



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL**

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental  
Área de concentração: Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

**Elis Gean Rocha**

**USO DE JARDINS FLUTUANTES NA REMEDIAÇÃO DE ÁGUAS  
SUPERFICIAIS POLUÍDAS**

Campina Grande, PB

Fevereiro de 2018

**Elis Gean Rocha**

**USO DE JARDINS FLUTUANTES NA REMEDIAÇÃO DE ÁGUAS  
SUPERFICIAIS POLUÍDAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientadoras: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Mônica de Amorim Coura

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Patrícia Hermínio Cunha Feitosa

Campina Grande, PB

Fevereiro de 2018

R672u Rocha, Elis Gean.  
Uso de jardins flutuantes na remediação de águas superficiais poluídas /  
Elis Gean Rocha. – Campina Grande, 2018.  
104 f : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) –  
Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e  
Recursos Naturais, 2018.

"Orientação: Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura, Profa. Dra. Patrícia  
Hermínio Cunha Feitosa".

Referências.

1. Fitorremediação. 2. Ilhas Artificiais Flutuantes. 3. Ecossistemas  
Lacustres. I. Coura, Mônica de Amorim. II. Feitosa, Patrícia Hermínio  
Cunha. III. Título.

CDU 628.1.034.3(043)

## FOLHA DE APROVAÇÃO

Elis Gean Rocha

### USO DE JARDINS FLUTUANTES NA REMEDIAÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS POLUÍDAS

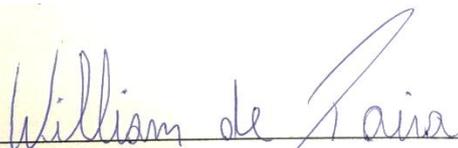
Trabalho apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito para a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.



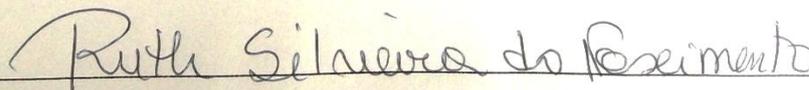
Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Mônica de Amorim Coura  
(Orientadora – Universidade Federal de Campina Grande)



Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Patrícia Hermínio Cunha Feitosa  
(Orientadora – Universidade Federal de Campina Grande)



Prof. Dr. William de Paiva  
(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba)



Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Ruth Silveira do Nascimento  
(Examinador Externo – Universidade Estadual da Paraíba)

## DEDICATÓRIA

Ao meu avô Catarino (*in memoriam*) por seu exemplo de  
integridade, amor à família e ao trabalho.

## **AGRADECIMENTOS**

À minha mãe, Maria Sônia, por seu apoio incondicional, preocupação, cuidado, entusiasmo e por sempre estar presente. Ao meu pai, Itamá, pela confiança e por nunca ter duvidado.

Ao meu irmão, Glauber, pelo cuidado, pelo exemplo de perseverança, coragem e dedicação. Ao meu irmão, Fernando, por toda sua alegria e carinho.

A toda minha família, em especial a família Catarino, vocês são a parte mais bonita de mim, minha força e minha alegria vem do amor que eu recebo de vocês, sou imensamente grata por fazer parte dessa família e por tudo que fazem por mim.

A todos os meus amigos, os que me acompanharam de perto nesses dois anos, e aqueles que de longe nunca deixaram de estar presentes. Pela energia positiva de vocês, por sempre acreditarem em mim e por todo o amor e preocupação. Compartilhar meus dias com vocês me faz mais feliz.

A minha orientadora, Prof<sup>a</sup>. Mônica, por acreditar nesse trabalho, pela preocupação comigo e por toda sua dedicação e ensinamentos. A minha orientadora, Prof<sup>a</sup>. Patrícia, por ter confiado em mim para a realização dessa pesquisa, pela parceria em todos esses anos, pelos conselhos, disponibilidade e por toda a ajuda em todas as etapas desse trabalho.

Ao professor Willian, pelo auxílio à pesquisa e por toda a ajuda e conhecimento compartilhado.

A Prefeitura Universitária, em nome de Sr. Batista, pelo apoio a pesquisa e a todos os funcionários da prefeitura, em nome de Sr. Josafá, que voluntariamente se disponibilizaram para ajudar na realização deste trabalho.

A todos do Laboratório de Saneamento, Tiquinho, Igor, Cris, Val e Savana, pela ajuda nos longos dias de trabalho. A Aroldo, pela ajuda nos dias de coleta, sua disponibilidade e por tornar as coletas mais divertidas.

Aos alunos de graduação que desenvolveram seus trabalhos comigo, Daniel, Maria Cecília, Clementino, Samara, Kaio, Raiza e Sabrina, a ajuda de vocês foi indispensável, obrigada pela paciência e por todo o conhecimento compartilhado.

A todos que voluntariamente me ajudaram nessa pesquisa, tanto na montagem dos jardins, como nas coletas e no laboratório, sem vocês eu não teria conseguido.

Aos colegas e amigos do PPGECA, pela ajuda e companheirismo em todas as etapas desse trabalho.

Aos professores William e Ruth, que aceitaram gentilmente participar da banca examinadora. A todos os professores da pós-graduação, pelas oportunidades e conhecimentos transmitidos.

A CAPES e a todos que de forma direta e indireta contribuíram para a realização desse trabalho.

Muito obrigada!

## RESUMO

As águas urbanas passam por diversas intervenções no processo de desenvolvimento das cidades, sofrendo, muitas vezes, impactos negativos devido à ausência de planejamento e saneamento básico. A eutrofização, causada pelo enriquecimento dos corpos hídricos por nutrientes advindos de despejos de esgotos sem tratamento é um dos grandes problemas das águas superficiais urbanas. Tendo em vista a necessidade do desenvolvimento sustentável das cidades, continuamente procura-se por alternativas para o tratamento de águas poluídas que possam atuar de forma harmônica com a paisagem urbana. Este trabalho teve como objetivo a construção de um sistema de jardins flutuantes para a remediação das águas do pequeno açude localizado no campus sede da Universidade Federal de Campina Grande – PB. O experimento foi realizado numa área experimental de 400 m<sup>2</sup> de espelho d'água, a montagem do sistema se dividiu em três etapas, atingindo no final da terceira etapa uma cobertura superficial de 10%. As estruturas modulares foram construídas com bambu e paletes, sendo utilizadas diferentes espécies de plantas aquáticas e ornamentais e substrato de fibra de coco. O monitoramento foi feito por coletas semanais, em 13 pontos distribuídos na área experimental. Os parâmetros analisados foram: temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica, OD, DBO, DQO, clorofila-a, fósforo total, ortofosfato solúvel. Em relação às estruturas dos jardins, aquelas que não apresentaram problemas de estabilidade e flutuação, tiveram bons resultados e proporcionaram o bom desenvolvimento das plantas. As análises estatísticas dos dados mostraram que na área em estudo, houve variações significativas em todos os parâmetros estudados, apresentando resultados positivos de remoção de matéria orgânica e nutrientes em alguns dos dias monitorados. As interferências ambientais na área em estudo, como a precipitação e as cargas de efluentes, dificultaram a análise de eficiência dos jardins na qualidade da água, mas, apesar disso, foram encontrados resultados importantes.

Palavras-chave: Fitorremediação, ilhas artificiais flutuantes, ecossistemas lacustres.

## ABSTRACT

Urban waters go through many interventions during the process of development of cities. Many times suffering negative impacts due to absence of planning and basic sanitation. Eutrophication caused by enrichment of water bodies by nutrients from sewage dumping without treatment is one of the great problems of superficial urban waters. Because of the need for sustainable development in cities and the search for alternatives for the treatment of polluted waters, this study has the objective of constructing a system of floating gardens to treat the waters of the pond located on the main campus of the Federal University of Campina Grande, Paraíba, Brazil. The experiment was performed on an area of 400m<sup>2</sup> of the superficial layer of the pond. The building of the system was divided into three stages; at the end of the third stage, 10% of the superficial area was covered, modular structures were built with bamboo and pallets. Different species of ornamental aquatic plants and coconut fiber substrate were used. Monitoring was performed weekly by collections from 14 points distributed throughout the experimental area. The parameters analyzed were; temperature, pH, turbidity, electric conductivity, DO, BOD, COD, chlorophyll-a, total phosphorus, soluble orthophosphate, TNK, ammoniacal nitrogen, nitrite, nitrate, TDS, VDS, FDS. The structures of the gardens that did not present problems with stability and flotation had good results and promoted good development. Statistical analysis of the data revealed in the study area, there were significant variations in all the studied parameters, presenting positive results of organic matter and nutrients removal in some of the monitored days. As environmental interferences in the study area, such as precipitation and effluent loads, made it difficult to analyze the efficiency of gardens in water quality, but despite this, important results were found.

Key words: Phytoremediation, floating artificial islands, lacustrine ecosystems.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ecossistemas Lacustres: principais compartimentos e respectivas comunidades ...	22
Figura 2 - Esquema de um sistema de ilhas flutuantes.....	31
Figura 3- Porcentagem de cobertura superficial e remoção percentual de clorofila-a .....	33
Figura 4 - Desenho de um Papiro ( <i>Cyperus papyrus</i> ) .....	35
Figura 5 - Bacias de drenagem pluvial e esgotamento sanitário de Campina Grande - PB .....	40
Figura 6 - Sistema de abastecimento de água do campus sede da UFCG .....	41
Figura 7- Detalhe do sistema de esgotamento sanitário do campus sede da UFCG .....	41
Figura 8 - Elementos de drenagem e açudes que compõe a área do campus da UFCG.....	42
Figura 9 - Mapa batimétrico da profundidade total (coluna d'água + sedimentos) do açude. .	43
Figura 10 - Área experimental.....	44
Figura 11 - Etapas de montagem dos jardins flutuantes .....	44
Figura 12 - Modelo da estrutura de bambu.....	45
Figura 13 – Etapas de montagem da estrutura de bambu .....	46
Figura 14 - Localização dos jardins na primeira etapa.....	47
Figura 15 – Montagem dos jardins de palete (2ª etapa) .....	48
Figura 16 - Montagem dos jardins de paletes (3ª etapa).....	49
Figura 17 - Disposição dos jardins na área experimental na segunda etapa.....	49
Figura 18 - Área experimental e pontos de coleta .....	50
Figura 19 - Problemas apresentados pelos jardins de bambu .....	53
Figura 20 - Desenvolvimento da planta <i>Iris Pseudacorus</i> (íris-amarela) no jardim de palete..	55
Figura 21 - Desenvolvimento da cana da índia na estrutura de palete .....	55
Figura 22 - Jardins de paletes da terceira etapa .....	56
Figura 23 - Variação temporal da temperatura média da água do açude .....	57
Figura 24 - Aspecto da água do açude após eventos de chuva.....	61
Figura 25 – Mapas de Turbidez - 1ª etapa .....	62
Figura 26 - Mapas de Turbidez - 2ª etapa.....	64
Figura 27 - Mapas de Turbidez - 3ª etapa.....	65
Figura 28 - Mapas de DBO <sub>5</sub> - 1ª etapa .....	69
Figura 29 - Mapas de DBO <sub>5</sub> - 2ª etapa .....	71
Figura 30 - Mapas de DBO <sub>5</sub> - 3ª etapa .....	73
Figura 31 - Mapas de DQO - 1ª etapa .....	75
Figura 32 - Mapas de DQO - 2ª etapa .....	76

Figura 33 - Mapas de DQO - 3º etapa .....	78
Figura 34- Mapas de fósforo total - 1ª etapa .....	82
Figura 35 - Mapas de fósforo total - 2ª etapa .....	83
Figura 36 - Mapas de fósforo total - 3ª etapa .....	84
Figura 37 - Mapas de ortofosfato solúvel - 1ª etapa.....	86
Figura 38 - Mapas de ortofosfato solúvel - 2ª etapa.....	88
Figura 39 - Mapas de ortofosfato solúvel - 3ª etapa.....	89
Figura 40 - Mapas de clorofila-a - 1ª etapa .....	91
Figura 41 - Mapas de clorofila-a - 2ª etapa .....	93
Figura 42 - Mapas de clorofila-a - 3ª etapa .....	95

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificações do grau de trofia de acordo com IET e IETm.....	27
Tabela 2 - Limites para classes de estado trófico .....	28
Tabela 3 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: pH.....	58
Tabela 4 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Turbidez .....	59
Tabela 5 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Condutividade elétrica .....	66
Tabela 6 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: DBO <sub>5</sub> .....	68
Tabela 7 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: DQO .....	74
Tabela 8 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Oxigênio Dissolvido .....	79
Tabela 9 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Fosforo Total.....	80
Tabela 10 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Ortofosfato Solúvel.....	85
Tabela 11 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Clorofila-a.....	90

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Fontes de poluição e principais poluentes em corpos hídricos .....	25
Quadro 2 - Efeitos da eutrofização e problemas associados ao uso da água.....	26
Quadro 3 - Classificação qualitativa dos níveis de trofia .....	28
Quadro 4 - Principais papéis das macrófitas no tratamento de wetlands construídos.....	34
Quadro 5 - Parâmetros e métodos de análise.....	51

## LISTA DE SIGLAS

AFI - Artificial Floating Islands  
Chl-a - Clorofila a  
CACAU - Centro Acadêmico de Arquitetura e Urbanismo  
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente  
CV – Coeficiente de Variação  
DBO5 – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
ESFB - Ecological Sludge Floating-Bed  
ETE – Estação de Tratamento de Esgotos  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
GPS - Global Positioning System  
IDW - Inverse Distance Weighting  
IET - Índice De Estado Trófico  
IETm - Índice de Estado Trófico Modificado  
IQD - Inverso do Quadrado da Distância  
N – Nitrogênio  
OD – Oxigênio Dissolvido  
OECD - Organization for Economic Cooperation and Development  
P – Fósforo  
PMSB – Plano Municipal de Saneamento Básico  
pH – Potencial Hidrogeniônico  
SES – Sistema de Esgotamento Sanitário  
UFMG – Universidade Federal de Campina Grande  
UNT – Unidades Nefelométricas De Turbidez  
UTM - Universal Transversa de Mercator

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	17
2.	OBJETIVOS.....	19
2.1	OBJETIVO GERAL.....	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
3.1	ÁGUAS SUPERFICIAIS URBANAS.....	20
3.2	ECOSSISTEMAS LACUSTRES.....	21
3.3	POLUIÇÃO EM ECOSSISTEMAS LACUSTES.....	24
3.3.1	Eutrofização.....	26
3.4	FITORREMEDIAÇÃO.....	29
3.4.1	Uso de ilhas flutuantes no tratamento de águas.....	30
3.4.2	Plantas fitorremediadoras.....	33
3.5	ANÁLISES DE VARIÂNCIA (ANOVA) E TESTE DE TUKEY.....	37
3.6	ANÁLISE ESPACIAL (GEOESTATÍSTICA).....	37
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	39
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	39
4.2	CONSTRUÇÃO E INSTALAÇÃO DOS JARDINS.....	43
4.2.1	Montagem dos jardins.....	44
4.3	COLETA DE AMOSTRAS E PARÂMETROS MONITORADOS.....	50
4.3.1	Disposição dos pontos de coleta.....	50
4.3.2	Parâmetros monitorados.....	51
4.4	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	51
4.4.1	Análise estatística.....	51
4.4.2	Análise geoestatística.....	51
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53

5.1	AVALIAÇÃO DAS ESTRUTURAS DE SUPORTE DOS JARDINS FLUTUANTES E ADAPTAÇÃO DAS PLANTAS.....	53
5.2	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA .....	56
5.2.1	pH.....	57
5.2.2	Turbidez .....	58
5.2.3	Condutividade Elétrica (CE).....	66
5.2.4	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	67
5.2.5	Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	73
5.2.6	Oxigênio Dissolvido (OD).....	79
5.2.7	Fósforo Total.....	80
5.2.8	Ortofosfato solúvel.....	85
5.2.9	Clorofila-a .....	89
5.3	DISCUSSÃO GERAL .....	96
6.	CONCLUSÕES .....	99
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	100

## 1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento dos sistemas urbanos traz consigo diversas modificações no ambiente natural. A impermeabilização dos solos, seja por edificações ou ruas, como também a substituição de linhas de drenagem natural por galerias pluviais, além de causarem modificações no ciclo hidrológico, quando associadas a falta de planejamento ou a um planejamento ineficiente, podem causar a poluição dos recursos hídricos de uma bacia urbana.

Esta é a realidade de grande parte dos municípios brasileiros, segundo o Instituto Trata Brasil (2017), em 2015 apenas 50,3% da população brasileira era atendida por coleta de esgotos. Campina Grande, apesar de possuir um sistema de esgotamento sanitário que cobre 88% da área urbana, apresenta diversos problemas relacionados a este sistema e ao saneamento básico como um todo. Como constatado por Gomes (2013), de todo o esgoto coletado nas bacias de esgotamento da Depuradora e do Bodocongó, apenas 3% chegava ao tratamento na ETE da Catingueira, como consequência dos desvios de efluentes e problemas nas tubulações em toda a extensão da rede, ocasionando descarga de poluentes no solo e nos corpos hídricos do entorno.

Diante desta realidade a utilização de plantas no tratamento de solos e águas, denominada fitorremediação, vem sendo discutida nas últimas décadas, com o objetivo de amenizar a degradação ambiental. Essa técnica baseia-se na capacidade de algumas espécies de plantas abrigarem em suas raízes uma série de microrganismos que decompõem a matéria orgânica transformando-a em nutrientes.

Sistemas de jardins flutuantes tem apresentado bons resultados na recuperação de águas poluídas, sendo especialmente empregadas em áreas urbanas, devido ao apelo paisagístico. Segundo Lu et al. (2015) as ilhas flutuantes artificiais podem remover os sólidos suspensos da água através de operação física, bem como realizar a absorção e utilização através da biossíntese dos contaminantes, ao mesmo tempo que proporciona um meio de adesão ao biofilme.

Os sistemas de jardins flutuantes artificiais possuem quatro funções principais segundo Nakamura e Mueller (2008), que são: 1) purificação de águas, 2) melhoramento do habitat aquático, 3) proteção contra erosão da linha de costa e 4) melhoramento da paisagem. Embora estes sistemas possam ser encontrados em diversos países, como por exemplo: China, Inglaterra, Alemanha, Japão, Coreia e Taiwan, eles são mais prevalentes no Japão onde existem mais de 70 mil m<sup>2</sup> de jardins flutuantes artificiais construídos.

De acordo com Yeh et al. (2015) embora vários estudos tenham indicado a capacidade de remoção de poluentes dos sistemas compostos por plantas flutuantes, eles geralmente relataram eficiência de remediação realizada com experiências de mesocosmo, ou seja, em escala piloto, em vez de estudos de campo de escala completa. Por isso, segundo estes autores, mais dados sobre a eficiência de remoção de nutrientes e outros poluentes das ilhas flutuantes artificiais em uma escala de campo ainda são necessários.

Dessa forma, este trabalho pretende desenvolver um sistema de jardins flutuantes capaz de remediar as águas de um reservatório urbano localizado no campus Sede da Universidade Federal de Campina Grande – PB, utilizando espécies de plantas ornamentais e aquáticas e um substrato de fibra de coco.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar um sistema de jardins flutuantes na remediação de águas superficiais poluídas urbanas.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Construir jardins com estrutura adequada ao desenvolvimento de plantas fitorremediadoras;
- Acompanhar o desenvolvimento dos jardins;
- Determinar o potencial de remoção de matéria orgânica e nutriente dos jardins flutuantes e seu impacto na qualidade da água da área experimental;
- Avaliar a variação de clorofila-a na área experimental;
- Avaliar o grau de eutrofização do reservatório antes e após a instalação do sistema de jardins flutuantes.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 ÁGUAS SUPERFICIAIS URBANAS

O acesso à água potável e ao saneamento foi declarado como um direito humano pelo Comitê das Nações Unidas para os Direitos Econômicos, Culturais e Sociais em 2010, por meio da Resolução nº 64/292. Brito e Vianna (2006) afirmam que o conflito quanto aos diversos usos dos recursos hídricos nas atividades sociais e econômicas é inerente à sua importância, devido a necessidade de água para manutenção tanto do meio ambiente como da vida humana.

Diante da necessidade de atender a uma demanda crescente no semiárido brasileiro, região com escassos recursos hídricos e baixa pluviometria, foi instaurada a política da açudagem, sendo ela a principal ferramenta no combate à seca.

De acordo com Assunção e Livingstone (1993) os projetos de construção que existiam para cada açude obedeciam a um modelo comum, que se concentrava quase que exclusivamente nos aspectos de engenharia da barragem, ignorando os aspectos econômicos, que foram incorporados, lentamente, após a construção da barragem. Os principais usos das águas dos açudes podem ser divididos nas seguintes categorias: a) irrigação de culturas; b) pecuária; c) abastecimento de água da população; d) criação de peixes, geração de eletricidade e turismo; e) perenização de rios; f) reserva de água de última instância.

Num primeiro momento os açudes construídos nas áreas urbanas tinham como objetivo o abastecimento da população que ocupava suas margens, bem como o desenvolvimento econômico da região. Com o processo de urbanização e o aumento da demanda de água, estes corpos hídricos foram perdendo estas funções e associado à falta de planejamento urbano e estruturas adequadas de saneamento, grande parte deles foram poluídos com despejos de esgotos e resíduos sólidos.

Como abordam Ghilardi e Duarte (2006) a falta de cuidados com os cursos d'água nas cidades, principalmente os que ainda não foram canalizados, faz com que a própria população demonstre certa rejeição a essas águas. A busca por soluções para este problema, tem significado, muitas vezes, suprimir estas águas da paisagem, por meio de canalizações e aterramentos, fazendo com que os corpos d'água sejam subtraídos não somente da paisagem, como também do universo simbólico e cultural do ambiente urbano (SEABRA, 1987).

Nesse sentido, de acordo com Fagundes (2014), essa naturalização quanto ao desaparecimento dos corpos hídricos urbanos, é fruto da carência de uma imaginação alternativa para resolver os problemas dos rios nas cidades, que se encontram, na maioria das

vezes, degradados, sujos, fétidos, criando representações negativas sobre eles. Este mesmo cenário se repete para os açudes urbanos, que além de serem importantes elementos de drenagem, sujeitos a degradação, fazem parte da paisagem urbana como cartão postal e área de convívio e lazer.

Rocha (2013) observa que há um grande desafio em âmbito municipal no gerenciamento da conservação e preservação das águas superficiais e subterrâneas. Esta autora fala que, em áreas urbanas, deve-se buscar a proteção da vegetação nativa e ciliar, ou quando não, alternar medidas através do reflorestamento, aliado à remoção de moradias no entorno dos mananciais. Assim, com estas ações são obtidos efeitos positivos ao longo do tempo. No entanto, nem sempre é possível realizar este tipo de intervenção, sendo necessária a busca por outras soluções.

### 3.2 ECOSSISTEMAS LACUSTRES

Esteves (2011) define lagos como “corpos d’água interiores sem comunicação direta com o mar e suas águas tem em geral baixo teor de íons dissolvidos, quando comparadas as águas oceânicas”. Estudados por diversas áreas da ciência ao longo dos anos, os lagos, lagoas e brejos ganharam uma ciência específica apenas nos primeiros anos do século XX, denominada de Limnologia.

“Essa ciência trata da ecologia de sistemas aquáticos continentais, como lagos, lagoas e lagunas, mas pode também ser aplicada a rios, estuários, baías e sistemas artificiais (açudes, represas e reservatórios)” (PEDROSA e REZENDE, 1999).

No Brasil, as águas continentais são formadas predominantemente por sistemas fluviais, diferentemente de outros países, como os Europeus, que possuem grandes sistemas lacustres. Os lagos brasileiros de acordo com Esteves (2011) podem ser classificados em cinco grupos diferenciados.

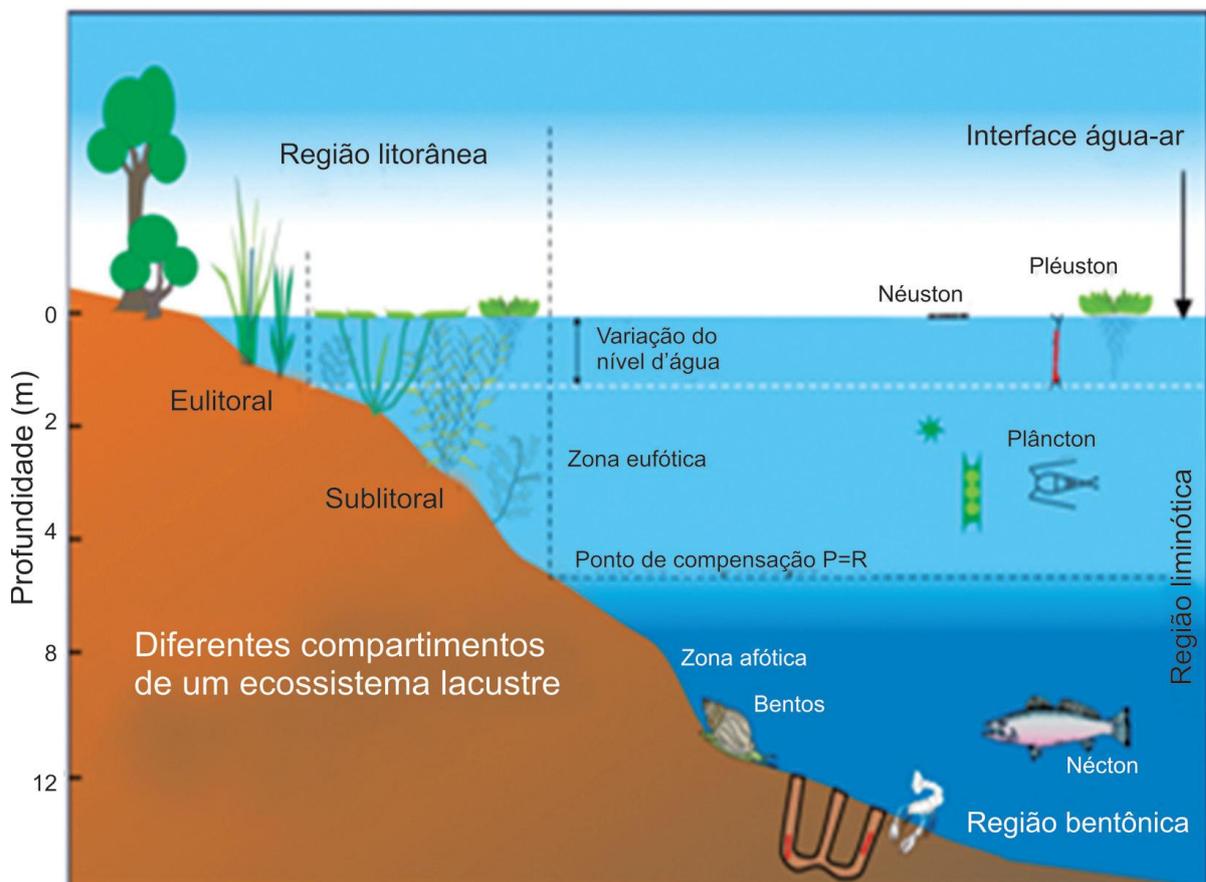
- 1) Lagos Amazônicos, divididos em lagos de várzea e lagos de terra firme;
- 2) Lagos do Pantanal Matogrossense, com lagos de água doce e lagos de água salobra;
- 3) Lagos e lagunas costeiras que se estendem desde o Nordeste até o Rio Grande do Sul, com grandes ecossistemas;
- 4) Lagos formado ao longo de rios de médio e grande porte, por barragem natural de tributários de maior porte ou por processos de erosão e sedimentação de meandros;
- 5) Lagos artificiais como as represas e açudes.

Tendo em vista que a distribuição das águas no território brasileiro ocorre de forma desigual, em virtude das peculiaridades físicas (regime pluviométrico, hidrológico, geológico, geomorfológico, etc.) de cada região, esses sistemas são ainda mais relevantes no semiárido, a água é o elemento escasso essencial para o desenvolvimento socioeconômico (ROCHA, 2013).

Maltchik (2000) explica que no semiárido brasileiro, as principais zonas úmidas naturais são os rios e as lagoas, além dos açudes e represas construídos ao longo do tempo. Do ponto de vista da conservação da natureza, as lagoas do semiárido são verdadeiras manchas de biodiversidade, não só no tocante à fauna e à flora aquáticas, mas também por causa da concentração de outros animais e vegetais em suas proximidades.

Para facilitar os estudos desses corpos hídricos, os ecossistemas lacustres foram divididos em quatro compartimentos ou regiões: litorânea, limnética, profunda e interface água-ar (Figura 1). Estas regiões estão constantemente em interação, não havendo uma linha divisória clara entre uma e outra devido às trocas de energia e matéria que ocorrem neste ambiente.

Figura 1 - Ecossistemas Lacustres: principais compartimentos e respectivas comunidades



A região litorânea ou zona litoral de um lago se refere à área que se estende da margem até a profundidade, onde as águas não estratificadas atingem o fundo do lago (TUNDISI, T. TUNDISI, 2008). De acordo com Esteves (2011) esta é uma região de transição entre o meio terrestre e o lacustre e é dividida em região eulitoral e sublitoral. Possui ainda muitos nichos ecológicos e cadeias alimentares, apresentando todos os níveis tróficos de um ecossistema: produtores primários, consumidores e decompositores, por este motivo é considerado um compartimento autônomo dentro do ambiente aquático. Já a região limnética ou pelágica, é uma zona que sofre pouca interação com o fundo e suas comunidades características são o plâncton e o nécton, a primeira formada por bactérias, algas e invertebrados com capacidade de flutuação, e a segunda quase que exclusivamente por peixes.

A região profunda ou bêntica tem como principal característica a ausência de organismos fotoautotróficos, por conta da ausência de luminosidade. Esta zona é formada por areia e sedimentos orgânicos e inorgânicos e os organismos que a ocupam são denominados de bentos, sendo que a principal fonte de alimento para muitas espécies bentônicas é a matéria orgânica morta, que se deposita no fundo a partir de águas produtivas superficiais (REECE et al., 2015).

Sobre as interações na interface água/ar, Ross (2009) explica:

Os sistemas ambientais naturais são movidos pelas diferentes energias e matérias que se manifestem através de fluxos físicos, elementos químicos. São, entretanto, o ar e a água os elementos fluídos que possibilitam as transferências constantes de materiais entre as partes, porque através dessas reações físicas e químicas se processam tanto entre componentes físicos como biológicos (ROSS, 2009, p.134).

Tundisi e T. Tundisi (2008) destacam que a origem do lago estabelece algumas condições morfológicas e morfométricas básicas, que estão, evidentemente, alterando-se com o tempo e dependem de uma série de fatores, como a ação do homem e os próprios eventos que ocorrem na bacia hidrográfica.

De acordo com Von Sperling E (1999b) a água armazenada em lagos, em represas e em açudes apresenta variações de qualidade, as quais estão estreitamente ligadas à morfologia do ambiente (área, perímetro, largura, comprimento, forma, profundidade). Por este motivo é imprescindível o conhecimento fundamentado das características morfométricas de lagos e represas para entender as possíveis interações entre a morfologia e a qualidade da água.

Entender essas ações e processos de alteração na área de influência do copo hídrico é essencial para o monitoramento da qualidade da água, identificação das possíveis fontes de

poluição e servem como ferramenta de planejamento e prevenção de impactos no ecossistema lacustre.

### 3.3 POLUIÇÃO EM ECOSISTEMAS LACUSTES

O art. 3º, inciso III da lei federal 6.938/81 da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) define poluição como:

[...] a degradação da qualidade ambiental, resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981, art.3).

No ambiente urbano, as paisagens naturais foram alteradas ao longo do tempo pelo processo de urbanização, responsável por uma série de impactos ambientais negativos e perda da provisão dos serviços ecossistêmicos (PINHEIRO, 2015). A água, como recurso essencial para o desenvolvimento econômico e social das civilizações, vem ao longo do tempo sofrendo constantes modificações de acordo com os interesses e necessidades da sociedade. A falta de planejamento adequado quanto ao uso dos recursos hídricos, contribui para aumento da degradação dos mesmos, principalmente no que se refere a águas urbanas.

O processo de urbanização desestruturado às margens de corpos hídricos está associado a uma variedade de impactos negativos: retirada de cobertura vegetal, impermeabilização de áreas, acúmulo de resíduos, dentre outros. Em áreas urbanizadas, as redes de drenagem são as principais responsáveis pelo transporte de cargas poluidoras de diversas origens. Essa poluição se apresenta de diferentes formas e depende de fatores como uso e ocupação do solo, densidade populacional, estações do ano, topografia, geologia e da intensidade e frequência das precipitações na bacia.

Os açudes urbanos sofrem diretamente esse tipo de interferência, perdendo gradativamente sua qualidade e limitando seus usos. Como destacado por Von Sperling E (1999b), “a qualidade da água de ambientes lênticos (lagos e reservatórios) é determinada por uma conjunção de fatores relacionados com processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem na bacia de drenagem e no próprio corpo d’água”. Este autor ressalta que estas interferências nos ecossistemas lacustres, conhecidas como fatores de força, determinam a evolução das funções metabólicas, que são o resultado da interação dos organismos com o sistema aquático, além de condicionarem a dinâmica dos processos físico-químicos que ocorrem na massa-líquida.

Araújo G et al. (2005) listam as principais fontes de poluição em recursos hídricos e os respectivos potenciais poluentes, devido ao escoamento superficial (Quadro 1).

