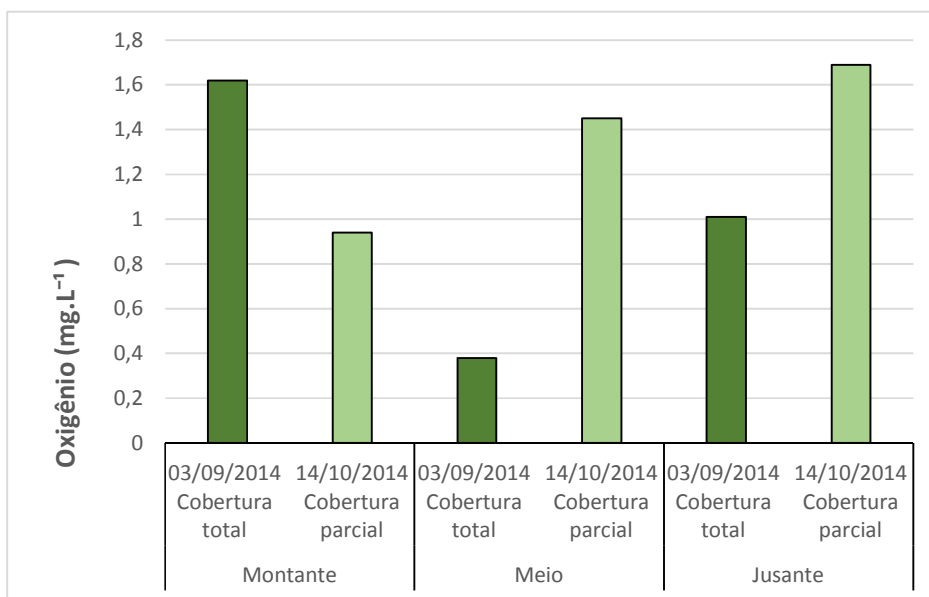
As variáveis físicas e químicas foram analisadas com estatística descritiva e teste T-student para comparar as amostras entre coletas.

Resultados

Análises físicas e químicas da água

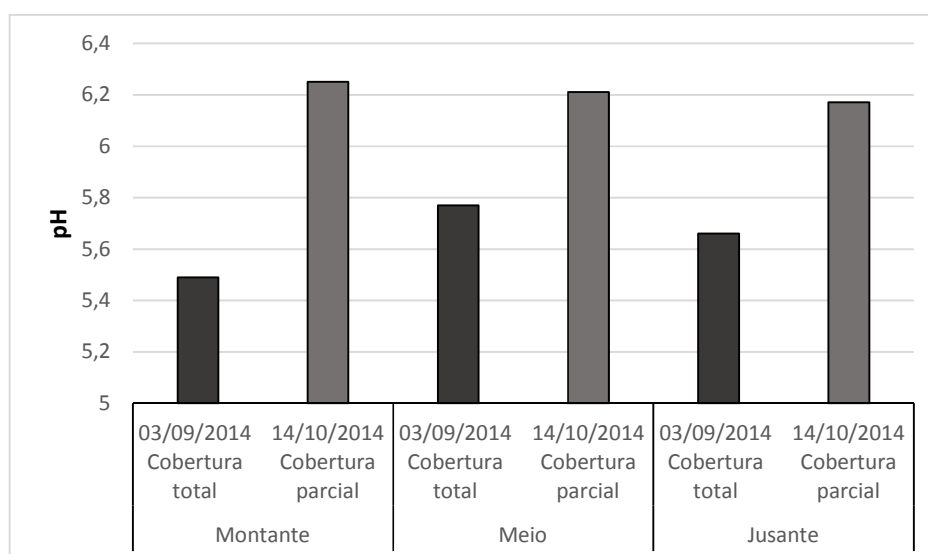
O oxigênio apresentou valores baixos ao longo do estudo, mantendo-se na faixa de 0,38 a 1,69 mg.L⁻¹ no entanto pode observar-se um leve aumento no ponto a jusante das macrófitas nos dias das duas coletas. A menor concentração verificou-se no ponto meio (entre as macrófitas) no mês de setembro com 0,38 mg.L⁻¹ (Figura 3).

Figura 3. Concentração de oxigênio dissolvido nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João Pessoa-PB, em cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio.



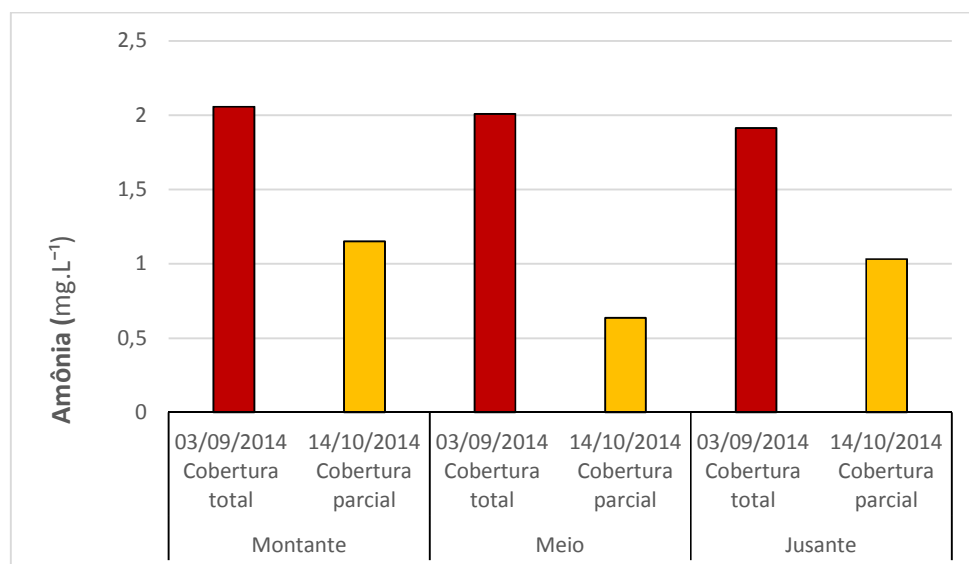
Em geral o pH apresentou valores abaixo de 6,5, porém observa-se um aumento no mês de outubro em todos os pontos amostrais. No mês de setembro nos pontos meio e a jusante verificou-se um ligeiro aumento em relação ao ponto a montante (Figura 4), o que pode ser o resultado do efeito das macrófitas.

Figura 4. Valores de pH nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João Pessoa-PB, em cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio.



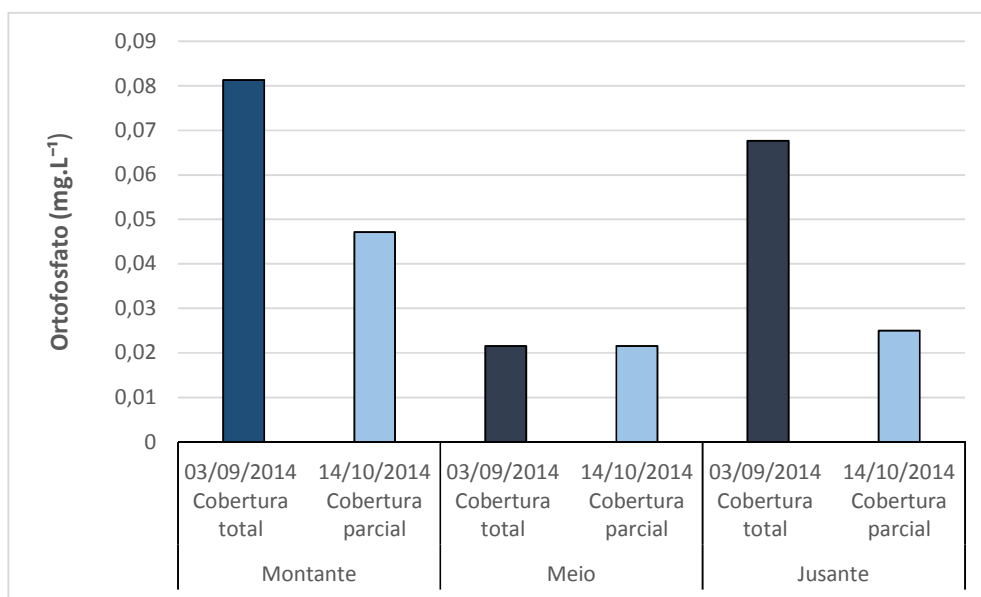
A concentração de amônia foi mais alta no mês de setembro nos três pontos amostrais, não revelando efeito biorremediador pelas macrófitas. No mês de outubro apresentou uma diminuição principalmente no meio das macrófitas com $0,63 \text{ mg.L}^{-1}$. No ponto a jusante também apresentou uma diminuição comparando com o ponto a montante (Figura 5).

Figura 5. Concentração de amônia nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João Pessoa-PB, em cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio.



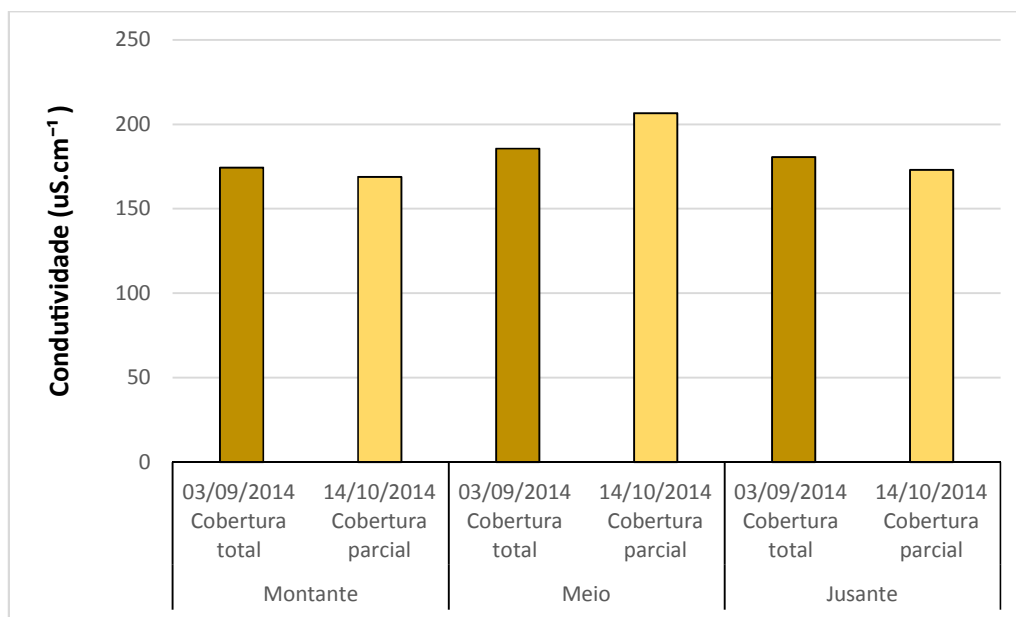
O ortofosfato apresentou um decréscimo no ponto no meio das macrófitas nas duas coletas com 0,02 mg.L⁻¹. Os valores mais altos foram no mês de setembro nos pontos a montante e jusante das macrófitas com 0,08 mg.L⁻¹ e 0,06 mg.L⁻¹ (Figura 6).

