



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

FRANKLIN VIDAL DE FREITAS

**BIORREMEDIAÇÃO EM EFLUENTES DE PISCICULTURA UTILIZANDO
MACRÓFITAS AQUÁTICAS *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) E
PROBIÓTICOS**

CAMPINA GRANDE-PB
2010

FRANKLIN VIDAL DE FREITAS

**BIORREMEDIAÇÃO EM EFLUENTES DE PISCICULTURA UTILIZANDO
MACRÓFITAS AQUÁTICAS *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) E
PROBIÓTICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento aos requisitos necessários para a obtenção do título de mestre.

**ORIENTADOR: PROF. Dr. JOSÉ ETHAM DE LUCENA BARBOSA
CO-ORIENTADOR: PROF. Dr. MARCELO LUÍS RODRIGUES**

**CAMPINA GRANDE-PB
2010**

FRANKLIN VIDAL DE FREITAS

**BIORREMEDIAÇÃO EM EFLUENTES DE PISCICULTURA UTILIZANDO
MACRÓFITAS AQUÁTICAS *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) E
PROBIÓTICOS**

APROVADO EM 16 DE ABRIL DE 2010

Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa
Universidade Estadual da Paraíba
Orientador

Prof. Dr. Luiz Carlos Serramo Lopez
Universidade Federal da Paraíba
Examinador externo

Profa. Dra. Célia Regina Diniz
Universidade Estadual da Paraíba
Examinadora interna

À minha Família...

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, pela orientação sempre competente durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Marcelo Luís Rodrigues, pela co-orientação e por ter gentilmente disponibilizado a infraestrutura do setor de piscicultura do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal da Paraíba.

A todos os funcionários, técnicos, estagiários que compõem o Laboratório de Piscicultura do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal da Paraíba, pelo apoio e incentivo durante o período de realização do experimento para a composição deste trabalho.

A todos os técnicos e estagiários que compõem o Laboratório de Ecologia Aquática (LEAq) da Universidade Estadual da Paraíba, que sempre apoiaram e incentivaram a realização deste trabalho.

A Prof. Dr. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, pelas enriquecedoras sugestões na banca de qualificação desta Dissertação.

A Prof. Dr. Célia Regina Diniz, pela participação e sugestões concedidas na banca de qualificação desta Dissertação.

A minha eterna avó Amara Freitas (*in memoriam*), pela sua grandeza de espírito e exemplo de ser humano digno.

A Elizabeth Calina de Sousa Barbosa, pelo companheirismo, paciência e carinho sempre dedicado.

A **Deus** por todos os momentos da minha vida.

RESUMO

As atividades piscícolas vêm crescendo num ritmo acelerado no Brasil devido a sua lucratividade e retorno rápido ao produtor, além de serem consideradas as melhores para a produção de proteína de primeira qualidade. Porém, geram uma quantidade considerável de efluentes que geralmente são dispostos no ambiente sem nenhum tratamento prévio, trazendo consequências ambientais negativas aos corpos hídricos. As macrófitas aquáticas são utilizadas desde bastante tempo atrás para o tratamento de efluentes aquícolas agindo como biorremediadores ao remover compostos do meio. Também começam a surgir estudos que relatam a utilização de probióticos no melhoramento de efluentes e na diminuição da carga orgânica da água. O presente trabalho objetivou avaliar a eficiência do uso da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* associada com probióticos na biorremediação de efluentes de piscicultura. Os objetivos específicos foram: 1) analisar as variáveis físicas e químicas de efluente de tanques de piscicultura tratados com *Eichhornia crassipes* e probióticos, 2) quantificar a biomassa verde produzida por *Eichhornia crassipes*, cultivada em efluentes de tanques de piscicultura, e 3) Propor o desenvolvimento de tecnologia viável na região para tratamento de efluentes de piscicultura com técnica de biorremediação, utilizando *Eichhornia crassipes* e probióticos. O trabalho foi realizado na área do módulo de Piscicultura da Universidade Federal da Paraíba, em Areia/PB, onde foram utilizadas caixas de fibra de vidro, com capacidade para 310 litros, contendo efluente de tanques de piscicultura, distribuídas em 3 tratamentos e 1 controle: T1 (com *Eichhornia crassipes*), T2 (com probióticos), T3 (com *Eichhornia crassipes* e probióticos) e controle (sem *Eichhornia crassipes* e probióticos). Os tratamentos foram divididos em 3 blocos experimentais e as coletas para as análises físicas e químicas foram realizadas a cada 4 dias, com duração total de cada bloco de 12 dias. O delineamento foi em blocos completos casualizados. Os resultados das análises foram submetidos a análise de variância (ANOVA-one-way) e as médias comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Os resultados mostraram melhoramento das condições físicas e químicas da qualidade do efluente nos tratamentos 1 e 3, apresentando diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as médias dos valores de CO_2 , pH e turbidez, a DBO_5 apresentou diminuição em todos os tratamentos mas sem diferenças significativas. As remoções de Nitrogênio Inorgânico Total nos tratamentos 1, 2, 3 foram de 70,9, 54,1 e 73,5%, respectivamente, as remoções de Fósforo total nos tratamentos 1, 2, 3 foram de 85,8, 25,0 e 89,0%, respectivamente. Ao final do experimento observou-se um aumento de biomassa úmida, nas *Eichhornia crassipes* dos tratamentos 1 e 3, de 132,8 e 134,1%, respectivamente. Foi observado que através de técnicas de biorremediação utilizando *Eichhornia crassipes* pode-se melhorar a qualidade de efluentes de piscicultura e que a sua associação a probióticos não aumenta significativamente seu desempenho. A grande vantagem em se utilizar esses vegetais é devido ao seu fácil manuseio, rápida adaptação e, principalmente, a alta produtividade primária, podendo amenizar a carga de nutrientes dos efluentes a serem lançados e desacelerar o processo de eutrofização dos corpos receptores.