Quadro 1 - Fontes de poluição e principais poluentes em corpos hídricos

<b>Fonte</b>	<b>Potenciais Poluentes</b>
Erosão	Sedimentos e nutrientes do solo, matéria orgânica e outros poluentes absorvidos.
Deposição atmosférica	Hidrocarbonetos emitidos por automóveis, poeiras, hidrocarbonetos aromáticos, metais e outros produtos químicos liberados pelas atividades industriais e comerciais.
Materiais de construção	Metais provenientes do esmerilhamento de pedras calhas e telhas, canos galvanizados e placas metálicas, tintas e madeiras.
Produtos manufaturados	Metais pesados, alifáticos halogenados, éster ftalato, outros voláteis e pesticidas e fenóis provenientes de usos industrial, agrícola e outros.
Plantas e animais	Resíduos de plantas e excrementos de animais.
Conexões de águas não pluviais	Descargas acidentais ou deliberadas de esgoto sanitário e águas residuais industriais para sistemas de drenagem pluvial
Sistemas de disposição	Nutrientes e patógenos provenientes de sistemas mal localizados.

Fonte: ARAÚJO G et al., 2005

Von Sperling M (1996) classifica os componentes encontrados na água, que alteram seu grau de pureza, em termos de suas características físicas, químicas e biológicas.

- a) Características físicas: as impurezas estão relacionadas aos sólidos presentes na água. Estes, por sua vez, podem ser classificados como sólidos em suspensão, coloidais ou dissolvidos a depender de seu tamanho.
- b) Características químicas: podem ser interpretadas através da classificação de matéria orgânica ou inorgânica do meio aquático. Quando submetidos a temperaturas elevadas (550°C), a fração orgânica é volatilizada, permanecendo assim apenas a fração inorgânica. Desta forma, os sólidos voláteis correspondem a uma estimativa da matéria orgânica e os não voláteis representam a matéria inorgânica.
- c) Características biológicas: dizem respeito aos seres vivos ou mortos presentes na água. Esses seres são pertencentes aos reinos animal, vegetal e protista.

Como destacado anteriormente, a morfologia de lagos e represas têm grande influência na qualidade de suas águas. Desta forma, lagos rasos são mais suscetíveis a sofrerem processos de eutrofização, enquanto que os mais profundos podem apresentar dificuldades para a circulação vertical das massas de água (VON SPERLING M, 1996).

### 3.3.1 Eutrofização

Sobre os processos que provocam a degradação dos corpos d'água, Nogueira et al. (2015) explicam:

O processo de antropização nas bacias hidrográficas a partir do aumento das atividades humanas tem se tornado cada vez mais impactante em relação à qualidade das águas. O uso do solo é um importante fator que contribui para a degradação e acelera o processo de eutrofização de rios, lagos e reservatórios. Deste modo à deterioração da qualidade da água pode ser resultado dos fatores naturais de uma bacia hidrográfica, dos diferentes usos da terra e da pressão antrópica sobre os ambientes aquáticos (NOGUEIRA et al., 2015, p. 20).

A eutrofização é um dos mais importantes fenômenos que se desenvolve em ecossistemas lacustres, sendo determinante na qualidade da água desses corpos hídricos. Como descreve Araújo J et al. (2013) a sua formação é decorrente de um processo natural que ocorre em todos lagos e reservatórios, ou através da ação antrópica, aumentando o fluxo de nutrientes para o corpo hídrico, acelerando, assim, este processo. Desta forma, a principal característica da eutrofização é o crescimento exagerado de organismos aquáticos autotróficos, particularmente algas planctônicas e plantas aquáticas.

Esteves (2011) define eutrofização como “o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades”. Ainda de acordo com este autor, a eutrofização artificial, é um processo dinâmico, onde ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio, bem como no nível de produção do sistema, podendo ser considerada como uma forma de poluição. No Quadro 2 estão alguns dos diversos efeitos decorrentes da eutrofização nos ecossistemas aquáticos elencados por Mason (1998, apud Lamparelli, 2004).

Quadro 2 - Efeitos da eutrofização e problemas associados ao uso da água

<b>Efeitos em ecossistemas aquáticos</b>	<b>Problemas associados ao uso</b>
Geralmente ocorre a diminuição da diversidade de espécies e modificação da biota dominante.	O tratamento da água potável pode ser dificultado e o suprimento de água pode vir a ter odor e gosto inaceitáveis.
Aumento da biomassa de plantas e animais.	A água pode ser prejudicial à saúde.
Aumento da turbidez.	O valor de amenidade da água pode decrescer

	(valor ligado à estética e recreação).
Aumento da taxa de sedimentação, diminuição da vida útil dos reservatórios.	O aumento da vegetação aquática pode impedir o fluxo da água e a navegação.
Possibilidade de desenvolvimento de condições anóxicas.	As espécies comercialmente importantes podem desaparecer.

Fonte: MASON (1998) apud LAMPARELLI (2004)

Dos diversos modelos desenvolvidos para classificação da eutrofização de reservatórios, existem aqueles que expressam através de índices os quais são determinados por equações cujos componentes são clorofila-a, fósforo total e transparência. Nesse contexto, Duarte et al. (1999) enfatizam o índice de estado trófico (IET) proposto por Carlson em 1977, no entanto este modelo possui a limitação de ter sido desenvolvido com base em dados de reservatórios de regiões de clima temperado. Assim Toledo et al. (1983) propuseram modificações na formulação matemática do IET de Carlson, visando adaptá-los às condições climáticas de ambientes tropicais com base em uma pesquisa realizada no reservatório de Barra Bonita- SP. Os limites estabelecidos por estes dois autores estão na Tabela 1.

Tabela 1 - Classificações do grau de trofia de acordo com IET e IETm

IET – Carlson (1977)		IETm – Toledo (1983)	
Índice	Classificação	Índice	Classificação
< 20	Ultraoligotrófica	< 45	Oligotrófica
20 – 40	Oligotrófica	45 - 55	Mesotrófica
40 – 50	Mesotrófica	> 55	Eutrófica
50 – 60	Eutrófica		
> 60	Hipereutrófica		

Fonte: NAVAL et al. (2004)

A OECD (*Organization for Economic Cooperation and Development*) publicou em 1982 (OECD, 1982), os resultados de um grande estudo sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização de ambientes aquáticos, em que foram estabelecidos os limites para classificação trófica em lagos de regiões temperadas.

Salas e Martino (1991) publicaram o estudo: *A simplified phosphorus trophic stste model for warm – water tropical lakes* e revisaram em 2001, propondo um modelo trófico simplificado para fósforo em lagos e reservatórios tropicais da América Latina e Caribe. Os limites estabelecidos por estes autores foram publicados em Lamparelli, (2004), Tabela 2.

Tabela 2 - Limites para classes de estado trófico

<b>Categorias tróficas</b>	<b>Fósforo Total (µg/L)</b>	<b>Clorofila-a (µg/L)</b>
Oligotrófico	≤ 28	≤ 4,8
Mesotrófico	28 - 72	4,8 - 12
Eutrófico	≥ 78	≥ 12

Fonte: LAMPARELLI (2004)

Von Sperling M (1996) faz uma caracterização qualitativa entre os principais graus de trofia de acordo com as características da biomassa encontrada no ecossistema, para isso ele adiciona mais classes, permitindo uma classificação do corpo d'água com maior particularidade (Quadro 3).

Quadro 3 - Classificação qualitativa dos níveis de trofia

<b>Item</b>	<b>Classe de trofia</b>				
	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
<b>Biomassa</b>	Bastante baixa	Reduzida	Média	Alta	Bastante alta
<b>Fração de algas verdes e/ou cianobactérias</b>	Baixa	Baixa	Variável	Alta	Bastante alta
<b>Macrófitas</b>	Baixa ou ausente	Baixa	Variável	Alta ou baixa	Baixa
<b>Dinâmica de produção</b>	Bastante baixa	Baixa	Média	Alta	Alta, instável
<b>Dinâmica de oxigênio na camada superior</b>	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável em torno da supersaturação	Frequentemente supersaturado	Bastante instável, de supersaturação à ausência
<b>Dinâmica de oxigênio na camada inferior</b>	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável abaixo da saturação	Abaixo da saturação completa ausência	Bastante instável, de supersaturação à ausência
<b>Prejuízo aos usos múltiplos</b>	Baixo	Baixo	Variável	Alto	Bastante alto

Fonte: VON SPERLING M (1996)

Classificar os ecossistemas lacustres quanto à trofia, usando índices tanto quantitativos como qualitativos é de suma importância para a determinação das medidas a serem tomadas na prevenção e/ou recuperação da qualidade da água. Nogueira et al. (2015) enfatizam que os índices de estado trófico “funcionam como um registro das atividades humanas na bacia

hidrográfica, fornecendo subsídios para a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, por meio de estratégias que visem à sustentabilidade dos recursos hídricos”.

### 3.4 FITORREMEDIAÇÃO

Fitorremediação é o uso direto de plantas verdes vivas, *in situ*, com o intuito de remover ou conter a degradação causada por contaminantes em solos, lodos, sedimentos, águas superficiais e águas subterrâneas. Esta é uma técnica de limpeza de baixo custo, baseada em energia solar, sendo útil para tratar uma grande variedade de contaminantes ambientais (VARGHESE e JACOB, 2016).

De acordo com Valentim (1999) as vantagens do uso de plantas aquáticas no tratamento de efluentes, em comparação ao filtro convencional (de solo ou de pedras), são a estética e o apelo ecológico, o controle do mau odor, a necessidade de tratamento aeróbio e anaeróbio do efluente, a retirada de sólidos suspensos e microrganismos patogênicos, e o controle de insetos.

Vieira et al. (2011) destacam que devem ser levados em consideração alguns requisitos para a implantação de programas de fitorremediação, principalmente no que diz respeito às características físico-químicas do solo e dos contaminantes, e sua distribuição na área. Qualquer fator que venha a interferir negativamente no desempenho das plantas deve ser controlado ou minimizado.

Desta forma, Luqman et al. (2013) apontam as principais limitações da fitorremediação: (1) processo demorado, que depende do crescimento das plantas; (2) plantas que absorvem metais pesados e tóxicos podem pôr em risco os animais e contaminar a cadeia alimentar; (3) cuidado durante a seleção das espécies de plantas para que a fitorremediação seja bem-sucedida e eficaz; (4) utilização apenas em corpos d'água com baixo nível de contaminantes.

Barreto (2011) destaca que em vários projetos de remediação a fitorremediação é adotada como um passo final para o polimento da matriz contaminada, mas nos casos em que as concentrações dos poluentes são menores, esta técnica pode ser empregada como única etapa e ser uma estratégia economicamente viável e muito eficaz.

A fitorremediação pode ser classificada em cinco categorias, baseadas nos processos fisiológicos das plantas. Esta classificação também depende da técnica a ser empregada, da natureza química ou propriedade do poluente. As categorias são: fitoestabilização,

fitovolatilização, fitodegradação, fitoestimulação e fitoextração (SOUZA, 2010; VIEIRA et al, 2011).

Estas categorias e os seus mecanismos de atuação são explicadas por Dinardi et al. (2003), como:

- a) Fitoestabilização: o poluente é imobilizado por meio de sua lignificação ou humificação;
- b) Fitovolatilização: o poluente é absorvido e convertido em forma volátil, que é liberada na atmosfera;
- c) Fitotransformação ou fitodegradação: o poluente passa por bioconversão no interior da planta ou em sua superfície;
- d) Fitoestimulação: a presença das plantas estimula a biodegradação microbiana mediante exsudatos radiculares e/ou fornecimento de tecidos vegetais;
- e) Fitoextração: a planta absorve o poluente do meio, e este é armazenado no tecido vegetal, facilitando seu posterior descarte.

No contexto da fitorremediação, destacam-se os sistemas naturais para tratamento de efluentes que simulam os processos que ocorrem na natureza em contraponto aos sistemas complexos e mecanizados, gerando menores gastos com energia e pequena necessidade de materiais químicos (ZANELLA, 2008). Os principais exemplos desse tipo de tratamento são os sistemas solo-planta, *wetlands* construídos e jardins flutuantes.

### **3.4.1 Uso de ilhas flutuantes no tratamento de águas**

Buscando solucionar o problema de colmatação dos substratos de *wetlands* construídos, que por vezes afeta o funcionamento desse sistema, foram desenvolvidas as ilhas ou jardins flutuantes, que são sistemas modulares que funcionam como ilhas artificiais flutuantes, baseadas nos *wetlands* construídos clássicos e nos mecanismos de remoção presentes neles (FROTA, 2016).

Sistemas de ilhas flutuantes e *wetlands* construídos são cada vez mais utilizados ao redor do mundo, especialmente em países em desenvolvimento. Hidrófitas têm sido amplamente aplicadas em ilhas flutuantes para a remediação de águas superficiais e águas residuais, devido a sua eficiência em assimilar nutrientes e criar condições favoráveis para a decomposição microbiana da matéria orgânica (ZHAO et al., 2012; WANG et al. 2009).

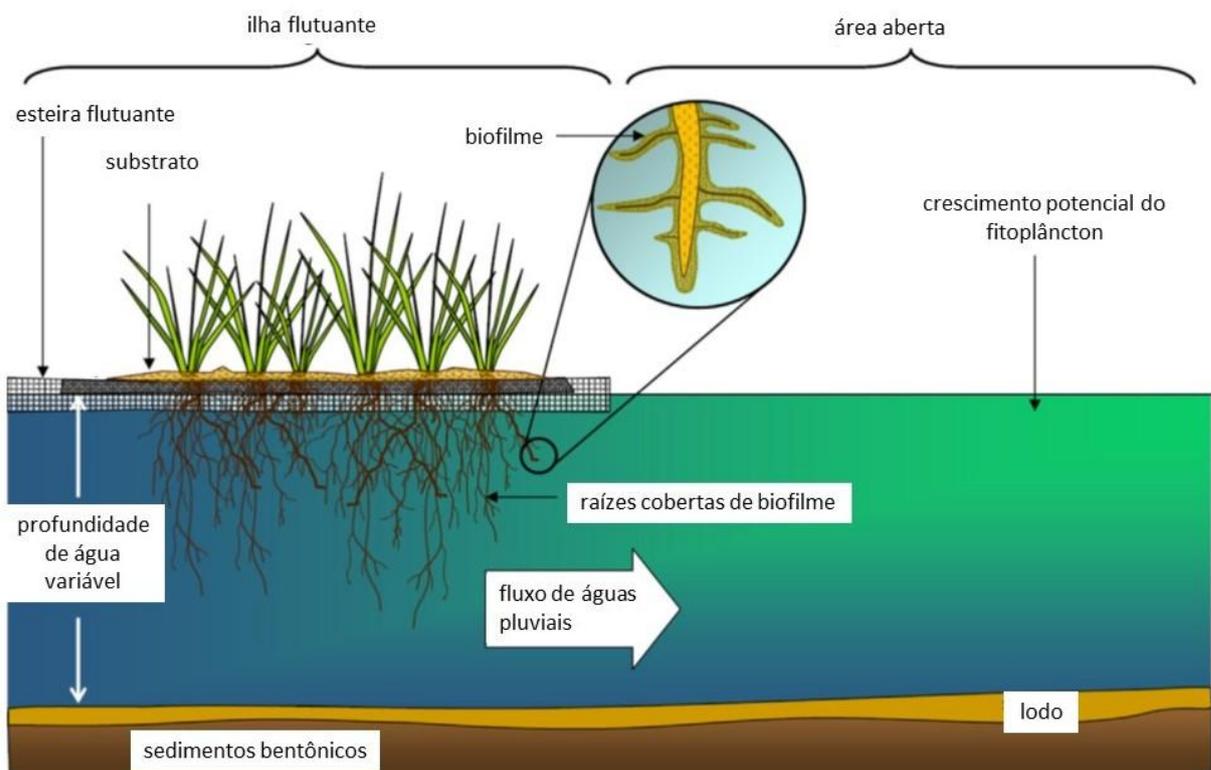
Os jardins flutuantes ocorrem naturalmente nos corpos d'água e consistem em uma grossa esteira orgânica flutuante, que dá suporte ao crescimento das plantas. A parte superior é formada por um tapete flutuante de plantas e turfa decomposta. A parte abaixo do tapete é

dotada de raízes entrelaçadas cobertas por biofilme, onde se desenvolvem comunidades de invertebrados e zooplâncton (YEH et al., 2015).

A função e a operação das ilhas flutuantes artificiais são baseadas na natureza das ilhas flutuantes naturais, se caracterizando como uma estrutura de plantio sem solos, construída com esteiras flutuantes, plantas aquáticas flutuantes, plantas emergentes de zonas húmidas emergentes e comunidades ecológicas relacionadas, como algas, biofilmes, zooplâncton e pequenos invertebrados (FAULWETTER et al., 2011).

A Figura 2 mostra os elementos funcionais provenientes das ilhas flutuantes no lado esquerdo e no direito um sistema rico em algas, que seria a configuração de um ambiente sem ilhas.

Figura 2 - Esquema de um sistema de ilhas flutuantes



Fonte: adaptado de HARDING (2009)

Faulwetter et al. (2011) afirmam que em comparação com outros sistemas de tratamento do tipo *wetlands*, o design das ilhas flutuantes baseia-se em informações muito limitadas e a maioria das aplicações se mostram como únicas até para os parâmetros mais básicos como tamanho, grau de flutuabilidade, meios de plantação, seleção de plantas, etc.

Porém, Yeh et al. (2015) enfatizam que os sistemas de ilhas flutuantes artificiais (*artificial floating islands – AFI*) vem recebendo atenção crescente, esta tecnologia já foi

testada em: lagoas de água de tempestade, minas ou águas residuais de usinas de refinação, fábricas de processamento de carne de aves de capoeira, efluentes de gado, lagos, rios e reservatórios de abastecimento de água e ambiente da agricultura e aquicultura.

Faulwetter et al. (2011) destacam os estudos de Headley e Tanner (2008), Nakai et al. (2010), Li et al. (2010) e Van de Moortel et al. (2010) como alguns dos poucos estudos que tentaram avaliar o desempenho das ilhas flutuantes em experiências replicadas. Devido a variedade de projetos e tipos de águas residuais, bem como dos objetivos de tratamento, as generalizações de desempenho ainda não são possíveis.

Van de Moortel (2008) implementou jardins flutuantes de macrófitas em um mesocosmo - sistema desenhado para manter porções fechadas de corpos aquáticos ou áreas terrestres, em condições próximas do ambiente natural - para o tratamento de fluxo de esgoto e descobriu que a presença de jardins flutuantes contribuiu para um pH mais baixo, maiores concentrações de carbono orgânico e remoção significativa de nitrogênio amoniacal (de 1,4% a 34%), nitrogênio total (de 19% a 44%), fósforo total (de 4 a 31%) e DQO (de 30% a 49%).

Hu et al. (2010) em seu estudo desenvolveram um leito flutuante de lodo ecológico (*ecological sludge floating-bed* - ESFB) que combina a tecnologia das ilhas flutuantes com o tratamento de lodo para avaliar a eficácia de remoção de N, P e Chl-a. Estes pesquisadores construíram o ESFB com a mistura ideal de lodo dragado (72,5%), escórias de forno de fabricação de aço mediante oxigênio básico (12,5%) e perlita expandida (15%). O experimento foi realizado em mesocosmo composto por nove piscinas de concreto ao ar livre com dimensões 2,5 x 2 x 1,8 m cada. Foram obtidas taxa máximas de remoção de nitrogênio total, fósforo total, nitrogênio amoniacal, fósforo dissolvido total e clorofila-a, iguais a 36,3%, 35,7%, 44,3%, 38,1% e 47,9%, respectivamente.

A clorofila-a é um dos principais parâmetros monitorados em sistemas de tratamento usando jardins flutuantes. Nakamura (2003) em dois anos de experiência desenvolveu uma curva de regressão que mostra a relação entre a área superficial da vegetação com o declínio percentual em clorofila-a em comparação com a condição de controle (Figura 3).

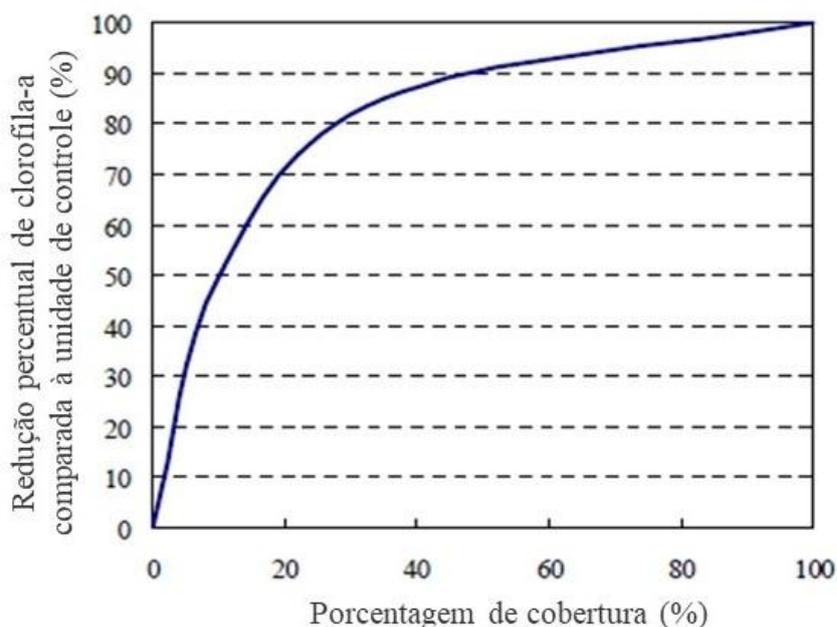
De acordo com Headley e Tanner (2008) a cobertura superficial da lagoa fornecida pelo sistema de jardins flutuantes minimiza a penetração de luz na coluna de água, limitando assim o potencial de crescimento de algas. Isso também terá um impacto na composição da comunidade de biofilmes que se desenvolve dentro da rede de raízes dos jardins.

Em estudos realizados anteriormente, diferentes áreas de cobertura superficial foram utilizadas, como, por exemplo, no estudo de Zhu et al. (2011) foram instalados jardins com

área total de 280 m<sup>2</sup> representando uma cobertura superficial de 40% no rio Central River localizado na cidade de Honghu, China.

Nakamura e Mueller (2008) destacam que o aprimoramento da qualidade da água é a característica mais importante dos jardins flutuantes. Na Ásia, onde houve instalações com grandes áreas superficiais, entre 10 e 30% de cobertura em lagos e reservatórios, estes sistemas ajudaram a reduzir os efeitos da eutrofização.

Figura 3- Porcentagem de cobertura superficial e remoção percentual de clorofila-a



Fonte: NAKAMURA (2003)

As ilhas flutuantes são comprovadamente um método eficaz de tratamento de águas superficiais contaminadas, porém ainda com carência de estudos aplicados em escala real. A ausência de trabalhos no Brasil que visam seu desenvolvimento e aplicação com plantas nativas do país, torna mais importante as iniciativas de projetos que apliquem esta solução nos lagos brasileiros.

### 3.4.2 Plantas fitorremediadoras

A vegetação utilizada em *wetlands* construídos, e sistemas semelhantes, para o tratamento de esgotos devem tolerar áreas prementemente saturadas ou submersas e o fluxo constante de diferentes poluentes em diversas concentrações (ZANELLA, 2008). Este autor orienta que, devido à maior facilidade de adaptação e crescimento nas condições climáticas existentes, as espécies escolhidas devem ser preferencialmente nativas, sendo que, espécies

exóticas podem ser utilizadas somente se já foram introduzidas na região ou se não forem suficientemente competitivas para evitar que se tornem uma praga.

Vymazal (2011) destaca a importância das macrófitas nos projetos de fitorremediação em *wetlands* construídos, porém apenas algumas espécies adaptam-se a esses sistemas. No Quadro 4 estão descritos alguns dos papéis das Macrófitas no tratamento de efluentes e a respectiva propriedade responsável.

Quadro 4 - Principais papéis das macrófitas no tratamento de *wetlands* construídos

<b>Propriedade da macrófita</b>	<b>Papel no processo de tratamento</b>
Tecido aéreo da planta	Atenuação da luz - redução do crescimento da fotossíntese
	Influência de microclima - isolamento durante o inverno
	Redução da velocidade do vento - risco reduzido de ressuspensão*
	Aparência agradável estética do sistema
	Armazenamento de nutrientes
Tecido da planta na água	Filtragem - filtra resíduos grandes
	Velocidade de corrente reduzida - aumento da taxa de sedimentação, risco reduzido de ressuspensão*
	Excreção de oxigênio na fotossíntese - aumento da degradação aeróbia
	Captação de nutrientes
	Fornecimento de superfície para ligação perifíton **
Raízes e rizomas no sedimento	Estabilização da superfície do sedimento - menos erosão
	A prevenção da obstrução média em sistemas de fluxo vertical
	Fornecimento de superfície para crescimento bacteriano
	A liberação de oxigênio aumenta a degradação (e nitrificação)
	Captação de nutrientes

Fonte: adaptado de VYMAZAL (2011)

\* ressuspensão: processo que leva ao aumento de turbidez e ao aumento dos fluxos verticais de nutrientes via sedimentos.

\*\* perifíton: mesmo que biofilme.

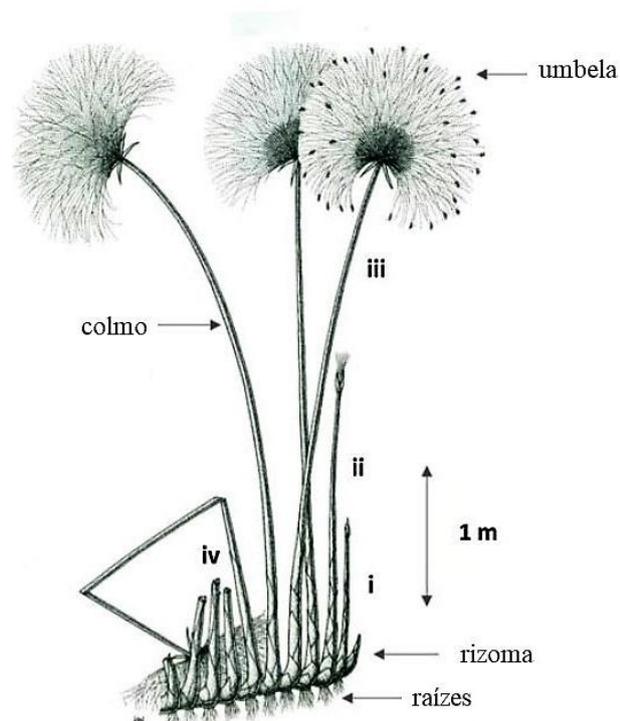
Na literatura destacam-se trabalhos voltados para a aplicação de plantas nativas em sistemas de *wetlands* construídos. Devido à escassez de trabalhos com ênfase em ilhas

flutuantes artificiais, especialmente no Brasil, se faz necessária a adaptação destas espécies estudadas no sistema solo-plantas ao sistema flutuante.

Para Perbangkhem e Polprasert (2010) as plantas aquáticas que tem alto potencial de conversão de energia solar na produtividade da planta devem ser selecionadas para a plantação em *wetlands* construídos, nesse sentido o Papiro (*Cyperus papyrus*) é uma das espécies mais interessantes porque pode crescer bem em climas tropical e subtropical, estando entre as plantas mais produtivas de zonas úmidas.

O papiro tende a formar bancos monotípicos flutuantes que consistem em caules de plantas, a principal estrutura vegetativa acima do solo, que é coberta por uma umbela. Ela consiste em numerosos raios cilíndricos e aplanados, folheados, bractéolas que representam a principal superfície fotossintética da planta, pois as folhas verdadeiras estão ausentes em plantas maduras, Figura 4 (JONES et al., 2018).

Figura 4 - Desenho de um Papiro (*Cyperus papyrus*) mostrando os principais componentes da estrutura da vegetação (raiz, rizoma, colmos e umbela) e as quatro classes de idade dos colmos [(i) emergente, (ii) jovem, (iii) madura, (iv) senescentes]



Fonte: adaptado de JONES et al. (2018)

Zanella (2008) também destaca outra planta fitorremediadoras da mesma família do papiro, a *cyperus isocladius*, conhecido popularmente como mini papiro ou papiro anão, esta

espécie é de origem africana e pode alcançar até 90 cm de altura e se adapta bem em solos permanentemente úmidos a sol pleno ou meia-sombra.

Kyambadde et al. (2004) estudaram o efeito do uso de papiros em *wetlands* construídos para tratamento de águas residuais em clima tropical. Os resultados encontrados mostraram que esta espécie removeu grandes quantidades de nitrogênio amoniacal e fósforo reativo do efluente, 75,3% e 83,2%, respectivamente. Os autores enfatizaram que as estruturas radiculares do papiro proporcionaram boas condições de fixação microbiana, suficiente tempo de residência de esgoto, aprisionamento e assentamento de partículas em suspensão, área de superfície para adsorção de poluentes, absorção, assimilação em tecidos vegetais e oxigênio para oxidação de matéria orgânica e inorgânica na rizosfera, representando sua alta eficiência de tratamento.

No estudo realizado por Perbangkhem e Polprasert (2010) a operação em escala piloto em uma *wetland* de água superficial, indicou o uso viável do papiro como planta com potencial para tratar águas residuais domésticas e, mostrou que a colheita do papiro fornece matéria com valor agregado, que poderia reduzir ou mesmo compensar os custos do tratamento. Neste estudo a biomassa vegetal foi de cerca de 2590 g de peso seco/m<sup>2</sup> com crescimento a uma taxa constante de 0,040/d e a eficiência de captura de energia de cerca de 4,3%. Os autores encontraram um período ótimo de colheita entre 41 e 50 dias, alertando que a poda apropriada da planta ajudaria a manter uma taxa de crescimento elevada durante todo o tempo.

Outra espécie que tem seu uso difundido em sistemas de fitorremediação é a *canna x generalis*. A *canna x generalis* é conhecida popularmente como biri, cana-da-índia, bananeira de jardim, etc., é nativa da América do Sul, sendo uma planta rizomatosa perene que atinge até 1,5m de altura, deve ser cultivada em pleno sol e em solo úmido rico em matéria orgânica (ZANELLA, 2008). Vargas (2015) e Konnerup et al. (2009) foram alguns autores que trabalharam com esta espécie em sistemas de *wetlands* no Brasil, comprovando sua eficiência no tratamento de águas contaminadas e no pós-tratamento de esgotos.

Ojoawo et al. (2015) construíram um sistema de *wetlands* utilizando *canna x generalis* com o intuito de fazer o tratamento por fitorremediação de fósforo e nitrogênio excessivos nas águas residuais domésticas do *Institute of Technology*, Índia. Os resultados revelaram que o tratamento com esta planta fez a amostra um pouco mais alcalina (o pH variou de 6,73 a 6,76); reduziu a turbidez de 30 UNT para 20 UNT; os valores médios de concentração dos compostos de nitrato, fosfato e fenol no final do tratamento foram respectivamente reduzidos em 51,9, 8,9 e 1,0%.

Zhang et al. (2007) fez um estudo comparativo utilizando seis macrófitas ornamentais: *Acorus calamus*, *Acorus gramineus*, *Arum orientale*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria* e *Reineckia carnea*, em *wetlands* construídos no tratamento de esgotos urbanos e rurais. Neste estudo a maioria das espécies se adaptou ao poço das águas residuais e foram bastante eficientes na eliminação da DBO<sub>5</sub>, DQO, nitrogênio total, fósforo total e metais pesados nas águas residuais, porém, a eficiência variou muito de uma espécie para outra e para diferentes contaminantes, sendo a *Iris pseudacorus* L. e a *Acorus gramineus* Soland boas escolhas para o tratamento de águas residuais urbanas poluídas, que, após 15 dias, conseguiram reduzir a DBO<sub>5</sub> em 92,31% e 93,16%, respectivamente.

*Iris pseudacorus* (íris amarela) é uma erva perene decorativa de até 1,5 m de altura com um rizoma robusto com haste vertical, arredondada para plana e ramificada (VYMAZAL, 2011). Calheiros et al. (2007), Mander et al. (2001) e Dias e Pacheco (2001) foram outros autores que estudaram a *Iris pseudacorus* no contexto da fitorremediação.

### 3.5 ANALISES DE VARIÂNCIA (ANOVA) E TESTE DE TUKEY

A análise de variância é um procedimento aritmético de decomposição da soma de quadrados totais das observações em componentes associados a causas reconhecidas de variações e independentes, e uma porção residual desconhecida de natureza aleatória (SANTOS et al., 2008). Montgomery e Runger (2012) complementam que a variância de uma variável aleatória X é uma medida de dispersão ou espalhamento nos valores possíveis para X. A variância de X usa o peso  $f(x)$  como o multiplicador de cada desvio quadrático possível.

Existem diversos métodos ensaísticos de comparações de médias, esses testes experimentais são utilizados com a finalidade de se detectar diferenças entre tratamentos. De acordo com Santos et al. (2008), o teste de Tukey pode ser utilizado para testar todo e qualquer contraste envolvendo duas médias de tratamentos, sendo um teste de amplitude fixo, onde sua diferença mínima significativa é constante para um dado conjunto de I médias, podendo-se testar todas as possíveis  $\frac{I(I-1)}{2}$  comparações de pares de médias.