Figura 6. Concentração de ortofosfato nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João Pessoa-PB, em cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio.



A condutividade apresentou valores mais elevados no meio das macrófitas principalmente no mês de outubro, a qual atingiu o valor de 206,5 uS.cm⁻¹, a jusante. Nesse mês, verificou-se um efeito biorremediador das macrófitas, diminuindo a condutividade. Em setembro, quando a assembléia de macrófitas cobriu toda a superfície do rio, isso não se verificou, sendo os valores de condutividade muito semelhantes e ligeiramente mais elevados no meio das macrófitas (Figura 7).

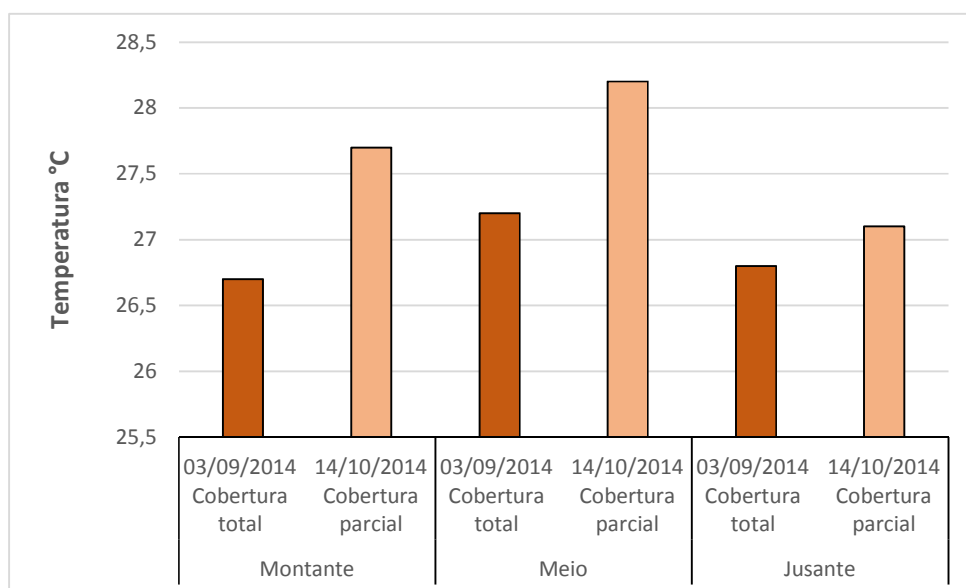
Figura 7. Valores de condutividade nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João Pessoa-PB, em cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio.



A maior temperatura apresentou-se no ponto meio das macrófitas no mês de outubro com 28,2 °C. Os valores mais baixos apresentaram-se nos pontos antes e depois no mês de setembro (figura 8).

A clorofila-*a*, o nitrito e nitrato não foram detectados em nenhuma das amostras dos três pontos amostrais.

Figura 8. Valores de temperatura nos três pontos amostrais do Rio do Cabelo, João Pessoa-PB, em cobertura total e parcial de macrófitas no ponto meio.



Os resultados da estatística descritiva e teste T-student das variáveis físicas e químicas, mostraram diferenças significativas nas variáveis pH ($p=0,003$) e amônia ($p=0,003$) nas duas coletas. Assim mesmo, estas duas variáveis apresentaram correlação negativa ($r= - 0,921$; $p=0,009$). A amônia e a temperatura também apresentaram correlação negativa ($r= - 0,824$; $p=0.044$).

A transparência foi total em todos os pontos amostrais e nas duas coletas, sendo uma média de profundidade de 78 cm.

Análise do componente algal da comunidade perifítica

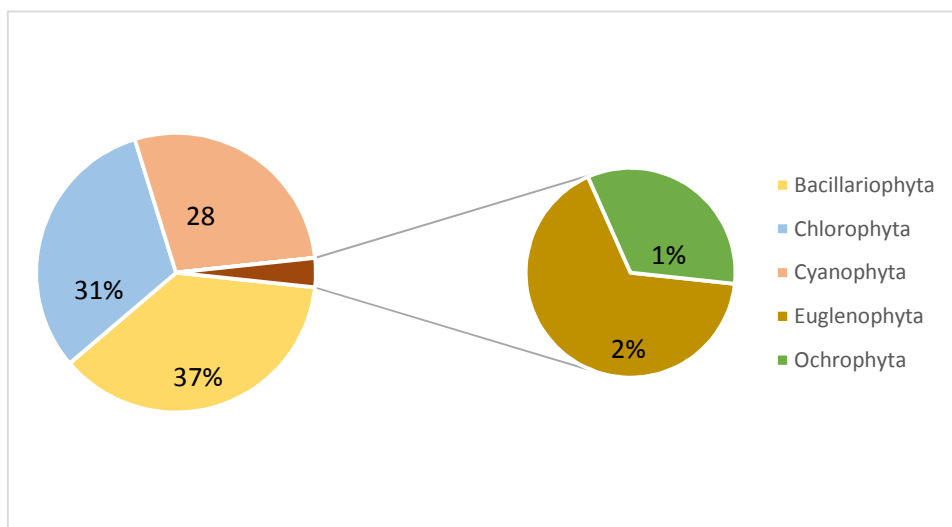
No total foram identificados 5 grupos taxonômicos de algas no biofilme: Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanophyta, Euglenophyta e Ochrophyta, representados em 50 gêneros e 89 taxa, distribuídos em 37 famílias e 9 classes. Foram registrados 33 taxa de Bacillariophyta, 28 taxa de Chlorophyta, 25 de Cyanophyta, 2 de Euglenophyta e 1 de Ochrophyta (Tabela 1).

Tabela 1. Taxa de algas presentes no biofilme aderido às macrófitas da *wetland* natural na zona de estudo do Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.

TAXA Rio Cabelo				
Bacillariophyta	Chlorophyta	Cyanophyta	Euglenophyta	Ochrophyta
<i>Achnanthes</i> sp	<i>Ankistrodesmus</i> sp	<i>Aphanocapsa</i> sp 1	<i>Phacus</i> sp 1	<i>Dinobryon</i> sp
<i>Diatomea central</i>	<i>Ankistrodesmus</i> sp 2	<i>Aphanocapsa</i> sp 2	<i>Trachelomonas</i> sp 1	
<i>Diploneis</i> sp	<i>Characiopsis</i> sp	<i>Aphanothece</i> sp		
<i>Encyonema</i> sp	<i>Characium</i> sp	<i>Chroococcus</i> sp 2		
<i>Eunotia</i> sp 1	<i>Cladophora</i> sp	<i>Chroococcus</i> sp 3		
<i>Eunotia</i> sp 2	<i>Closterium</i> sp 1	<i>Limnathrix</i> sp		
<i>Eunotia</i> sp 4	<i>Closterium</i> sp 3	<i>Merismopedia</i> sp		
<i>Eunotia</i> sp 5	<i>Coelastrum aff reticulatum</i>	<i>Oscillatoria</i> sp 4		
<i>Eunotia</i> sp 6	<i>Cosmarium</i> sp 1	<i>Oscillatoria</i> sp 1		
<i>Flagilaria</i> sp	<i>Cosmarium</i> sp 2	<i>Oscillatoria</i> sp 10		
<i>Gomphonema aff lanceolatum</i>	<i>Cosmarium</i> sp 4	<i>Oscillatoria</i> sp 11		
<i>Gomphonema aff turrus</i>	<i>Crucigenia</i> sp	<i>Oscillatoria</i> sp 2		
<i>Gomphonema aff. parvulum</i>	<i>Eutetramorus</i> sp	<i>Oscillatoria</i> sp 3		
<i>Gomphonema</i> sp 4	<i>Filamentosa nao identificada</i>	<i>Oscillatoria</i> sp 5		
<i>Navicula</i> sp 1	<i>Kirchneriella</i> sp	<i>Oscillatoria</i> sp 6		
<i>Navicula</i> sp 2	<i>Kirchneriella</i> sp 2	<i>Oscillatoria</i> sp 7		
<i>Navicula</i> sp 3	<i>Microsterias</i> sp	<i>Oscillatoria</i> sp 8		
<i>Navicula</i> sp 4	<i>Monoraphidium</i> sp	<i>Oscillatoria</i> sp 9		
<i>Navicula</i> sp 5	<i>Oedogonium</i> sp	<i>Phormidium</i> sp 1		
<i>Navicula</i> sp 6	<i>Oocystis</i> sp	<i>Pseudanabaena</i> sp 1		
<i>Nitzschia aff clausii</i>	<i>Pandorina</i> sp 1	<i>Pseudanabaena</i> sp 2		
<i>Nitzschia</i> sp 1	<i>Pediastrum</i> sp 1	<i>Rhabdoderma</i> sp		
<i>Nitzschia</i> sp 2	<i>Scenedesmus</i> sp 1	<i>Snowella</i> sp		
<i>Nitzschia</i> sp 3	<i>Scenedesmus</i> sp 1	<i>Spirulina</i> sp		
<i>Nitzschia</i> sp 4	<i>Scenedesmus</i> sp 1	<i>Synechococcus</i> sp		
<i>Nitzschia</i> sp 5	<i>Stigeoclonium</i> sp			
<i>Pinnularia</i> sp 1	<i>Tetradron</i> sp			
<i>Pinnularia</i> sp 3	<i>Westella</i> sp 1			
<i>Pinnularia</i> sp 4				
<i>Pinnularia</i> sp 5				
<i>Pinnularia</i> sp 6				
<i>Stauroneis</i> sp				
<i>Synedra</i> sp				

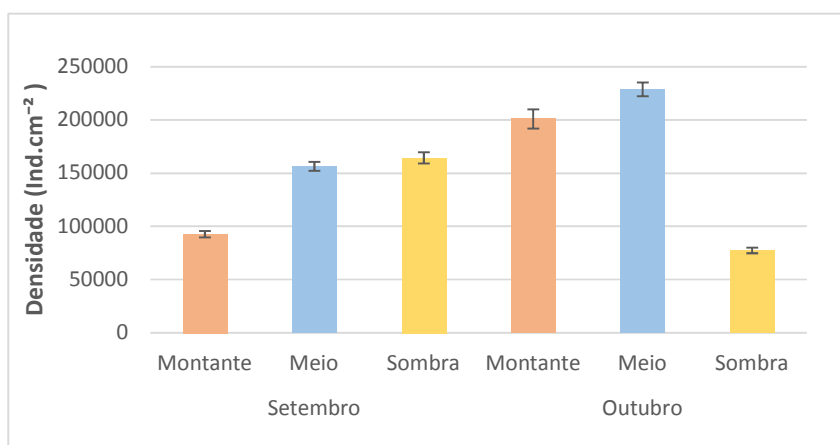
A comunidade de algas perifíticas foi dominada pela divisão Bacillariophyta com 37%, seguida de Chlorophyta com 31% e Cyanophyta 28% (Figura 9).

Figura 9. Densidade de algas perifíticas em substrato natural (macrófitas) por divisão taxonômica, ao longo do período de estudo no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.