Palavras-chave: Efluente de piscicultura, Biorremediação, *Eichhornia crassipes*, Probióticos.

ABSTRACT

Piscicultural activities in Brazil are growing in fast pace due to their profitability and rapid economic return to producers, besides the fact of being considered the best way to produce first quality protein. However, they generate a considerable amount of effluents that are usually discharged in the environment without any suitable treatment, bringing negative environmental consequences to hydric bodies. Aquatic macrophytes have been used for a long time in treatment of aquaculture effluents, acting as bioremediators to remove compounds of the medium. Recent studies have been reporting the use of probiotics to ameliorate effluents and to reduce organic load in water. The present study is aimed to assess the efficiency of aquatic *Eichhornia crassipes* macrophytes, associated with probiotics, in bioremediation of effluents produced by pisciculture. Its specific objectives are: 1) to examine physical and chemical variables of effluent from fish tanks treated with *Eichhornia crassipes* and probiotics, 2) to quantify the green biomass produced by *Eichhornia crassipes* grown in effluents from fish tanks and 3) to propose the development of viable technology in the region for treating pisciculture effluents through bioremediation technique, using *Eichhornia crassipes* and probiotics. The research was done in the laboratories of the Universidade Federal da Paraíba, Areia/Pb, using fiberglass recipients capable to contain 310 litres of fish tanks effluents, submitted to 3 different treatments: T1 (with *Eichhornia crassipes*), T2 (with probiotics), T3 (with *Eichhornia crassipes* and probiotics) and and 1 control recipient (with nor *Eichhornia crassipes* neither probiotics). The treatments were divided into 3 experimental blocks, and samples for physical and chemical analyses were collected every four days, with a total of twelve days for each block. The delineation was in full randomised blocks. The results of analyses were subjected to variance analysis (ANOVA-one-way) and average values were compared by Tukey's test ($p < 0,05$). The results showed qualitative improvement of physical and chemical properties of the effluents submitted to treatments 1 and 3, presenting significant differences ($p < 0,05$) between the average values of CO₂, pH and turbidity; BOD diminished in all three treatments but without significant differences. The removal of Total Inorganic Nitrogen in treatments 1, 2, and 3 were of, respectively, 70,9, 54,1 and 73,5 %; the removal of total Phosphorus in treatments 1, 2, and 3 were, respectively, of 85,8, 25,0 and 89,0 %. At the end of the experiment we found in the *Eichhornia crassipes* submitted to treatments 1 and 3 an increase of humid biomass of, respectively, 132,8 and 134,1%. We observed, also, that through techniques of bioremediation utilizing *Eichhornia crassipes* it is possible to improve the quality of fish farming effluents and that its association with probiotics does not increase significantly its performance. To great advantage in the use of these vegetables is in their easy handling, quick adaptation and, mainly, in their high primary productivity, being able to temper the load of nutrients thrown in effluents it and decelerate the process of eutrophication of the receiver bodies.

KEYWORDS: Bioremediation, Pisciculture effluents, *Eichhornia crassipes*, Probiotics.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01: Área da montagem do experimento (módulo de piscicultura – UFPB – Campus II) onde foram colocadas macrófitas aquáticas <i>Eichhornia crassipes</i> nos tanques dos tratamentos 1 e 3	22
Figura 02: Médias dos percentuais de remoção de Nitrogênio Inorgânico Total (NIT) e Fósforo total (Ft) dos tratamentos.....	31

LISTA DE TABELAS

Tabela 01: Métodos utilizados na realização das análises físicas e químicas do efluente de piscicultura em tratamento.....	24
Tabela 02: Médias e desvios padrão das variáveis limnológicas do efluente de piscicultura durante tratamento com <i>Eichhornia crassipes</i> e probióticos.....	26
Tabela 03: Médias e desvios padrão da Demanda Bioquímica de Oxigênio de efluente de piscicultura tratado com <i>Eichhornia crassipes</i> e probióticos.....	28
Tabela 04: Comparação da quantidade de nutrientes removida ($\mu\text{g/L}$) e seus percentuais, entre cada tratamento e cada bloco.....	30
Tabela 05: Médias das variáveis ambientais observadas no período de desenvolvimento do experimento.....	33
Tabela 06: Valores de biomassa úmida inicial, biomassa úmida final, ganho de biomassa pela <i>Eichhornia crassipes</i> e seu percentual de aumento ao final do experimento.....	34

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	13
2.1 Macrófitas aquáticas.....	13
2.1.1 Ecologia.....	13
2.1.2 Biomassa.....	16
2.2 Piscicultura.....	18
2.2.1 Utilização de macrófitas aquáticas no melhoramento de efluentes de piscicultura	19
2.3 Probióticos.....	20
3. METODOLOGIA.....	22
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	25
4.1 Parâmetros físicos e químicos do efluente observados no decorrer do experimento	25
4.1.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅).....	28
4.2 Remoções de nitrogênio e fósforo.....	29
4.3 Variáveis ambientais observadas no período de realização do experimento	33
4.4 Ganho de biomassa úmida pela <i>Eichhornia crassipes</i>	33
5. CONCLUSÕES.....	35
6. REFERÊNCIAS.....	36

1. INTRODUÇÃO

A demanda mundial para a produção de alimentos aumenta rapidamente havendo uma exigência cada vez maior da disponibilidade de água (TUNDISE, 2008), assim, principalmente nas regiões áridas e semi-áridas, a água se tornou um fator limitante para o desenvolvimento agrícola, industrial e urbano (HESPANHOL, 2008).