### 3.6 ANÁLISE ESPACIAL (GEOESTATÍSTICA)

A análise geoestatística se fundamenta na teoria das variáveis regionalizadas, em que as amostras coletadas da variável estudada são georreferenciadas. A variável regionalizada é uma função que varia de lugar para lugar no espaço com certa aparência de continuidade,

onde os valores estão relacionados com a posição espacial que ocupam (MATHERON, 1963 apud OLIVEIRA, 2003)

A geoestatística é, pois, uma das ferramentas da análise espacial de dados. Na realidade, as propriedades naturais de uma determinada superfície são espacialmente contínuas. As amostras pontuais formam um subconjunto limitado em relação à quantidade de posições e valores possíveis dentro de uma área de interesse (PRADO, 2004).

A interpolação espacial converte dados de observações pontuais em campos contínuos, produzindo padrões espaciais que podem ser comparados com outras entidades espaciais contínuas. O interpolador espacial chamado Inverso do Quadrado da Distância (IQD), do inglês *Inverse Distance Weighting* (IDW), atribui pesos baseado no inverso do quadrado da distância que separa o valor interpolado dos valores observados. Mazzini & Schettini (2009), definem:

Este método pode ser classificado tanto como um interpolador exato como suavizante, faz com que os pesos dos dados sejam avaliados durante o processo de interpolação, tal que a influência de cada ponto é inversamente proporcional à distância do nó da malha. O fator peso pode ser predeterminado pelo usuário, sendo que quanto maior o valor escolhido, menor será a influência dos pontos mais distantes do nó. Inversamente, quanto menor for o peso, maior o efeito de pontos distantes sobre toda a malha. Uma característica negativa deste método é a geração de efeito mira, ou ‘bull’s eye’ em Inglês, ao redor dos pontos observados (MAZZINI e SCHETTINI, 2009, p. 57)

O IDW assume que a superfície possui uma variação local, e funciona melhor se os pontos amostrais estão igualmente distribuídos pela área, sem estarem concentrados em determinado local. Os parâmetros mais importantes a se detectar, para aplicação do método, são as especificações de vizinhança, o parâmetro de poder (*power*) “p” e o fator de anisotropia, se existir (JAKOB e YOUNG, 2006).

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

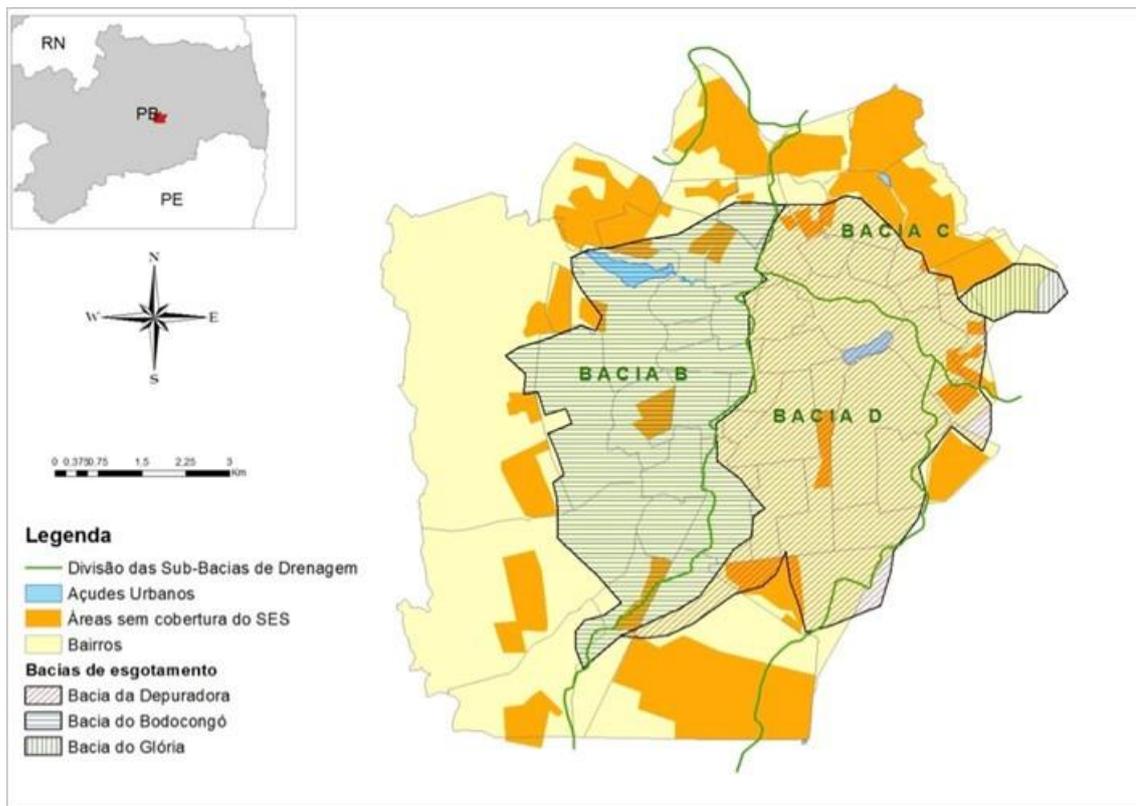
O estudo foi desenvolvido no campus sede da Universidade Federal de Campina Grande (UFPG), localizado no bairro Universitário no município de Campina Grande, Paraíba (35°54'30" O e 7°12'58" S). De acordo com o último censo do IBGE, em 2010 o município possuía 385.213 habitantes - a estimativa para o ano de 2017 é de uma população de 410.332 - áreas territoriais de 594,179 km<sup>2</sup> e densidade demográfica de 648,31 hab./km<sup>2</sup> (IBGE, 2010).

Campina Grande está incluída na área geográfica de abrangência do semiárido brasileiro, definida pelo Ministério da Integração Nacional. A precipitação anual média é de 804,9 mm, com valores mensais concentrados (superiores a 100 mm) durante os meses de março a julho, enquanto o trimestre de menor pluviometria varia de outubro a dezembro. O clima é tropical semiárido e apresenta temperaturas amenas durante todo o ano, variando de 16 a 32 °C, com umidade relativa do ar média de cerca de 80% (MACEDO et al., 2011).

De acordo com o PMSB - Plano Municipal de Saneamento Básico (2015) a cidade possui três bacias de drenagem pluvial, denominadas B, C e D. A bacia B, compreende a zona Oeste da cidade, a C se localiza nas zonas Norte e Leste e a D na zona Sul. O Sistema de Esgotamento Sanitário é composto pelas bacias do Glória, Depuradora e Bodocongó, que se sobrepõem, em quase sua totalidade, aos limites das bacias de drenagem, como pode ser observado no mapa da Figura 5.

Nas zonas desprovidas de saneamento básico (Figura 5) os efluentes de soluções individuais de tratamento de esgoto, bem como, os esgotos lançados a céu aberto escoam para os canais de drenagem se misturando com as águas pluviais. Dessa forma ocorre a descaracterização do sistema de drenagem da cidade, separador absoluto.

Figura 5 - Bacias de drenagem pluvial e esgotamento sanitário de Campina Grande - PB

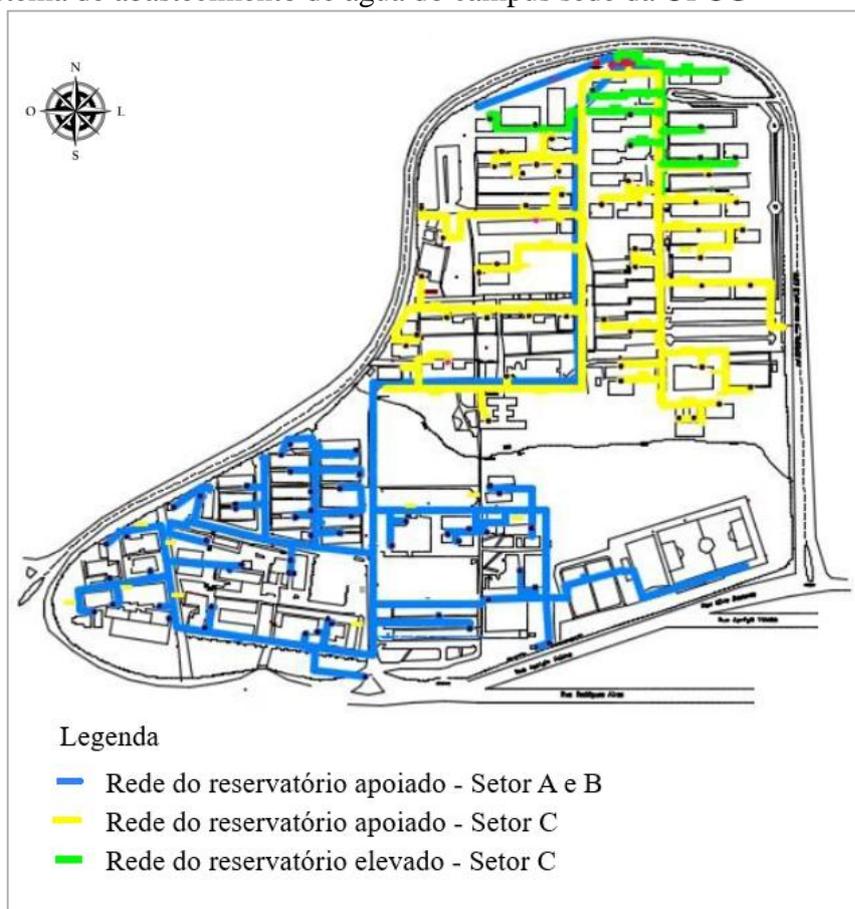


Fonte: adaptado de PMSB (2015)

O campus sede da Universidade Federal de Campina Grande está localizado na bacia de drenagem B e na bacia de esgotamento do Bodocongó e possui uma área territorial de aproximadamente 31 hectares, subdividido em três Setores: A, B e C, que computam respectivamente as seguintes áreas construídas: 13.818,03 m<sup>2</sup>, 23.858,43 m<sup>2</sup> e 40.860,33 m<sup>2</sup> totalizando em conjunto uma área construída de 78.536,79 m<sup>2</sup>. O relevo é acidentado, com cotas variando de 544 m a 510 m e em seu interior um riacho separa o Setor C dos demais (SOARES, 2012).

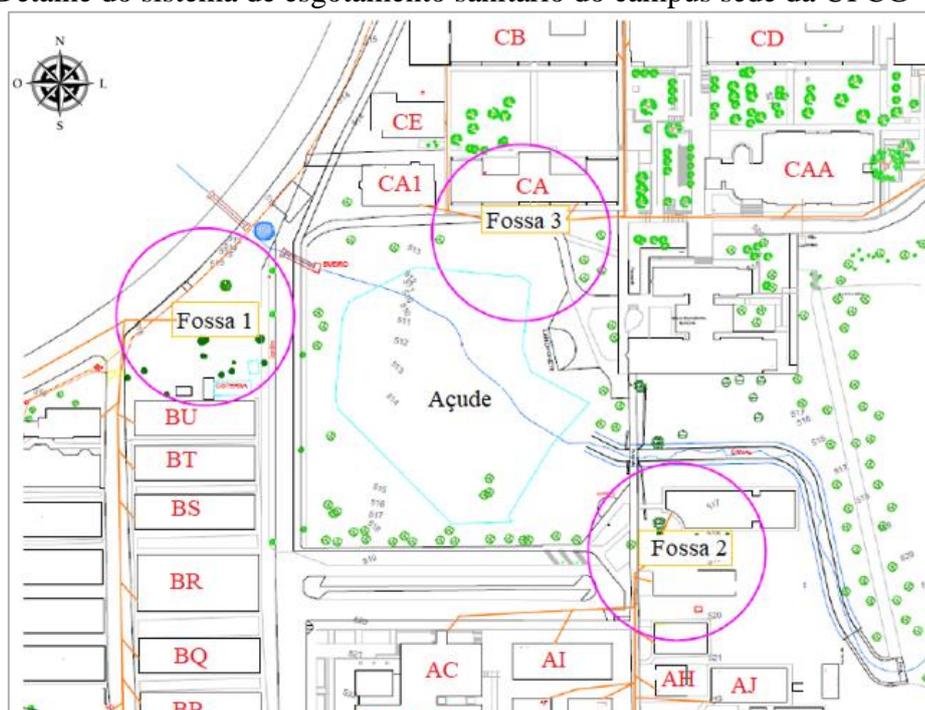
O abastecimento de água do campus tem 110 hidrômetros, 18 localizados no setor A, 38 no B e 54 no C. A rede é dividida em dois tipos: planejada e construída sem projeto detalhado e secundário, antigo, construído sem projeto (Figura 6). Em relação ao esgotamento sanitário o projeto para os setores A, B e C foi elaborado e implantado na década de 1970. A rede é dividida em partes independentes e os esgotos são lançados em fossas sépticas cujos efluentes são infiltrados no solo, Figura 7, (FERREIRA, 2017).

Figura 6 - Sistema de abastecimento de água do campus sede da UFCG



Fonte: FERREIRA (2017)

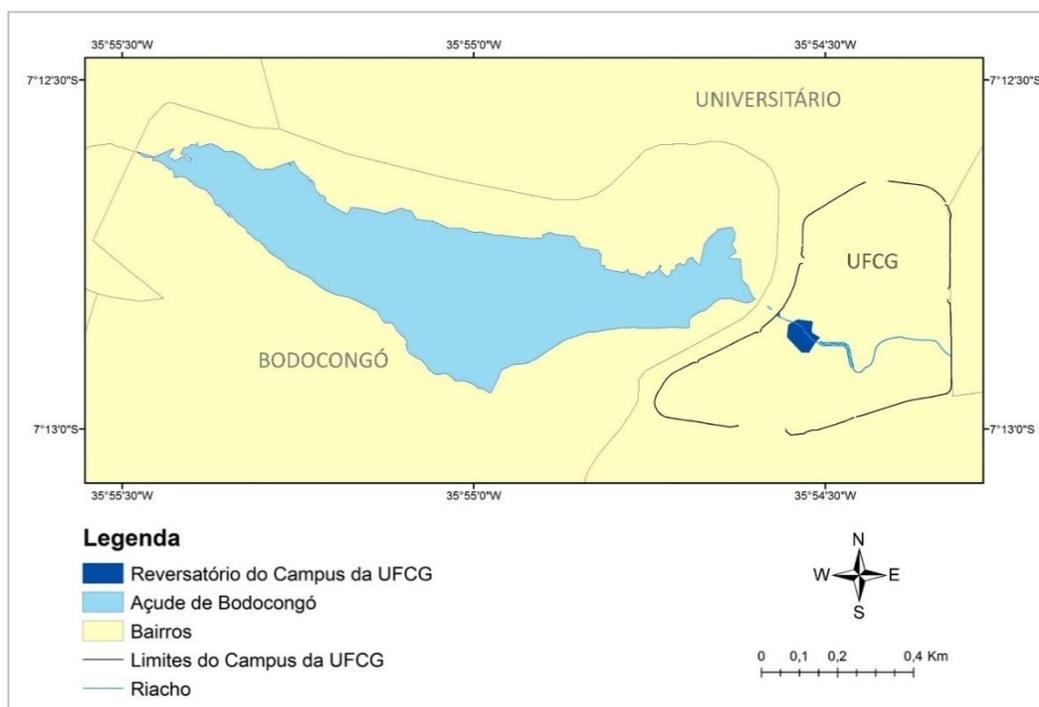
Figura 7- Detalhe do sistema de esgotamento sanitário do campus sede da UFCG



Fonte: FERREIRA (2017)

Diante da possibilidade da criação de um sistema de drenagem pluvial na UFCG com mínimos impactos ambientais, foram realizados estudos topográficos para a implementação de um pequeno açude no campus. Assim, um barramento foi construído no riacho que atravessa o campus e deságua no açude de Bodocongó, Figura 8, (ARAÚJO C, 2017).

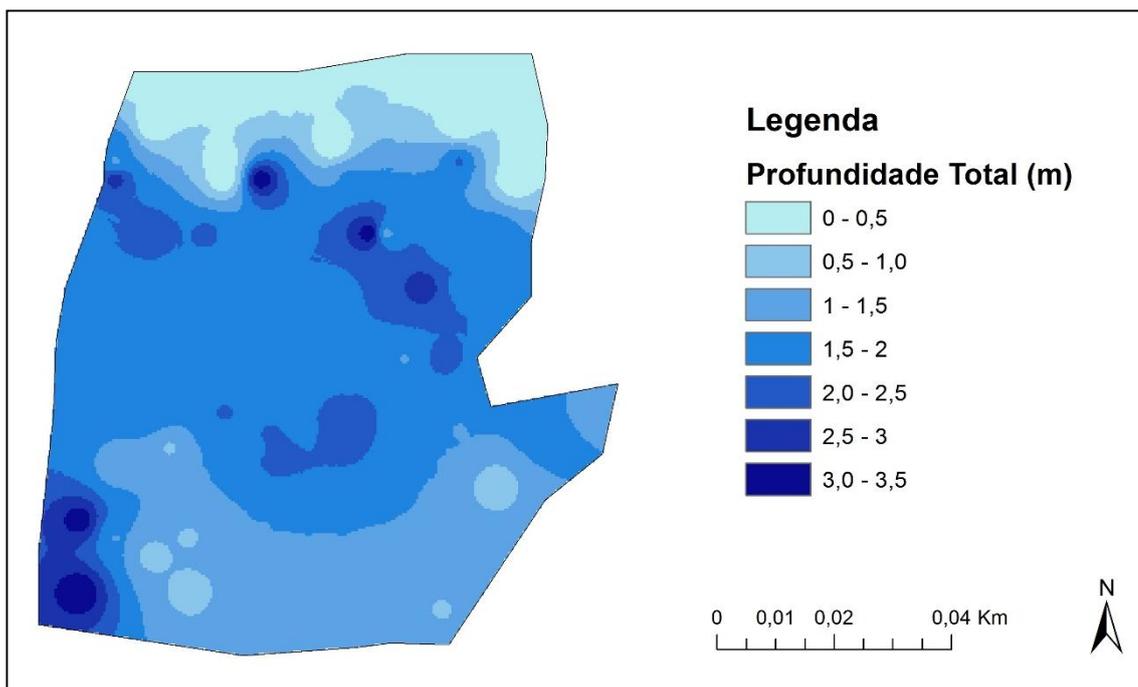
Figura 8 - Elementos de drenagem e açudes que compõe a área do campus da UFCG



Segundo levantamento batimétrico realizado no mês agosto de 2016, o açude criado possui uma área de espelho d'água de aproximadamente 7.820 m<sup>2</sup>, com profundidades variando de 0 a 3,52 m e é capaz de armazenar um volume médio de 4.223 m<sup>3</sup>. A água que se acumula nesse ambiente, além de compor a paisagem, serve de abrigo para diversas espécies de aves, como gansos e patos, além de ser utilizada para irrigar os jardins, campos de futebol e outras áreas verdes do campus.

A batimetria realizada no açude também possibilitou a verificação da quantidade de sedimentos depositados. Na Figura 9 tem o mapa com as profundidades totais: coluna d'água mais sedimento medidas neste levantamento. Percebe-se que existem três regiões bem definidas no açude, uma superior com pequenas profundidades, máxima de 50 cm, uma segunda, na parte central com profundidades entre 1,5 e 2,0 m, e uma terceira, parte inferior, com coluna d'água mais sedimentos com no máximo 1,5 m de profundidade. Fora estas três áreas definidas, em alguns pontos as profundidades são maiores, variando de 2,5 a 3,5 m.

Figura 9 - Mapa batimétrico da profundidade total (coluna d'água + sedimentos) do açude.



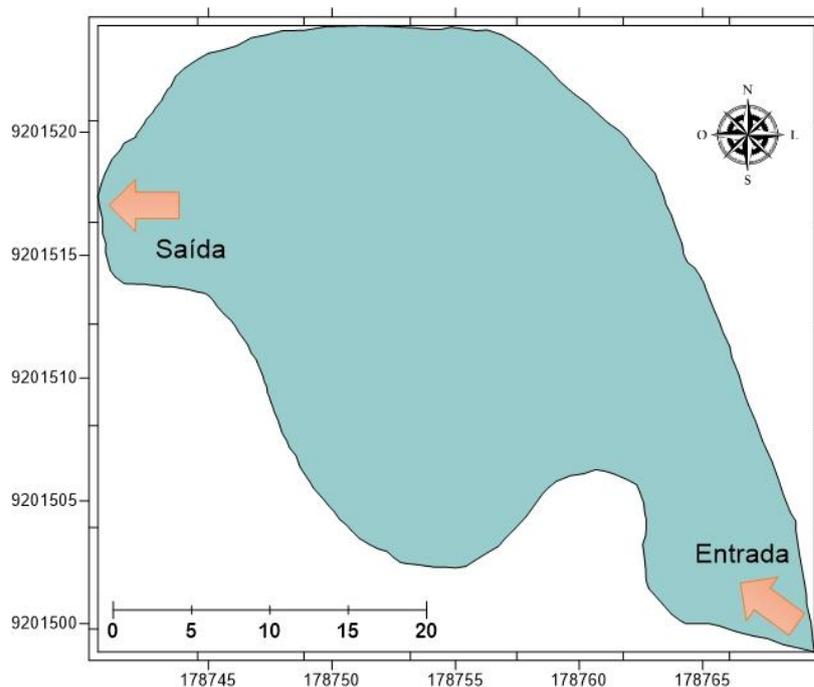
Uma avaliação da qualidade da água do açude realizada por Araújo C (2017) através da verificação dos parâmetros turbidez, pH, temperatura, condutividade elétrica, DBO, DQO, OD, coliformes totais, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo total e de acordo com a resolução nº 357/05 do CONAMA apontam que a água do açude varia de salobra a salina, Classe 3.

#### 4.2 CONSTRUÇÃO E INSTALAÇÃO DOS JARDINS

Tomando como exemplo os trabalhos de Zhu et al. (2011), Nakamura e Mueller (2008) e Headley e Tanner (2008), uma taxa de cobertura superficial de 10% foi estabelecida para a construção dos jardins. Devido à grande área superficial do açude, 7.819 m<sup>2</sup>, seriam necessários cerca de 780 m<sup>2</sup> de jardins flutuantes, dessa forma para minimizar os custos e o tempo demandados para atingir tal porcentagem, delimitou-se uma área de cerca de 400 m<sup>2</sup> após a saída do canal de drenagem principal para a instalação do sistema, em três etapas, até completar a taxa de cobertura desejada.

Esta área foi escolhida pela facilidade de acesso, por apresentar profundidades compatíveis com as necessidades dos jardins, entre 0,50 e 3,0 m, possibilitando a flutuação e o acesso das raízes à coluna d'água. Por ficar na saída do canal principal, todo o efluente proveniente deste atravessa o sistema, sendo possível monitorar uma carga de entrada e uma de saída (Figura 10).

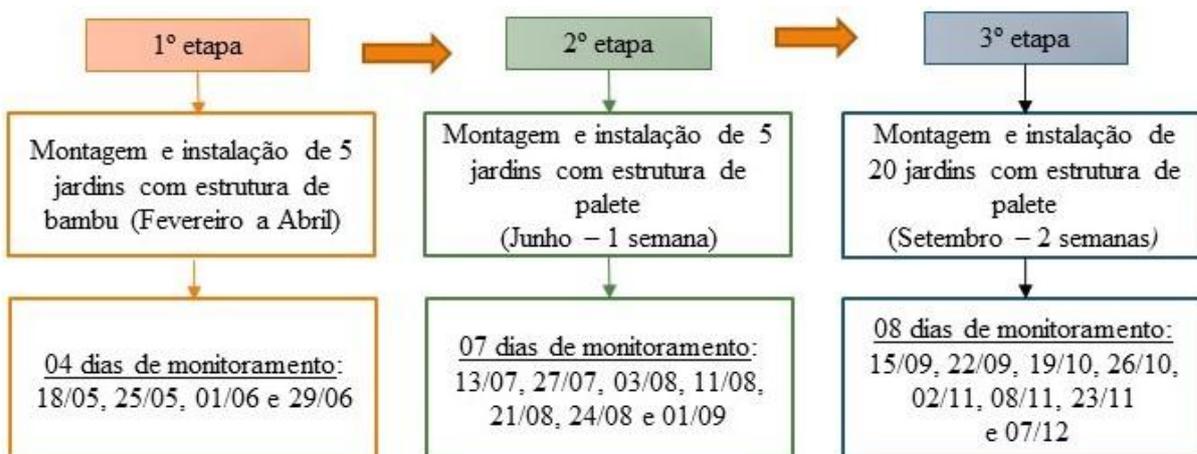
Figura 10 - Área experimental



#### 4.2.1 Montagem dos jardins

No fluxograma da Figura 11 estão descritas as três etapas de montagem dos jardins, com seus respectivos materiais, tempos de montagem e dias de monitoramento. Na primeira etapa utilizou-se estrutura de bambu e nas outras duas, estruturas de paletes. Em cada etapa obteve-se uma parcela da porcentagem de cobertura da área superficial desejada, de modo que na terceira foi alcançada a taxa de 10%.

Figura 11 - Etapas de montagem dos jardins flutuantes



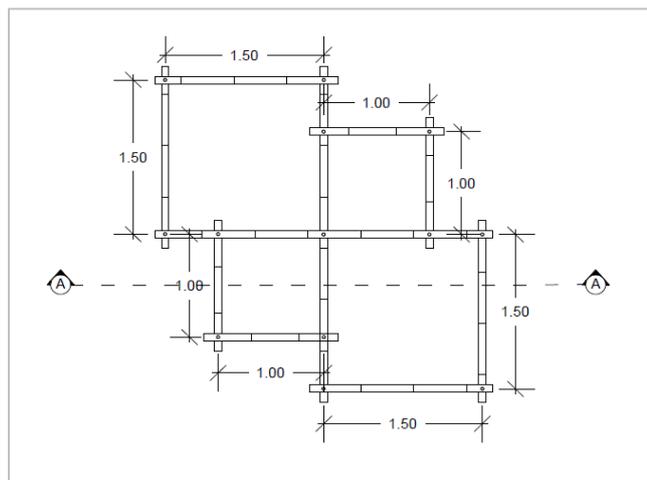
- **Primeira etapa**

A primeira etapa foi concebida em parceria com o Centro Acadêmico de Arquitetura e Urbanismo – CACAU da UFCG a partir do projeto de paisagismo para o reservatório, composto pelos jardins flutuantes. O material escolhido para as estruturas dos jardins foi o bambu, devido as suas características de resistência, durabilidade e capacidade de flutuação e, também, por ser encontrado em grande quantidade no próprio campus.

Os bambus são constituídos de um rizoma subterrâneo e de um colmo lenhoso, oco, com fibras dispostas em forma de feixes, principalmente na região mais externa, dotado de ramos e folhas (GUIMARÃES JÚNIOR et al., 2010). Os colmos são formados por uma série alternada de nós e entrenós, e diferem, segundo a espécie, em comprimento, espessura da parede, diâmetro, espaçamento dos nós e resistência, sendo que em sua maioria são ocos, podendo ser encontrados em algumas espécies com entrenós sólidos e outros com água no seu interior (GHAVAMI E MARINHO, 2005). Neste trabalho as estruturas foram construídas com o colmo seco da espécie *Bambusa vulgaris*, disponibilizado pela Prefeitura Universitária.

Os jardins foram pensados para além da funcionalidade sanitária, serem esteticamente agradáveis, integrando o ambiente à paisagem. Nesta primeira etapa, foram construídos cinco jardins compostos por quatro módulos cada um, dois com dimensões de 1,5 x 1,5 m e dois com 1,0 x 1,0 m (Figura 12).

Figura 12 - Modelo da estrutura de bambu



Para cada jardim foram utilizados 5 bambus com 3 m de comprimento, 10 com 1,5 m e 4 com 1,0 m, a fixação dos bambus foi feita com barras rosçadas com diâmetro de ¼ de polegada, sendo necessárias 13 barras e o dobro disso de porcas e arruelas. O suporte para o

substrato foi feito com Tela F9 mosquiteiro verde de 1,5 m de largura, sendo usados 12 m de tela para cada módulo, costuradas nos bambus com linha de nylon.

A impermeabilização dos bambus foi feita com selador para madeira, tinta verniz, espuma de poliuretano nas extremidades abertas e cola de silicone em torno das barras roscadas. A Figura 13 apresenta as etapas de montagem dessa estrutura.

Figura 13 – Etapas de montagem da estrutura de bambu a) Separação dos bambus; b) Medição e marcação dos furos; c) Montagem dos bambus e disposição da rede; d) Finalização da montagem e costura da rede nas extremidades dos bambus; e) Preenchimento da rede com o substrato e impermeabilização.



A última parte foi à inserção das plantas em cada um dos módulos, a cada novo módulo pronto este era colocado na água para evitar a morte das plantas. A montagem dos cinco jardins de bambu levou 61 dias para ser concluída, de 23 de fevereiro a 24 de abril de 2017.

As espécies de plantas utilizadas nesta etapa foram: *Cyperus papyrus* (papiro), *Cyperus isocladius* (mini papiro), *Canna x generalis* (biri/cana da Índia), *Iris pseudacorus* (íris-amarela), *Tradescantia pallida* (coração-roxo), *Tradescantia zebrina*.

Ao final desta etapa obteve-se uma área de jardins igual a 32,5 m<sup>2</sup> e uma taxa de cobertura superficial de 8,13%. Na Figura 14 é apresentada a disposição dos jardins na área de estudo, eles foram ancorados no fundo do lago para evitar que fossem arrastados pela correnteza em dias de chuva ou pelo vento, e também garantir que não ficassem concentrados em apenas um local, cobrindo toda a extensão da área experimental.

Figura 14 - Localização dos jardins na primeira etapa



- **Segunda etapa**

Tendo em vista a necessidade de se aumentar a área de cobertura superficial na área experimental foram inseridos novos jardins, estes agora construídos com estrutura de paletes. A mudança do material se deu principalmente pelo fato de que as estruturas de bambu demandaram muito tempo para serem construídas, necessitando da mão de obra de funcionários da prefeitura universitária, além de serem estruturas com grandes dimensões, mais caras e sujeitas a apresentarem problemas.

O palete (do inglês *pallet*) é uma plataforma de madeira, metal, fibra ou outro material, disposta horizontalmente, na qual a carga pode ser empilhada e estabilizada. Como estrutura para os jardins, o palete é viável por sua capacidade de flutuação, boa durabilidade se impermeabilizado, facilidade de montagem por ser uma estrutura pronta e baixo ou nenhum custo.

De acordo com Saito (2007) mesmo com o baixo custo de produção do palete de madeira, em comparação com outros tipos de materiais, o mesmo vem sendo mal utilizado, pois apenas 10% são reutilizados gerando custos para o descarte, se configurando como um problema ambiental, pelo acúmulo e descarte inadequado, bem como pela exploração de madeira.

Nesta etapa foram montados cinco jardins, com diferentes dimensões, dois com 1,0x1,0 m, dois com 1,0x1,20 m e um com 0,50x0,60 m, totalizando 4,7 m<sup>2</sup> de jardins. O

processo de montagem durou uma semana, no mês de junho de 2017, e seguiu as seguintes etapas: separação e limpeza dos paletes, fixação da rede por meio de costura, preenchimento com o substrato de casca de coco e inserção das plantas (Figura 15). Da mesma forma que as estruturas de bambu, ao se concluir a montagem os jardins foram colocados na água para evitar que as plantas morressem.

Figura 15 – Montagem dos jardins de palete (2ª etapa) a) Preenchimento da estrutura com a casca do coco e fixação da rede; b) Colocação de grama sobre o substrato; c); d) e e) Jardins prontos com diferentes espécies de plantas



As espécies de plantas utilizadas nesta etapa foram: *Cyperus papyrus* (papiro), *Canna x generalis* (biri/cana da Índia), *Iris pseudacorus* (íris-amarela), *Heliconia psittacorum* (Heliconia papagaio), *Spathiphyllum wallisii* (Lírio da Paz) e grama.

Devido a perdas de área superficial na primeira etapa, a taxa de cobertura de área superficial ao final desta etapa foi de 5,3%. Da mesma forma que os jardins da primeira etapa, as estruturas de bambu também foram ancoradas no fundo do lago.

- **Terceira etapa**

Com o intuito de atingir os 10% de área superficial foi calculado o número de jardins que seriam necessários para chegar a este percentual. Assim, para completar 40 m<sup>2</sup>, se fazia necessária a construção de, pelo menos, mais 18,8 m<sup>2</sup>. A estrutura escolhida foi novamente a de palete e foram construídos 17 jardins com dimensões iguais a 1 x 1,20 m, um com 1,05 x 1,25 e dois com 1,10 x 1,10 m, totalizando 24,1 m<sup>2</sup>.

O processo de montagem foi semelhante ao da segunda etapa, iniciado em 08 de setembro e concluído em 22 de setembro. Nesta etapa todos os paletes foram impermeabilizados com seladora para madeira e foram colocadas garrafas pet, nas partes inferior e superior da estrutura para auxiliar na flutuação, num total de oito garrafas por palete. O processo de montagem pode ser observado na Figura 16 e os jardins dispostos na área experimental na Figura 17.

Figura 16 - Montagem dos jardins de paletes (3ª etapa) a) Limpeza e impermeabilização dos paletes; b) Preenchimento da estrutura com a casca do coco e fixação da rede; c); d) e e) Jardins prontos com diferentes espécies de plantas



Figura 17 - Disposição dos jardins na área experimental na segunda etapa



As espécies de plantas utilizadas nesta etapa foram: *Canna x generalis* (biri/cana da índia), *Iris pseudacorus* (íris-amarela), *Tradescantia pallida* (coração-roxo), *Epipremnum pinnatum* (Jibóia) e *Xanthosoma sagittifolium* (Taioba).