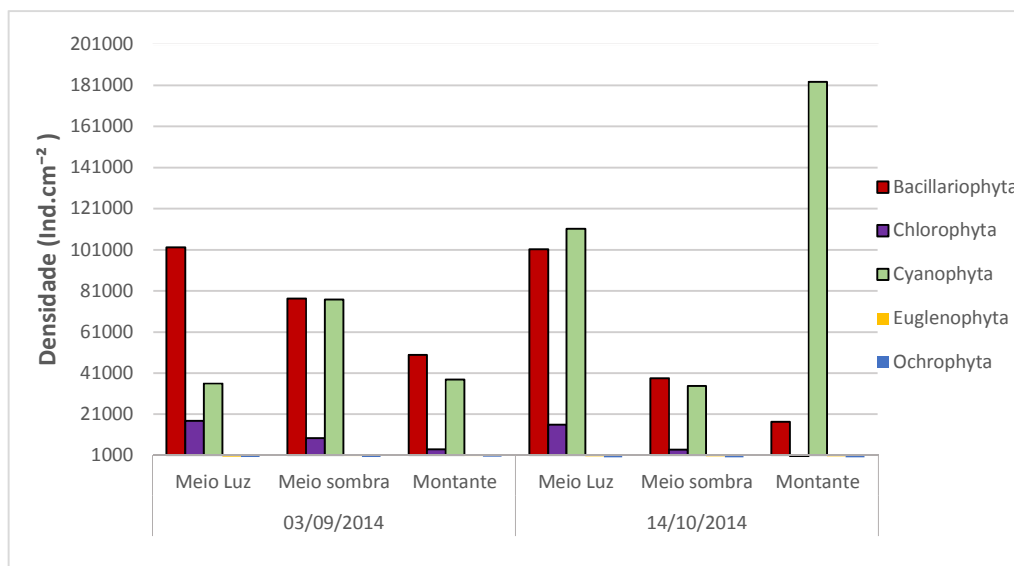
A densidade total de algas perifíticas apresentou um aumento no decorrer do tempo, no entanto em outubro observou-se uma diminuição, o que pode ser devido ao tipo de macrófita (*P. stratiotes*) na qual o biofilme se desenvolveu (Figura 10).

Figura 10. Densidade total de algas perifíticas em substrato natural (macrófitas) ao longo do período de estudo, e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.



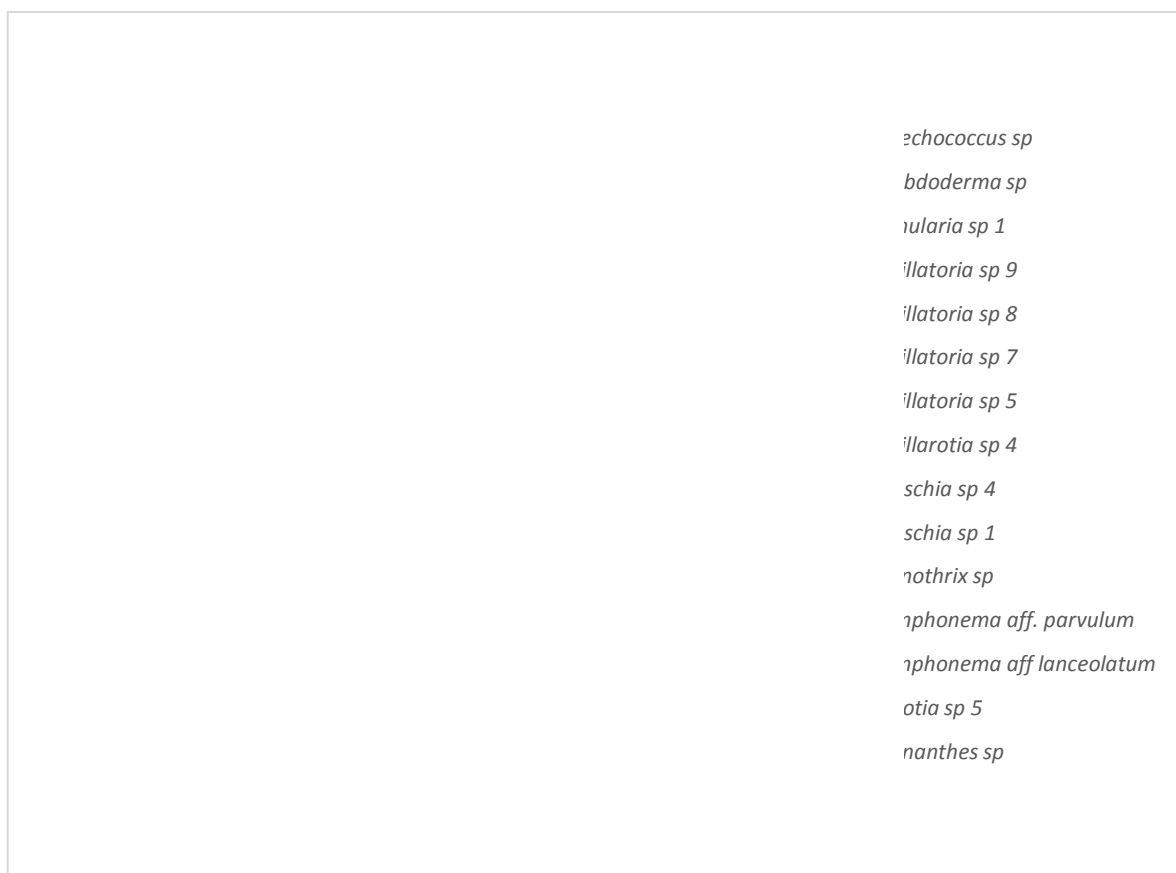
A densidade de divisões taxonômicas mostra que no mês de setembro houve dominância das Bacillariophyta, seguida das Cyanophytas nos três pontos amostrais. Em outubro, apresentou-se dominância das Cyanophytas no ponto montante e meio luz, no ponto meio sombra foram mais abundantes as Bacillariophyta (Figura 11).

Figura 11. Densidade de algas perifíticas em substrato natural (macrófitas) por divisão taxonômica ao longo do período de estudo, e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.



Comparando os pontos de coleta, pode-se observar que a densidade de espécies apresentou grande variação, em setembro o ponto a montante foi dominado pela espécie *Gomphonema aff parvulum* (Bacillariophyceae) (37%) seguida de *Synechococcus* sp. (Cyanophyceae) (23,5%) e *Achnanthes* sp. (Bacillariophyceae) (19,6%). No ponto no meio das macrófitas luz, a diatomácea *Eunotia* sp. 5 (Bacillariophyceae) (35,6%) apresentou a maior densidade, seguida da Cianobactéria *Rhabdoderma* sp. (23,4%) e a diatomácea *Nitzschia* sp. 1 (Bacillariophyceae) (14,5%). No ponto meio sombra, *Oscillatoria* sp. 4 (Cyanophyceae) (46,2%) apresentou a maior densidade. No mês de outubro, os três pontos amostrais foram dominados por *Oscillatoria* sp.7 (36,9%) (montante), *Oscillatoria* sp 4 (33,4%) (meio luz) e *Oscillatoria* sp 4. (35,8%) (meio sombra). A espécie de diatomácea *Nitzschia* sp 1 foi a segunda mais abundante com 32,1% (Meio luz) e 43,4% (meio sombra) (figura 12).

Figura 12. Densidade relativa de espécies de algas perifíticas mais abundantes ao longo do período de estudo, e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.



A densidade total de algas das amostras analisadas apresentou normalidade e não se observaram diferenças de médias das densidades nos meses de coleta ($p=0,488$) (Figura 13).

A densidade total também não apresentou diferenças significativas entre pontos amostrais ($p=0,297$), ($p=0,680$), ($p=0,217$) (Figura 14).

Figura 13. Teste estatístico da densidade total de algas perifíticas (Ind.cm^{-2}) nos meses de setembro e outubro do Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.

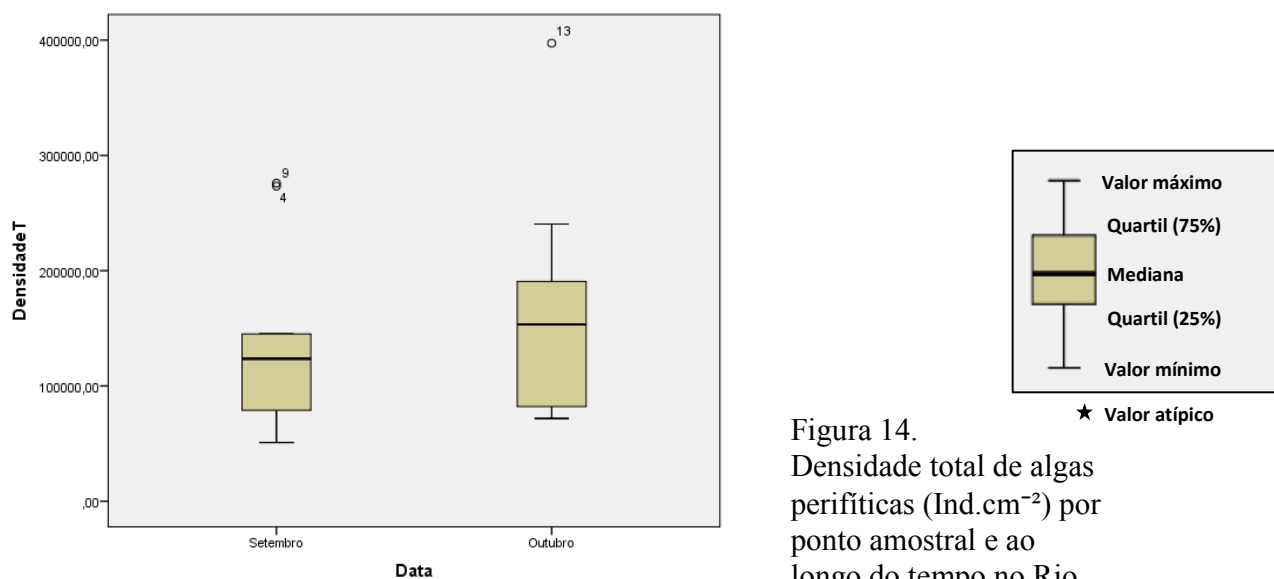
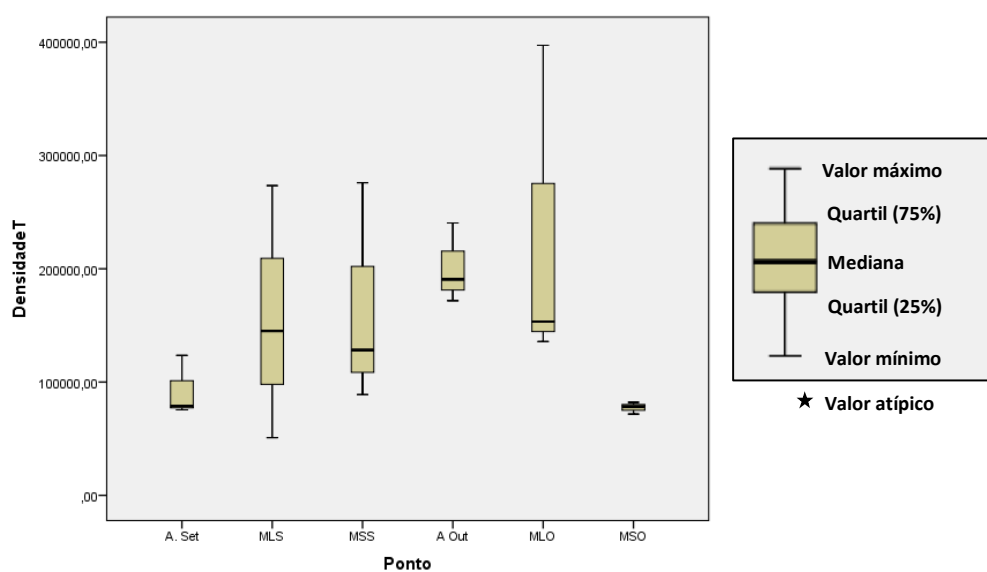


Figura 14.
Densidade total de algas
perifíticas (Ind.cm⁻²) por
ponto amostral e ao
longo do tempo no Rio

do Cabelo, João Pessoa-PB. Pontos: ASet: montante-setembro. MLS: meio luz-setembro. MSS: meio sombra-setembro. AOut: montante-outubro. MLO: meio luz-outubro. MSO: meio sombra-outubro.