Os recursos hídricos constituem um fator essencial para o desenvolvimento socioeconômico do país, no entanto, esses recursos vêm sofrendo forte estresse devido ao aumento de seus usos múltiplos, favorecendo amplos impactos e exigindo diversificados tipos de análise e monitoramento de seus componentes (CARVALHO et al., 2008).

A piscicultura é uma atividade que vem crescendo num ritmo muito acelerado no Brasil, alcançando índices superiores aos obtidos pelas atividades rurais tradicionais como agricultura e pecuária. Esse crescimento se deve a lucratividade que é considerada muito boa e o retorno rápido do capital investido pelo produtor (HUSSAR; BASTOS, 2008), além disso, é considerada a melhor atividade para a produção de proteína de primeira qualidade (REIDEL et al., 2005).

Entretanto, atividades de piscicultura geram uma quantidade considerável de efluentes que geralmente, são dispostos no ambiente sem nenhum tratamento prévio trazendo conseqüências ambientais negativas aos corpos hídricos. Nas atividades aquícolas e principalmente na piscicultura, são empregadas rações com elevados teores de nutrientes e apenas parte desse alimento é consumida pelos organismos cultivados. Isso origina efluentes com grandes quantidades de sólidos orgânicos em suspensão, dióxido de carbono, amônia, fosfato e outros compostos, que associados à excretas e as fezes proporcionam um considerável aporte de matéria orgânica aos ecossistemas aquáticos, resultando em um processo crônico de acumulação desses compostos com conseqüências ecológicas prejudiciais ao meio ambiente aquático (HUSSAR; BASTOS, 2008).

Contudo, há uma tendência mundial de reutilização das massas de água utilizadas nos processos de produção e a mitigação dos impactos gerados (GENTELINI, 2007). Henry-Silva e Camargo (2008) afirmam que a aquicultura moderna deve contemplar, além do lucro, a preservação ambiental e o desenvolvimento social, tendo a preocupação com o ambiente como parte integrante do processo de produção.

As técnicas com aplicação de produtos químicos utilizadas para redução da poluição são geralmente de alto custo e na maioria das vezes geram rejeitos secundários que podem perturbar o funcionamento do ecossistema. A biotecnologia tem se apresentado como uma boa alternativa em programas de despoluição. A biorremediação surge como uma alternativa bastante interessante na medida em que recupera áreas poluídas e degradadas com o uso de organismos vivos. Nesse âmbito, destaca-se a fitorremediação, que atua principalmente na despoluição de ecossistemas aquáticos. A fitorremediação fornece melhores resultados em níveis de poluição baixos e médios e em locais contaminados por metais (VALITUTTO, 2004).

A fitorremediação é descrita por Martins et al., (2007), como uma técnica de descontaminação que se utilizam plantas para remover poluentes do ambiente, ou transformá-los em formas menos prejudiciais, quando comparada com técnicas tradicionais a fitorremediação se mostra vantajosa, principalmente por sua eficiência e baixo custo.

As macrófitas aquáticas vêm sendo utilizadas para o tratamento de efluentes industriais e agropecuários, agindo como fitorremediadores, melhorando substancialmente a qualidade da água (GENTELINI et al., 2008). Estes vegetais são citados por diversos autores pela sua intensa capacidade de absorção de nutrientes, podendo ser utilizados para o tratamento de efluentes (ESTEVEVES, 1998; GENTELINI; CAMARGO, 2002; REITEL et al., 2005; HENRY-SILVA; CAMARGO; PEZZATO, 2006; GENTELINI, 2007; GENTELINI et al., 2008). O conhecimento da ecologia destas plantas é essencial para redefinir novas tecnologias e resolver alguns dos problemas, principalmente o excesso de nutrientes no meio (SIPAÚBA-TAVARES; BARROS; BRAGA, 2003).

As macrófitas aquáticas apresentam uma enorme produtividade primária, com isso, podem assimilar e estocar nutrientes e aumentar rapidamente sua biomassa tornando-as atrativas do ponto de vista econômico, pois o excesso de biomassa vegetal produzido por elas pode ser aproveitado nas mais variadas atividades (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2002; GENTELINI et al., 2008).

A elevada taxa de produção de biomassa das macrofitas aquáticas em regiões tropicais proporciona a estes organismos quantidades consideráveis de compostos químicos dos ambientes lacustres, como por exemplo, fósforo e nitrogênio (ROLAND; ESTEVES; SANTOS, 1990), sendo os nutrientes mais exigidos pelas plantas de aguapé (ALVES et al., 2003). A espécie flutuante *Eichhornia crassipes*, é capaz de aumentar

sua massa verde em 15% ao dia, dobrando-a cada seis ou sete dias, podendo acumular 800 Kg por hectare por dia (ALVES et al., 2003).

Nos últimos anos houve um aumento considerável de pesquisas relacionadas a microrganismos para otimizar o desempenho de animais, como também no melhoramento da qualidade da água utilizada em atividades aquícolas (ALLY et al., 2008).

Segundo Gatesoupe (2000) aos probióticos são atribuídos termos relacionados à função que são destinados, como por exemplo, o termo biorremediadores, quando são utilizados para o tratamento da qualidade da água. Castillo (2005) cita que os probióticos podem ser utilizados para o tratamento de águas residuárias por sua habilidade em reduzir compostos tóxicos ao ambiente.