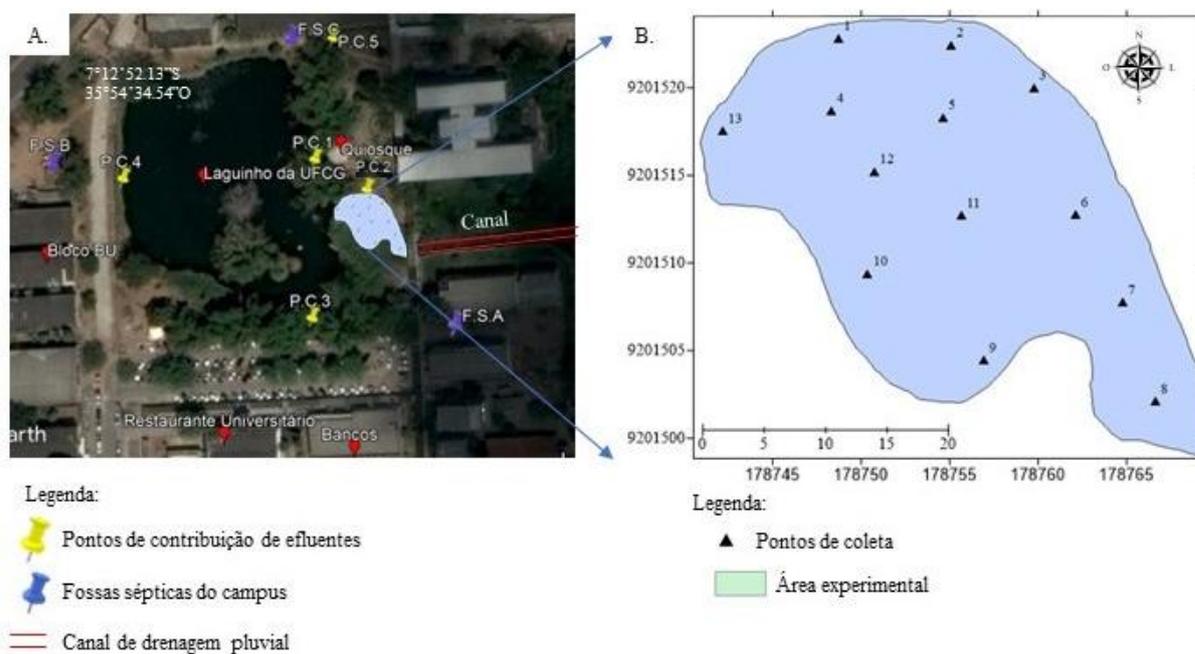
### 4.3 COLETA DE AMOSTRAS E PARÂMETROS MONITORADOS

#### 4.3.1 Disposição dos pontos de coleta

A área de estudo recebe influência direta das atividades antrópicas, pois foi possível perceber que mesmo não havendo chuvas, é visto um lançamento constante de líquidos, através de tubulação, o que sugere uma contribuição irregular de esgotos com despejo direto no açude, além da contribuição vinda do canal. Além de tubos, as 3 principais fossas sépticas que atendem aos setores A, B e C da universidade estão localizadas nas imediações do corpo hídrico (Figura 18A), o que pode acarretar poluição do solo e das águas.

Com o intuito distribuir os pontos de coleta numa malha regular, foram dispostas 13 estacas de madeira na área experimental demarcando os pontos. Devido a limitação dos equipamentos como modelo do barco, tipo de estaca, ação do vento e movimento das águas; os pontos não permaneceram com o espaçamento desejado, entretanto, conseguiu-se manter distâncias aproximadas das planejadas, conforme apresentado no mapa dos pontos (Figura 18B- Área experimental e pontos de coleta), cujas coordenadas geográficas foram obtidas por meio de um GPS modelo GPSMAP®76CSx.

Figura 18 - Área experimental e pontos de coleta



### 4.3.2 Parâmetros monitorados

Para avaliar quais os efeitos dos jardins flutuantes na qualidade da água, foram coletadas amostras durante no período de Maio a Dezembro de 2017, num total de 19 campanhas. As amostras de água foram coletadas nos primeiros 20 cm de profundidade, que segundo Esteves (2011) e Tundisi e T. Tundisi (2008) correspondem à camada mais superficial do corpo d'água (epilímnio) onde tende a ocorrer as maiores temperaturas, o que, juntamente com o aporte de nutrientes, aumenta a produtividade de organismos nas camadas superficiais. As coletas foram feitas no período da manhã, entre 08:00h e 10:00h.

Os parâmetros físico-químicos monitorados estão listados no (Quadro 5), as análises seguiram as metodologias do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), todas as análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande.

Quadro 5 - Parâmetros e métodos de análise

Parâmetro	Método
pH	Método Instrumental - pHmetro
Temperatura	Método Instrumental - Termômetro
Condutividade Elétrica	Método Instrumental – Condutímetro
Turbidez	Determinação por turbidímetro
OD	Método Iodométrico (Método de Winkler) - Modificação Azida
DBO <sub>5</sub>	Método Padrão Modificado - Oxímetro
DQO	Método da Refluxação Fechada
Fósforo Total	Método do Ácido Ascórbico após digestão com Persulfato
Ortofósforo solúvel	Método do Ácido Ascórbico
Clorofila-a	Método Espectrofotométrico utilizando Etanol

## 4.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

### 4.4.1 Análise estatística

As análises estatísticas dos resultados foram realizadas utilizando o programa *STATISTICA* versão 13.2 *trial*. Análise de variância (ANOVA) e Teste de Tukey para comparação de médias, o nível de significância do teste ANOVA foi determinado em 5% ( $p \leq 0,05$ ).

### 4.4.2 Análise geoestatística

As análises geoestatísticas dos resultados foram realizadas utilizando o programa *SURFER* versão 14 *trial*. Foi feita a espacialização dos dados obtidos dos parâmetros:

Turbidez, DBO<sub>5</sub>, DQO, Fósforo Total, Ortofosfato Solúvel e Clorofila-*a*, por interpolação IDW.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 AVALIAÇÃO DAS ESTRUTURAS DE SUPORTE DOS JARDINS FLUTUANTES E ADAPTAÇÃO DAS PLANTAS

- **Primeira etapa**

Durante o processo de montagem as principais dificuldades encontradas foram: necessidade de muita mão de obra, pessoas para retirar os bambus dos bambuzais do campus e fazer a limpeza dos galhos, serragem na medida desejada e montagem dos bambus empilhados de forma que se encaixassem e dessem firmeza à estrutura como um todo.

Os bambus apresentam irregularidades em sua forma, assim, a presença de problemas de forma como a falta de linearidade, rachaduras e diâmetros diferentes num mesmo bambu, tornou a montagem das estruturas de suporte mais difícil. Devido esses fatores o tempo de montagem dos primeiros jardins se estendeu por dois meses.

Quanto à rede e o substrato de fibra de coco, após alguns dias da inserção dos jardins no açude, foi possível perceber a necessidade de dar maior firmeza à rede, bem como de um maior volume de substrato. À medida que a coco foi encharcando, a estrutura se tornava mais pesada e a rede começava a ceder ficando mais submersa. Este fato ocorreu em todos os módulos de 1,0 x 1,0 m dos cinco jardins e em alguns módulos de 1,5 x 1,5 m, cujas plantas não sobreviveram devido à falta de estabilidade do sistema. A Figura 19 mostra como ficaram os jardins de bambu devido a esses problemas.

Figura 19 - Problemas apresentados pelos jardins de bambu



A ausência de mecanismos que auxiliassem a flutuação, como garrafas pet, também prejudicou a estabilidade dessas estruturas. Algumas espécies de plantas que sobreviveram e

se desenvolveram nas primeiras semanas, começaram a apresentar problemas pela falta de estabilidade, muitas delas cresceram bem, mas o próprio peso e a falta de maior firmeza das raízes no substrato fizeram com que elas tombassem, ou, murchassem e com o tempo morressem, foi o caso da *Canna x generalis* (biri/cana da Índia). Das demais espécies colocadas nessa etapa, apenas o *Cyperus papyrus* (papiro) se desenvolveu e sobreviveu até o final da terceira etapa.

É importante destacar que nos módulos onde a rede teve boa fixação, o substrato foi suficiente para garantir o crescimento e a estabilidade das plantas, e não houve problemas quanto ao excesso de peso e fluidez, o jardim se desenvolveu bem e as plantas conseguiram se adaptar. Desta forma, o problema dos jardins de bambu não foi quanto a adaptação das plantas, mas problemas estruturais que impediram que estas tivessem um ambiente adequado para seu crescimento e desenvolvimento e por isso, as mesmas plantas foram também testadas nas etapas posteriores.

Ao final desta etapa, dos cinco jardins instalados, apenas três continuaram flutuando e com vegetação. Desses, os módulos com menor dimensão, 1,0 x 1,0 m, também foram perdidos, desta forma, dos 32,5 m<sup>2</sup> iniciais restaram 16,5 m<sup>2</sup> dos jardins de bambu.

- **Segunda Etapa**

Na segunda etapa, foram inseridos 4,7 m<sup>2</sup> de jardins de paletes, com o intuito de testar esta estrutura em ambiente não controlado e substituir parte da área superficial perdida na primeira etapa. Os jardins de paletes foram de fácil montagem, dispensando a mão de obra que se fez necessária na montagem dos jardins de bambu. Quanto ao material, foi necessário escolher paletes em boas condições, ou recuperar os que estavam comprometidos, como forma de evitar que as madeiras se soltassem com o peso do substrato. Devido as dimensões reduzidas, em comparação com os jardins de bambu, houve economia de rede e substrato.

Todos os jardins instalados apresentaram boa adaptação no início da etapa, porém, pelo excesso de peso e ausência de garrafas pet, com o crescimento das plantas, quatro das cinco estruturas começaram a afundar, a única que continuou estável foi a com *Cyperus papyrus* (papiro), as demais foram retiradas do lago e recuperadas. O processo de recuperação se deu pela retirada das plantas e do substrato, adição de garrafas pet dentro do palete e na parte interior.

O jardim com *Iris pseudacorus* (íris-amarela) foi o primeiro a ser recuperado. Esta planta cresceu muito, atingindo cerca de 1,5 m de altura e as raízes se adaptaram bem ao

substrato. Foram feitas mudas de parte da planta da estrutura retirada para manutenção e colocadas em novos jardins, montados na terceira etapa (Figura 20).

Figura 20 - Desenvolvimento da planta *Iris Pseudacorus* (íris-amarela) no jardim de palete



Da mesma forma que a íris amarela, a *Canna x generalis* (cana-da-índia) também necessitou ser retirada da estrutura. As raízes dessa espécie se desenvolveram bem e se adaptaram ao substrato, a planta teve bom crescimento e ela floriu diversas vezes nesse período. Durante a manutenção, também foram feitas mudas utilizadas em novos jardins.

Na Figura 21 estão as fases de crescimento desta planta desde o dia da montagem em 26 de junho, cerca de dois meses depois (24 de agosto), os caules e folhas estavam bem desenvolvidos e as flores começaram a brotar uma semana depois (01 de setembro). Em 19 de setembro foi feita a retirada do jardim para manutenção.

Figura 21 - Desenvolvimento da cana da índia na estrutura de palete



- **Terceira etapa**

Devido aos bons resultados dos jardins de paletes e buscando ajustar os problemas de flutuação, na terceira etapa foram inseridos vinte jardins com esta estrutura e compostos com as plantas que se adaptaram melhor nas duas etapas anteriores, com exceção do papiro. Também foram testadas novas espécies e, assim como nas etapas anteriores, as estruturas que forneceram um ambiente equilibrado tiveram uma resposta positiva quanto à adaptação e crescimento das plantas. Na Figura 22 são mostrados alguns dos jardins desta última etapa.

Figura 22 - Jardins de paletes da terceira etapa



## 5.2 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

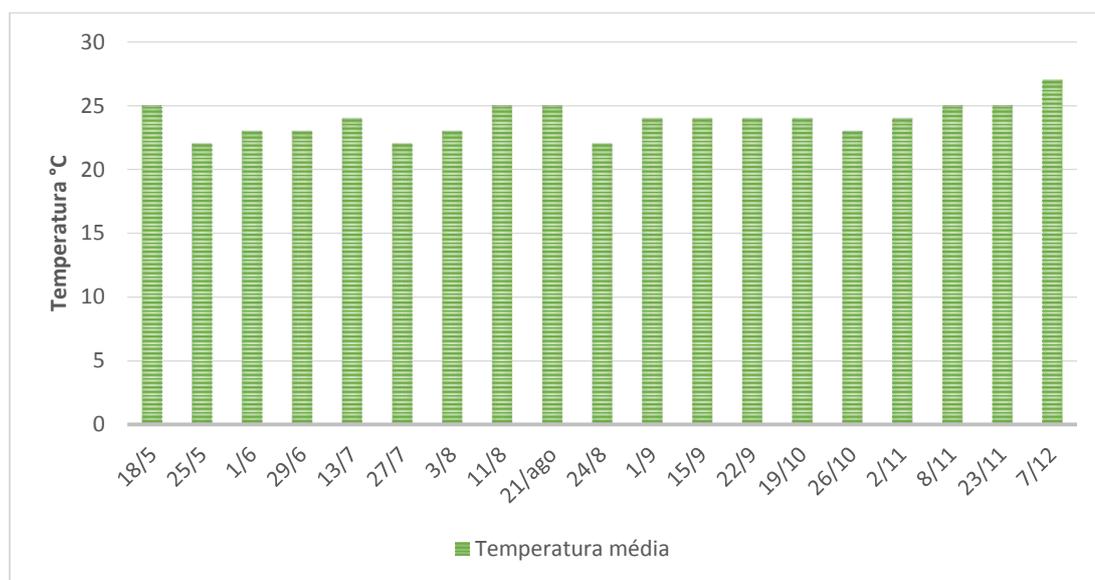
A análise de variância foi aplicada para a avaliação da existência de diferença significativa entre as médias dos dias de coleta. Considerando que todos os parâmetros apresentaram diferenças significativas a nível de significância de 5% ( $p < 0,05$ ) foi utilizado o teste de Tukey para a comparação múltipla entre as medias diferentes.

A análise geoestatística foi utilizada para avaliação espacial dos dados na área experimental do açude pesquisado, tendo sido realizada por interpolação IDW, para alguns dos parâmetros analisados. Cada coleta gerou um mapa diferente a partir dos dados pontuais,

dessa forma, a partir da coordenada de cada ponto em UTM (x,y) e seu respectivo valor do parâmetro (z), foi possível gerar as isolinhas ou linhas isométricas e os mapas de superfície, estimando desta forma os valores dos parâmetros nos locais onde não ocorreram medições.

A temperatura média na água acompanhou a variação da temperatura ambiental e não foi afetado pela pequena precipitação ocorrida o período de coleta, tendo variado de 22 °C a 27 °C, Figura 23.

Figura 23 - Variação temporal da temperatura média da água do açude



### 5.2.1 pH

- **Estatística descritiva e análise de variância**

O pH variou de 7,58 a 8,14 na primeira etapa, de 6,67 a 8,50 na segunda e de 7,08 a 9,09 na terceira (Tabela 3) com coeficientes de variação médios de 1,21%, 1,69% e 1,82%, respectivamente. As maiores variações ocorreram nos dias 27 de julho, 4,97%, e 02 de novembro, 3,50%, que segundo critérios da estatística são consideradas baixas.

Van de Moortel (2008) avaliando um sistema de jardins em mesocosmos, encontrou valores de pH em torno de 7,21, ligeiramente menores que os de ambientes naturais sem jardins, observando uma redução de 0,4 no pH. O autor atribuiu esta redução de pH à liberação de prótons e ácidos orgânicos expelidos pelas raízes das plantas.

Em estudo realizado por Araújo C (2017) no mesmo açude, mas sem jardins, os valores médios de pH variaram entre 7,98 e 8,81. Nesse contexto pode-se abordar que os jardins proporcionaram uma pequena redução do pH, não havendo alteração da condição alcalina na água do açude na área experimental.

Após a aplicação da análise de variância nas médias de pH, foram observadas diferenças significativas entre elas ( $p < 0,05$ ). Neste contexto, foi aplicado o teste de Tukey para observação de onde ocorreram essas diferenças. A Tabela 3 apresenta 7 grupos de médias no conjunto de dados. Assim, houve diferença significativa em todos os dados de cada etapa, podendo elas serem atribuídas a fatores ambientais.

Tabela 3 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: pH

Etapa	Coleta	Estatística Descritiva				Teste de Tukey						
		Mín	Média	Máx	CV (%)	Grupos						
						1	2	3	4	5	6	7
1ª	18/mai	7,62	7,77	7,86	0,86	x	x					
	25/mai	7,69	7,91	8,10	1,79		x	x	x	x		
	01/jun	7,58	7,69	7,75	0,80	x						
	29/jun	7,72	7,99	8,14	1,40			x	x	x	x	
2ª	13/jul	7,88	8,09	8,25	1,48				x	x	x	
	27/jul	6,67	7,76	8,05	4,97	x	x					
	03/ago	8,26	8,41	8,50	0,94							x
	11/ago	7,92	8,06	8,17	0,85				x	x	x	
	24/ago	7,95	8,06	8,16	0,80				x	x	x	
	01/set	7,88	8,09	8,19	1,10					x	x	
3ª	15/set	7,68	8,02	8,11	1,51			x	x	x	x	
	22/set	7,71	8,02	8,13	1,60				x	x	x	
	19/out	7,69	7,91	8,02	1,13		x	x	x	x		
	26/out	7,94	8,05	8,12	0,67				x	x	x	
	02/nov	8,03	8,18	9,09	3,50							x
	08/nov	7,75	7,88	8,05	1,13	x	x	x	x			
	23/nov	7,08	7,81	7,97	3,20	x	x	x				

### 5.2.2 Turbidez

- **Estatística descritiva e análise de variância**

Como pode ser observado na Tabela 4, os coeficientes de variação de turbidez foram elevados em grande parte dos dias monitorados. Na primeira etapa o maior CV foi de 75,4% no dia 29 de junho, nesta data a turbidez mínima foi de 7,8 UNT medida no ponto 2 e máxima de 53,9 no ponto 8, localizado na entrada da área experimental.

Na terceira etapa, a maior variação ocorreu no dia 19 de outubro, sendo igual a 62,3%, a turbidez mínima nesse dia foi de 17,2 UNT (ponto 8) e máxima de 80,2 (ponto 2, localizado próximo a margem do açude). Ao final desta etapa a turbidez sofreu redução, atingindo mínimo de 10,9 UNT e máximo e 20,7 UNT, medidos no dia 07 de dezembro.

A análise de variância nas médias de Turbidez mostrou que existem diferenças significativas entre elas ( $p < 0,05$ ). O teste de Tukey (Tabela 4) separou as médias em oito grupos distintos, todos relacionados entre si. Aos grupos um e dois, com médias variando de 13,9 a 29,4 UNT, pertencem 61% dos dias monitorados, com medições feitas nas três etapas, demonstrando que durante o experimento a turbidez foram predominantemente baixa.

Tabela 4 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Turbidez

Etapa	Coleta	Estatística Descritiva				Teste de Tukey							
		Mín	Média	Máx	CV (%)	Grupos							
						1	2	3	4	5	6	7	8
1	18/mai	29,5	41,0	48,6	14,2							x	x
	25/mai	29,7	35,4	56,4	19,2			x	x	x	x	x	
	01/jun	19,3	21,8	25,7	7,6	x	x	x					
	29/jun	7,8	15,6	53,9	75,4	x	x						
2	13/jul	12,6	54,2	127,0	53,8								x
	27/jul	13,4	33,5	46,0	30,9			x	x	x	x	x	
	03/ago	9,9	23,1	49,3	47,9	x	x	x					
	11/ago	10,0	13,9	21,0	20,5	x							
	24/ago	20,0	23,9	26,0	6,2	x	x	x	x				
	01/set	28,9	39,0	46,3	10,7							x	x
3	15/set	30,6	37,4	44,1	10,4				x	x	x	x	
	22/set	31,9	38,9	44,2	7,6					x	x	x	
	19/out	17,2	25,9	80,2	62,3	x	x	x	x	x	x		
	26/out	13,9	21,8	25,2	13,1	x	x	x					
	02/nov	11,7	14,4	16,7	13,2	x							
	08/nov	22,2	24,9	29,8	9,5	x	x	x	x	x			
	23/nov	23,0	29,4	38,0	11,6		x	x	x	x	x	x	x
	07/dez	10,9	18,4	20,7	15,7	x	x						

Os maiores valores de turbidez (grupos 6 ao 8), nas três etapas, foram observados nos primeiros dias após a instalação dos jardins, salvo algumas exceções. Na primeira etapa, a redução da turbidez média foi de 62%, na segunda de 28% e na terceira 51%.

Desta forma, verifica-se a grande influência dos jardins na redução da turbidez, mesmo com o aumento desse parâmetro devido a fatores externos, e ao próprio jardim, que inicialmente também influencia devido ao desprendimento de detrito orgânico. Alencar e Feitosa (2017) estudando substratos orgânicos em sistemas flutuantes em tanques experimentais observaram aumento da turbidez nos primeiros dias após instalação dos jardins, devido à perda de biomassa dos substratos para a água. Mas o sistema, de forma geral, conseguiu proporcionar a diminuição das partículas em suspensão.

Resultados ainda melhores foram encontrados por Galisa (2016) em tanques experimentais utilizando a água do canal à montante do açude estudado, com eficiência máxima de remoção de turbidez de 87,9% utilizando substrato de fibra de coco. Shimada et al. (2007) desenvolveu dois tipos de jardins flutuantes, que cobriram 10% da superfície da água em um mesocosmo, neste estudo a água se encontrava inicialmente turva, mas uma semana depois esta condição havia desaparecido.

A turbidez é uma variável limnológica que mede a capacidade da água de dispersar a radiação. De acordo com Esteves (2011) os principais responsáveis pela turbidez em ambientes aquáticos são as partículas suspensas (bactérias, fitoplâncton, detritos orgânicos e inorgânicos) e em menor proporção os compostos dissolvidos. Alguns fatores que podem contribuir para o aumento da turbidez dos corpos d'água são a precipitação, devido ao carreamento de partículas pelo escoamento superficial e erosão das margens, como também o despejo de efluentes.

Tomando como exemplo as duas maiores médias medidas durante o experimento, no dia 18 de maio, a turbidez média foi de 41,0 UNT. Nesta data não ocorreu precipitação, porém, na semana anterior, dia 11 de maio, foi registrada uma chuva de 5,1 mm. Já no dia 13 de julho, onde a turbidez média foi de 54,2 UNT, houve uma precipitação de 0,3 mm e no dia anterior ocorreu um evento de 4,9 mm em Campina Grande.

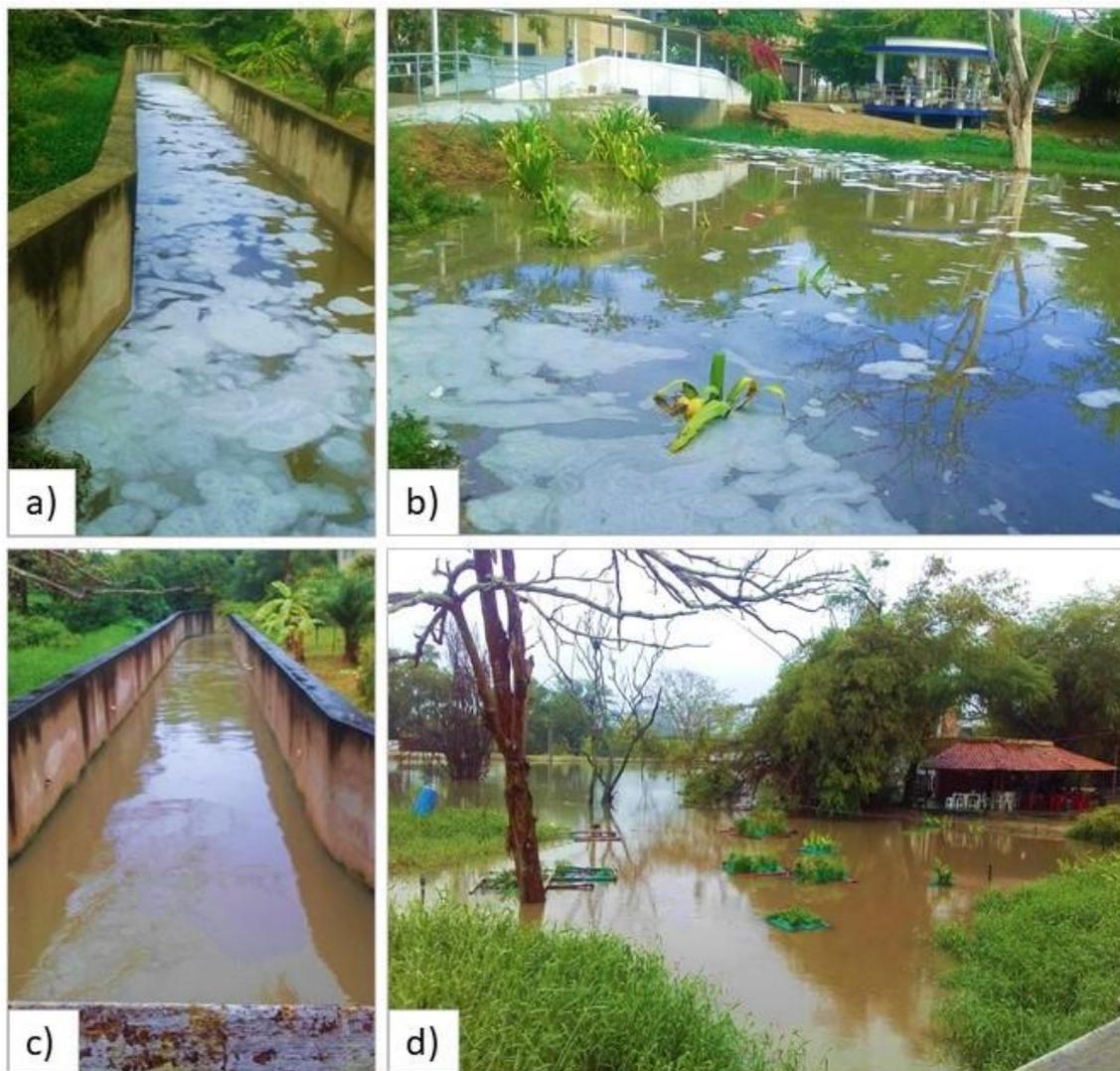
Em ecossistemas lacustres, onde a velocidade de escoamento da água é menor, a turbidez pode ser bastante baixa, porém, como demonstrado, as chuvas modificam a concentração de partículas na água, aumentando estes valores devido ao carreamento de partículas para o ecossistema, ou reduzindo devido ao aumento da diluição. Na Figura 24 é mostrado o aspecto da água do açude após dois eventos de chuva, ocorridos nos dias 11 de abril e 21 de julho de 2017.

O primeiro evento de chuva (Figura 24 a e b) ocorrido no dia 11 de abril de 2017, antes da instalação do sistema de jardins flutuantes, foi de 21,4 mm, com precipitações registradas também nos dias anteriores. Pelas imagens percebe-se que além do aspecto turvo foi formada uma camada de espuma na superfície da água, o que indica que despejos de outros compostos, como sabões e detergentes, são lançados à montante do canal.

O segundo evento ocorrido no dia 21 de julho de 2017 (Figura 24 c e d) foi de 69,8 mm, sendo o maior registrado no ano. Neste período o experimento encontrava-se na segunda etapa e a coleta que sucedeu esta data foi realizada em 27 de julho, sendo medida uma turbidez média de 33,5 UNT, com turbidez máxima na saída do canal igual a 46,0 UNT.

Importante ressaltar que entre o evento e a coleta foram registradas outras precipitações, porém, menos intensas.

Figura 24 - Aspecto da água do açude após eventos de chuva: a) e b) vistas do canal e do açude após precipitação no dia 11/04/2017; c) e d) vistas do canal e do açude após precipitação no dia 21/07/2017



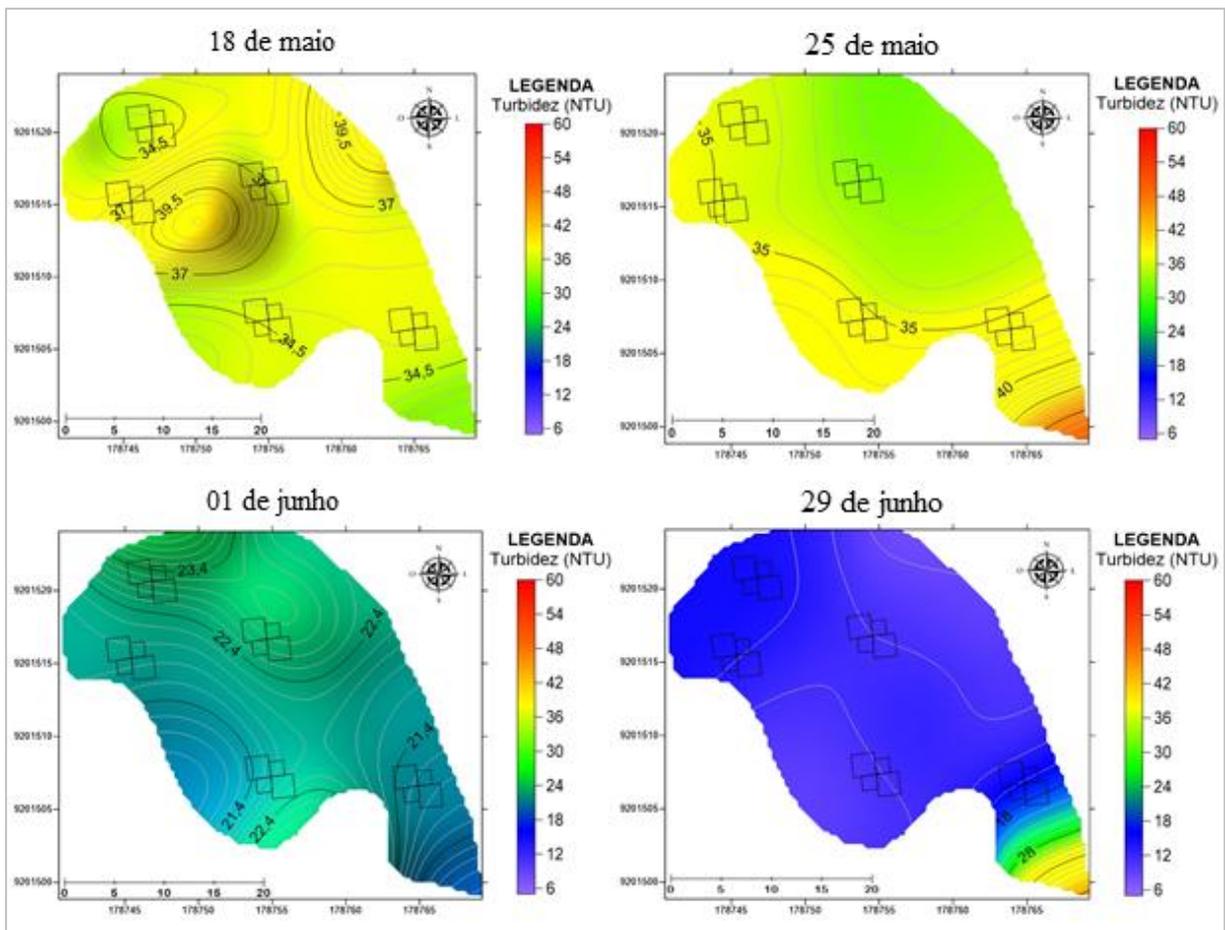
Araújo C (2017) em seu estudo de caracterização da água do mesmo ecossistema encontrou valores de turbidez variando de 22,0 a 186,0 UNT, os valores mais altos foram medidos entre novembro e dezembro de 2016, época em que o açude se encontrava com o volume bastante reduzido, havendo uma maior concentração de partículas em suspensão.

- **Análise Geoestatística**

Na Figura 25 são apresentados os mapas da espacialização dos dados de turbidez medidos na primeira etapa. Observa-se que no primeiro dia de monitoramento, 18 de maio, os

valores de turbidez se mostraram praticamente constantes em toda a área experimental, entre 34,0 e 40,0 UNT, as áreas verdes indicam uma concentração um pouco menor de partículas em suspensão, porém não pode ser identificada ainda nenhuma ação efetiva dos jardins. Nesta data não houve precipitação.

Figura 25 – Mapas de Turbidez - 1ª etapa



Na coleta do dia 25 de maio, oito dias após a instalação do sistema, a turbidez apresentou valores mais elevados na saída do canal, próximos a 50,0 UNT e foram decaindo no espaço para valores em torno de 35,0 UNT (área amarela) e 30,0 UNT (área verde), essa diferença inicial pode ser atribuída à sedimentação das partículas suspensas, devido à velocidade da água dentro do próprio corpo hídrico, a uma barreira criada pela vegetação de capim crescente na margem e uma ação inicial dos jardins e do substrato na absorção dessas partículas. É importante enfatizar que, no espaço com maior número de jardins a turbidez é maior, evidenciando o desprendimento de partículas da fibra de coco.