As espécies *Eunotia* sp.5 e *Oscillatoria* sp.7 apresentaram diferenças significativas entre pontos amostrais ($p=0,020$) e ($p=0,007$) respectivamente (Figura 15 e 16).

Figura 15. Teste estatístico da densidade da espécie *Oscillatoria* sp7 (Ind.cm⁻²) por ponto amostral no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB. Pontos: ASet: montante-setembro. MLS: meio luz-setembro. MSS: meio sombra-setembro. AOut: montante-outubro. MLO: meio luz-outubro. MSO: meio sombra-outubro.

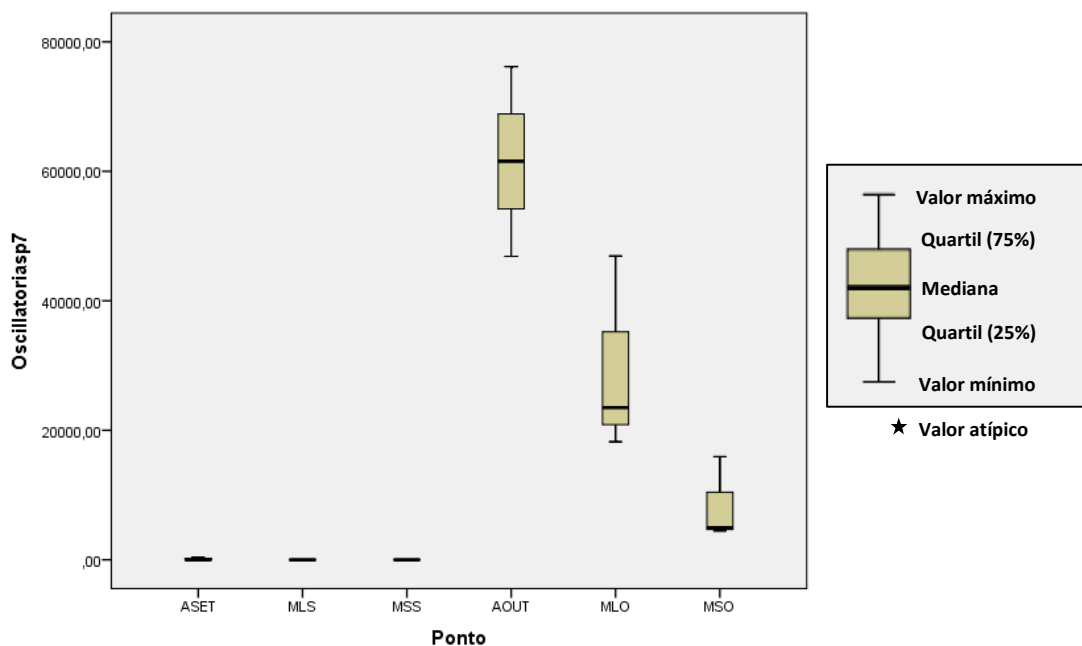
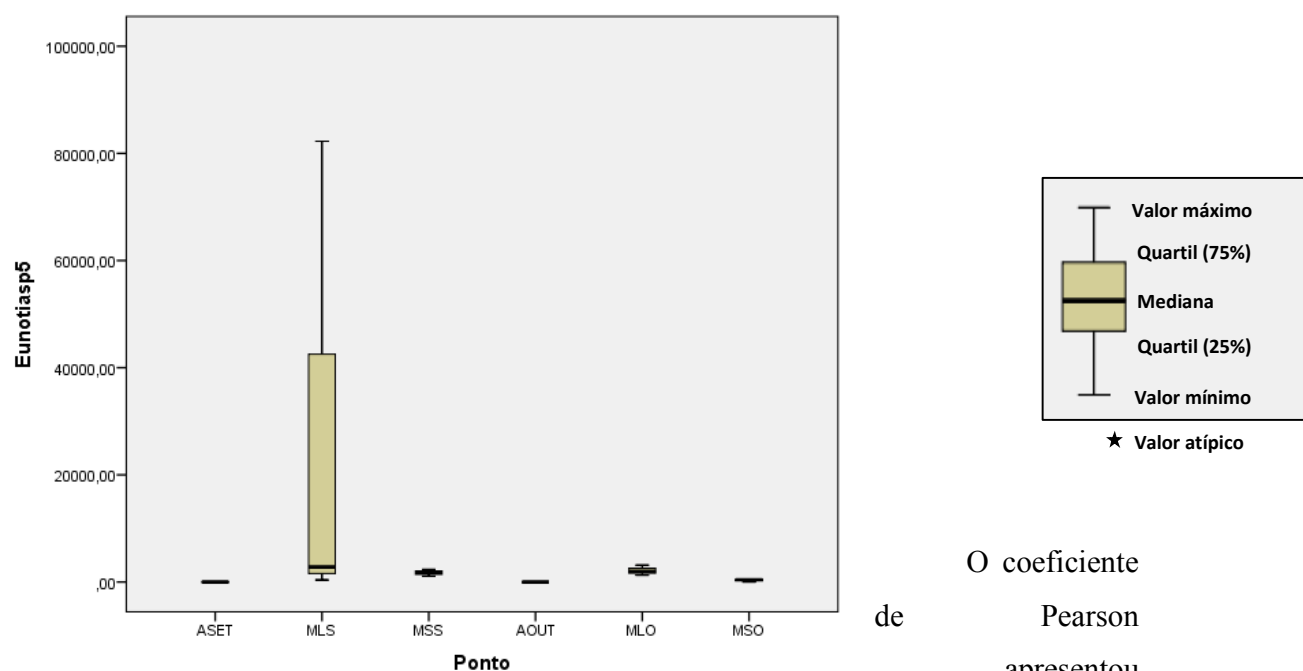


Figura 16. Teste estatístico da densidade da espécie *Eunotia* sp5 (Ind.cm⁻²) por ponto amostral no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB. Pontos: ASet: montante-setembro. MLS: meio luz-setembro. MSS: meio sombra-setembro. AOut: montante-outubro. MLO: meio luz-outubro. MSO: meio sombra-outubro.



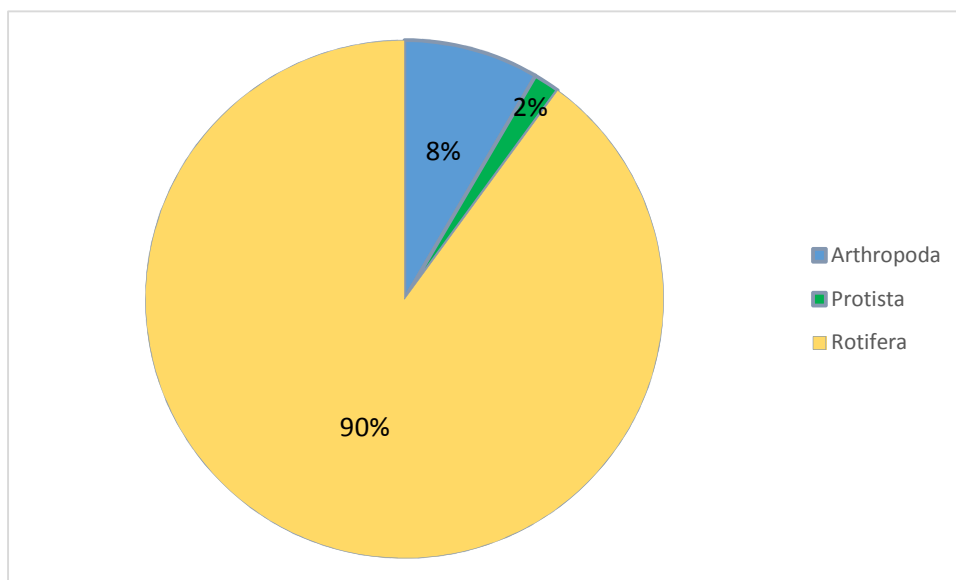
O coeficiente de Pearson apresentou

correlação positiva entre a densidade total de algas perifíticas e o pH ($r=0,962$; $p=0,038$). A espécie *G. parvulum* apresentou correlação negativa com o pH ($r= - 1,0$; $p=0,000$) e com a temperatura ($r= - 0,955$; $p=0,004$). A densidade total mostrou correlação positiva com a temperatura ($r= 0,985$; $p=0,015$). A espécie *Nitzschia* sp.1 apresentou correlação positiva com a condutividade ($r=0,954$; $p=0,04$).

Análises da comunidade zooplanctônica

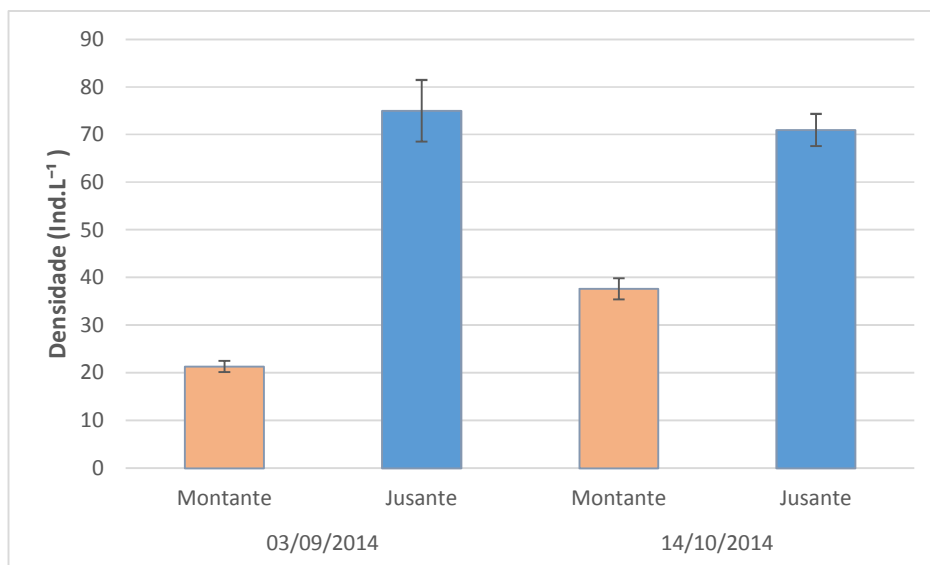
A comunidade zooplanctônica apresentou 36 espécies e a maior densidade do Phylum Rotifera (90%), seguido de Arthropoda (Crustacea) (8%) e de Protista (2%) (Figura 17).