O presente trabalho apresentou os seguintes objetivos: Avaliar o uso de macrófita aquática *Eichhornia crassipes* associada com probióticos na biorremediação de efluentes de piscicultura, analisar as variáveis físicas e químicas de efluente dos tanques de piscicultura tratados com macrófita aquática *Eichhornia crassipes* e probióticos, quantificar a biomassa verde produzida pela macrófita aquática *Eichhornia crassipes*, cultivada em efluentes de tanques de piscicultura e propor o desenvolvimento de tecnologia viável na região para o tratamento de efluentes de piscicultura com técnica de biorremediação, utilizando a macrófita aquática *Eichhornia crassipes* e probióticos.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Macrófitas aquáticas

2.1.1 Ecologia

As macrófitas aquáticas possuem importância fundamental na dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Esses vegetais tiveram sua origem em ambientes terrestres e ao longo de sua evolução passaram por adaptações e colonizaram o ambiente aquático, apresentando diferentes grupos ecológicos (ESTEVES, 1998; LOLIS, 2008). Seu crescimento descontrolado pode causar prejuízos financeiros devido ao aumento exacerbado de suas comunidades que exige manejo e controle. As macrófitas aquáticas não devem ser vistas como vilãs ou pragas, pelo contrário, sua manutenção proporciona maior diversidade ao ecossistema, amortece eventuais impactos ao corpo aquático favorecendo uma melhor qualidade a este ambiente (PIERINI, 2005; LOLIS, 2008; POMPÊU, 2008), a ocorrência de um *Bloom* dessas comunidades geralmente reflete os impactos que o corpo aquático está sofrendo (REIS; BARBOSA, 1993; TOMAZ; BINI, 1998).

Diversas condições ecológicas dos corpos aquáticos podem favorecer ou limitar a ocorrência e a distribuição espacial das macrófitas aquáticas. Nas regiões litorâneas há ocorrência de espécies enraizadas, por haver melhores condições de fixação e absorção de nutrientes. As espécies flutuantes livres ocupam áreas mais amplas e abertas, porém, a grande plasticidade dessas espécies permite ocupar habitats bem diferenciados (LOLIS, 2008). Além disso, sua reprodução, geralmente assexuada, otimiza o rápido estabelecimento e manutenção de estandes (BENTO; MAROTTA; ENRICH-PRAST, 2007).

Em regiões semi-áridas, como o Nordeste brasileiro, comunidades de macrófitas aquáticas geralmente são condicionadas pelo fluxo intermitente dos rios devido ao baixo e irregular índice pluviométrico, alterando a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Em geral, as comunidades de macrófitas aquáticas são compostas por poucas espécies que apresentam adaptações evolutivas para eventos de inundações e de secas, que atuam como agentes de seleção natural na história de vida dessas espécies (PEDRO; MALTCHIK; BIANCHINE Jr, 2006)

Sánchez-Botero; Araujo-Lima; e Garcez, (2008), afirmam que bancos de macrófitas flutuantes originam densos e complexos habitats com importante prestação de recursos alimentares e abrigos de predação, formando berçários para peixes juvenis que apresentam importância econômica quando atingem a idade adulta.

A maior parte da biomassa produzida pelas macrófitas aquáticas entra na cadeia alimentar detritívora (THOMAZ et al., 2003; GONÇALVES Jr; SANTOS; ESTEVES, 2004; SCIESSERE; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI Jr, 2007). O detrito formado pelas macrófitas é essencialmente constituído por celulose, hemicelulose e lignina (SCIESSERE; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI Jr, 2007). O sistema radicular da *Eichhornia crassipes*, uma monocotiledônea da família Potederiaceae, é colonizado por diversas larvas de Chironomídeos e Odonatas, constituindo um nicho de entrada e saída de biomassa que abastece cadeias alimentares complexas e abrange desde os organismos relativamente sedentários até os que ocupam o topo da cadeia e que se alimentam de diversos insetos (ROLAND; ESTEVES; SANTOS, 1990; BEYRUTH; CALEFFI; FERRAGUT, 1998; TOMAZ; BINI, 1998; WALKER, 2007;).

Macrófitas aquáticas enraizadas promovem a diminuição da velocidade do fluxo da água em ambientes lóticos e na entrada dos ambientes lênticos. Essa influência direta na hidrodinâmica dos ambientes aquáticos também favorece o fornecimento de microhabitats para invertebrados aquáticos fundamentais na composição da cadeia alimentar (GREEN, 2005). As espécies flutuantes livres e a fauna associada são indicadas para os processos de colonização e aceleração do povoamento em ambientes degradados com baixo potencial biogênico, como por exemplo, cavas abandonadas que foram originadas pela extração de minério (BEYRUTH; CALEFFI; FERRAGUT, 1998).

Camargo e Biudes (2006) afirmam que a concentração de fósforo na coluna d'água determina a abundância de determinadas espécies de macrófitas aquáticas no ambiente. Kobayashi, (2006), corrobora a afirmação anterior, relatando que em experimentos montados com mesocosmos no alto Rio Paraná no Brasil, o fósforo é o fator limitante ao desenvolvimento da *Eichhornia crassipes*.

O fósforo é o elemento de maior contribuição para a eutrofização de ambientes aquáticos e a sua concentração determina a produção nesses sistemas, como também sua degradação (RICKLEFS, 2003).