Comportamento semelhante ao do dia 18 de maio pode ser observado no dia 01 de junho, porém com valores de turbidez bem mais baixos, entre 21,0 e 23,0 UNT. A turbidez

mais baixa nesta data pode ser justificada pelo fato de que, em dias pouco ensolarados, há a limitação da atividade fotossintética das algas. Como afirmam Carvalho et al. (2001), a presença de uma comunidade fitoplanctônica bem desenvolvida nos ambientes lênticos também contribui para a maior turbidez.

O melhor comportamento da turbidez ocorreu no dia 29 de junho, devido sua redução entre o canal afluyente e a área dos jardins, de 48,0 a 12,0 UNT. Este decaimento pode ser explicado devido à barreira de capim na saída do canal. Também se atribui a diminuição da turbidez ao efeito dos jardins de bambu na adsorção de partículas da água pelo substrato de coco.

Na Figura 26 estão os mapas de turbidez da 2ª etapa. Na coleta do dia 13 de julho, primeiras após a instalação dos novos jardins, foram observados os maiores valores de turbidez de todo o período da pesquisa. No entanto, estes descaíram consideravelmente no espaço, chegando a valores próximos a 30,0 UNT, na saída do sistema. Nos dias 27 de julho e 03 de agosto o comportamento deste parâmetro foi semelhante, com turbidez um pouco maior na saída do canal. No espaço o decaimento ocorreu de forma mais acelerada próximo à margem direita da área experimental.

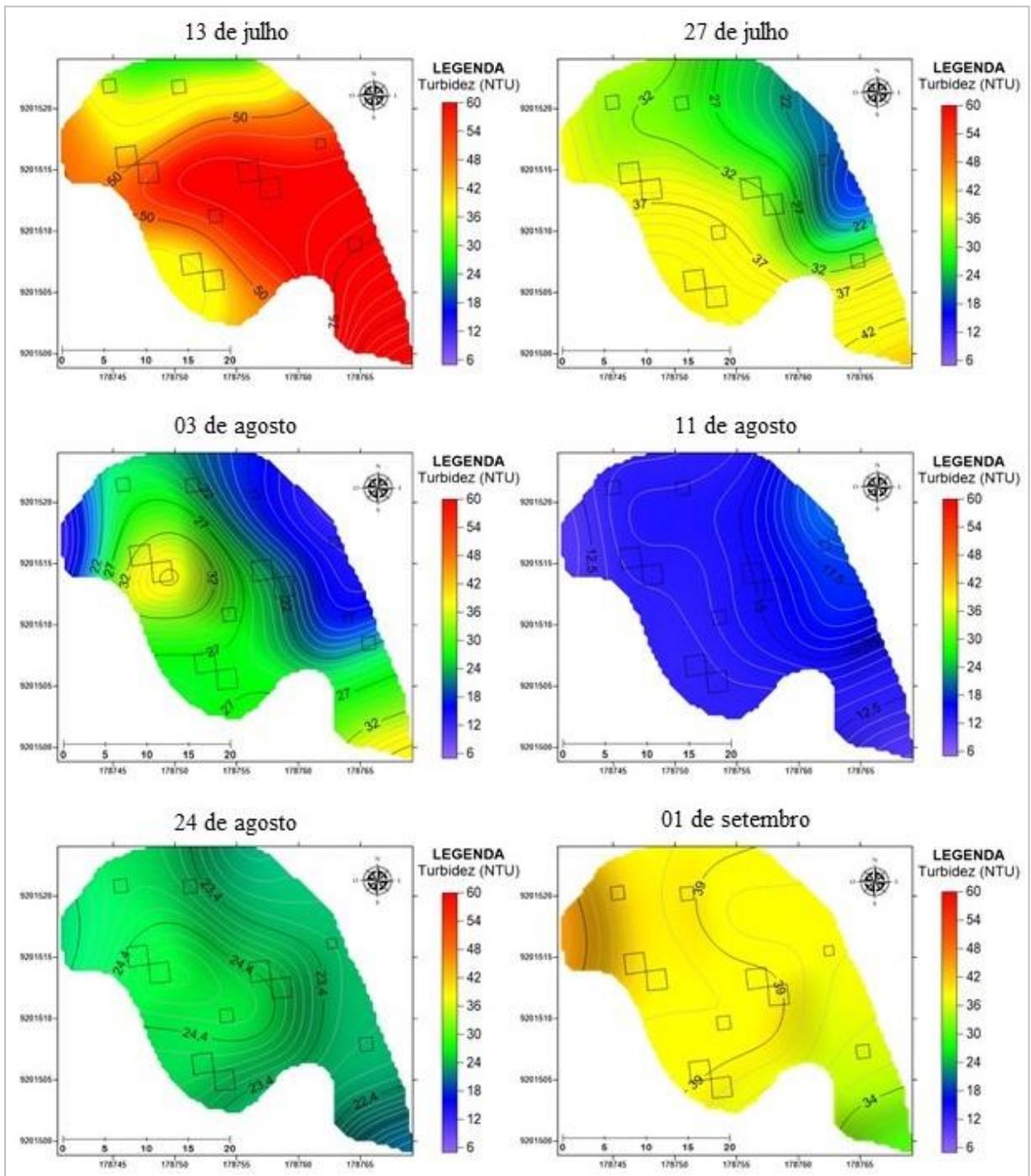
Dessa maneira é perceptível uma ação mais efetiva do sistema na redução da turbidez. É importante ressaltar que a vegetação que se desenvolve na margem direita do açude funciona como barreira de sedimentos e auxilia no processo de sedimentação. No entanto, quando a prefeitura universitária faz manutenção retirando a vegetação, grande parte dos sedimentos é transportada para a água, aumentando a turbidez.

Ainda referente aos mapas da Figura 26, nos dias 11 de e 24 de agosto não houve diferenças consideráveis da turbidez na área experimental, mas no primeiro ocorreu um pequeno aumento tendenciado para a margem direita.

No dia 01 de setembro a turbidez foi menor na saída do canal e maior na extensão da área experimental. Neste período não ocorreu precipitação e a temperatura média da água no momento da coleta era de 24 °C. Dessa forma, a atividade fotossintética estava ocorrendo de forma mais intensa na área exposta ao sol do que na saída do canal, que fica sombreada pela ponte, aumentando a turbidez de valores próximos a 34,0 para 39,0 UNT.

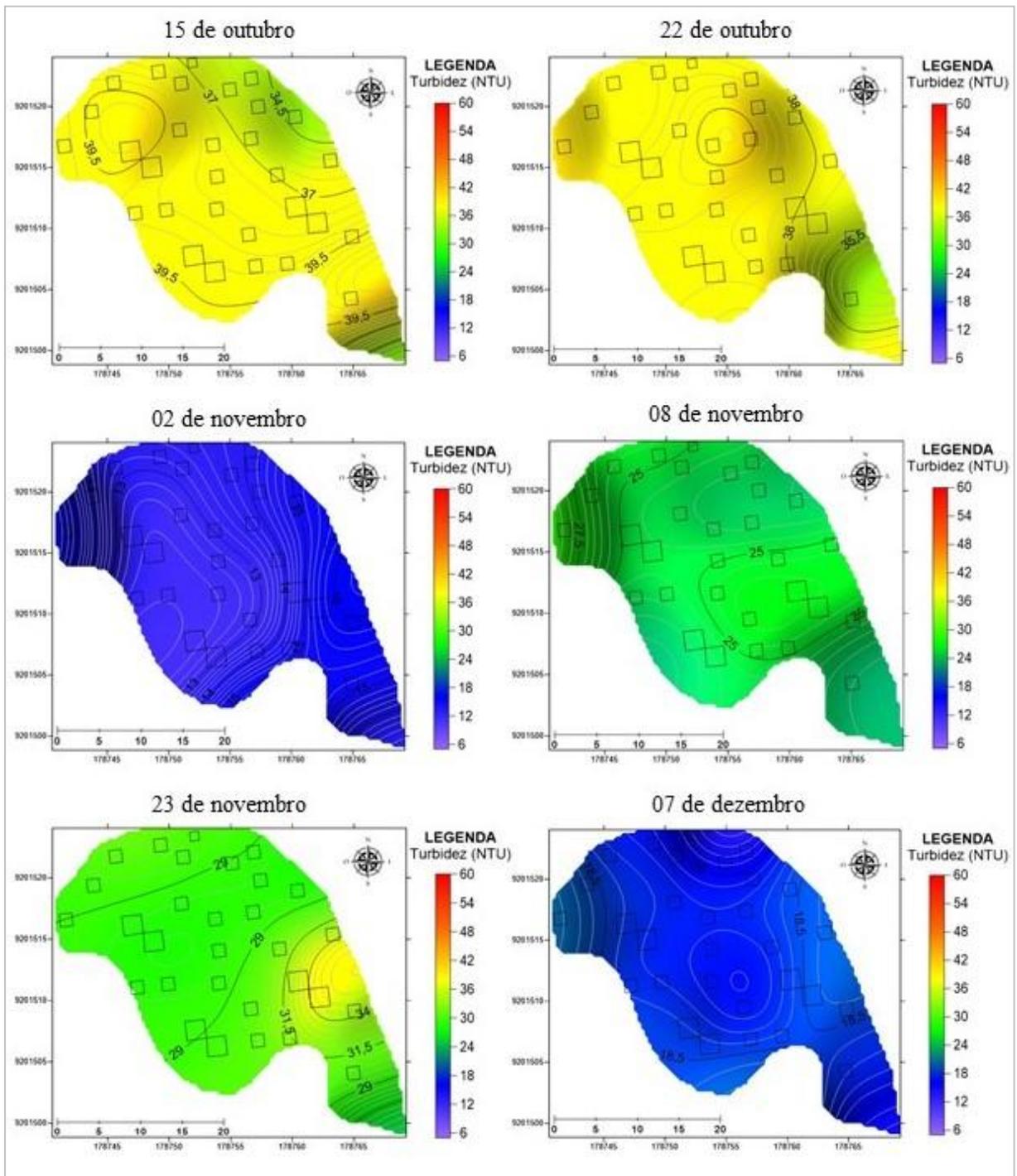
De forma geral, os novos jardins inseridos no experimento provocaram mudanças pontuais significativas na turbidez, mas devido aos eventos chuvosos, que inserem novas condições ao ambiente aquático, foi impossível realizar análise para determinação de potencial de redução de turbidez pelo sistema de jardins flutuantes.

Figura 26 - Mapas de Turbidez - 2ª etapa



Os mapas de turbidez da terceira etapa estão na Figura 27. A turbidez nos dias 15 e 22 de outubro, após inserção de vinte jardins no sistema, se manteve próxima do valor médio do último dia monitorado da segunda etapa, em torno de 39 UNT, sem variações significativas na área experimental. Nesse período algumas precipitações foram registradas, mas todas com índice menor que 1,0 mm.

Figura 27 - Mapas de Turbidez - 3ª etapa



Em 02 de novembro a turbidez foi reduzida em todo o espaço, apresentando a menor média de todo o período estudado, 14,4 UNT. No dia 08 de novembro houve um aumento, para valores médios em torno de 25,0 UNT, porém com algumas áreas com valores um pouco inferiores. Em 23 de novembro houve um aumento da turbidez média, possivelmente devido à atividade fotossintética, havendo uma redução no espaço de 34,0 para 29,0 UNT.

No dia 07 de dezembro, último monitorado, a turbidez média foi de 18,4 UNT. O comportamento do parâmetro foi homogêneo em praticamente toda a área, mas nas regiões centrais observou-se uma turbidez ligeiramente menor (azul mais claro). Esta redução pode ser atribuída à ação dos jardins, tanto pela limitação da produtividade primária, por fazer sombra da área superficial, como pela absorção de partículas pelas plantas que estão desenvolvidas e capacidade de adsorção do substrato, além da sedimentação.

### 5.2.3 Condutividade Elétrica (CE)

- **Estatística descritiva e análise de variância**

A condutividade variou de 1,82 a 2,74 mS/cm na primeira etapa, de 1,29 a 2,24 mS/cm na segunda e de 1,42 a 1,93 na terceira. O maior coeficiente de variação foi o do dia 22 de setembro, 4,77%, considerado como baixo.

Os valores médios variaram de 1,45 a 2,66 mS/cm. O teste de Tukey (Tabela 5) separou as médias em dez grupos, sendo que apenas os grupos 1, 2, 3 e 4 possuem médias relacionadas entre si. Os demais grupos se mostraram independentes entre si, demonstrando que houve variações consideráveis nos dados deste parâmetro.

Tabela 5 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Condutividade elétrica

Etapa	Coleta	Estatística Descritiva				Teste de Tukey										
		Mín	Média	Máx	CV (%)	Grupos										
						1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1	18/mai	2,50	2,54	2,67	2,08										x	
	25/mai	2,58	2,66	2,74	1,41											x
	01/jun	1,82	2,02	2,10	4,12						x					
	29/jun	2,02	2,11	2,34	3,59								x			
2	13/jul	1,49	1,56	1,62	2,91		x									
	27/jul	1,29	1,45	1,48	3,42	x										
	03/ago	1,78	1,83	1,88	1,56					x						
	11/ago	2,04	2,10	2,16	2,06								x			
	24/ago	2,17	2,19	2,24	0,92									x		
	01/set	2,04	2,10	2,13	1,26								x			
3	15/set	1,62	1,71	1,79	2,63				x							
	22/set	1,54	1,67	1,75	4,77			x	x							
	19/out	1,65	1,74	1,90	3,83				x							
	26/out	1,42	1,53	1,62	4,30	x	x									
	23/nov	1,74	1,84	1,93	3,43					x						
	07/dez	1,54	1,60	1,74	4,12		x	x								

As maiores médias de condutividade foram obtidas na primeira etapa, todas elas maiores que 2,0 mS/cm. A segunda etapa começou com médias mais baixas, 1,56 mS/cm no dia 13 de julho e 1,45 mS/cm em 27 de julho, mas em 24 de agosto foi atingida a média de 2,19 mS/cm. A terceira etapa também iniciou com valores médios mais baixos, comparados à etapa anterior, mantendo este comportamento até o final e chegando a uma média de 1,60 mS/cm, segunda menor de todo o período avaliado.

Na primeira etapa, a redução de condutividade elétrica média foi de 17%, na segunda ocorreu aumento 26% e na terceira redução de 7%. Enquanto as águas naturais apresentam teores de condutividade na faixa de 0,01 a 0,1 mS/cm, em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem ultrapassar 1,0 mS/m (BRASIL, 2005).

Sousa (2017) estudando a área alagada à montante do canal afluente ao açude encontrou condutividade elétrica variando de 2,32 a 3,58 mS/cm. Araújo C (2017) estudando o mesmo ambiente aquático da pesquisa, antes da instalação dos jardins, encontrou valores de condutividade elétrica também elevados, superiores a 2,50 mS/cm, o que corrobora com o fato de que os jardins influenciaram a redução da condutividade elétrica no ecossistema.

#### **5.2.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)**

- **Estatística descritiva e análise de variância**

A DBO<sub>5</sub> variou de 7 a 29 mg/L, 4 a 31 mg/L e de 7 a 38 mg/L, na 1<sup>a</sup>, 2<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> etapa, respectivamente, Tabela 6. O maior coeficiente de variação ocorreu na primeira etapa (48%), seguido de 46% na segunda e 32% na terceira, valores estes considerados muito altos. O decaimento do CV ao longo das etapas está em consonância com o crescente aumento da área de cobertura superficial dos jardins.

Os valores deste parâmetro de avaliação da poluição orgânica não apresentaram comportamento consolidado, no entanto, pontualmente foi possível identificar reduções significativas em todas as etapas da pesquisa. Talvez um prolongamento de coleta de dados na terceira etapa pudesse mostrar uma melhor redução, uma vez que os jardins estavam bastante desenvolvidos ao final desta etapa.

A análise de variância aplicada a este parâmetro também mostrou ocorrência de diferenças significativas nas três etapas ( $p < 0,05$ ) O teste de Tukey mostrou diferenças significativas em 7 grupos, nas três etapas da pesquisa. Os grupos de 1 a 5 acumulam as médias de DBO<sub>5</sub> variando de 11 a 25 mg/L, agrupando 87% das medições (Tabela 6).

Tabela 6 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: DBO<sub>5</sub>

Etapa	Coleta	Estatística Descritiva				Teste de Tukey						
		Mín	Média	Máx	CV (%)	Grupos						
						1	2	3	4	5	6	7
1 <sup>a</sup>	18/mai	15	22	26	15				x	x		
	25/mai	9	13	19	19	x	x					
	01/jun	11	25	29	22					x	x	
	29/jun	7	13	26	48	x	x					
2 <sup>a</sup>	13/jul	4	13	28	46	x	x					
	27/jul	5	18	26	29		x	x	x			
	03/ago	5	11	16	35	x						
	11/ago	15	24	31	19				x	x		
	21/ago	12	15	23	22	x	x	x				
	24/ago	15	20	23	17			x	x	x		
3 <sup>a</sup>	22/set	24	30	32	7						x	x
	19/out	18	22	23	7				x	x		
	26/out	13	22	31	32				x	x		
	23/nov	21	32	38	19							x
	07/dez	7	15	20	29	x	x	x				

Sousa (2017) encontrou valor máximo de DBO<sub>5</sub> igual a 52 mg/L na área alagada à montante do canal, neste local ocorre o processo de depuração natural dessa carga, havendo remoção de grande parte da DBO<sub>5</sub> que chega ao açude. Em estudo realizado em tanques experimentais utilizando a água do canal, à montante do açude, Galisa (2016) encontrou valor médio de DBO<sub>5</sub> igual a 26 mg/L, caracterizando esta água como um esgoto fraco. Do ponto de medida utilizado por este autor, até o açude, existem alguns mecanismos físicos para promover a aeração da água, promovendo a degradação parcial da matéria orgânica.

Na pesquisa realizada por Araújo C (2017), entre novembro e dezembro de 2016 foram observados valores de DBO<sub>5</sub> no açude de até 166 mg/L, quando o nível do corpo hídrico estava muito baixo. Entretanto, no período de fevereiro a março de 2017, quando o açude se encontrava com volume máximo, a máxima DBO<sub>5</sub> registrada foi de 46 mg/L e a mínima de 14 mg/L. Esse decaimento pode ser explicado pela diluição da carga poluidora decorrente da chuva.

- **Análise Geoestatística**

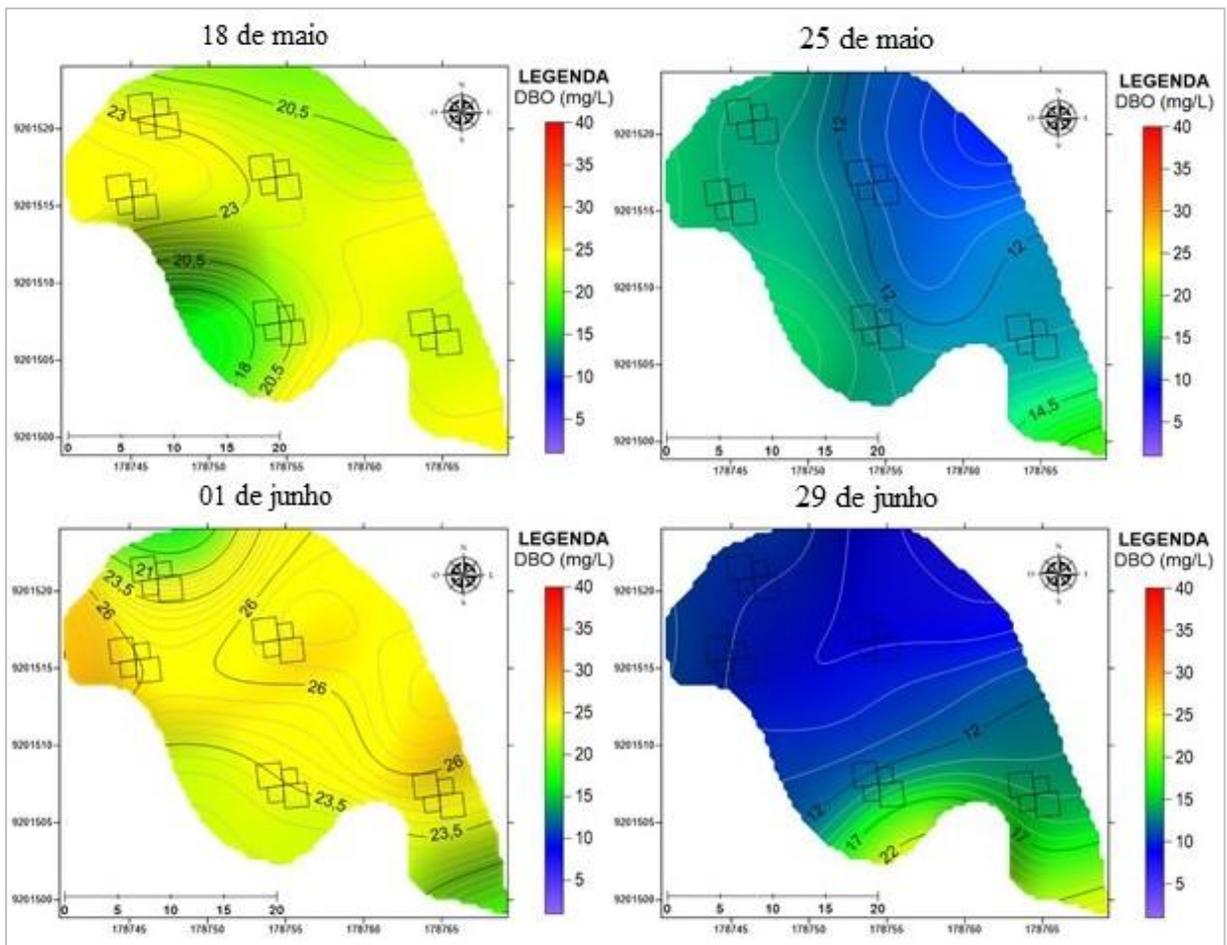
A distribuição espacial da DBO<sub>5</sub> na primeira etapa é apresentada na Figura 28. Em 18 de maio, primeiro dia de coleta o valor da DBO<sub>5</sub> foi aproximadamente 23 mg/L na maior parte da área experimental, mas em outras pequenas áreas foi um pouco menor. No dia 25 de maio ao comparar o valor do principal afluente ao sistema experimental, observou-se um

decaimento da DBO<sub>5</sub>, de 14 a 12 mg/L, no entanto esta pequena redução é importante considerando a recente instalação do sistema experimental no açude.

Entre os dias 18 e 25 de maio, pequenos eventos de precipitação registrados puderam contribuir para o registro de menores valores de DBO<sub>5</sub>. É importante ressaltar que um maior escoamento superficial pode contribuir tanto na redução quanto no aumento da demanda de oxigênio, a depender da vazão dos despejos de esgoto presentes na água pluvial.

Entre os dias 25 de maio e 01 de junho, um maior índice de precipitação pode justificar o aumento na DBO<sub>5</sub>. A distribuição espacial do último dia desta etapa, 29 de junho, apresenta certa homogeneidade, com valores em torno de 26 mg/L, porém, na saída do canal, a DBO<sub>5</sub> é menor que no resto da área experimental. Esta situação pode ser explicada pela presença de vegetação nessa área, como também pelo fato dos jardins estarem sofrendo perda de vegetação e substrato, aumentando assim a demanda de oxigênio pela adição de matéria orgânica na água.

Figura 28 - Mapas de DBO<sub>5</sub> - 1ª etapa



No entanto, deve-se considerar os diversos pontos de contribuição de esgotos além do canal principal que existem ao redor do açude. Em levantamento realizado por Lima (2017), alguns pontos de contribuição influenciam diretamente na quantidade de matéria orgânica presente na área experimental, esses pontos são: a tubulação derivada da área dos bancos e restaurante universitário, duas tubulações próximas ao quiosque que fica na margem do açude e as infiltrações das fossas sépticas localizadas no entorno do corpo hídrico. Essas fontes contribuem constantemente para o aumento da DBO<sub>5</sub> na área estudada.

Ainda pode-se enfatizar que o melhor resultado de DBO<sub>5</sub> nesta etapa ocorreu no dia 29 de junho. A DBO<sub>5</sub> na saída do canal afluente foi de 20 mg/L e decaiu no espaço para valores inferiores a 12 mg/L. Percebe-se que essa redução ocorreu logo nos primeiros metros, onde estavam instalados dois jardins. No entanto, como o jardim mais próximo do canal já estava com a estrutura completamente comprometida, não se pode atribuir esta redução apenas ao sistema de jardins, mas também ao mecanismo de autodepuração do corpo aquático na degradação da matéria orgânica que ocorre naturalmente nas águas poluídas, destacando-se que o oxigênio dissolvido médio, nesta data, estava acima de 5,0 mg/L, proporcionando condições para a ação das bactérias aeróbias.

Os mapas de DBO<sub>5</sub> da segunda etapa, Figura 29, mostram redução de DBO<sub>5</sub> em relação ao afluente, com exceção do dia 24 de agosto. Nos demais dias, apesar dos elevados índices de precipitação no período, houve reduções significativas na DBO<sub>5</sub> na área experimental em relação à saída do canal.

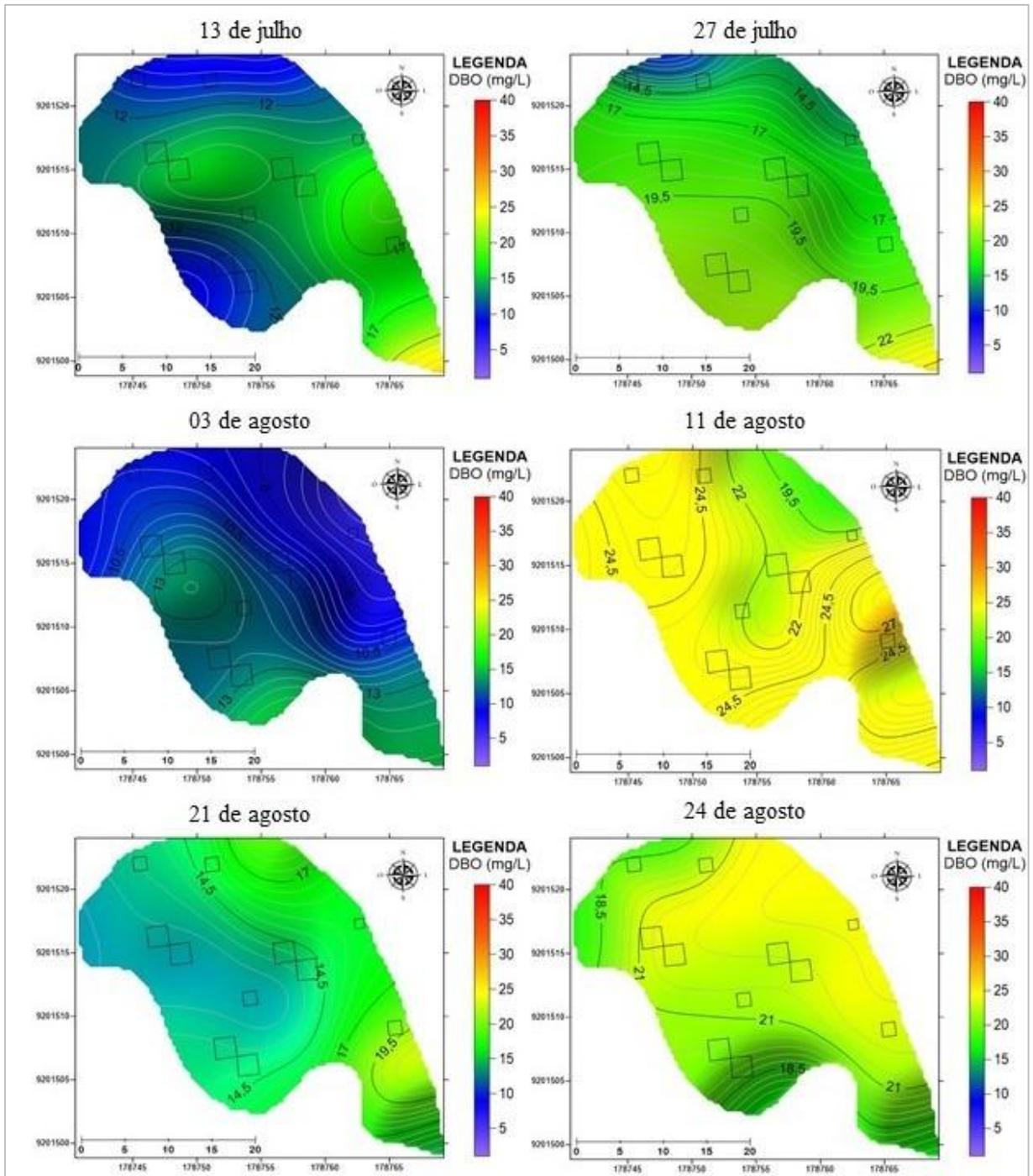
Observando cada mapa individualmente percebe-se que a redução de DBO<sub>5</sub> ocorre de forma gradual no espaço, chegando este parâmetro a valores muito baixos na proximidade das margens do corpo hídrico, como por exemplo, no dia 03 de agosto, cuja DBO<sub>5</sub> na entrada da área experimental foi maior que 13 mg/L e na margem direita chegou a menos de 8 mg/L.

Nesta etapa, a resposta do sistema quanto à redução da DBO<sub>5</sub> foi muito positiva, demonstrando a eficácia dos jardins tanto no auxílio da degradação da matéria orgânica, como também inserção de oxigênio no ambiente aquático. De acordo com Taiz e Zeiger (2016) as raízes das plantas proporcionam a inserção de oxigênio no corpo hídrico.

O comportamento da DBO<sub>5</sub> na terceira etapa resultou em mapas com espacializações diversificadas (Figura 30). A primeira medição, dia 22 de setembro, após a inserção dos novos jardins, a DBO<sub>5</sub> foi constante em praticamente todo o espaço, porque nesse primeiro momento, os jardins além de desprenderem matéria do substrato, ainda não estavam com as

plantas bem desenvolvidas. Também a água é agitada pelo processo de instalação do sistema e colocação das âncoras.

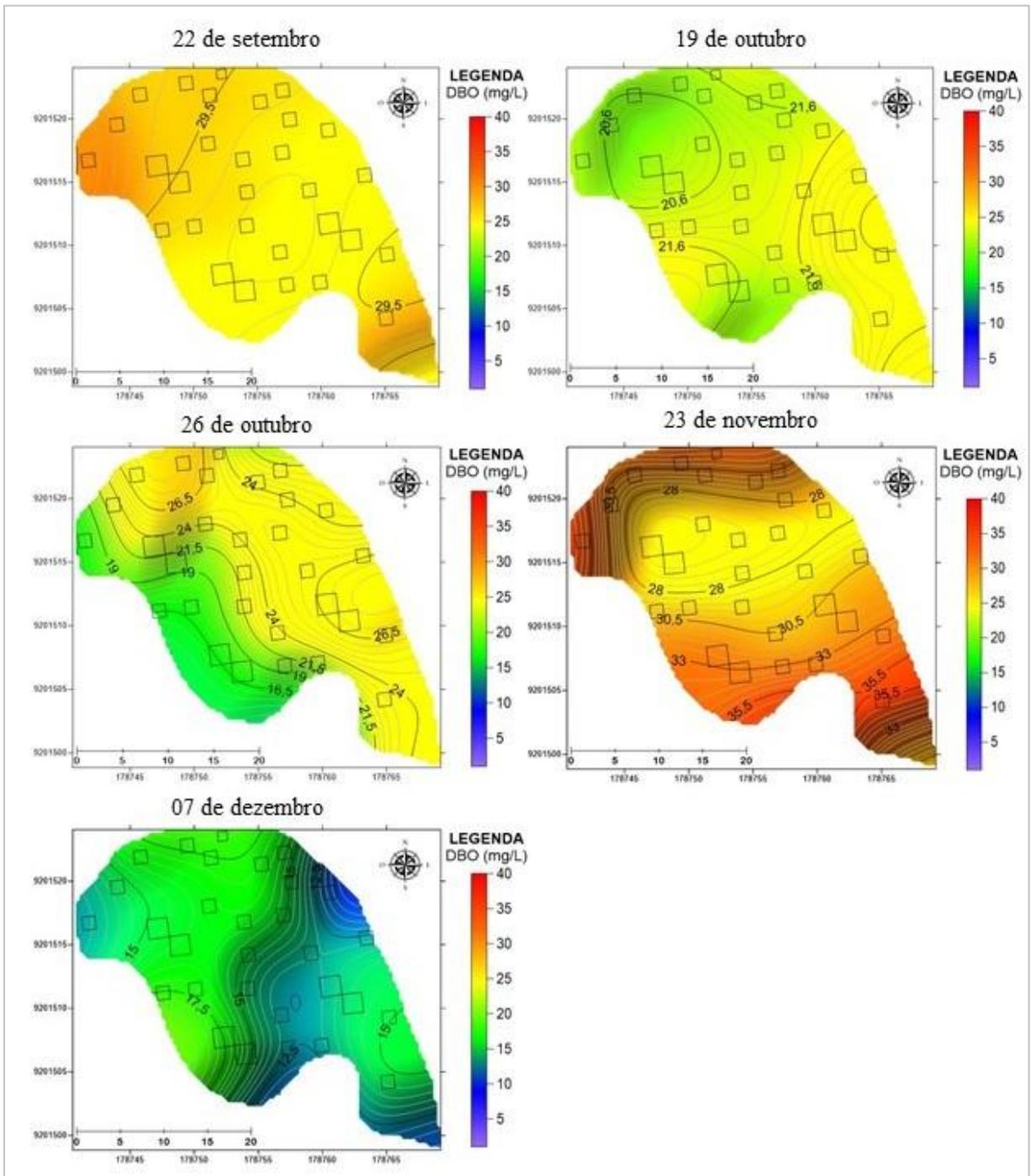
Figura 29 - Mapas de DBO<sub>5</sub> - 2ª etapa



A partir do dia 19 de outubro as diferenças do parâmetro dentro do espaço foram se tornando maiores. Nesta data, houve áreas com redução (representadas pelas áreas verdes)

próximo à saída do sistema e na margem inferior esquerda. No dia 26 de outubro, a redução foi mais significativa em toda margem esquerda, com DBO<sub>5</sub> inferior a 16 mg/L. Nos dias 23 de novembro e 07 de dezembro a DBO<sub>5</sub> foi menor na parte central da área experimental e maior tanto na saída do canal como na extremidade esquerda. Porém no dia 23 de novembro os valores variaram de 36 mg/L a 25 mg/L, sendo o dia de maior média. Todas essas variações são reflexo da vulnerabilidade do açude as ações antrópicas, o que dificulta a avaliação da eficiência dos jardins de forma isolada.