Figura 17. Densidade da comunidade zooplancônica nos pontos a montante e jusante do banco de macrófitas no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.



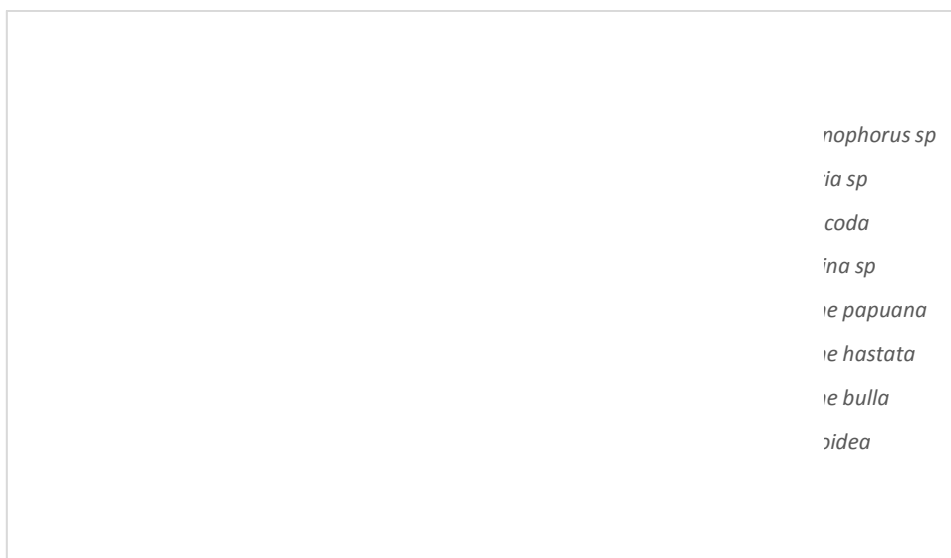
A densidade total do zooplâncton aumentou entre pontos amostrais, sendo mais abundante a jusante que a montante e apresentou densidades mais elevadas em outubro, a montante, comparando com setembro. (Figura 18).

Figura 18. Densidade total do zooplâncton ao longo do tempo e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.



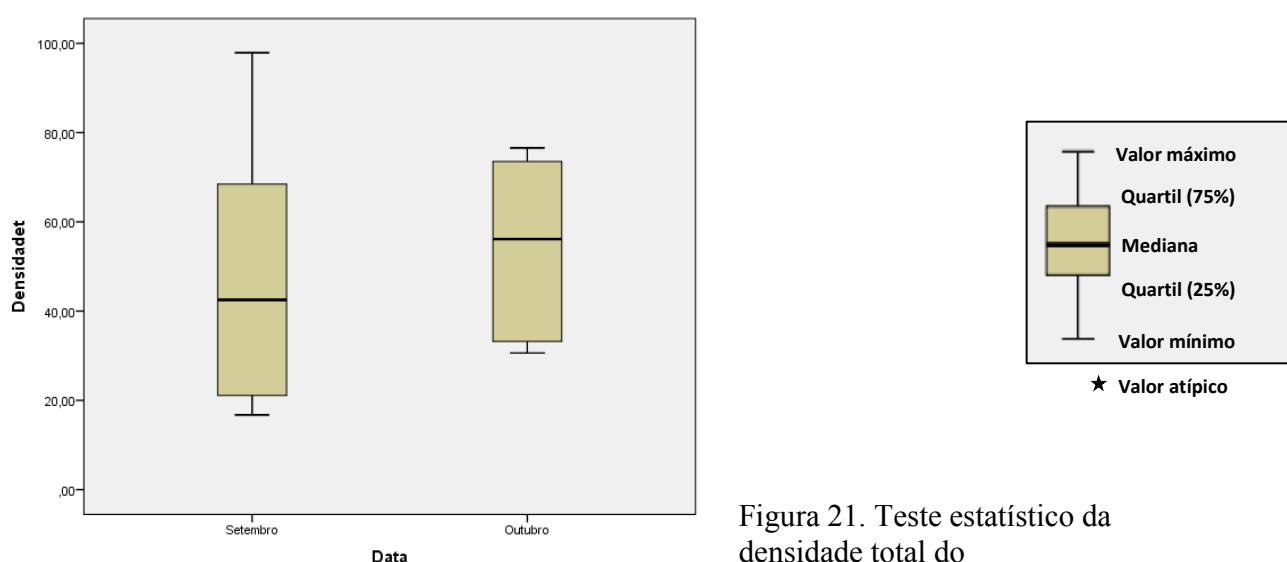
Os rotíferos foram o grupo dominante, tanto nos dois pontos amostrais quanto nos dois períodos de coleta. O ponto a montante no mês de setembro foi caracterizado principalmente pela presença de *Mytilina* sp. (29,9%) e *Rotaria* sp. (26,5%). No ponto a jusante, no mês de setembro e nos dois pontos no mês de outubro, a maior densidade foi apresentada por Bdelloidea (46,9%), (33,18%) e (31,4%) respectivamente. Ostracoda e as espécies *Lecane bulla* e *Lecane papuana* também tiveram participação importante na densidade da comunidade (Figura 19).

Figura 19. Densidade relativa de espécies mais abundantes do zooplâncton ao longo do tempo e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.



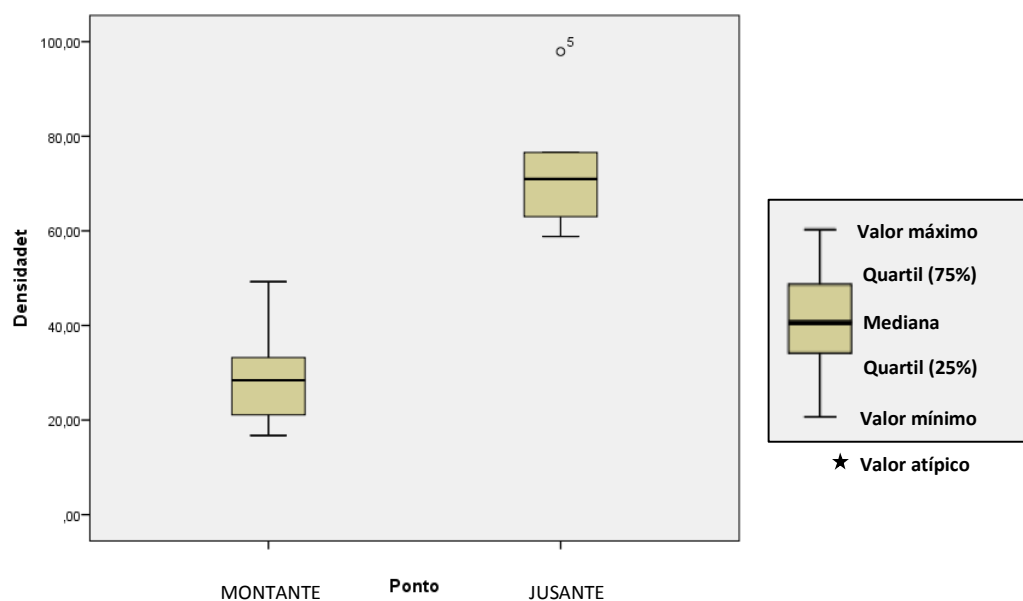
A densidade total do zooplâncton não apresentou diferenças significativas entre as amostras nas duas coletas ($p=0,699$). No entanto, entre pontos amostrais a densidade média total apresentou diferenças significativas ($p=0,000$) sendo mais abundante a jusante (Figura 20 e 21).

Figura 20. Teste estatístico da densidade total do zooplâncton (Ind.L^{-1}) ao longo do tempo no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.



ponto amostral no Rio do cabelo, João Pessoa-PB.

Figura 21. Teste estatístico da densidade total do zooplâncton (Ind.L^{-1}) por



As espécies mais abundantes da comunidade zooplanctônica, não apresentaram diferenças significativas entre os meses das coletas, contudo, entre pontos amostrais as espécies *Rotaria* sp. e *Bdelloidea* sp. apresentaram diferenças significativas ($p=0,022$) e ($p=0,006$) respectivamente (Figura 22 e 23), sendo ambas mais abundantes a jusante das macrófitas.

Figura 22. Teste estatístico da densidade da espécie *Rotaria* sp. (Ind.L^{-1}) por ponto amostral no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.