O ciclo do fósforo foi o que mais sofreu alterações nas últimas décadas devido às atividades antropogênicas, onde os efluentes domésticos são os principais

responsáveis por esta alteração. Estudos demonstram a utilização de vegetais como as macrofitas aquáticas para a absorção de nutrientes como o fósforo (BENTO; MAROTTA; ENRICH-PRAST, 2007).

As macrófitas aquáticas são capazes de acumular diversos elementos do meio circundante e pode ser um excelente bioindicador das condições ambientais e das tendências evolutivas dos ecossistemas aquáticos (REIS; BARBOSA, 1993; ESTEVES; TAQUIL; SUZUKI, 2005). Camargo; Pezzato e Henry-Silva, (2003), relatam que vários experimentos já foram realizados, avaliando a capacidade das macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes, destacando as espécies emersas e flutuantes, por apresentarem alta produtividade primária e elevada capacidade de estocar nutrientes na biomassa. Além disso, Pedralli e Teixeira, (2003), ressaltam sua utilização no controle da erosão, produção de biomassa, na obtenção de biogás, melhoramento físico e nutricional do solo, na ciclagem de nutrientes e diminuição da turbidez da água.

As macrófitas aquáticas foram utilizadas como indicadores de pressões como a eutrofização, onde no sentido mais simples de análise, algumas espécies estão presentes em ambientes aquáticos conservados e ausentes em ambientes degradados. Inclusive, estados membros da União Européia juntaram esforços para classificar espécies de macrófitas aquáticas associando-as aos estados tróficos de seus lagos (PENNING et al., 2008a; TÓTH et al., 2008). Já foram confirmadas algumas relações de respostas das comunidades de macrófitas em países europeus, por exemplo, estudos que demonstram que a eutrofização em lagos oligotróficos pode ser detectada por um aumento no número de espécies de macrófitas, enquanto a eutrofização em lagos mesotróficos mostra uma diminuição na riqueza de espécies (PENNING et al., 2008b).

Estudos realizados por Santos e Thomaz (2007) relatam que a ocorrência e a abundância de determinadas espécies de macrófitas aquáticas, além de diagnosticar pressões antrópicas que ocasionam alterações nos padrões hidrológicos naturais dos corpos hídricos, também indicam características morfométricas desses ambientes, como profundidade de reservatórios e declividade das regiões litorâneas. Estas características do reservatório, juntamente com a turbidez, determinam o efeito da radiação subaquática que controla a expansão de estande de macrófitas submersas nos ecossistemas (PIERINI, 2005).

Estes estudos corroboram a capacidade das macrófitas aquáticas na sua interação com seu ambiente, podendo mostrar variações importantes do corpo aquático, confirmar

tendências evolutivas e ajudar a traçar estratégias de controle e manejo para melhor gestão dos corpos hídricos.

2.1.2 Biomassa

Para uma abordagem sistêmica em estudos ecológicos, o conhecimento das estruturas e as relações da comunidade de macrófitas aquáticas, com o meio ambiente e com os outros organismos, é de fundamental importância, onde a determinação da biomassa se constitui num procedimento essencial, possibilitando avaliar o estoque de nutrientes que estas plantas representam, ou inferir sobre o fluxo de energia no ambiente em estudo (NOGUEIRA; ESTEVES, 1990).

As macrófitas aquáticas constituem um importante grupo trófico sendo muitas vezes os principais produtores de matéria orgânica, podendo influenciar significativamente o metabolismo do ecossistema aquático, sua participação na produção total de um lago varia em função da morfologia do corpo aquático e da oferta de nutrientes (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 1995).

Camargo; Henry-Silva e Pezzato, (2003), especificam que variações nos valores de produtividade e nas taxas de crescimento das macrófitas aquáticas estão relacionadas, além da oferta de nutrientes, a outros vários fatores, como a espécie e o tipo ecológico, a competição intra e interespecífica e as características abióticas do ambiente, como temperatura, radiação, transparência da água, variação do nível da água, velocidade da corrente e tipo de substrato.

Algumas espécies de macrófitas aquáticas, principalmente as emersas e com folhas flutuantes, estão enraizadas em sedimentos com concentrações de nutrientes geralmente superiores àquelas encontradas na água, e têm as suas folhas dispostas acima da coluna d'água, o que permite melhor eficiência fotossintética (MENEZES; ESTEVES; ANÉSIO, 1993; CAMARGO; HENRY-SILVA; PEZZATO, 2003). Essa distribuição possibilita que as comunidades alcancem elevados valores de biomassa e de produtividade primária, podendo ser incluídas entre as comunidades vegetais mais produtivas da biosfera (MENEZES; ESTEVES; ANESIO, 1993).

Os maiores valores de produtividade primária de macrófitas aquáticas geralmente foram obtidos com espécies emersas, como *Echinochloa polystachya*, que pode produzir até $80 \text{ tha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, como observado na região da várzea do rio Amazonas,

e *Cyperus papyrus*, com valores máximos de produtividade de $143 \text{ tha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (CAMARGO; HENRY-SILVA; PEZZATO, 2003).

Entretanto, a espécie flutuante *Eichhornia crassipes*, é capaz de aumentar sua massa verde em 15% ao dia, dobrando-a cada seis ou sete dias, pode acumular 800 Kg por hectare por dia (ALVES et al., 2003), alcançando produtividade de $150 \text{ tha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto *Salvinia molesta* pode apresentar produtividade de até $110 \text{ tha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, espécies de macrófitas aquáticas flutuantes também apresentam elevada produtividade, principalmente em ambientes ricos em nutrientes. Contudo, os valores das biomassas são bem inferiores aos das espécies emersas, onde a maior biomassa por unidade de área se deve capacidade de crescimento vertical, e nas espécies flutuantes a biomassa aumenta principalmente no sentido horizontal (CAMARGO; HENRY-SILVA; PEZZATO, 2003).