Figura 30 - Mapas de DBO<sub>5</sub> - 3ª etapa



### 5.2.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

- **Estatística descritiva e análise de variância**

Em todas as etapas experimentais os coeficientes de variação da DQO foram elevados, o que demonstra grande variabilidade nas medidas obtidas (Tabela 7). A faixa de variação da concentração de DQO foi de 8 a 260 mg/L, 70 a 413 mg/L e 29 a 534 mg/L, na 1ª, 2ª e 3ª

etapa, respectivamente. O principal fator associado às variações de DQO em corpos hídricos é o despejo de esgotos domésticos ou industriais, lançados indevidamente com cargas intermitentes, seja no sistema de drenagem pluvial seja diretamente no corpo hídrico.

No teste de Tukey as médias de DQO foram classificadas em sete grupos distintos. Os grupos de 1 a 5 abrangeram 88% dos dados e os 6 e 7 apenas 12% deles, desse modo, observa-se que as médias de DQO variaram prioritariamente de 52 a 197 mg/L (Tabela 7).

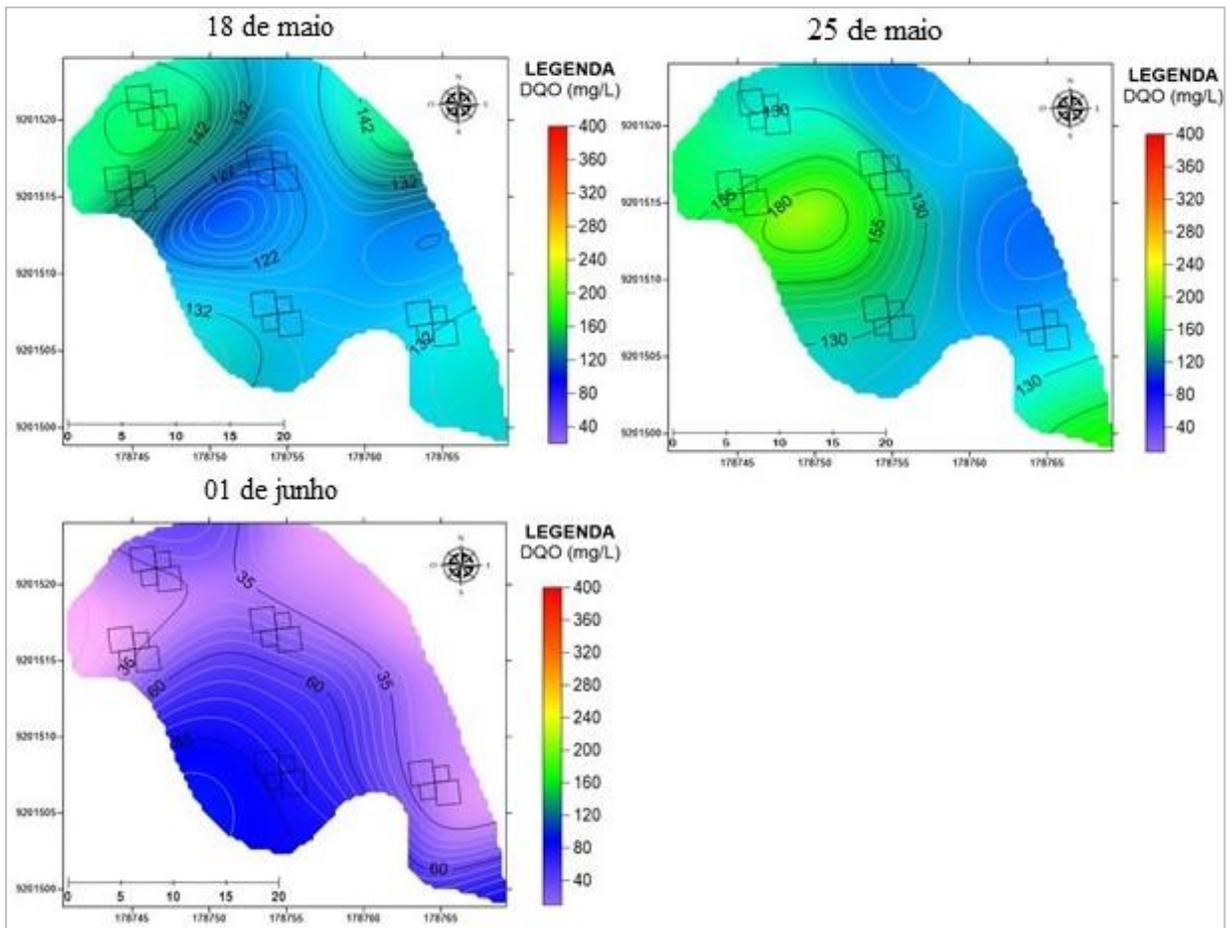
Tabela 7 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: DQO

Etapa	Coleta	Estatística Descritiva				Teste de Tukey						
		Mín	Média	Máx	CV (%)	Grupos						
						1	2	3	4	5	6	7
1ª	15/mai	85	132	182	17		x	x	x			
	25/mai	100	136	260	32		x	x	x			
	01/jun	8	52	94	80	x						
	13/jul	18	102	212	41	x	x	x				
2ª	27/jul	98	166	226	22				x	x		
	03/ago	94	197	291	33					x		
	11/ago	345	368	413	6							x
	21/ago	70	121	298	47		x	x	x			
	24/ago	90	124	204	25		x	x	x			
	01/set	123	166	203	16				x	x		
3ª	15/set	37	91	175	41	x	x	x				
	19/out	29	76	112	24	x	x					
	26/out	102	138	215	21			x	x	x		
	02/nov	84	140	534	83			x	x	x		
	08/nov	71	99	128	21	x	x	x				
	23/nov	243	278	304	7							x
	07/dez	58	85	142	27	x	x	x				

- **Análise Geoestatística**

Os mapas de espacialização dos dados de DQO, apresentados na Figura 31, da primeira etapa mostram que no primeiro dia de análises, 18 de maio, os maiores valores estiveram concentrados nas margens superiores direita e esquerda do sistema experimental, o segundo dia, 25 de maio, na margem superior esquerda e na saída, mas no terceiro dia, 01 de junho, as margens superiores direita e esquerda apresentaram os menores valores, em torno de 35 mg/L.

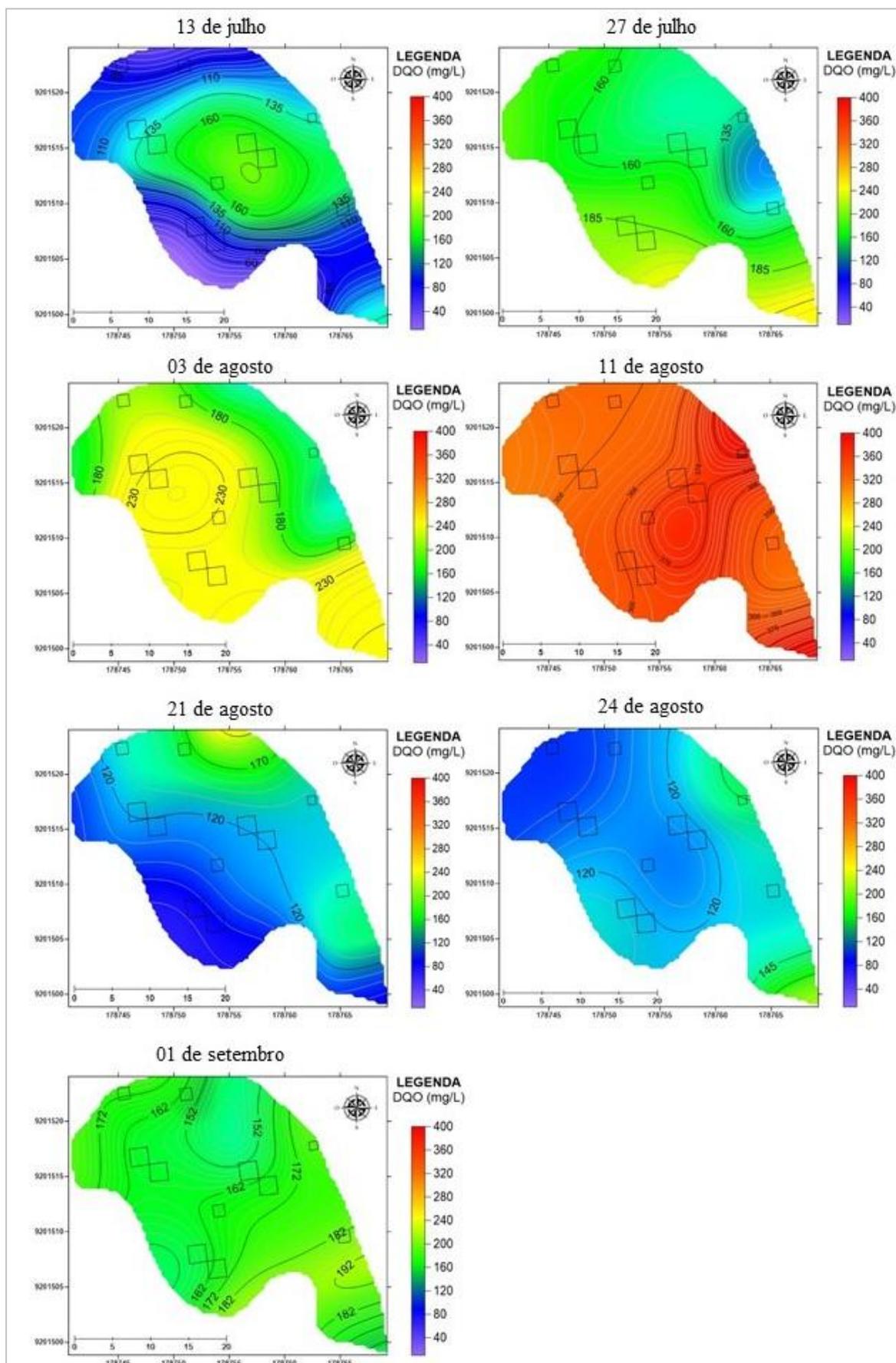
Figura 31 - Mapas de DQO - 1ª etapa



A Figura 32 estão representados os mapas de DQO da segunda etapa e, de forma geral, em todos os dias monitorados nesta etapa, houve reduções da demanda química de oxigênio. Em 13 de julho o comportamento do parâmetro mostrou que na área central há uma maior concentração de matéria orgânica. Por ser o primeiro dia de monitoramento desta etapa, é possível que os jardins recém-instalados tenham influenciado no aumento da DQO nessa área, porém, aproximando-se da margem esquerda e da saída do sistema, houve uma redução significativa.

No dia 27 de julho, a redução da DQO foi gradual e de forma similar da entrada a saída, exceto numa área próxima à margem direita que apresentou valores menores de DQO, nesta região, foi instalado um jardim com papiro e outro com íris amarela, ambas as espécies bem adaptadas ao ambiente. Em 03 de agosto, o comportamento foi semelhante, porém com valores maiores de DQO e a redução se concentrou próximo à margem esquerda e a saída. No entanto, na área dos jardins de papiro e íris os valores de DQO continuam menores que no resto da área.

Figura 32 - Mapas de DQO - 2ª etapa



No dia 11 de agosto os valores encontrados para a DQO foram altos, sendo os maiores registrados nesta etapa, podendo ser explicados por alguma descarga pontual mais concentrada de efluente não biodegradável no canal principal, já que a DBO<sub>5</sub> nesta mesma data não sofreu alteração significativa no período.

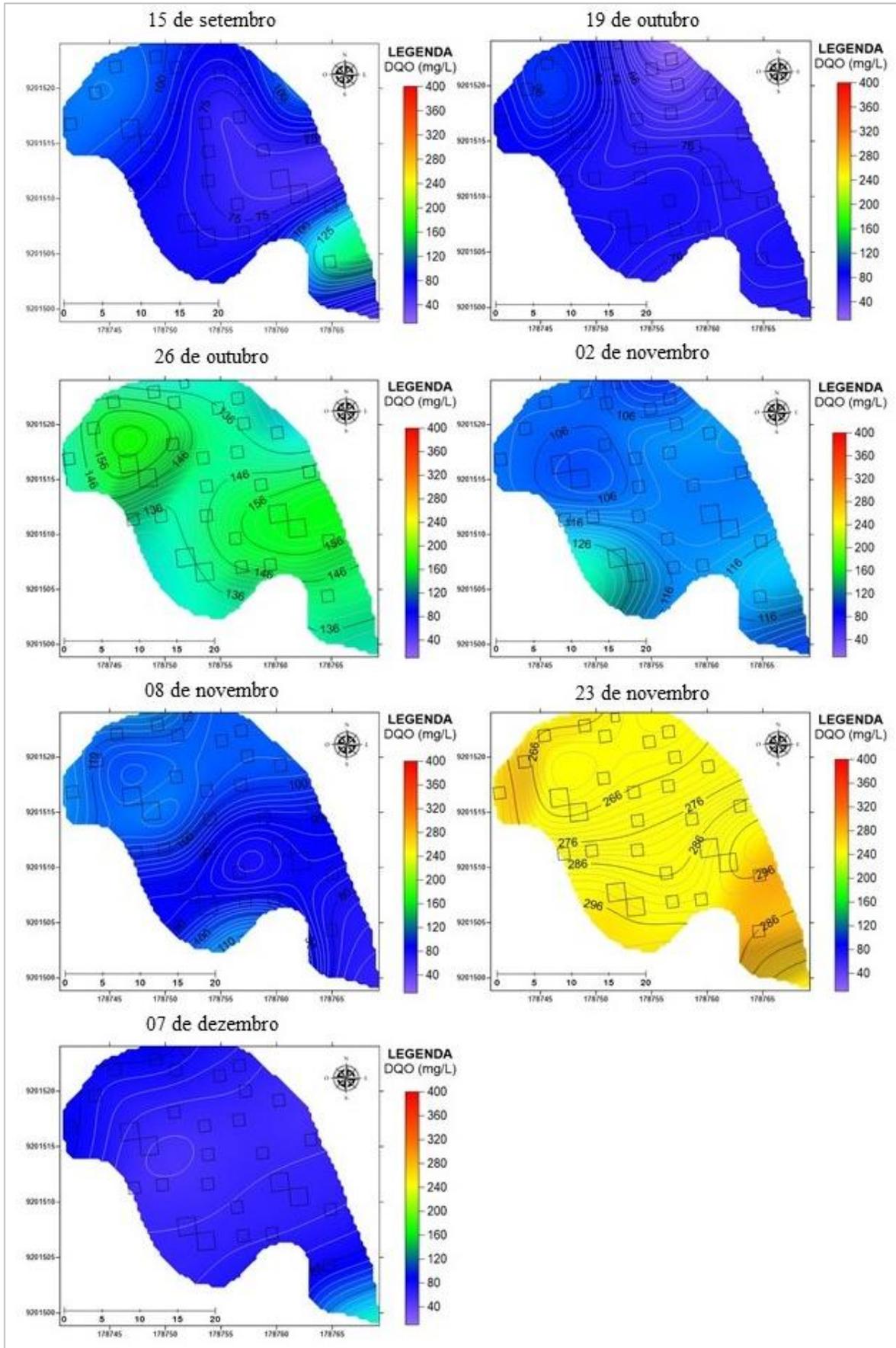
Em 21 e 24 de agosto os valores de DQO decaíram no espaço, atingindo valores mínimos próximo a 80 mg/L. No primeiro dia, na margem inferior esquerda e no segundo dia, do centro para a saída. No último dia monitorado nesta etapa, 01 de setembro, a DQO média foi de 166 mg/L. Porém, na saída do canal, este valor variou de 180 a 190 mg/L (faixa amarela) e foi reduzido, de forma mais efetiva em algumas áreas, com valores menores que 150 mg/L e na saída do sistema voltou a subir para a faixa de 170 mg/L.

Os mapas de espacialização da DQO da terceira etapa, Figura 33, apresentaram em todos os dias monitorados uma DQO média baixa quando comparada aos valores das outras etapas, com exceção do dia 23 de novembro, que mostrou um comportamento atípico com valores mais elevados de DQO, similar ao que ocorreu no dia 11 de agosto da segunda etapa.

Nos dois primeiros mapas, 15 de setembro e 19 de outubro, na parte central a demanda foi levemente inferior do que a das margens e da saída, o que pode ser explicado pela instalação de novos jardins nesta área. Em 26 de outubro a DQO foi maior em duas áreas, a primeira próximo a saída do sistema, a segunda da entrada para o centro, ambas com DQO em torno de 156 mg/L. No resto do espelho d'água os valores variaram entre 136 e 146 mg/L. É muito importante destacar que esses aumentos de DQO em determinados locais podem ser devido a descargas pontuais e/ou desprendimento de matéria orgânica da estrutura dos jardins, especialmente do substrato de fibra de coco.

No dia 02 de novembro a redução ocorreu de forma graduada, de 116 mg/L na entrada para 106 mg/L na saída do sistema. Em 08 de novembro ocorreu a situação inversa, na saída do sistema a DQO foi maior que na entrada. No último dia monitorado, 07 de dezembro, os menores valores foram observados no meio da área, onde o sistema tem mais jardins. Este fato demonstra ação efetiva do sistema na redução da DQO. O aumento da demanda próximo a saída pode ser explicado pela entrada de outras cargas vindas de pontos de despejos no entorno no açude.

Figura 33 - Mapas de DQO - 3º etapa



## 5.2.6 Oxigênio Dissolvido (OD)

- **Estatística descritiva e análise de variância**

Os valores médios de oxigênio variaram muito durante o período amostral, mínimo de 1,7 mg/L e máximo de 11,7 mg/L. Esta variação é amplamente explicada nos estudos limnológicos devido as instabilidades dos ecossistemas lacustres eutrofizados. As médias de OD variaram de 1,7 a 5,7 mg/L, 4,9 a 11,7 mg/L e 3,7 a 5,5 mg/L na 1ª, 2ª e 3ª etapa, respectivamente (Tabela 8). Em todos os dias monitorados foram obtidos coeficientes de variação considerados elevados.

O teste de Tukey (Tabela 8) separou os dados em 7 grupos distintos. Ao grupo 3 pertencem 56% dos dados com valores de OD inferiores à concentração de saturação, de acordo com a temperatura da água no momento da medição, e os outros grupos com valores superiores.

Na segunda etapa, na qual o oxigênio dissolvido apresentou as concentrações mais elevadas foi observada uma maior atividade fotossintética das algas. Nesta etapa a cobertura da área superficial pelo sistema de jardins foi menor que nas outras duas, onde o OD médio não ultrapassou a concentração de saturação.

Tabela 8 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Oxigênio Dissolvido

Etapa	Coleta	Estatística Descritiva				Teste de Tukey						
		Mín	Média	Máx	CV (%)	Grupos						
						1	2	3	4	5	6	7
1ª	18/mai	1,2	2,1	3,3	28,6	x	x					
	25/mai	3,2	4,3	5,9	20,5			x				
	01/jun	0,7	1,7	2,3	36,1	x						
	29/jun	2,4	5,7	9,3	34,9			x	x			
2ª	13/jul	6,4	10,6	13,2	18,1						x	x
	27/jul	7,0	9,2	10,6	11,9					x	x	
	03/ago	9,0	11,7	14,1	13,6							x
	11/ago	2,7	4,9	6,6	22,7			x				
	21/ago	4,9	7,2	8,8	17,9				x	x		
	24/ago	4,8	7,5	9,3	18,7				x	x		
3ª	15/set	1,4	4,3	8,5	44,2		x	x				
	19/set	0,0	5,5	6,8	57,8			x	x			
	22/set	0,0	4,9	6,3	41,9			x				
	19/out	0,6	3,7	5,7	33,9	x	x	x				
	02/nov	2,1	3,7	4,7	21,8	x	x	x				
	07/dez	2,7	4,0	4,8	22,6		x	x				

### 5.2.7 Fósforo Total

- **Estatística descritiva e análise de variância**

As concentrações médias de fósforo total no açude da UFCG se encontraram nas faixas mencionadas por Wetzel (2001) e Tundisi e T. Tundisi (2008) para ambientes lacustres hipereutrofizados conforme observado nos estudos de Lins (2017) e Araújo C (2017) e, após a instalação do sistema experimental de jardins essa realidade não mudou.

Na primeira etapa as médias de fosforo total variaram de 3,8 a 5,1 mg/L, na 2ª de 2,0 a 3,8 mg/L e na 3ª de 4,0 a 5,9 mg/L (Tabela 9). Essas concentrações mais elevadas na terceira etapa podem ser atribuídas a maiores eventos de chuva no período amostral os quais proporcionara uma lixiviação mais intensa do fósforo do solo. Os coeficientes de variação de fósforo no período de análises foram de baixos a médios.

Tabela 9 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Fosforo Total

Etapa	Coleta	Estatística Descritiva				Teste de Tukey										
		Mín	Média	Máx	CV (%)	Grupos										
						1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1ª	18/mai	4,7	5,1	5,7	5,5						x	x				
	25/mai	5,1	5,3	6,1	4,8									x		
	01/jun	3,4	3,8	4,2	5,6					x						
	29/jun	4,1	4,7	5,3	7,5							x				
2ª	13/jul	2,7	3,8	5,0	15,4					x						
	27/jul	1,0	1,4	1,9	17,0	x										
	03/ago	1,4	2,0	3,9	31,3		x									
	11/ago	2,4	2,6	2,9	5,2			x								
	24/ago	3,0	3,3	3,8	7,7				x							
3ª	15/set	3,9	4,1	4,4	3,3					x						
	22/set	3,8	4,0	5,0	7,1					x						
	19/out	5,7	6,1	7,9	9,3										x	
	26/out	5,3	5,7	6,2	3,5									x	x	x
	02/nov	4,1	4,8	5,4	7,7						x					
	08/nov	5,6	5,9	6,3	3,9										x	x
	23/nov	5,2	5,5	5,8	3,0								x	x	x	
	07/dez	4,7	5,1	5,3	3,4							x	x			

No entanto, devemos considerar as reduções e elevações de fósforo total nas etapas experimentais desta pesquisa, na primeira e segunda as eficiências de remoção de fósforo total

foram de 8,3 e 14,8%, respectivamente e, na terceira etapa uma elevação de 19,6% entre 15 de setembro e 07 de dezembro. Essas variações, para mais ou para menos, são influenciadas por fatores não controlados do ambiente, como as chuvas, as vazões de efluentes e pelo próprio ciclo deste elemento dentro do corpo hídrico, que depende do pH, da temperatura, profundidade da coluna d'água, a presença de alguns metais que aceleram o processo de sedimentação, dentre outras características do açude e da massa líquida.

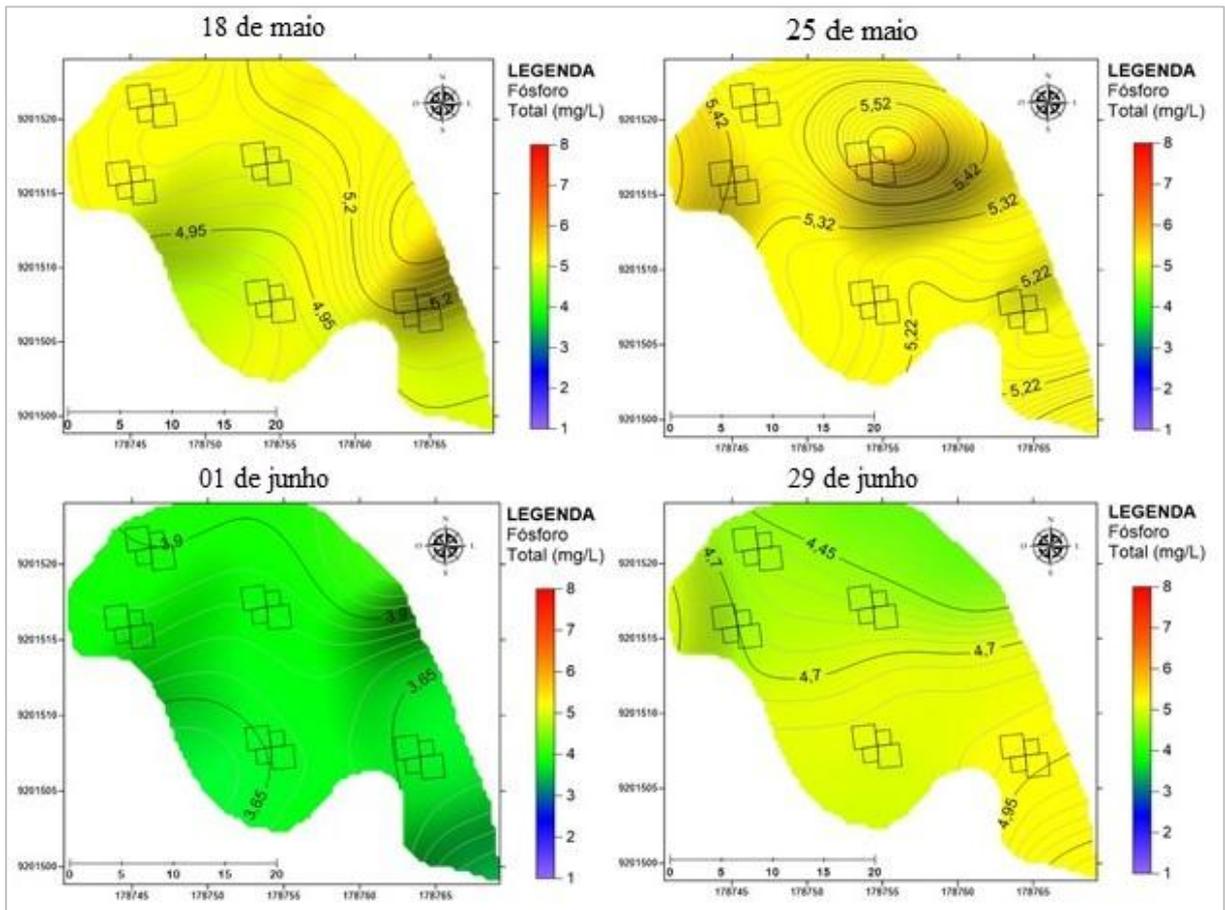
Van de Moortel (2008) em seu estudo em mesocosmos obteve uma eficiência de remoção global de  $31 \pm 22\%$  de fósforo total no tanque com jardins flutuantes, enquanto que para os sistemas sem jardins não foi observada remoção líquida ( $-4 \pm 18\%$ ). Dessa forma ele observou que as concentrações tenderam a variar muito durante os períodos de teste para o sistema sem jardins, enquanto uma remoção permanente mais estável ocorreu nos sistemas com os jardins flutuantes. Todavia, em um ambiente não controlado, a dificuldade de se estabelecer uma remoção mais estável se torna maior devido às interferências dos fatores ambientais.

Esteves (2011) explica que a liberação de fósforo para a coluna d'água e a dinâmica variável dos ecossistemas naturais, ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio dissolvido, principalmente em anaerobiose. Nesse estudo, em dias com baixos valores de OD, por exemplo, em 01 de junho, onde ele foi 1,7 mg/L o p-total médio foi 3,8 mg/L, quando a concentração de oxigênio atingiu valores acima da saturação, como em 27 de julho, igual 9,2 mg/L o p-total reduziu para 1,4 mg/L. Assim, as concentrações de oxigênio dissolvido na coluna d'água interferem também na disponibilidade de fósforo para os organismos autótrofos, no metabolismo dos mesmos e conseqüentemente na condição de eutrofização d'água.

- **Análise geoestatística**

Na Figura 34 estão representados os mapas de fósforo total da primeira etapa. Nesta etapa, houve redução significativa desse nutriente na extensão da área experimental apenas no dia 29 de junho, onde os valores de p-total na entrada foram superiores a 4,9 mg/L, sofrendo redução gradual para valores próximos a 4,4 mg/L na margem direita e na saída do sistema, comparando aos outros dias monitorados. Nas coletas dos dias anteriores, apesar de ocorrerem variações da concentração, entre a área com jardins e a entrada do sistema, os valores tiveram a tendência de aumentar nesse espaço.

Figura 34- Mapas de fósforo total - 1ª etapa



Na segunda etapa as concentrações de p-total na área em estudo começaram a apresentar reduções mais significativas, Figura 35. No dia 13 de julho, a redução foi de aproximadamente 0,5 mg/L, comparando a entrada da área experimental com a saída, no dia 27 de julho esta redução foi de 0,35 mg/L e em 03 de agosto a concentração variou de 4,0 mg/L, na entrada, a 1,4 mg/L na saída e na margem direita, sendo este o resultado mais significativo desta etapa. Nos dias 11 e 24 de agosto as variações espaciais foram muito pequenas, da ordem de 0,1 mg/L.

Na terceira etapa o fósforo total se comportou de forma mais homogênea na área experimental, comparado às etapas anteriores, como pode ser observado nos mapas da Figura 36. Em 15 de setembro, a variação de p-total da entrada para a saída da área estudada foi de 4,24 para 4,04 mg/L; em 22 de setembro, de 4,35 para 4,1mg/L e; em 19 de outubro, de 8,0 mg/L para valores menores que 6,3 mg/L.

A partir do dia 26 de outubro, o fósforo total sofreu pequenas mudanças na concentração média. O comportamento do parâmetro nesses dias ocorreu de forma

semelhante, apresentando reduções significativas apenas em algumas áreas do espaço estudado.

De modo geral o sistema de jardins flutuantes contribuiu para a redução das concentrações de p-total, porém, devido às várias influências externas, a avaliação isolada sobre qual a absorção real de fósforo pelas plantas dos jardins, foi dificultada.