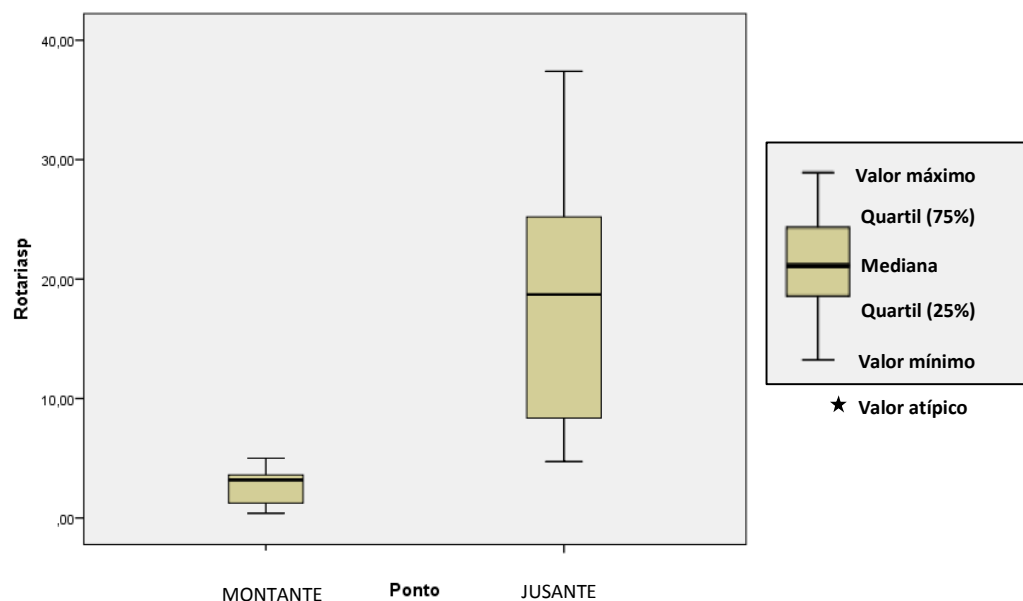
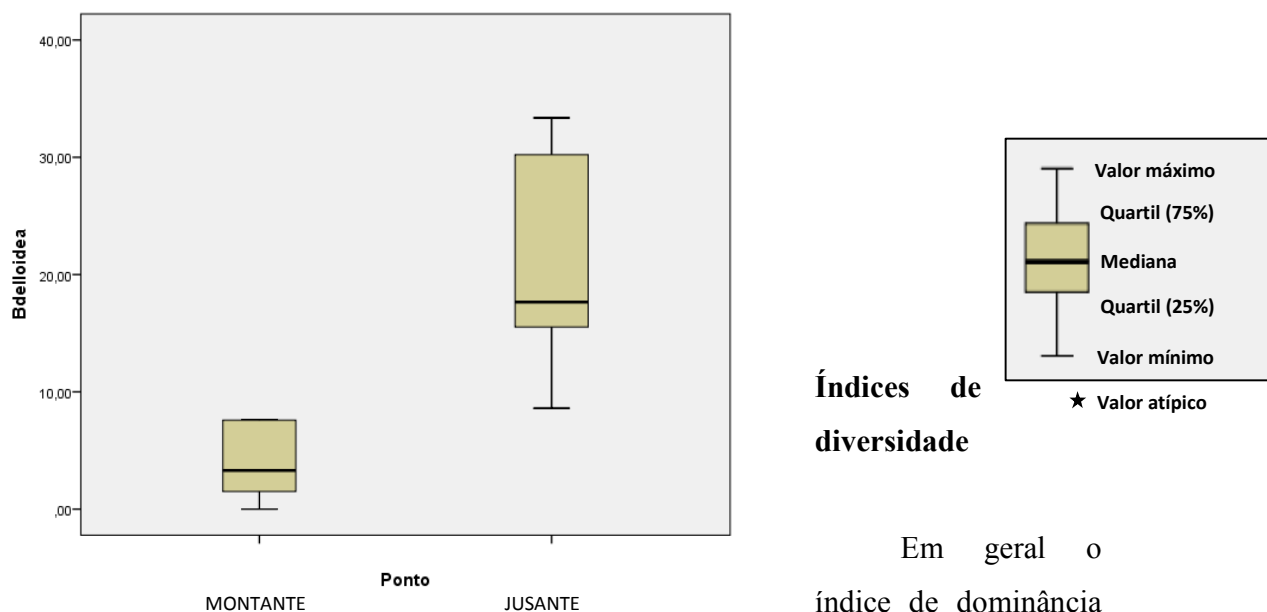


Figura 23. Teste estatístico da densidade da espécie *Bdelloidea* sp. (Ind.L⁻¹) por ponto amostral no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.



Índices de diversidade

Em geral o índice de dominância (Simpson- (D)) apresentou valores baixos menores de 0,1. A Diversidade (Shannon-Wiener- (H')) apresentou valores altos nos dois pontos e nas amostras dos dois meses, não obstante, no ponto a montante do mês de outubro apresentou uma diminuição no seu valor

(2,14). O índice de Riqueza (Margalef (DMg)), apresentou valores altos nos dois pontos e ao longo do tempo, apresentando valores superiores a 3,5 (Tabela 2).

Tabela 2. Índice de diversidade de algas perifíticas em substrato natural (macrófitas) por ponto amostral no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.

Índice	Setembro			Outubro		
	Montante	Meio Luz	Meio Sombra	Montante	Meio Luz	Meio Sombra
Dominância (Simpson-(D))	0,10	0,07	0,1	0,18	0,08	0,11
Diversidade (Shannon- (H'))	2,8	3,1	2,9	2,1	3	2,8
Riqueza (Margalef (DMg))	4,6	4,7	4,6	3,1	4,7	4,5

Na comunidade zooplancônica a dominância (Simpson-(D)) mais alta apresentou-se no ponto a jusante no mês de setembro (0,37), no entanto no resto de pontos amostrais nos dois meses a dominância foi moderada. A diversidade de (Shannon-Wiener- (H')) foi alta na maioria dos pontos nas amostras dos dois meses, porém no ponto jusante do mês de setembro, no qual a dominância foi alta, apresentou-se menor diversidade. O índice de Riqueza (Margalef (DMg)), apresentou valores muito altos, em geral acima de 5 o que representa uma alta biodiversidade (Tabela 3).

Tabela 3. Índices de diversidade da comunidade zooplancônica ao longo do tempo e por ponto amostral no Rio do Cabelo, João Pessoa-PB.

Índice	Setembro		Outubro	
	Montante	Jusante	Montante	Jusante
Dominância (Simpson-(D))	0,28	0,37	0,21	0,14
Diversidade (Shannon-(H'))	2,52	1,76	2,45	2,81
Riqueza (Margalef (DMg))	7,57	5,72	6,4	6,81

Discussão

As alterações geradas pelas intervenções antrópicas nos ecossistemas aquáticos lóticos e lênticos, têm influenciado os organismos aquáticos para o desenvolvimento de adaptações a diferentes condições ambientais. Assim, a comunidade perifítica presente nas raízes e folhas das macrófitas (*Salvinia* sp, *P. stratiotes* e *Nymphaea* sp) do Rio do Cabelo,

apresentou dominância das Bacillariophyta (diatomáceas) seguidas das Chlorophytas. Pesquisas do biofilme sobre raízes de macrófitas realizadas na *wetland* Paticos no município de Ayapel (Córdoba- Colômbia), apresentaram-se igual ao presente estudo, no mês de setembro, uma maior abundância de diatomáceas, seguidas de Chlorophyta, e Cyanophyta (MONTROYA, et al., 2008). O mesmo autor no ano 2013, encontrou no sistema de *wetlands* de Ayapel-Colômbia, uma maior abundância de diatomáceas no período seco, e maior abundância de Cianofíceas ao aumentar as precipitações (MONTROYA et al., 2013). Este padrão foi observado na presente pesquisa no mês de outubro, no qual depois das precipitações, mostrou uma maior abundância das cianofíceas sobre as diatomáceas.

Geralmente as diatomáceas dominam principalmente habitats de rios com baixa vazão e em águas eutrofizadas, desta maneira a biomassa das diatomáceas é controlada e favorecida tanto pelos nutrientes e recursos quanto pelas lentas velocidades da água (SUREN e RIIS, 2010).

O aumento geral na densidade total de algas ao longo do tempo, pode ser explicado pela concentração de ortofosfato, no ponto médio das macrófitas, o ortofosfato diminuiu em relação ao ponto a montante, o que pode ter sido o resultado do crescimento de algas no biofilme que participaram na absorção deste nutriente. Além disso, no mês de setembro a área do rio no ponto meio das macrófitas estava em sua totalidade coberta principalmente pela macrófita *P. stratiotes*, enquanto no mês de outubro alguns dias após um período de chuva forte a quantidade de macrófitas diminuiu significativamente, permanecendo a área central do rio livre de macrófitas, com *P. stratiotes* apenas na área marginal e *Nymphaea* sp. em áreas centrais, por ser enraizada.

Os gêneros de diatomáceas e cianófitas dominantes no mês de setembro *G. parvulum*, *Synechococcus* sp., *Achnanthes* sp., *Eunotia* sp., *Nitzschia* sp. e *Rhabdoderma* sp., têm sido registrados como componentes do perifíton em macrófitas em rios brasileiros e de outras regiões tropicais como o caso do rio tributário Corvo no estado de Paraná, no qual os gêneros *Gomphonema* e *Eunotia* foram os mais representativos. Os outros gêneros também foram registrados, embora não tenham sido os mais abundantes.

Na *wetland* Paticos na Colômbia, foram registrados esses gêneros, além das cianófitas do gênero *Oscillatoria*, que na presente pesquisa foram as mais abundantes no mês de outubro nos pontos no meio das macrófitas, tanto nas amostras em presença de luz,

quanto de sombra (FELISBERTO and RODRIGUES, 2010; MONTOYA et al., 2008). O gênero *Gomphonema* é caracterizado pelo seu pedúnculo para facilitar a sua adesão ao substrato. O gênero *Eunotia* e *Achnanthes* estão amplamente distribuídos e são muito comuns em ambientes ligeiramente ácidos, como o caso da área estudada do Rio do Cabelo, o qual apresentou pH abaixo de 6,5.

Diversas espécies do gênero *Nitzschia* são muito habituais em águas com alta carga de poluição orgânica (PONADER et al., 2007; SPAULDING et al., 2014), como é o caso do Rio do Cabelo, que para além de receber esgotos do presídio de Mangabeira, também passa pelo distrito industrial do mesmo bairro e tem algumas casas nas suas margens.

As diferenças significativas entre pontos amostrais por espécies de algas, mostraram que em presença de boa iluminação as diatomáceas foram predominantes, enquanto na sombra as cianofíceas do gênero *Oscillatoria* foram as mais representativas.

Assim mesmo, no mês de outubro *Oscillatoria* sp. foi a dominante em todos os pontos, isso pode dever-se à sua adaptabilidade para sobreviver a mudanças do meio, incluindo a diminuição na concentração de nutrientes bem seja pelo melhor aproveitamento da quantidade de luz ou pela absorção de nutrientes exercida pelas macrófitas e o perifiton, ou como consequência do período de chuva que contribuiu com a dissolução da carga orgânica do corpo de água.

As correlações positivas entre o pH, a temperatura e a densidade total indicam que o pH ligeiramente baixo e o aumento da temperatura, favoreceu o crescimento das algas perifíticas principalmente das cianofíceas as quais são tolerantes a altas temperaturas entre 30 e 50 °C. Portanto, a temperatura afeta o processo fotossintético controlando as taxas de reação enzimática para a produção de biomassa (DNICOLA, 1996).

A correlação negativa entre a espécie *G. parvulum* e a temperatura, pode ser devida ao fato de que em geral as diatomáceas são favorecidas por temperaturas entre 14 e 20 °C, neste caso a temperatura foi mais alta no mês de outubro nos três pontos amostrais passando dos 26 °C, o que pode ter gerado a diminuição na sua densidade.

O gênero *Nitzschia* mostrou correlação positiva com a condutividade. Águas contaminadas geralmente apresentam aumento na sua condutividade, beneficiando o crescimento desta alga.

Os índices de diversidade das algas do biofilme indicaram uma comunidade rica em espécies e de grande diversidade, e em consequência a dominância foi baixa em todos os pontos amostrais. Entretanto, no mês de outubro apresentou uma diminuição, isto pode ser devido às chuvas que podem ter desprendido algumas superfícies de biofilme.

A comunidade zooplanctônica apresentou um padrão similar, alta riqueza e diversidade e baixa dominância. Porém, no ponto a jusante, no mês de setembro em que as macrófitas estavam totalmente distribuídas na superfície do rio, a dominância aumentou, o que pode ter acontecido pela baixa qualidade de água, observada pelas maiores concentrações de nutrientes.