Santos e Esteves (2004), ressaltam que uma estimativa precisa da produtividade primária de determinadas populações depende tanto das características intrínsecas do ecossistema como do método utilizado na estimativa. Devido à dinâmica dos ambientes tropicais, o uso de métodos que não fazem a correção para a perda de biomassa, devido à mortalidade, durante o intervalo de amostragem, pode subestimar grandemente a produtividade primária, assim, os métodos mais úteis são aqueles que incorporam a perda da biomassa durante os intervalos de amostragem

Roland; Esteves e Santos, (1990), afirmam que a elevada taxa de produção de biomassa das macrófitas aquáticas em regiões tropicais proporciona a essa comunidade grande capacidade de estocar compostos químicos nos ecossistemas lacustres, como por exemplo, fósforo e nitrogênio.

Devido ao grande potencial das macrófitas aquáticas, diversos trabalhos mencionam o aproveitamento de sua biomassa na produção de adobe, adubação do solo, compostagem e alimentação animal (GENTELINI et al., 2008). Esse sucesso deve-se à elevada capacidade que algumas espécies apresentam em assimilar e estocar nutrientes e as suas altas taxas de produtividade primária, tornando-as potencialmente atrativas do ponto de vista econômico, pois o excesso de biomassa vegetal produzido por elas pode ser aproveitado nas mais variadas atividades, além das já citadas anteriormente, na produção de papel (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2002).

2.2 Piscicultura

O crescimento demográfico e a exploração e utilização da água resulta no aumento de todo o tipo de efluente, onde a falta de planejamento leva os recursos hídricos a um processo de deteriorização diminuindo a disponibilidade dos mesmos. No entanto, devido a todo esse processo, vem surgindo uma tendência de racionalização dos usos dos corpos hídricos, com o mínimo de danos ao meio ambiente (Hussar e Bastos, 2008).

Reidel et al. (2005), ressaltam que a agroindústria é uma importante atividade econômica mundial, principalmente o beneficiamento de animais, destacando-se a piscicultura, onde se observa o melhor meio para o incremento da produção de alimentos ricos em proteína de primeira qualidade.

A piscicultura é uma atividade que vem crescendo em um ritmo de aproximadamente 30% ao ano no Brasil. Este índice é muito superior ao obtido pela grande maioria das atividades rurais mais tradicionais como a pecuária e a agricultura, fato que alerta para os impactos ambientais causados pelas atividades piscícolas (HUSSAR; BASTOS, 2008). Os efluentes gerados nessa atividade quase em sua totalidade são dispostos no ambiente sem nenhum tratamento prévio, o que tem trazido algumas conseqüências negativas para o ambiente (GENTELINE, 2007).

As rações empregadas nas atividades aquícolas, e mais intensamente na piscicultura, apresentam elevados teores de nutrientes e apenas uma fração do alimento disponível é digerido pelos organismos cultivados. Esse alimento não consumido colabora para o aumento de sólidos orgânicos em suspensão, dióxido de carbono, amônia, fosfato e em outros compostos, que associados à excretas e as fezes proporcionam um considerável aporte de matéria orgânica aos ecossistemas aquáticos, resultando em um processo crônico de acumulação desses compostos com conseqüências ecológicas prejudiciais ao meio ambiente aquático (HUSSAR e BASTOS, 2008).

Os passivos produzidos devem ser mitigados e a sua reutilização é uma tendência evidente, visando à minimização dos problemas ambientais e à agregação do valor do tratamento do resíduo associado ao valor do produto final (GENTELINE, 2007).

2.2.1 Utilização de Macrófitas aquáticas no melhoramento de efluentes de piscicultura

Uma alternativa para o tratamento e remoção de nutrientes desses efluentes é a utilização de macrófitas aquáticas, as quais apresentam intensa absorção de nutrientes (GENTELINI; CAMARGO, 2002; REITEL et al., 2005; HENRY-SILVA; CAMARGO; PEZZATO, 2006; GENTELINI, 2007; GENTELINI et al., 2008). Em geral as macrófitas aquáticas são vistas como prejudiciais aos sistemas aquícolas, mas se forem bem monitoradas apresentarão usos múltiplos, tais como biofiltros, redução da turbidez, alimentação para peixes, e também, competem por nutrientes com as algas, ajudando a reduzir o florescimento das mesmas (SIPAÚBA-TAVARES; BARROS; BRAGA, 2003).

Experiências demonstraram que a espécie flutuante de macrófita aquática, *Eichhornia crassipes*, no tratamento de efluentes frigoríficos para posterior reutilização na piscicultura, apresentou eficiência quanto à redução de nutrientes, principalmente formas nitrogenadas e fósforo total e ao incremento de oxigênio dissolvido ao efluente tratado (REITEL et al., 2005). Henry-Silva e Camargo, (2008), afirmam que *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* são eficientes na remoção de nitrogênio, fósforo e turbidez de efluentes de carnicultura, apresentando maior ganho de biomassa *E. crassipes*.

Dhote e Dixit, (2007), também observaram o melhoramento de águas residuárias utilizando a macrófita aquática *Eichhornia crassipes*, onde se comprovou sua eficiência na redução de nitratos e fosfatos, como também, redução da condutividade elétrica e turbidez.