Figura 35 - Mapas de fósforo total - 2ª etapa

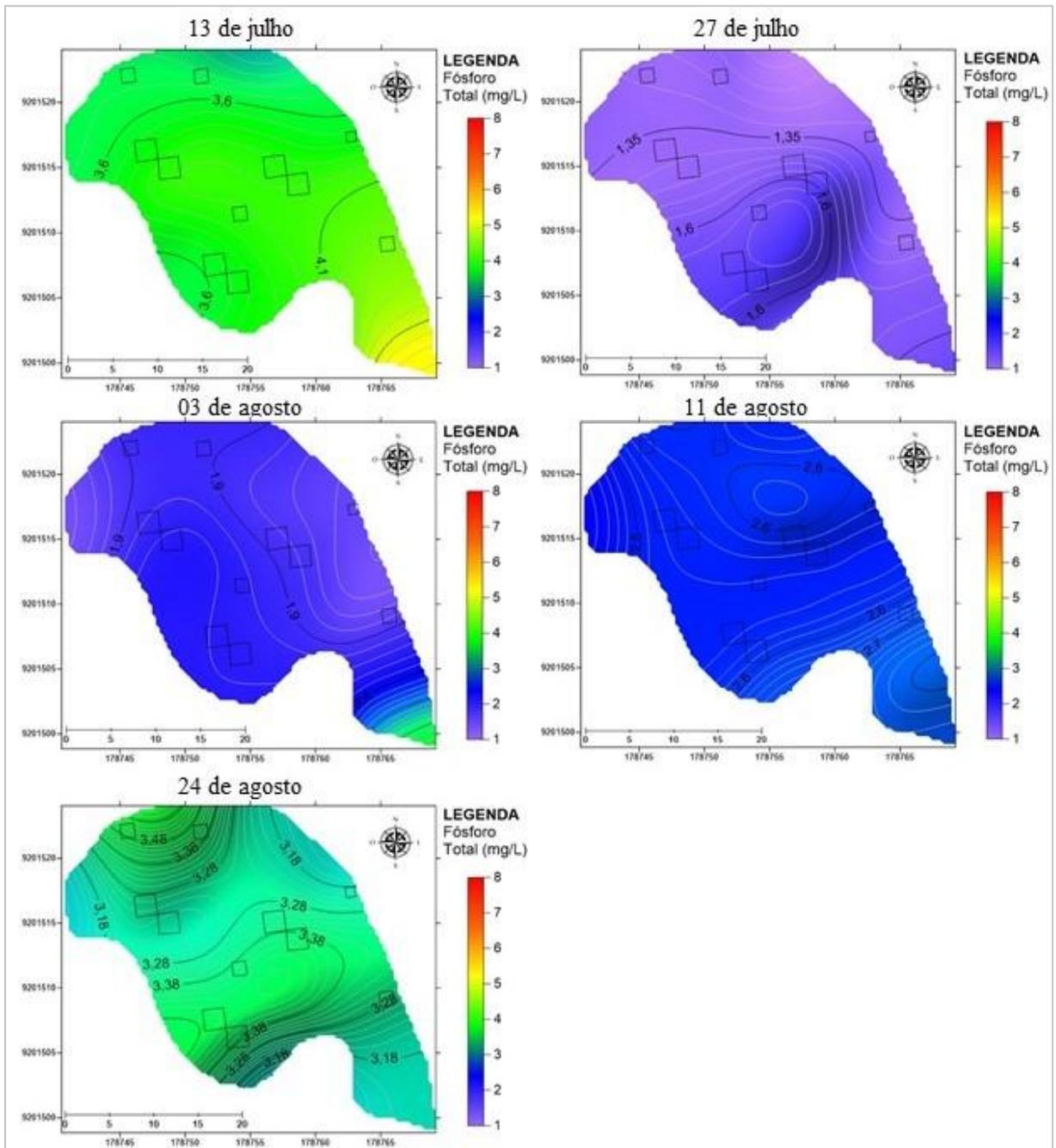
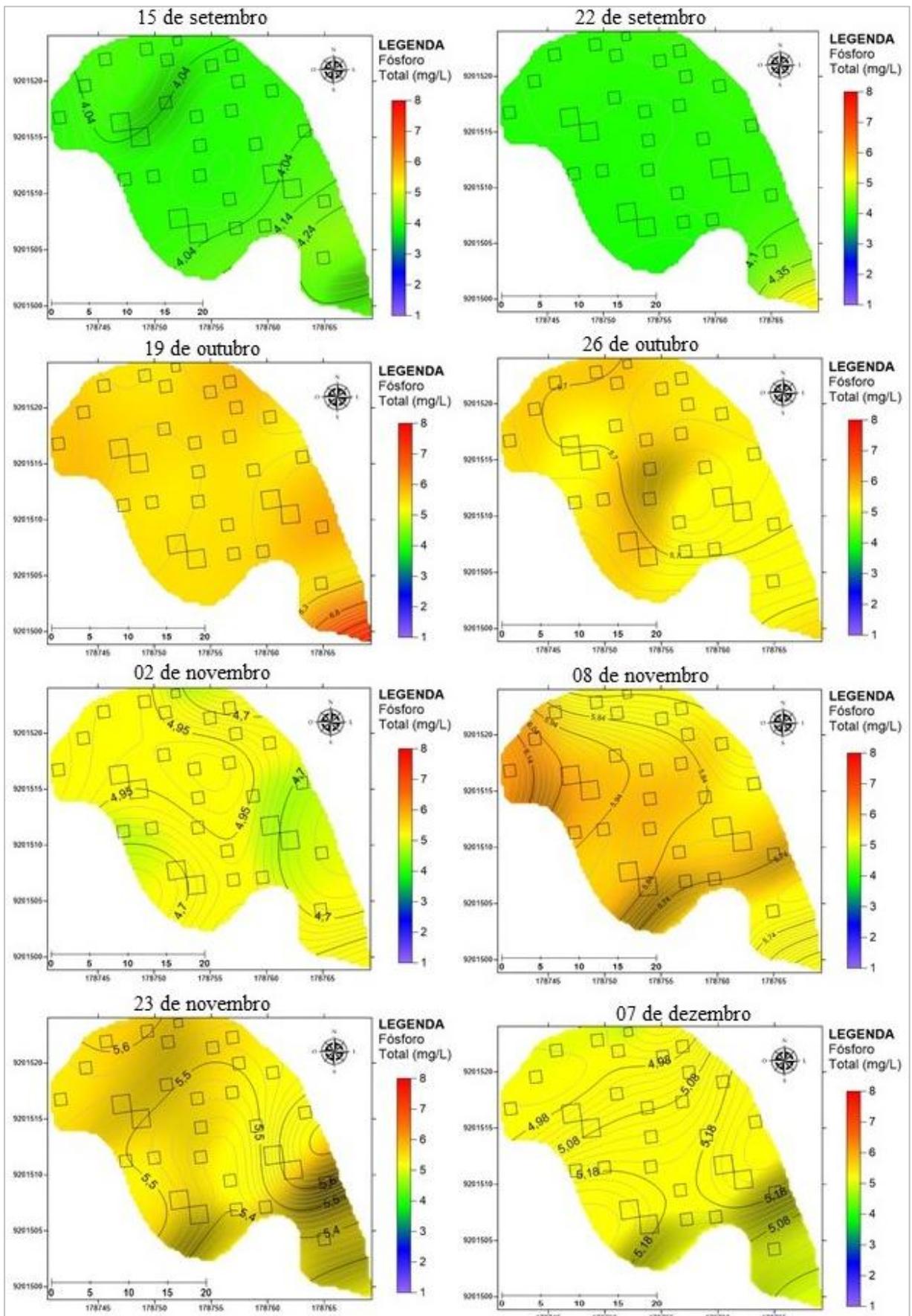


Figura 36 - Mapas de fósforo total - 3ª etapa



### 5.2.8 Ortofosfato solúvel

- **Estatística descritiva e análise de variância**

No conjunto das etapas as médias de ortofosfato solúvel variaram de 1,3 a 4,9 mg/L (Tabela 10). As concentrações médias na 1ª, 2ª e 3ª etapa variaram de 2,8 a 4,0 mg/L, 1,3 a 2,4 mg/L e 4,0 a 4,7 mg/L, respectivamente. Os coeficientes de variação oscilaram entre baixos e médios com exceção do dia 27 de julho, em que o valor de 111,6%.

O teste de Tukey separou as médias em cinco grupos e, assim como o fósforo total, os maiores valores foram encontrados na terceira etapa, Tabela 10. Na primeira etapa da coleta de dados duas medidas estão situadas no grupo 4, o qual contém 50% das médias obtidas em todo o experimento. Entre os dias 18 e 25 de maio ocorreu uma remoção de 30% de ortofosfato solúvel, uma semana após a instalação dos jardins. A remoção de fosfato solúvel nesta etapa se manteve mais ou menos estável, caindo apenas 2% no último dia, 29 de junho.

Das cinco medições realizadas na segunda etapa quatro pertencem ao grupo 1, onde estão concentradas as menores médias obtidas no conjunto experimental, esse resultado está em consonância com o do fósforo total para a mesma etapa. Ao grupo cinco pertencem 36% das médias e 66,7% destas foram medidas da terceira etapa, indicando maiores concentrações de ortofosfato nesta etapa do estudo.

Tabela 10 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Ortofosfato Solúvel

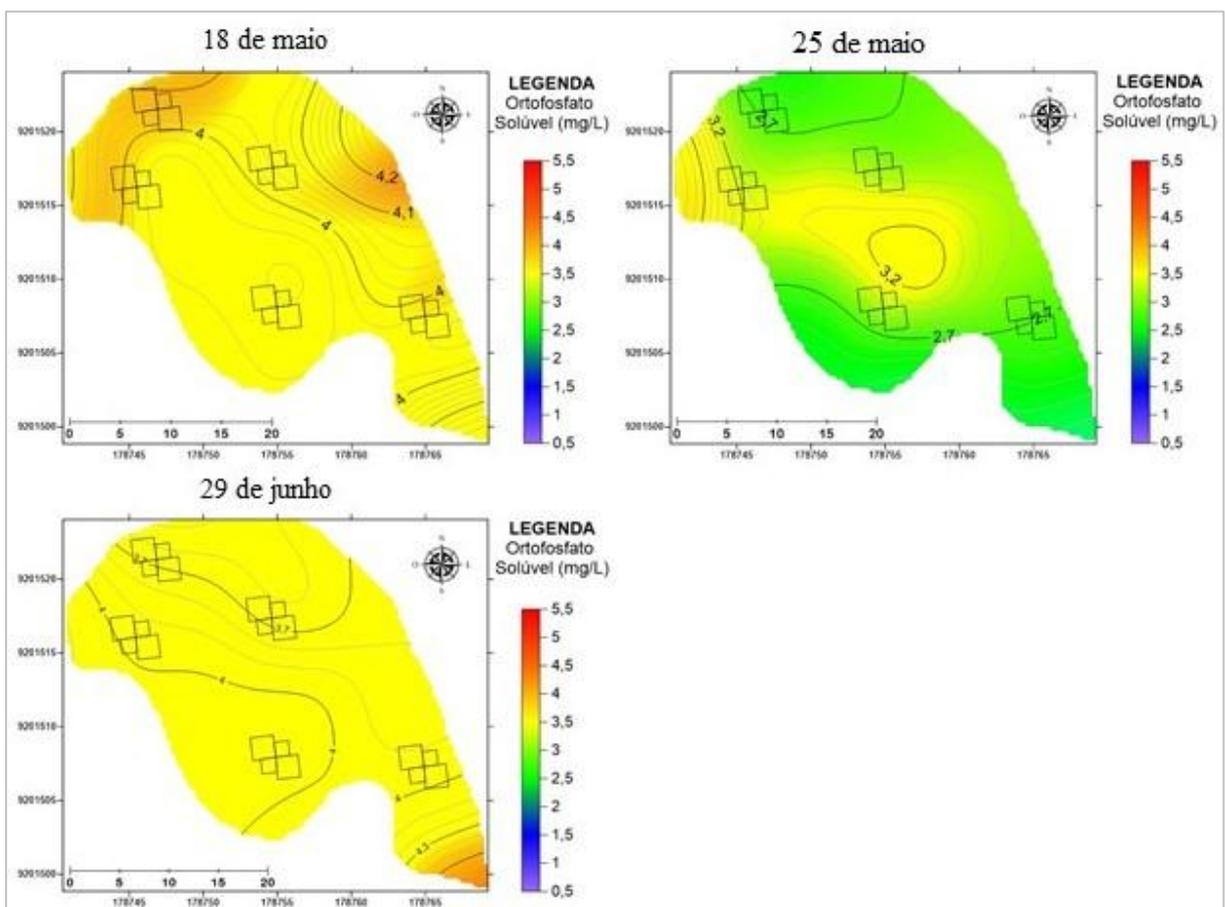
Etapa	Coleta	Estatística Descritiva				Teste de Tukey				
		Mín	Média	Máx	CV (%)	Grupos				
						1	2	3	4	5
1ª	18/mai	3,9	4,0	4,4	4,0				x	
	25/mai	2,2	2,8	4,3	21,3			x		
	29/jun	3,3	3,9	5,0	10,7				x	
2ª	27/jul	0,4	1,3	5,5	111,6	x				
	03/ago	1,2	1,5	2,7	25,8	x				
	11/ago	1,3	1,5	1,7	6,6	x				
	24/ago	2,2	2,4	3,0	9,2		x	x		
	01/set	1,7	1,7	1,9	4,0	x	x			
3ª	19/out	3,6	4,1	5,5	10,7				x	x
	26/out	4,7	4,9	5,5	3,9					x
	02/nov	3,9	4,0	4,1	1,5				x	
	08/nov	4,1	4,2	4,4	2,5				x	x
	23/nov	4,1	4,7	8,1	22,4				x	x
	07/dez	3,9	4,0	4,6	4,6				x	

Lins (2017) estudando o mesmo corpo hídrico antes a instalação dos jardins flutuantes, encontrou uma concentração média de ortofosfato solúvel em torno de 1,5 mg/L, valor superior ao encontrado por outros pesquisadores em ecossistemas naturais. Com a instalação dos jardins o mesmo corpo hídrico apresentou concentrações médias de ortofosfato solúvel superior às dele. A este fato podem ser atribuídos fatores como aumento da pluviosidade com conseqüente aumento de carreamento desse nutriente, redução da área de cobertura superficial para fotossíntese de algas e mudança na dinâmica do ambiente decorrente de outros fatores ambientais, entre outros.

- **Análise geoestatística**

Quanto à análise espacial, os mapas de ortofosfato solúvel da 1ª etapa estão na Figura 37. Em 18 de maio as variações no espaço foram na ordem de 0,2 mg/L, com maior concentração na margem direita superior e na saída da área experimental. Em 25 de maio ocorreu redução da concentração média comparada à coleta anterior e, no espaço, nas áreas amarelas do mapa o valor de p-orto foi maior que o resto da área experimental.

Figura 37 - Mapas de ortofosfato solúvel - 1ª etapa



Esteves (2011) explica que a decomposição da biomassa é o principal processo pelo qual as macrófitas fazem retornar à circulação os nutrientes acumulados em sua biomassa, ocorrendo liberação da maior parte dos nutrientes na primeira fase da decomposição. Desta forma estas áreas com maior concentração de p-orto no dia 25 de maio, podem ser consequência da decomposição de algumas espécies de plantas dos jardins de bambu, que começaram a morrer já na primeira semana após a instalação do sistema.

No dia 29 de junho, o p-orto está distribuído homogeneamente na área experimental, sofrendo redução mais significativa na entrada da área experimental.

Os mapas de ortofosfato solúvel da segunda etapa estão na Figura 38. Em 27 de julho, após 14 dias da instalação dos jardins, foi feita a primeira medição de p-orto desta etapa. A redução de ortofosfato ocorreu tanto no valor médio, comparado à última coleta do dia 29 de julho, como no espaço, comparando a entrada da área experimental com a saída. O mapa mostra que na entrada as concentrações de p-orto foram maiores que 2,8 mg/L, decaindo para valores menores que 1,0 mg/L e mantendo-se assim em toda a extensão até a saída da área experimental.

Nos próximos dias monitorados, as variações espaciais foram bem menos significativas, na ordem de 0,05 mg/L, como pode ser observado nos mapas. Uma exceção ocorreu no dia 03 de agosto, onde a concentração de orto na área amarela foi de 2,1 mg/L, maior que a média do resto da área. Este valor pode ser explicado pela decomposição da biomassa de macrófitas que crescem nas margens do açude.

O comportamento do p-orto na última etapa do experimento foi semelhante ao do p-total, como pode ser observado nos mapas da Figura 39. Em todos os dias monitorados ocorreram reduções de ortofosfato solúvel na área experimental. Mesmo de pequena ordem estas reduções são significativas devido às mudanças ambientais no período, principalmente a redução dos índices pluviométricos que promoveram um maior equilíbrio no sistema. A diminuição das interferências externas é essencial para que ocorra o bom desenvolvimento do sistema de jardins flutuantes, facilitando o monitoramento do mesmo.

Figura 38 - Mapas de ortofosfato solúvel - 2ª etapa

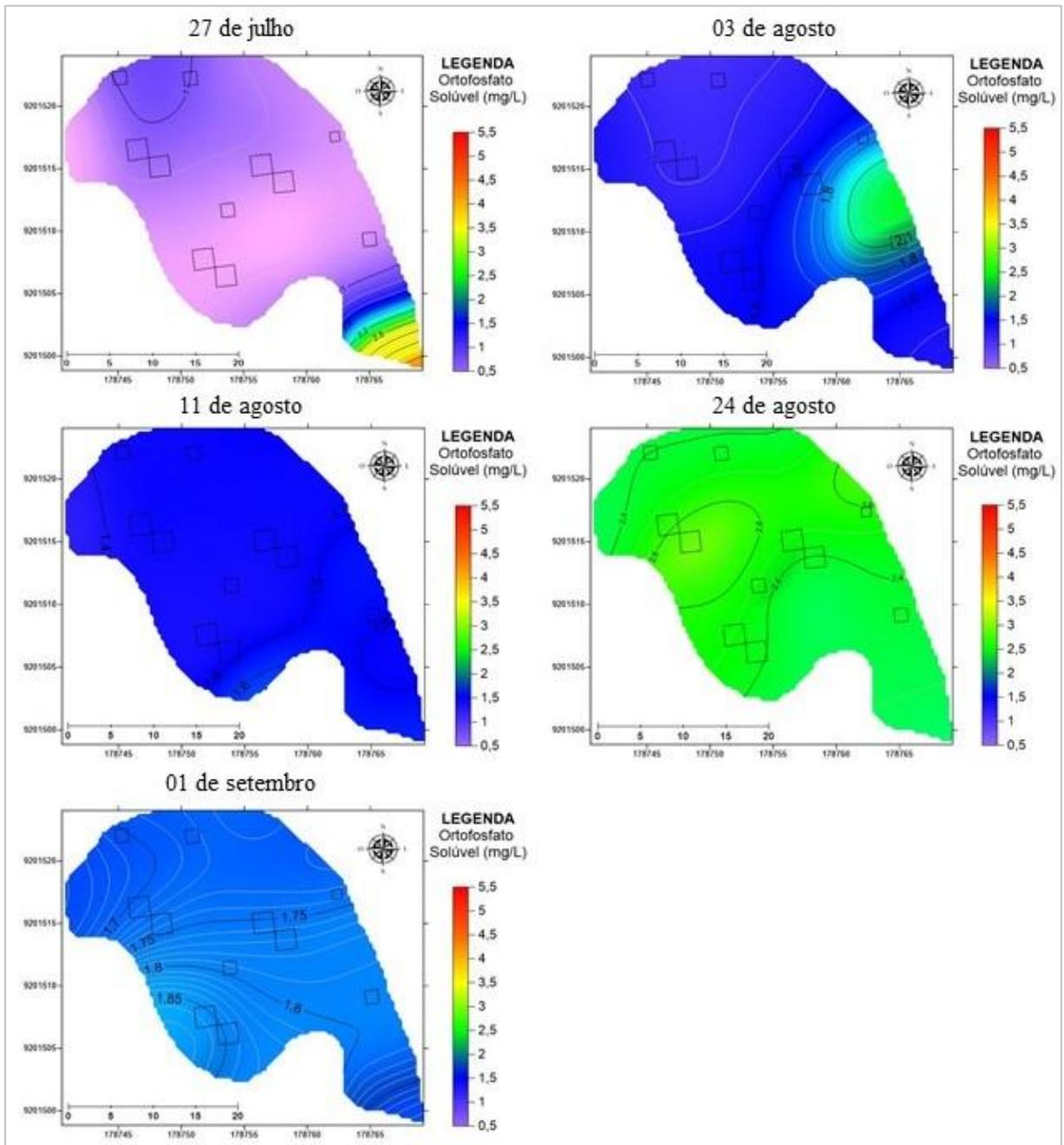
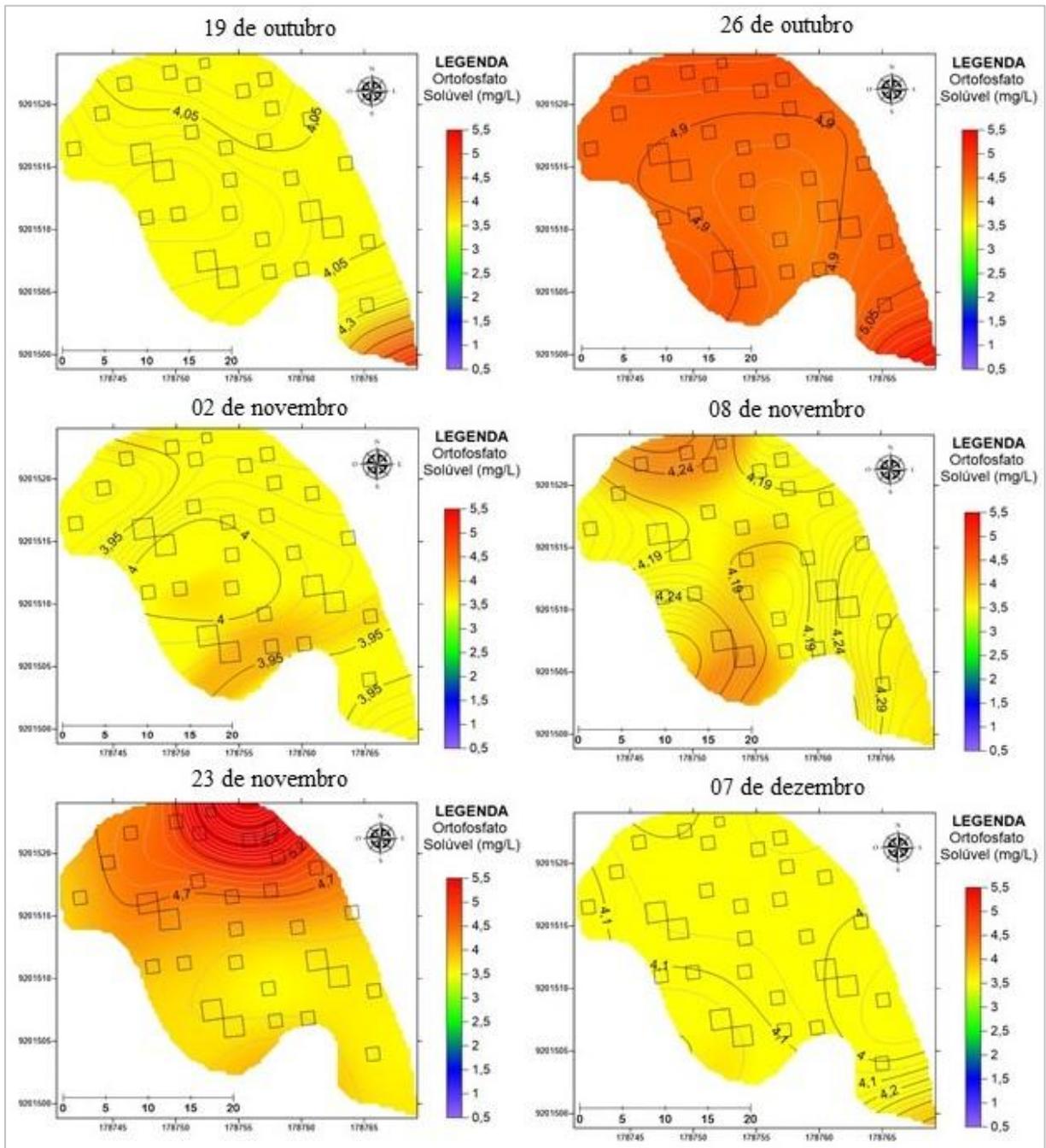


Figura 39 - Mapas de ortofosfato solúvel - 3ª etapa



### 5.2.9 Clorofila-a

- **Estatística descritiva e análise de variância**

Na primeira etapa as médias de clorofila-a variaram pouco, com exceção do dia 01 de junho, onde ocorreu uma redução de 70% em relação à coleta anterior (Tabela 11). Neste dia a média de oxigênio dissolvido foi 1,7 mg/L, a menor de todo o período experimental. Na segunda foram observadas as maiores concentrações médias de clorofila-a, com variações

significativas entre uma coleta e outra. As três maiores concentrações médias foram 862, 1012 e 637 µg/L correspondentes às concentrações médias de oxigênio dissolvido de 10,6, 9,2 e 11,7 mg/L, respectivamente. Na terceira etapa as concentrações médias de clorofila-a variaram de 109 a 432 µg/L, percebendo-se uma redução em relação à etapa anterior.

No teste de Tukey (Tabela 11) as concentrações médias de clorofila-a foram agrupadas em sete grupos, no grupo 7, onde estão apenas 11,1% dos dados, não apresentou similaridade com os outros grupos. Valores muito elevados de clorofila-a foram encontrados neste grupo.

Tabela 11 - Estatística Descritiva e Teste de Tukey: Clorofila-a

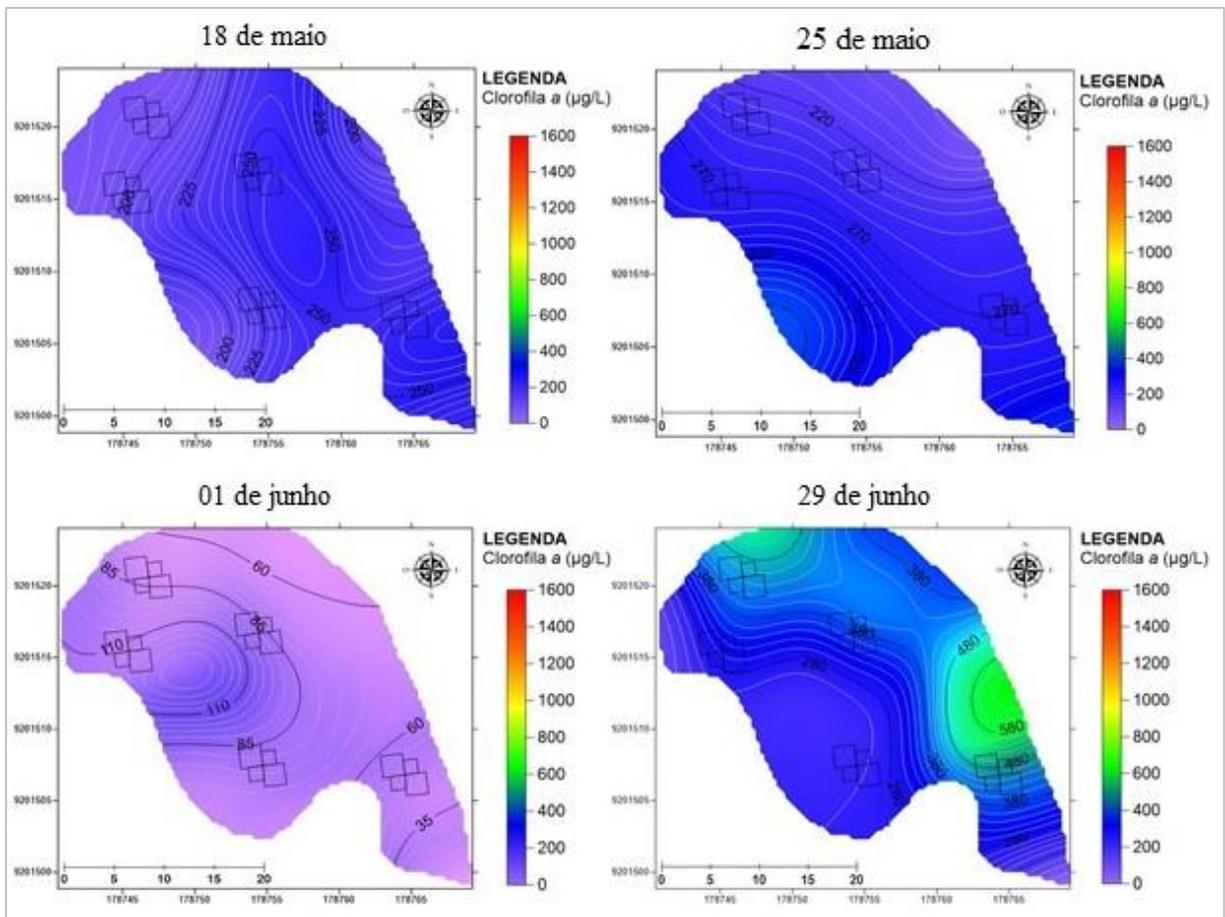
Etapa	Coleta	Estatística Descritiva				Teste de Tukey						
		Mín	Média	Máx	CV (%)	Grupos						
						1	2	3	4	5	6	7
1ª	18/mai	162	237	287	21	x	x	x	x			
	25/mai	159	257	397	26	x	x	x	x			
	01/jun	6	76	188	63	x						
	29/jun	53	334	719	55			x	x			
2ª	13/jul	168	862	1741	48							x
	27/jul	461	1012	1171	21							x
	03/ago	304	637	887	31						x	
	11/ago	291	351	590	24			x	x			
	21/ago	200	288	384	18		x	x	x			
	24/ago	243	333	469	17			x	x			
	01/set	405	555	761	23					x	x	
	15/set	85	432	650	31				x	x		
3ª	22/set	53	396	552	30				x	x		
	19/out	28	185	290	43	x	x	x				
	26/out	2	178	254	35	x	x	x				
	02/nov	128	233	338	24	x	x	x	x			
	08/nov	64	109	163	22	x	x					
	23/nov	261	414	526	17				x	x		

- **Análise Geoestatística**

Espacialmente o comportamento desse parâmetro não apresentou um padrão, em cada coleta a variação dentro da área experimental ocorreu de forma diferente. Os mapas de clorofila-a da primeira etapa podem ser vistos na Figura 40. No dia 18 de maio, as maiores concentrações de clorofila-a foram na entrada do sistema se estendendo para a área central, e apontando uma redução gradual para as margens. Nesta data, as concentrações de fósforo total e oxigênio dissolvido foram de 5,1 mg/L e 2,1 mg/L, respectivamente. No dia 25 de

maio, a redução ocorreu apenas na margem direita, e houve aumento do oxigênio dissolvido médio, para 4,3 mg/L e o fósforo total igual a 5,3 mg/L.

Figura 40 - Mapas de clorofila-a - 1ª etapa



As menores concentrações de clorofila-a desta etapa ocorreram no dia 01 de junho, como pode ser observado no mapa, sendo maior na área central e reduzindo em direção a saída e margem direita. Na saída do canal, o valor da clorofila-a está em torno de 35 µg/L. Como a coleta foi feita embaixo da ponte, esta área estava com sombra na maior parte do tempo, limitando a atividade fotossintética. Nesta data ocorreu uma precipitação de 1,2 mm e a temperatura média da água foi de 23°C.

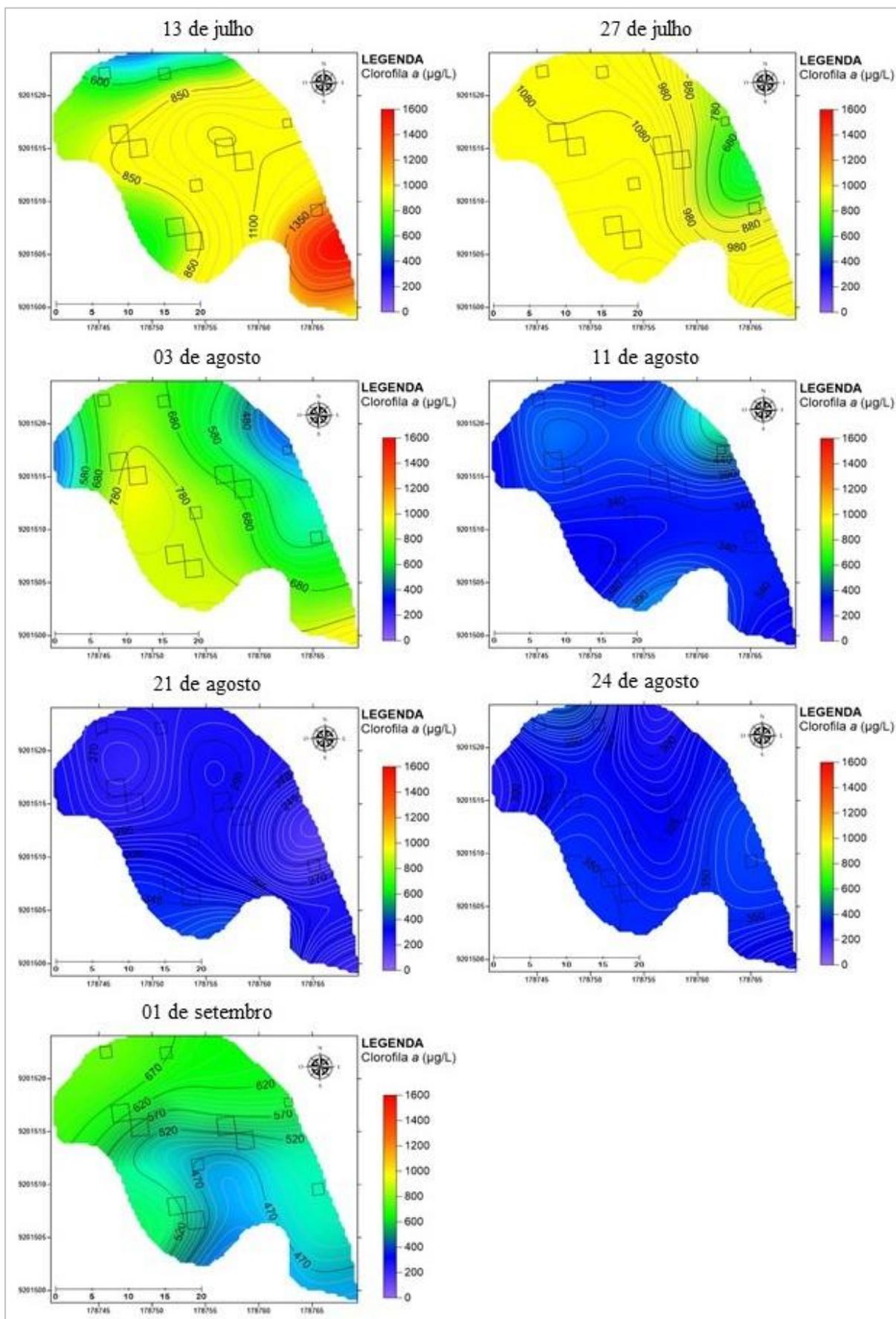
Em 29 de junho a concentração de clorofila-a voltou a crescer, sendo menor na margem esquerda. Neste dia a concentração de fósforo total foi de 4,7 mg/L, a precipitação de 6,9 mm e o OD igual 5,7 mg/L. Importante ressaltar que nesta etapa ocorreu a perda de área de jardins, reduzindo consideravelmente a área de cobertura superficial, deste modo, o aumento da clorofila-a ocorreu não apenas pela mudança nas condições ambientais, mas

também pela redução da capacidade do sistema de jardins em limitar a entrada de luz no corpo hídrico e adsorção de biomassa algal.