A comunidade zooplanctônica do Rio do Cabelo foi dominada pelo grupo Rotifera, seguido por Arthropoda (Cladocera e Copepoda). O mesmo padrão foi registrado no rio Jesumira no Acre-Brasil, o qual apresentou características químicas similares ao Rio do Cabelo nos pontos amostrais, apesar de nesse ambiente não haver presença de macrófitas na zona de coleta. Essas similaridades foram no tocante a um pH ligeiramente ácido (6,5) e à dominância de Rotifera seguida de Cladocera (SILVA et al., 2012). As espécies *Mytilina* sp., *Rotaria* sp. e *Bdelloidea* sp., têm sido registradas em diversos rios brasileiros como Santa Maria do Leme em São Carlos-SP, localizado em área urbana, no rio Poxim-Sergipe e no rio Negro-Argentina (VASCO et al., 2011). A alta densidade de rotíferos no Rio do Cabelo indicam um ambiente rico em matéria orgânica, este grupo de organismos é considerado tolerante a ambientes poluídos. Particularmente o grupo *Bdelloidea* e *Rotaria* sp, são rotíferos frequentemente encontrados em águas eutrofizadas sendo indicadoras de contaminação aquática (SANTOS et al., 2013; FRUTOS et al., 1998). O gênero *Mytilina* é comum em águas doces estagnadas, especialmente na vegetação submersa, no perifiton e no sedimento rico em detritos (JERSABEK, 2010).

A densidade total do zooplâncton foi mais alta no ponto a jusante nas duas datas de coleta, não obstante no mês de setembro mostrar maior densidade do que em outubro.

O grande banco de macrófitas que estava presente em setembro pode ter favorecido o desenvolvimento destas espécies, que acabam sendo levadas pela corrente do rio para o ponto a jusante. Embora a densidade total entre meses não apresentasse diferenças significativas, no mês de outubro evidenciou-se um decréscimo nas densidades das espécies indicadores de poluição *Rotaria* sp. e *Bdelloidea* sp., revelando melhores condições

ambientais nesse mês. Entre pontos as diferenças significativas mostraram maior densidade destas duas espécies no ponto a jusante das macrófitas. Pelo anterior pode-se inferir que possivelmente as macrófitas e o biofilme aderido tiveram um efeito positivo na absorção principalmente do ortofosfato, melhorando a qualidade de água, o que foi sentido especialmente em outubro, quando havia menos macrófitas na superfície do rio.

O aumento do pH entre pontos e entre datas pode ser explicado pelo período de chuva que carrou parte da matéria orgânica do rio, antes do período de coleta, e pela diminuição de macrófitas, o que permitiu a instalação de maior quantidade de perifiton e fitoplâncton, que ao absorverem mais CO_2 , tornaram o ambiente menos ácido. No mês de setembro o ponto a montante apresentou o menor pH em relação aos outros pontos, esse valor pode dever-se dentre outros fatores aos ácidos húmicos próprios de ecossistemas poluídos, os quais são uma fração do húmus e contém altas concentrações de quinonas usadas como aceptores de elétrons para a oxidação de substratos por parte das bactérias anaeróbias (GARCIA et al., 2007).

Ainda que em todos os pontos tenha se apresentado valores baixos de pH, em outubro após as chuvas no ponto meio das macrófitas observou-se um aumento, o que poderia explicar-se pela maior atividade fotossintética por parte do perifiton e do fitoplâncton, que aproveitaram a maior incidência de luz e a menor quantidade de macrófitas. Em geral a chuva momentânea favoreceu todos os pontos amostrais no tocante ao aumento do pH.

O oxigênio no ponto meio das macrófitas em setembro, mostrou a concentração mais baixa, neste mês a área de amostragem estava coberta totalmente de macrófitas, o que poderia ter afetado a produção de oxigênio por parte do fitoplâncton que precisa de boa intensidade de luz para o processo fotossintético. Outro fator fundamental é o processo de decomposição de material orgânico que ocorre especialmente pela morte das macrófitas, processo que precisa de altas concentrações de oxigênio, o que também causa a diminuição deste gás, pela ação decompositora das bactérias. Não obstante, no mês de outubro no mesmo ponto e no ponto a jusante, o oxigênio aumentou a sua concentração, o que pode ser devido ao espaço livre entre as macrófitas, que permitiu a presença de luz e aumento de produtores primários microalgais, que contribuem com a oxigenação da coluna de água.

Antes do ponto a jusante tem uma pequena cascata, o que pode também ter contribuído com a maior oxigenação verificada neste ponto.

A condutividade apresentou os valores mais elevados no meio das macrófitas, a decomposição da matéria orgânica gerada pela morte das plantas produz ácidos e íons que podem aumentar a condutividade (THOMAZ e BINI, 2003). A temperatura foi mais elevada no meio das macrófitas, provavelmente por diminuir o fluxo da água, o que pode ter contribuído com a menor concentração de oxigênio. Visto que este elemento permanece menos solúvel com temperaturas mais elevadas, esta favorece a perda deste gás para a atmosfera. No entanto, o aumento de temperatura influenciou no aumento da densidade de algas perifíticas, principalmente de cianobactérias.

O nitrito e nitrato não foram detectados, enquanto que a concentração de amônia apresentou valores altos e semelhantes entre todos os pontos amostrados, especialmente no mês de setembro. Isso indica a presença do processo de amonificação pela decomposição da matéria orgânica, que é realizado por bactérias aeróbias e anaeróbias. Neste processo utiliza-se nitrato e não oxigênio para a produção de amônia (ESTEVES, 1998). Em setembro a maior parte do rio estava coberta por macrófitas, o que manteve as altas concentrações de amônia pela decomposição das plantas.

Ainda que algumas espécies de algas e macrófitas possam utilizar o íon amônio (NH_4^+) para seus processos celulares, a quantidade de amônia (NH_3) liberada no meio pela decomposição da matéria orgânica foi muito alta, o que não permitiu a sua diminuição por biotratamento. No entanto, no mês de outubro, a concentração diminuiu, principalmente nas no meio das macrófitas e no ponto a jusante, pelo decréscimo da biomassa destas plantas que permitiu o aumento da densidade de perifiton, principalmente da espécie *Oscillatoria* sp., que podem ter sido eficientes na retirada deste composto.

As cianobactérias e algas eucariotas utilizam a amônia na formação de aminoácidos, proteínas e outros constituintes da parede celular (BARSANTI et al., 2006). Neste mês, o aumento do pH e temperatura também podem ter contribuído com a volatilização da amônia tornando-a menos solúvel (JUNGLES, 2007). Os pontos a montante e jusante nos dois períodos de coleta, apresentaram concentrações altas de amônia, resultante dos esgotos e resíduos orgânicos recebidos ao longo do seu percurso. As principais fontes de poluição identificadas na bacia em vários pontos do seu percurso, correspondem à presença de lixões

nas margens no percurso do rio e na área de drenagem. A expansão urbana (construção de condomínios) tem promovido o desmatamento, causando erosão do solo e assoreamento, além da falta de tratamento de águas residuais liberadas por construções residenciais e restaurantes feitas na beira do rio, têm contribuído com seu constante estado de poluição (COSTA, 2011). Em análises de parâmetros de qualidade da água do Rio do Cabelo, têm-se encontrado concentrações de amônia entre 1,5 e 2,4 mg.L⁻¹, similares às do presente estudo, mostrando níveis inadequados para o uso da água para consumo humano (FARIAS, 2008).

A concentração de ortofosfato, decresceu no meio das macrófitas em setembro e outubro em comparação com os outros pontos amostrais. O complexo macrófitas-perifiton contribuiu com absorção deste nutriente no ponto das macrófitas, demonstrando o efeito biorremediador da *wetland*. O aumento na concentração de ortofosfato na coluna de água, pode ocorrer pela sua acumulação nos sedimentos (PLANAS, 1996) e consequente liberação em situações de anoxia, o que poderia explicar o aumento nos pontos a montante e jusante das macrófitas, nos quais constantemente acontecem processos de decomposição por conta da poluição do Rio do Cabelo. Verificou-se que a diminuição deste composto a jusante foi mais eficiente em outubro que em setembro, por conta da diminuição do banco de macrófitas.

Isso pode significar que em outubro, por estar o banco de macrófitas menos denso, permitiu a entrada de luz, favorecendo a instalação de perifiton, que auxiliou na absorção deste nutriente, sendo o sistema muito mais eficiente que o sistema formado principalmente por macrófitas.

Em setembro o excesso destas plantas, pela sua decomposição, trouxe também um aporte de fósforo para o ambiente, que acabou por não conseguir diminuir as suas concentrações, tornando o tratamento não eficiente nesse mês. Em outubro pelo período de chuva, a concentração de ortofosfato no ponto a jusante não aumentou tanto quanto em setembro, o que reflete o efeito positivo das macrófitas sob condições controladas de crescimento.

A utilização controlada de grupos de macrófitas para a diminuição do estado trófico de ecossistemas aquáticos poluídos, tem sido extensamente pesquisada em muitos países do

mundo, mostrando altas porcentagens de remoção de biomassa algal e nutrientes (íon amônio, fosfatos e nitratos), assim como de metais pesados (WANG et al., 2009; VYMAZAL et al., 2010; SANTIAGO et al., 2005; SANTOS, 2008). Desta forma, as *wetlands* naturais sob condições controladas de crescimento (remoção do excesso de biomassa), são de grande importância na redução na concentração de nutrientes, contribuindo na diminuição do estado de eutrofização de corpos de água altamente poluídos.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES

- Pode-se concluir com esta pesquisa que as *wetlands* naturais são boas biorremediadoras, desde que se evite o crescimento excessivo das plantas, de forma que cubram toda a superfície da água.
- Bancos menos densos permitem a entrada de luz, o que favorece a presença de biofilme, que também age como remediador, tornando o sistema de tratamento mais eficiente.
- As espécies de cianobactérias do gênero *Oscillatoria* mostraram ser mais eficientes no biotratamento que as espécies de diatomáceas.

CONCLUSÕES FINAIS DA DISSERTAÇÃO

Açude Manoel Marcionilo

- O aumento das variáveis oxigênio e transparência nos pontos a montante e entre as estruturas no mês de fevereiro e julho, evidenciaram a ação do biofilme na melhoria na qualidade da água. Da mesma forma, a diminuição na concentração de clorofila, nitrato e ortofosfato nos mesmos meses no ponto a montante, corrobora o efeito do biofilme na absorção de nutrientes, nos meses nos quais as estruturas se mantiveram na posição central do açude.
- Os organismos zooplancônicos demonstraram serem bons bioindicadores de qualidade da água, revelando as variações do estado trófico do açude. Assim, a

marcada presença da espécie *M. minuta*, mais abundante no ponto a jusante, enquanto a espécie *N. cearensis*, mais abundante a montante indicou um estado de menor eutrofização nos pontos entre as estruturas e a montante delas, demonstrando que o sistema de tratamento com biofilme apresentou resultados positivos, e que estas foram as espécies que melhor se destacaram como indicadoras de qualidade de água.