Sipaúba-Tavares; Barros e Braga, (2003), constataram uma eficiente redução dos níveis de nitrato, condutividade elétrica e fósforo total, na água de tanques de piscicultura, quando *E. crassipes* e *Salvinia sp.* foram controladas, ou seja, abaixo do limite de 25% da área total do sistema. Podendo evitar com isso impactos negativos sobre a qualidade da água, e conseqüentemente, favorecerem a produção de peixes.

Martins et al. (2007), relataram que a espécie *Typha dominguensis* apresentou bom potencial fitorremediador, promovendo a redução de nitrogênio e fósforo em efluentes de piscicultura.

2.3 Probióticos

Na tentativa de curar e prevenir doenças na aquicultura, o uso regular de antibióticos e produtos químicos leva à seleção bacteriana, causando resistência aos organismos patogênicos e efeitos nocivos ao meio ambiente. Diante disto, alternativas têm sido testadas, principalmente para melhorar a qualidade da produção aquícola, como a utilização de probióticos (HAI; FOTEDAR, 2009).

Apún-Molina et al. (2009) designam probióticos em aquicultura como comunidades microbianas que causam benefício ao hospedeiro através de melhorias do uso de alimentos, otimizando seu valor nutritivo, reforçando as respostas do hospedeiro à doenças ou melhorando a qualidade do seu ambiente. Estes mesmos autores também afirmam que as bactérias lácticas são propostas como probióticos, considerando os *Bacillus* como agentes de biorremediação por apresentar potencial para inibir o desenvolvimento de bactérias patogênicas.

Ally et al. (2008) afirmam que houve considerável aumento de trabalhos de pesquisa em aquicultura utilizaram bactérias como potenciais probióticos, visando não somente o controle de doenças e melhoria do desempenho, como também a qualidade da água.

Alguns produtos comerciais atribuem o nome Probiótico a compostos para tratar o meio, e não para suplementar a dieta dos animais. Verschuere et al. (2000) especificam que na aquicultura o uso de Probióticos pode ter um efeito nos microrganismos presentes no ambiente aquático. Os autores relatam que os gêneros presentes no intestino dos hospedeiros parecem ser aqueles microrganismos presentes no ambiente ou no alimento que conseguem sobreviver e se multiplicar neste. Esta extensão é pertinente diante da complexa interação entre o ambiente e o hospedeiro, pois ambos dividem o mesmo ecossistema. Com isto, os probióticos administrados recebem termos relacionados à sua função como biocontroles, para o tratamento contra patógenos ou biorremediadores para o tratamento da qualidade da água (GATESOUBE, 2000).

Os probióticos podem ser utilizados de várias formas, de acordo com o material e equipamento disponível para sua utilização, fase da cultura ou preparo de solo.

O produto EM é um *pool* de microrganismos eficazes fornecido pelo Centro de Pesquisa da Fundação Mokiti Okada, compreende microrganismos do gênero: *Saccharomyces sp*, *Lactobacillus spp*, *Mucor sp*, *Streptomyces sp* e *Rodobacter sp*. Foi

desenvolvido no Japão na década de 80 com a finalidade de melhorar a utilização da matéria orgânica na produção agrícola, passando então a se realizar experiências com o EM em várias regiões daquele país (PEGORER et al., 1995).

Castillo (2005) cita que estes microorganismos vêm sendo utilizado com bons resultados em alguns países, como no Japão e no Brasil, para melhorar as condições químicas, físicas e biológicas do solo, constituindo um produto agrícola de baixo custo que não afeta o ambiente nem o consumidor. O autor cita ainda que este composto possa ser utilizado também para o tratamento de águas residuárias por sua habilidade em reduzir compostos tóxicos.

Silva et al. (2008) avaliaram a qualidade física e química de efluentes de piscicultura e concluíram que as concentrações de amônia foram reduzidas quando tratados com o EM sem interferência na temperatura, no oxigênio dissolvido, na condutividade elétrica, na dureza, na alcalinidade da água e na concentração de CO₂.

3. METODOLOGIA

O trabalho foi realizado na área do módulo de Piscicultura do Departamento de Zootecnia do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba (MP/DZ/CCA/UFPB), no município de Areia, localizado na microrregião do brejo paraibano (6° 57' 46" S, 35° 41' 31" W).

Foram instaladas caixas constituídas de fibra de vidro, com capacidade de volume para 310 litros cada uma, onde se acondicionou o efluente proveniente de tanques de piscicultura (figura 01). Estas caixas se distribuíram em 3(três) tratamentos e um controle, estes foram divididos em 3(três) blocos experimentais.

Cada bloco do experimento apresentou um representante de cada tratamento e do controle em duplicata e teve duração de 12(doze) dias, com análise do efluente a cada 4(quatro) dias, sendo realizados nos seguintes períodos:

- **Bloco I:** de 01 a 13 de outubro de 2009;
- **Bloco II:** de 12 a 24 de novembro de 2009;
- **Bloco III:** de 03 a 15 de dezembro de 2009.



Figura 01: Área da montagem do experimento (módulo de piscicultura – UFPB – Campus II) onde foram colocadas macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* nos tanques dos tratamentos 1 e 3.

O efluente utilizado no experimento foi proveniente de tanques de piscicultura, de alvenaria com fundo de terra, área de 100m² e volume de 140 m³. Esses tanques

foram cheios com água de um açude local e adubados com superfosfato simples e sulfato de amônia (1,43 kg de superfosfato simples e 0,47 kg de sulfato de amônia para cada 100m² de área do espelho da água).