Na segunda etapa a variação da clorofila-a média foi bem maior que na primeira. Os mapas desta etapa estão na Figura 41 e mostram que nas três primeiras coletas ocorreram as maiores concentrações de clorofila-a de todo o período de experimento. No dia 13 de julho, apesar de na entrada do sistema a concentração está com valor maior que 1300 µg/L, na área central, margens e saída do sistema, houve redução considerável nessa concentração de clorofila-a. O oxigênio dissolvido medido neste dia foi de 10,6 mg/L, indicando uma forte atividade fotossintética. Da mesma forma, nos dias 27 de julho e 03 de agosto, que apresentaram áreas de maior e menor concentração de clorofila-a, variando da entrada para a saída da área experimental. Também tiveram valores de OD superiores à concentração de saturação. Neste período de 22 dias, a precipitação acumulada foi de 141,1 mm, porém, nos dias de coleta as precipitações foram de 0,3, 0,2 e 1,4 mm, para as datas 13, 27 de julho, e 03 de agosto, respectivamente.

De 11 a 24 de agosto, o comportamento espacial desse parâmetro foi semelhante nos três dias monitorados, apresentando concentrações mais baixas que o período anterior. As reduções foram pontuais, predominantemente na margem direita e na saída do canal, porém com valores pouco representativos. A precipitação total do período foi de 14,9 mm, a temperatura média da água variou de 22 a 25°C, e as concentrações de fósforo total tiveram média em torno de 3,0 mg/L. Todos esses fatores indicam que o sistema de jardins tenha sido efetivamente importante na mudança de comportamento da clorofila-a, comparando às coletas do período anterior (13 julho a 03 de agosto). A ação dos jardins se deu tanto na limitação da luminosidade, quanto no tratamento físico de adsorção de biomassa que ocorre no substrato, como também pela redução da concentração de fósforo total.

Figura 41 - Mapas de clorofila-a - 2ª etapa



Na terceira etapa, mapas apresentados na Figura 42, a clorofila-a variou menos no espaço do que nas etapas anteriores. Uma maior área de cobertura superficial foi de fundamental importância para limitar a atividade fotossintética e reduzir a biomassa de algas. No primeiro dia dessa etapa ainda houve variações significativas no espaço, mas, a partir desse dia a distribuição foi mais homogênea e as médias mais baixas.

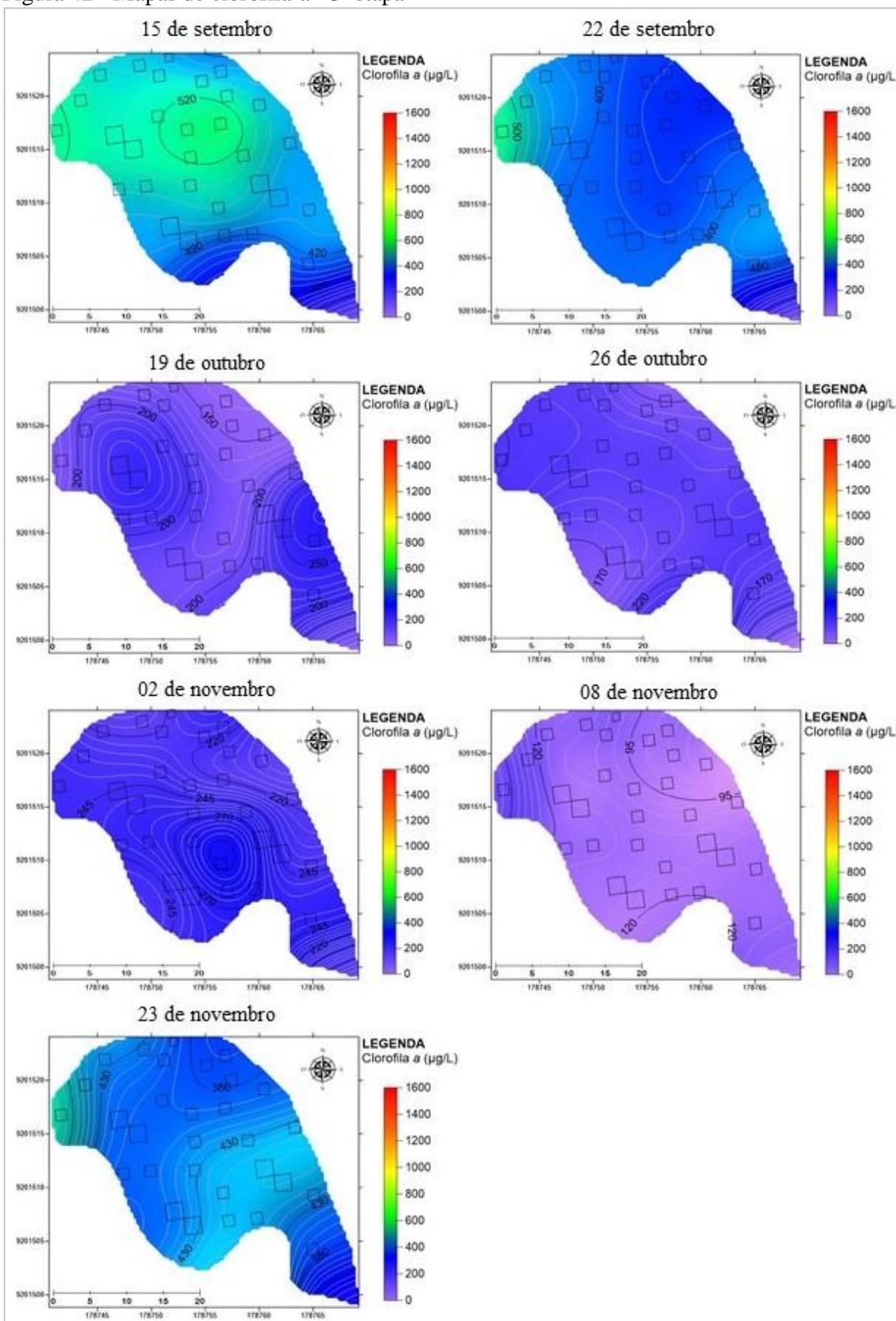
Considerando que este foi um período com menores precipitações e temperaturas mais altas, não ocorreram aumentos consideráveis desse parâmetro justamente pela ação dos jardins, como pode ser observado em todos os mapas, exceto no último dia de monitoramento, 23 de novembro, que, mesmo havendo distribuição espacial homogênea, a concentração média foi um pouco maior.

Assim como o oxigênio dissolvido, a temperatura da água, a radiação solar e a chuva, também interferem na produtividade primária dos ecossistemas lacustres e, conseqüentemente na concentração de clorofila-a.

Em experimentos realizados em tanques ou mesocosmos, diversos autores comprovaram a eficiência dos jardins flutuantes na remoção de clorofila-a. Como por exemplo, os estudos de Hu et al. (2010) e Li et al. (2010) que obtiveram redução de 47,9%, 80,2%, na concentração de clorofila-a, respectivamente. Esta redução foi atribuída principalmente à limitação da entrada de luz na água ocasionada pela cobertura superficial dos jardins.

De acordo com a curva desenvolvida por Nakamura (2003) uma cobertura superficial de 10% representa uma redução de clorofila-a em torno de 45%, em um ambiente controlado. Comparando este índice com as concentrações da terceira etapa, é possível concluir que em ambiente não controlado, essa faixa varia muito de acordo com as condições ambientais, como pluviometria, intensidade da luz solar, oxigênio dissolvido e concentração de fósforo na água.

Figura 42 - Mapas de clorofila-a - 3ª etapa



### 5.3 DISCUSSÃO GERAL

Os diversos estudos sobre sistemas de jardins flutuantes realizados em mesocosmos e tanques experimentais, comprovaram a eficiência desses sistemas na remediação de água poluídas. No entanto, em um ambiente natural, não controlado, a avaliação da ação dos jardins na melhora da qualidade de água se torna mais complexa, devido às diversas interferências ambientais que este ecossistema está sujeito, ampliando a necessidade de pesquisas nesses espaços, de forma a consolidar métodos de fitorremediação em corpos hídricos que sofrem fortes influências das atividades antrópicas.

Neste trabalho, no que se refere à construção do sistema de jardins flutuantes, o planejamento das estruturas de suporte e escolha de seus materiais, tendo como base apenas alguns trabalhos em escala piloto, como o de Galisa (2016), Ramos (2017) e Alencar e Feitosa (2017), mostrou que a confecção e instalação dos jardins em escala de campo não são simples.

De forma global, quanto às estruturas, tivemos resultados positivos nos dois tipos de estrutura de suporte. Contudo, neste caso de estudo, se apresentou como mais vantajoso o uso de estruturas de palete, não devendo ser descartada a possibilidade de remodelação dos jardins de bambu, pois este é um material com ótimo potencial de uso em sistemas flutuantes, além de apresentar potencial estético.

O substrato de coco, como comprovado por estudos anteriores funciona muito bem como apoio para as plantas e adsorção de partículas. Porém, por ser orgânico, é mais um fator de contribuição de matéria para a água até que ele atinja estabilidade, interferindo, nas primeiras semanas, após a instalação do sistema, em parâmetros como a turbidez, DBO e DQO. Uma das alternativas não realizadas neste trabalho, seria a lavagem da fibra de coco, na tentativa de reduzir esta influência negativa inicial em alguns parâmetros. Quanto ao adensamento do substrato, sugere-se que o mesmo seja triturado para facilitar tal processo e fixação das raízes das plantas.

No período de monitoramento da área experimental o pH médio da água se manteve alcalino, variando de 7,69 a 8,41 apresentando coeficientes de variação baixos. De acordo com Van de Moortel (2008) as plantas podem proporcionar a redução do pH da água, situação que começou a ser observada no final da terceira etapa deste estudo.

A turbidez média apresentou reduções significativas nas três etapas estudadas. Apesar de ser um parâmetro fortemente influenciado pelo escoamento superficial, devido ao carreamento de partículas, os jardins flutuantes atuaram na redução de partículas em

suspensão e limitação da atividade fotossintética. Neste sentido, se destacam os dias 29 de junho, 27 de julho e 07 de dezembro, pertencentes a 1ª, 2ª e 3ª etapa, respectivamente.

Quanto a matéria orgânica, os dados de DBO<sub>5</sub> não apresentaram um comportamento consolidado, porém houve reduções significativas em vários dias monitorados. A partir da espacialização dos dados, foi possível observar o decaimento da demanda na área de estudo, como também identificar como as diversas entradas de efluentes no açude interferem na quantidade de matéria orgânica presente na água da área experimental. De modo geral, a DBO<sub>5</sub> foi baixa, tendo valor máximo igual a 38 mg/L. A matéria orgânica é substancialmente reduzida à montante do açude, devido a depuração que ocorre na área alagada e aos mecanismos físicos de oxigenação da água presentes no canal, chegando ao açude em menores concentrações.

A DQO, assim como a DBO<sub>5</sub>, apresentou decaimento significativo em alguns dias monitorados, apresentando redução na extensão da área experimental. No dia 03 de agosto, por exemplo, a DBO<sub>5</sub> e a DQO tiveram uma concentração na saída do sistema menor que na entrada, apesar do comportamento no espaço não serem similares para os dois parâmetros, a dinâmica do processo de remoção de matéria orgânica levou a uma taxa positiva de redução das demandas de oxigênio na área experimental. Assim, extraindo os dados dos mapas foram encontradas variações máximas da entrada para a saída da área experimental de 55% de DBO<sub>5</sub> e 52% de DQO, valores semelhantes aos encontrados por Stefani et al. (2011) e Zhang et al. (2007), estudando sistemas flutuantes em mesocosmos.

Todos os processos que envolvem os ciclos dos nutrientes são mais difíceis de avaliar devido às diferentes frações desses elementos e os processos de metabolismo e transporte das concentrações dos mesmos na coluna d'água. Porém, avaliando de forma simplificada, quanto ao fósforo total e ortofosfato solúvel, a resposta do sistema de jardins flutuantes foi positiva quanto à remoção dos mesmos, principalmente na última etapa, onde havia uma maior taxa de cobertura superficial. Observando-se os mapas desta etapa, existe uma repetição do comportamento desses parâmetros na área de estudo, indicando uma tendência a pequenas taxas de redução.

As médias de fósforo total variaram de 1,4 a 6,1 mg/L e de ortofosfato solúvel de 1,3 a 4,9 mg/L, no período do estudo. Os melhores resultados de fósforo total quanto à redução na área experimental foram observados nos dias 03 de agosto, 13 de julho e 19 de agosto, medidos na 2ª e 3ª etapa, com variação da concentração da entrada para a saída do sistema em torno de 160, 47 e 30%, respectivamente. Para o ortofosfato os melhores resultados foram os

obtidos nos dias 27 de julho e 19 de agosto, 2ª e 3ª etapa, respectivamente, ambos com diferença percentual de 92%.

Em mesocosmos Van de Moortel (2008) reduziu as concentrações de fósforo total com taxas variando de 4 a 31%. Hu et al. (2010), nas mesmas condições, determinou uma taxa de remoção média de ortofosfato solúvel de 38,1%. Mesmo não obtendo taxas de redução consolidadas neste estudo, nos dias monitorados de melhores resultados a redução observada foi superior a 10%, chegando a uma diferença máxima de 165% no fósforo total, observando as concentrações de entrada e a saída do sistema nos mapas de fósforo.

A clorofila-a média no período estudado variou de 76 a 1012 µg/L. Esta variação significativa foi decorrente de fatores como, precipitação, intensidade de radiação solar, oxigênio dissolvido na água e as concentrações de fósforo, no dia da medição. A instalação do sistema de jardins flutuantes interferiu na dinâmica da produtividade primária principalmente reduzindo o espelho d'água exposto a radiação solar, como também pela ação de adsorção de algas pelo substrato de fibra de coco.

Na terceira etapa, onde havia 10% de cobertura superficial de jardins flutuantes, ocorreu uma redução significativa da concentração de clorofila-a em relação à etapa anterior, que tinha apenas 5,3% de cobertura superficial. Desse modo, na terceira etapa as concentrações médias de clorofila-a variaram de 109 a 432 µg/L. Como estudado por Nakamura (2003), a cobertura de área superficial está relacionada exponencialmente com a redução da clorofila-a da água, de acordo com este autor a partir de 20% de cobertura as taxas de redução de clorofila-a são superiores a 80% em mesocosmos. Em ambientes naturais pode ser observada taxas menores de redução, porém ainda significativas para uma cobertura de 10%.

As análises estatísticas mostraram que na área superficial onde os jardins foram implantados, nos diversos parâmetros avaliados, muitos apenas um ou dois pontos foram completamente distintos de todos os outros. No entanto este fato é plenamente explicável pela diversidade topográfica e de outros fatores ambientais do ecossistema.

## 6. CONCLUSÕES

- As estruturas construídas com bambu foram de difícil montagem e algumas apresentaram problemas que comprometeram a sobrevivência de algumas das espécies de plantas colocadas.
- Nas estruturas de bambu que ficaram estáveis, as plantas cresceram bem e se adaptaram ao ambiente.
- Os jardins de paletes se mostraram como uma boa alternativa, se adicionadas garrafas pet para ajudar na flutuação. A montagem dessas estruturas foi mais rápida e mais econômica.
- Das espécies de plantas utilizadas em todas as etapas, as que melhor se adaptaram ao sistema construído foram: *Cyperus papyrus* (papiro), *Canna x generalis* (biri/cana da Índia), *Iris pseudacorus* (íris-amarela), e *Xanthosoma sagittifolium* (Taioba).
- No período do experimento não foi possível estabelecer taxas de redução de matéria orgânica de forma gradual, mas foram obtidas reduções significativas de DBO<sub>5</sub> e DQO em alguns dias de monitoramento na área em estudo.
- As altas concentrações de fósforo total, ortofosfato solúvel e clorofila-a encontradas durante o experimento corroboram com a classificação do açude como hipereutrófico, não tendo ocorrido alteração desta condição no período de estudo.
- Da mesma forma que a matéria orgânica, para o fósforo total e o ortofosfato solúvel, houve reduções significativas, da entrada para a saída da área experimental, em alguns dias monitorados, principalmente na terceira etapa.
- A clorofila-a durante o período de estudo, variou de concentrações muito baixas a muito altas. Porém na última etapa, ocorreu uma redução significativa da clorofila-a média, o que está de acordo com a relação de redução que ocorre desse parâmetro, em outros estudos, com o aumento da taxa de cobertura superficial dos jardins.
- De modo geral, na terceira etapa, onde a cobertura da área superficial foi de 10%, em todos os parâmetros avaliados ocorreu uma tendência de redução das concentrações, indicando uma melhora na qualidade da água de pequeno a médio prazo.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

\_\_\_\_\_. Relatório Técnico do Plano Municipal de Saneamento Básico de Campina Grande. 2015

ARAÚJO, C. T. F. Caracterização das águas do açude da Universidade Federal de Campina Grande e classificação preliminar para usos diversificados. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

ARAÚJO, J. A. F. de; SALES, R. J de M.; SOUZA, R. O. de. Risco de eutrofização em reservatórios de regiões semiáridas com uso da teoria dos conjuntos difusos. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 10, n. 1, jan./jun, 2013, p. 29-39.

ARAÚJO, G. H. de S.; ALMEIDA, J. R. de.; GUERRA, A. J. T. *Gestão ambiental de áreas degradadas*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005.

ALENCAR, S. L. F. de; FEITOSA, P. H. C. Uso de jardins flutuantes como ferramenta de gestão em açudes urbanos e embelezamento das cidades – Estudo do “Laguinho” do campus Campina Grande da UFCG. In: XIV Congresso de Iniciação Científica da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

APHA - *American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater*. 22 ed. Springfield: Byrd Prepress, 2012.

ASSUNÇÃO, L. M.; LIVINGSTONE, I. Desenvolvimento inadequado: construção de açudes e secas no Sertão do Nordeste. *Revista Brasileira de Economia*, Rio de Janeiro, v. 47, n. 3, jul./set., 1993, p. 425-448.

BARRETO, A. B. A seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação. 2011. 133 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Política Nacional de Meio Ambiente, Lei Federal 6.938/81, 1981.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente.

BRITO, F. B de; VIANNA, P. C. G. Conflito pelo uso da água do açude Epitácio Pessoa-PB. In: Seminário Luso-Brasileiro - Caboverdiano - agricultura familiar em regiões de desertificação, João Pessoa, 2006.

CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. *Constructed wetland systems vegetated with diferente plants applied to the treatment of tannery wastewater*. *Water Research*, v. 41, 2007, p. 1790-1798.

CARVALHO, P. DE; BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; OLIVEIRA, L. G. DE; ROBERTSON, B.; TAVECHIO, W. G.; DARWISCH, A. J. *Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons*. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 23, n. 2, 2001, p. 265-273.

DIAS, V. N.; PACHECO, P. M. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Portugal: a global overview*. In: Vymazal, J. (ed.), *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys Publishers, 2001, p. 271–303.

DINARDI, A. L.; FORMAGI, V. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N. de; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Fitorremediação. Centro Superior de Educação Tecnológica (CESET) UNICAMP, Campinas, 2003. In: 3º FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS. Faculdade integrada Claretiana, Rio Claro, São Paulo.

DUARTE, M. A. C.; CEBALLOS, B. S.O. de.; MELO, H. N. de S.; KONIG, A. Comportamento dos índices do estado trófico de Carlson (IET) e modificado (IETM) em três lagoas naturais no nordeste do Brasil. In: 20º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental. Brasil, Rio de Janeiro, 1999.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 2011, 826p.

FAGUNDES, B. Memória e representação social das águas urbanas de Presidente Prudente – SP. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, v. 02, n. 12, 2014, p. 65-77.

FAULWETTER, J. L.; BURR, M.D.; CUNNINGHAM, A. B.; STEWART, F. M.; CAMPER, A. K.; STEIN, O.R. *Floating treatment wetlands for domestic wastewater treatment*. *Water Science & Technology*, v. 64, n.10, 2011, p. 208-2095.

FERREIRA, Y. B. C. Proposta de um modelo de gestão ambiental com ênfase no saneamento básico para implantação na Universidade Federal De Campina Grande – PB. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

FROTA, T. B. *Wetlands: aplicação como tratamento complementar para efluente de estações de tratamento de esgotos condominiais*. Monografia (Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

GALISA, D. R. R. Utilização de jardins flutuantes no tratamento de águas superficiais urbanas. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

GHAVAMI, K.; MARINHO, A. B. Propriedades físicas e mecânicas do colmo inteiro do bambu da espécie *Guadua Angustifolia*. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 9, n. 1, jan./mar. 2005, p. 107-114.

GHILARDI, A. S.; DUARTE, C. R. DE S. Ribeirão Preto: os valores naturais e culturais de suas paisagens urbanas. In: COSTA, L. M. S. A. (org.) *Rios e paisagens urbanas em cidades brasileiras*. Rio de Janeiro: PROURB – FAU – UFRJ, 2006. p. 95-119.

GOMES, E. F. Perdas de vazão e seus efeitos na operação do Sistema de Esgotamento Sanitário de Campina Grande-Pb. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da UFCG. Campina Grande, 2013.

GUIMARÃES JÚNIOR, M.; NOVACK, K. M.; BOTARO, V. R. Caracterização anatômica da fibra de bambu (*Bambusa vulgaris*) visando sua utilização em compósitos poliméricos. *Revista Iberoamericana de Polímeros*, v. 11, n.7, 2010, p. 442-456.

HARDING, B. *Biohaven floating islands*. In: landscape SA. 2009, p. 30– 2. Disponível em: <http://www.floatingislandinternational.com/wp-content/plugins/fii/news/5.Pdf> Acesso em: Janeiro, 2018.

HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. *Floating treatment wetlands for the removal of fine particulates, copper and zinc from stormwater*. In: Preprints of 11<sup>a</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Indore, India, 2008, pp. 655–659.

HU, G-J.; ZHOU, M.; HOU, H-B.; ZHU, X.; ZHANG, W-H. *An ecological floating-bed made from dredged lake sludge for purification of eutrophic water*. Ecological Engineering, v. 36, 2010, p. 1448–1458.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. IBGE Cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campina-grande/panorama>. Acesso em: Janeiro, 2018.

Instituto Trata Brasil. Ranking do saneamento - Instituto Trata Brasil. São Paulo: GO associados, 2017.

JAKOB, A A. E.; YOUNG, A. F. O uso de métodos de interpolação espacial de dados nas análises sociodemográficas. In: XV Encontro Nacional de Estudos Populacionais, ABEP, realizado em Caxambu, MG, Brasil, set. 2006.

JONES, M. B.; KANSIIME, F.; SAUDERS, M. J. *The potential use of papyrus (Cyperus papyrus L.) wetlands as a source of biomass energy for sub-Saharan Africa*. Global Change Biology Bioenergy, v. 10, 2018, p.4-11.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. *Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia*. Ecological Engineering, v. 3, n. 5, p. 248–257, 2009.

KYAMBADDE, J.; KANSIIME, F.; GUMAELIUS, L.; DALHAMMAR, G. *A comparative study of Cyperus papyrus and Miscanthidium violaceum-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate*. Water Research, v. 38, 2004, p. 475–485.

LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em copos d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, São Paulo, 2004.

LI, X.-N.; SONG, H-L.; LI, W.; LU, X-W.; NISHIMURA, O. *An integrated ecological floating-bed employing plant, freshwater clam and biofilm carrier for purification of eutrophic water*. Ecological Engineering v. 36, 2010, p. 382–390.

LIMA, S. R. de A. A. Avaliação da eficiência do sistema de jardins flutuantes na qualidade da água no açude da universidade federal de Campina Grande – UFCG. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

LINS, C. A. Caracterização físico-química e avaliação da eutrofização da água do lago da ufcg, campus de Campina Grande -PB. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

LU, H-L.; KU, C-R.; CHANG, Y-H. *Water quality improvement with artificial floating islands*. Ecological Engineering, v.74, 2015, p. 371–375.

LUQMAN, M.; BUTT, T. M.; TANVIR, A.; ATIQ, M.; HUSSAN, Z. Y.; YASEEN, M. *Phytoremediation of polluted water by trees: A review*. African Journal of Agricultural Research. v.8, n. 17, 2013, p. 1591-1595.

MACEDO, M. J. H.; R. GUEDES, V. de S.; SOUSA, F. de A. S. Monitoramento e intensidade das secas e chuvas na cidade de Campina Grande/PB. Revista Brasileira de Climatologia, v. 8, 2011, p. 105-117.

MALTCHIK, L. As lagoas temporárias do semiárido. Biopirataria: paranoia ou ameaça real? Revista Ciência Hoje, São Paulo: SBPC, v. 28, n. 167, dez. 2000, p. 67-70.

MANDER, Ü.; KUUSEMETS, V.; ÖÖVEL, M.; MAURING, T.; IHME, R.; PIETERSE, A. *Wastewater purification efficiency in experimental treatment wetlands in Estonia*. In: Vymazal, Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands. Backhuys Publishers, Leiden: 201–224. 2001

MAZZINI, P. L. F.; SCHETTINI, C. A. F. Avaliação de metodologias de interpolação espacial aplicadas a dados hidrográficos costeiros quase-sinóticos. Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology, v. 13(1), 2009, p. 53-64.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros. Rio de Janeiro: LTC, 2012.

NAKAI, S.; ZOU, G.; OKUDA, T.; TSAI, T.-Y.; SONG, X.; NISHIJIMA, W.; OKADA, M. *Anticyanobacterial allelopathic effects of plants used for artificial floating islands*. In: Preprints of 11<sup>a</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Indore, India, 2008, p. 284–289.

Nakamura, K. *Artificial floating island. Water quality improvement by ecotechnology*, Y. Shimatani, M. Hosomi and K. Nakamura , eds., Soft Science, Tokyo, Japão, 2003, p. 251 - 259.

NAKAMURA, K.; MULLER, G. *Review of the performance of the artificial floating island as are storaction tool for aquatic environments*. In: World Environmental and Water Resources Congress, Ahupua'a, 2008.

NAVAL, L. P.; SILVA, C. D. F. e; SOUZA, M. A. A. de. Comportamento dos índices do estado trófico de Carlson (IET) e modificado (IETm) no reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, Tocantins, Brasil. In: AIDIS. Forjando el Ambiente que Compartimos, San Juan, AIDIS, ago. 2004, p.1-6.

NOGUEIRA, P. F.; CABRAL, J. B. P.; OLIVEIRA, S. F.; ROCHA, I. R. da. Eutrofização no reservatório da UHE foz do Rio Claro (GO). Revista do Departamento de Geografia – USP, v. 30, 2015, p. 19-33.

OECD (*Organization for Economic Cooperation and Development*). *Eutrophication of water: monitoring, assessment and control*. OECD, Paris, 1982, p. 154.

OJOAWO, S. O.; UDAYAKUMAR, G.; NAIK, P. *Phytoremediation of phosphorus and nitrogen with *Canna x generalis* reeds in domestic wastewater through NMAMIT Constructed Wetland*. *Aquatic procedia*, v. 4, 2015, p. 349-356.

OLIVEIRA, M. C. N. de. Métodos de estimação de parâmetros em modelos geoestatísticos com diferentes estruturas de covariâncias: uma aplicação ao teor de cálcio no solo. Tese (doutorado) 3Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/projetofurnas/doc/lagoa.pdf>. Acesso em: janeiro de 2018.

PERBANGKHEM, T.; POLPRASERT, C. *Biomass production of papyrus (*Cyperus papyrus*) in constructed wetland treating low-strength domestic wastewater*. *Bioresource Technology*, v. 101, 2010, p. 833–835.

PINHEIRO, M. B. Aplicação da fitorremediação em função de tipologias de infraestrutura verde em microbacias urbanas da cidade de São Paulo. *Revista LABVERDE*, nº10, 2015, p. 134-154.

PRADO, R. B. Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos. 2004. 197 f. Tese (Doutorado). Universidade de São Carlos, Escola de Engenharia de São Carlos, Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, 2004.

RAMOS, M. C. B. Avaliação de estruturas e substratos para ilhas flutuantes, como alternativa no tratamento de águas poluídas em açudes urbanos. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

REECE, J. B. et al. *Biologia de Campbell*. 10. ed. – Porto Alegre: Artmed, 2015.

ROCHA, G. S. A degradação das águas superficiais da cidade de Sobral (CE): Os sistemas lacustres da zona urbana. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Ceará, Centro de Ciências e Tecnologia, Mestrado Acadêmico em Geografia, Fortaleza, 2013.

ROSS, J. L. S. Geografia e as transformações da natureza: relação sociedade-natureza. In: LEMOS, A. I. G. de; GALVANI, E. (org.). *Geografia, tradições e perspectivas: interdisciplinaridade, meio ambiente e representações*. 1ª Ed. Buenos Aires: Expressão Popular, 2009, p. 119-138.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. *A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes*. *Water Research*, v. 25, n. 3, 1991, p. 341-350.

SANTOS, J. W. de.; ALMEIDA, F. de A. C.; BELTRÃO, N. E. de M.; CALVACALTI, F. B. *Estatística Experimental Aplicada*. 2 ed. Revisada e ampliada. Campina Grande: Embrapa Algodão/Universidade Federal de Campina Grande, 2008.

SEABRA, O. C. de L. Os meandros dos rios nos meandros do poder: Tietê e Pinheiros, valorização dos rios e das várzeas na cidade de São Paulo. São Paulo, 1987. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo.

SAITO, E. K. Estudo sobre a logística ideal para utilização de paletes de plástico. XXVII Encontro Nacional de Engenharia de Produção, Foz do Iguaçu, PR, 2007.

SHIMADA Y.; FUKURO, S.; KUBOTA, H. *Improvement of lake water quality and ecosystems through use of composite vegetated floating islands*. International Journal of Water and Wastewater Treatment, v. 49, n.7, 2007, p. 612-618.

SOARES, A. L. F. Gerenciamento da Demanda de água em ambientes de uso público: O caso da Universidade Federal de Campina Grande. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, PB. 2012.

SOUSA, R. F. de. Análise da qualidade da água em um ecossistema úmido urbano no *campus* da UFCG. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

SOUZA, S. C. R. de. Tolerância aos metais pesados chumbo e zinco e potencial fitorremediador de mudas de espécies arbóreas. 2010. 85 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.

STEFANI, G. de.; TOCCHETTO, D.; SALVATO, M.; BORIN, M. Performance of a floating treatment wetland for in-stream water amelioration in NE Italy. *Hydrobiologia*, v. 674, Issue 1, 2011, p. 157–167.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. *Fisiologia Vegetal*. Artmed Editora, 2016, 953p.

TOLEDO, A. P. de; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. Aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12, Camboriú, nov. 1983, p. 20-25.

TUNDISI, J. G.; TINDISI, T. M. *Limnologia*. Oficina de Textos, 2008.

VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado. 1999. 199 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Departamento de Água e Solo Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

VAN DE MOORTEL, A. *Use of floating macrophyte mats for treatment of CSOs*. In: Proceedings of the 11<sup>a</sup> international conference on urban drainage. Edinburg, Scotland, 2008.

VAN DE MOORTEL, A.; MEERSA, E.; PAUWB, N. DE; TACK, F. M. G. *Effects of vegetation, season, and temperature on the removal of pollutants in experimental floating treatment wetlands*. *Water Air and Soil Pollution*, v. 212, 2010, p. 281–297.

VARGAS, R. B. S. Leitos cultivados no tratamento de esgoto. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, SP, 2015.

VARGHESE, A. R.; JACOB, L. *Phytoremediation of waterbodies using selected aquatic macrophytes eicchornia crassipes (mart.) solms and pistia stratiotes, L.* Asian Journal of Science and Technology. India, v. 07, n. 4, abr. 2016, p. 2774-2776.

VIEIRA, G. E. G.; SILVEIRA, C. R. da.; CUTRIM, J.; RIBEIRO, J. Avaliação dos principais aspectos da fitorremediação aplicados na redução da poluição no solo e água. Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 2, abr./jun. 2011, p. 182-192.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. v.1. 2ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996, 243 p.

VON SPERLING, E. Influência do parâmetro profundidade relativa na qualidade da água de lagos e represas. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997a.

VON SPERLING, E. Profundidades médias de lagos e represas brasileiros e sua influência na qualidade da água. 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999b.

VYMAZAL, J. *Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review*. Hydrobiologia, n. 674, out. 2011, p. 133-156.

YEH, N.; YEH, P.; CHANG, Y-H. *Artificial floating islands for environmental improvement*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 47, 2015, p. 616–622.

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, v. 35, 2009, p. 582-590.

WETZEL, R. G. Limnology – Lake and River Ecosystems. 3ª ed. Academic Press. San Diego, 2001, 1006p.

ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: *wetlands*-construídos utilizando brita e bambu como suporte. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 2008. Tese de doutorado.

ZHANG, X.; LIU, P.; YANG, Y. S.; CHEN, W. R. *Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes*. Journal of Environmental Sciences, n. 19, 2007, p. 902-909.

ZHAO, F.; XI, S.; YANG, X.; YANG, W.; LI, J.; GU, B.; HE, Z. *Purifying eutrophic river waters with integrated floating islands systems*. Ecological Engineering, v. 40, jan. 2012, p. 53-60.

ZHU, L.; LI, Z.; KETOLA, T. *Biomass accumulations and nutrient uptake of plants cultivated on artificial floating beds in China's rural area*. Ecological Engineering, v. 37, 2011, p. 1460–1466.