- A maior densidade de cianofíceas no perifíton, ao longo do experimento, refletiu o estado eutrófico do açude. Esse grupo de algas é favorecido pelo aumento do pH e pelas altas temperaturas. Desta forma, com a dominância tanto das espécies perifíticas filamentosas quanto das espécies com morfologia coccoide, revela-se um ambiente rico em nutrientes, mas também uma maior absorção destes em alguns dos pontos amostrais das diferentes coletas.

ETE Mangabeira

- O efeito do biofilme na qualidade da água no experimento realizado na ETE de Mangabeira, evidenciou-se na variação de alguns parâmetros de qualidade, como o aumento na concentração de oxigênio e a transparência. Conjuntamente, verificou-se a diminuição na concentração de clorofila-*a*, amônia, nitrito e ortofosfato, que mostraram a ação do biofilme na absorção e regulação das concentrações de nutrientes em ambientes muito eutrofizados.
- As cianofíceas foram também o grupo mais representativo do biofilme, o que ressalta a tolerância e o oportunismo destas algas sobre os outros grupos, para desenvolver-se em ambientes ricos em nutrientes.
- A comunidade zooplânctônica, também evidenciou uma melhoria na qualidade da água, com a maior presença do rotífero da espécie *B. urceolaris* na água das caixas do controle (mais eutrofizada), e a presença do cladóceros *M. minuta* na água das caixas com biofilme (menos eutrofizada), destaca-se o potencial de bioindicação na caracterização de estados tróficos de diferentes ambientes. Apesar destas duas espécies serem típicas de ambientes eutrofizados, o Cladocera *M. minuta* é mais sensível que o rotífero e só conseguiu crescer no ambiente tratado com o biofilme.

Rio do Cabelo

- A presença da *wetland* no Rio do Cabelo trouxe algum benefício na melhoria da qualidade de água, principalmente na remoção de ortofosfato, mas isso só ocorreu quando o rio não se encontrava completamente coberto por macrófitas flutuantes. Quando o banco de macrófitas cobre toda a superfície do rio, a própria decomposição das plantas contribui com um aporte de fósforo que não permite a diminuição das concentrações deste composto.
- O decréscimo na concentração da amônia só se fez sentir no mês em que as macrófitas não ocuparam toda a superfície do rio e permitiu que as cianobactérias do gênero *Oscillatoria* aumentasse as suas densidades, contribuindo com a diminuição deste íon, ao mesmo tempo em que diminuiu a decomposição por parte das macrófitas.
- As concentrações de nutrientes e da comunidade zooplanctônica foram eficientes para a caracterização comparativa da qualidade de água do Rio do Cabelo nos dois momentos avaliados.
- A *wetland* natural do Rio do Cabelo, demonstrou ser eficiente, desde que haja um controle do crescimento excessivo das macrófitas, permitindo a penetração de luz no sistema, de maneira a que outros organismos, principalmente o perifiton possa se desenvolver e contribuir com o processo de biorremediação.

CONSIDERAÇÕES SOBRE O USO DE PERIFITON COMO BIORREMEIADOR

- O uso do biofilme nos três ambientes estudados tanto em substrato artificial, quanto natural (macrófitas), demonstrou ser uma boa ferramenta de biorremediação de águas eutrofizadas, principalmente sob condições controladas como nas caixas de água utilizadas na ETE de Mangabeira.
- No açude Manoel Marcionilo, ao ser um corpo de água natural de grande extensão, dificultou a avaliação do efeito do biofilme na maioria dos meses do desenvolvimento da pesquisa. No entanto, resulta fundamental avaliar a quantidade de substrato necessário para biorremediar corpos de água de diferentes dimensões, o que deverá ser realizado em estudos posteriores.

- As algas perifíticas da classe cyanophyceae representaram o grupo mais abundante nos três ambientes aquáticos estudados, o que indica que essas algas podem ter uma importante participação na retirada do excesso de nutrientes. Não obstante, a classe chlorophyceae também apresentou densidades elevadas principalmente em ecossistemas hipereutróficos como o da ETE de Mangabeira. Em corpos de água lóticos como o Rio do Cabelo, as diatomáceas foram as principais representantes no primeiro mês de coleta, sendo substituídas pelas cianofíceas filamentosas no final do estudo, quando o excesso de macrófitas tinha diminuído. Isto aponta a uma maior eficiência destas algas associadas às macrófitas, na absorção de nutrientes em ecossistemas com elevado grau de eutrofização.
- O biofilme dessa forma, deverá ser utilizado em sistemas de recuperação ambiental, mesmo que associado com a fitorremediação com macrófitas enraizadas, visto que aumenta a oxigenação e transparência da água, o que macrófitas flutuantes não proporcionam.

Referências bibliográficas

BARSANTI, L; GUALTIERI, P. *Algae: anatomy, biochemistry, and biotechnology*. Taylor & Francis Group. 2006.

COSTA, T.C.F. Degradação ambiental da bacia hidrográfica do Rio Cabelo-PB. R **Revista Brasileira de Informações Científicas**. V.2, N.2, P.73-77. 2011.

DNICOLA, D.M. Periphyton Responses to Temperature at Different Ecological Levels. In: *Algal Ecology Freshwater Benthic Ecosystem (Org)*. 1996.

ESTEVES, F. *Fundamentos de Limnologia*. Segunda edição. 1998.

FARIAS, M.S.S.; LIMA, V.L.A.; NETO, J.D.; LEITE, E.P.F. Evolução temporal da qualidade da água em seus parametros microbiológicos: Rio do Cabelo, na área costeira da Paraíba. *Engenharia Ambiental-Espírito Santo do Pinhal*, v.5, n.3, p. 171-177. 2008.

FARIAS, M.S.S.; LIMA, V.L.A.; NETO, J.D.; LEITE, E.P.F.; ANDRADE, A.R.S. Degradação da Bacia Hidrográfica do Rio do Cabelo e os Efeitos ao Meio Ambiente. Centro Federal de Educação Tecnológica da Paraíba. *PRINCIPIA*, n.14. 2006.

FARIAS, M. S. Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrografica do Rio do Cabelo. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS. Universidade Federal De Campina Grande. Campina Grande. 2006.

FELISBERTO, S.A.; RODRIGUES, L. Periphytic algal community in artificial and natural substratum in a tributary of the Rosana reservoir (Corvo Stream, Paraná State, Brazil). **Acta Scientiarum**. Biological Sciences Maringá, v. 32, n. 4, p. 373-385, 2010.

FRUTOS, S.M. Densidad y diversidad del zooplancton en los ríos salado y negro – planicie del Río Paraná – Argentina. **Rev. Brasil. Biol.**, 58(3): 431-444. 1998.

GARCÍA, G.L.; FLORES, E.R.; CERVANTES, F.J. Propiedades catalíticas del humus y su potencial aplicación en la degradación de contaminantes prioritarios. **Revista Latinoamericana de Recursos Naturales**, 3 (2): 118-128. 2007.

JERSABEK, C.D. Mongolian rotifers (Rotifera, Monogononta) a checklist with annotations on global distribution and ecology. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 159: 119-168. 2010.

JUNGLES, M.K. Tratamento de esgoto sanitário em lagoa de maturação com biofilme. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2007.

MAROTTA, H.; BENTO, L.; ESTEVES, F.A.; PRAST, A.E. Whole Ecosystem Evidence of Eutrophication Enhancement by Wetland Dredging in a Shallow Tropical. **Estuaries and Coasts**. 32:654-660. 2009.

MONTOYA, Y.M.; RAMÍREZ, N.A. Periphytic algae assemblage in macrophyte roots in a Colombian tropical wetland. **Hidrobiológica**, 18 (3): 189-198.2008.

MONTOYA, Y.M.; AGUIRRE, N. Dynamics of epiphytic algae assemblage in ayapel flood plain through flood pulse. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica* 16 (2): 491 – 500. 2013.

PLANAS, D. Acidification effects. In: *Algal Ecology Freshwater Benthic Ecosystem* (Org). Quebec ~ Montreal. 1996.

PONADER, K.C.; POTAPOVA, M.G. Diatoms from the genus *Achnanthes* in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): Ecology, distribution and taxonomic. **Limnologia** 37, 227–241. 2007.

SALATI, E. Controle de qualidade de água através de sistemas wetland construídos. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. sd.

SANTIAGO, A.F.; CALIJURI, M.L.; LUÍS, P.C. Potential for the Use of Wetland Systems in Wastewater Treatment: A Contribution to Sustainability of Water Resources in Brazil. **Natureza & Desenvolvimento**, v. 1, n. 1, p. 29-39, 2005.

SANTOS, R.M.; MOREIRA, R.A.; ROCHA, O. Composição e abundância do zooplâncton em um córrego urbano. IX Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 9, n. 3, p. 18-32. 2013.

SANTOS, E.C. Macrófitas aquáticas em tratamento de águas contaminadas por arsênio. Dissertação de Mestrado (Engenharia Ambiental-saneamento ambiental). Universidade Federal de Ouro Preto. MG. 2008.

SILVA, E.S.; KEPPELER, E.C.; SILVÉRIO, J.F. Composition of zooplankton of the small river Jesumira, located in a cleared in area at the Park National Serra do Divisor, State of Acre, Brazil. **Ciências Biológicas e da Saúde**, Londrina, v. 33, n. 2, p. 201-210. 2012.

SOUSA, J.T. Use of constructed wetland for the post-treatment of domestic sewage anaerobic effluent from uasb reactor. **Eng. sanit. ambient**. Vol. 9 - Nº 4, 285-290. 2004.

SPAULDING, S.A., LUBINSKI, D.J. AND POTAPOVA, M. Diatoms of the United States. <http://westerndiatoms.colorado.edu> Accessed on Outubro de 2014.

SUREN, A.M.; RIIS, T. The effects of plant growth on stream invertebrate communities during low flow: a conceptual model. **Am. Benthol. Soc.** 29(2):711–724. 2010.

THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas. Editora da Universidade Estadual de Maringá. 341F. 2003.

VASCO, A.N.; BRITTO, F.B; JÚNIOR, A.V.M.; NOGUEIRA, E.M.S. Biodiversidade e estrutura da comunidade zooplancônica na Subbacia Hidrográfica do Rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água** - An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v. 6, n. 2, 2011.

VYMAZAL, J.; SVEHLA, J.; KROPFELLOYA, L.; NEMCOVÁ, L.; SUCHÝ, V. Heavy metals in sediments from constructed wetlands treating municipal wastewater. **Biogeochemistry**, Vol. 101, No. 1/3, pp. 335-356. 2010.

WANG, G.X.; ZHANG, L.M.; CHUA, H.; LI, X.D.; XIA, M.F.; PU, P.M. A mosaic community of macrophytes for the ecological remediation of eutrophic shallow lakes. **Ecological engineering**, 35, 582–590. 2009.

WEISNER, S.; ERIKSSON, P.G.; GRANELL, W.; LEONARDSON, L. Influence of Macrophytes on Nitrate Removal in Wetlands. **Ambio** Vol. 23 No. 6. Royal Swedish Academy of Sciences. 1994.

WEHR, J.D.; SHEATH, R.G. Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification. Elsevier Science (USA). Academic Press. 2003.

www.algaebase.org. Accessed on novembro de 2014.