Os tanques apresentavam densidade de 1,5 peixes/m³ da espécie *Oreochromis niloticus*. No período de desenvolvimento do experimento o arraçoamento foi realizado com ração comercial peletizada duas vezes ao dia.

No início de cada bloco do experimento foram acondicionadas em cada caixa dos tratamentos 1 e 3, amostras de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*), na proporção de massa verde de aproximadamente 1,8Kg, cobrindo uma área de 70 a 80% do efluente.

O controle e os tratamentos apresentaram a seguinte composição:

- **Controle:** Efluente **sem** *Eichhornia crassipes* **sem** microrganismos eficazes (EM);
- **Tratamento 1:** Efluente **com** *Eichhornia crassipes* **sem** microrganismos eficazes (EM);
- **Tratamento 2:** Efluente **sem** *Eichhornia crassipes* **com** microrganismos eficazes (EM);
- **Tratamento 3:** Efluente **com** *Eichhornia crassipes* **com** microrganismos eficazes (EM).

As macrófitas aquáticas utilizadas no experimento foram coletadas no açude Bodocongó, município de Campina Grande – PB (7°13'11''S e 35°52'31''W) e levadas para o módulo de piscicultura da Universidade Federal da Paraíba na cidade de Areia, local de realização do experimento, 30 dias antes de seu início, para melhor adaptação.

No efluente em tratamento foram aferidos oxigênio dissolvido e temperatura, utilizando oxímetro portátil modelo AT-150 Alfakit, foram realizadas coletadas do efluente em cada unidade experimental utilizando garrafas de polietileno e levadas para o laboratório do setor de piscicultura do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal da Paraíba, Campus II, onde foram realizadas as análises observadas na tabela 01.

Tabela 01: Métodos utilizados na realização das análises físicas e químicas do efluente de piscicultura em tratamento.

Variável	Método	Referências
Cond. Elétrica mS/cm	Resistência elétrica	APHA (1998)
Turbidez NTU	Nefelométrico	APHA (1998)
pH	Eletrométrico	APHA (1998)
CO ₂ mg/L	---	Golterman et al (1978)
Alcalinidade mg/L	---	Golterman et al (1978)
DBO ₅ mg O ₂ /L	Winkler-Azida	APHA (1998)
Amônia µg/L	Endofenol	APHA (1998)
Nitrito µg/L	Sulfanilamida	APHA (1998)
Nitrato µg/L	Redução	Marckereth et al (1978)
Ortofosfato µg/L	Ácido ascórbico	Golterman et al (1978)
Fósforo total µg/L	---	Golterman et al (1978)

As análises de Demanda Bioquímica de Oxigênio foram realizadas no segundo, sétimo e décimo segundo dia de cada bloco.

O EM foi aplicado na diluição sugerida pelo fabricante (1:10.000). As aplicações dos microrganismos eficazes foram realizadas no primeiro, quarto e oitavo dia de cada bloco, logo após as coletas de água para as análises.

Depois de decorrido o prazo determinado de cada bloco foi realizado trabalho de pesagem das macrófitas aquáticas para aferição da biomassa verde produzida durante o período experimental.

O delineamento foi em Blocos Completos Casualizados(BCC), os dados obtidos relativos à redução de nutrientes e melhoria das variáveis limnológicas do efluente, foram submetidos a análise de variância (ANOVA-one-way) e as médias comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Parâmetros físicos e químicos do efluente observados no decorrer do experimento

O estudo comparativo dos valores médios mostrou que não houve diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$), entre os valores das médias do controle e dos tratamentos para alcalinidade, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica (Tabela 02).

As médias dos valores de CO_2 diferiram significativamente entre os tratamentos nos dias 4, 8 e 12. No período experimental os menores valores de CO_2 ocorreram no controle e no tratamento 2, que reduziram de 6,16mg/L a 3,80mg/L, e de 8,16mg/L a 3,10mg/L, respectivamente. Os maiores valores de concentração de CO_2 foram verificados nos tratamentos 1 e 3, variaram de 7,10mg/L a 14,13mg/L, e de 8,10mg/L a 13,76mg/L, respectivamente (Tabela 02).

Os valores médios de pH apresentaram diferenças significativas nos dias 4, 8 e 12, com níveis mais altos no controle e no tratamento 2, as variações foram de 7,60 a 8,12 e de 7,58 a 8,34, respectivamente. Os valores mais baixos ocorreram nos tratamentos 1 e 3, com redução variando de 7,60 a 6,59 e de 7,68 a 6,61, respectivamente (Tabela 02).

Os valores dos tratamentos 1 e 3 constituídos por *Eichhornia crassipes* e *Eichhornia crassipes* mais probióticos, reduziram o pH, de levemente alcalino para levemente ácido. Esta mesma redução do pH também foi observada em efluentes domésticos brutos. De acordo com Duarte, Pereira e Ceballos (2001), estes efluentes são levemente alcalinos, mas por ação de processos de oxidação biológica, se tornam levemente ácidos, apresentando padrão semelhante à efluentes de aquicultura tratados com macrófita aquática *Eichhornia crassipes*.

Hussar e Bastos (2008) também relatam redução do pH entre 7,9 e 6,2 em efluentes de piscicultura tratados com aguapé. Houve redução do pH também no trabalho realizado por Henry-Silva e Camargo (2008), utilizando *Eichhornia crassipes* para o tratamento de efluentes de carcinicultura, com redução de 8,2 para 7,1, valores estes superiores aos encontrados no presente trabalho.

Tabela 02: Médias e desvios padrão das variáveis limnológicas do efluente de piscicultura durante tratamentos com *Eichhornia crassipes* e probióticos. (N=6)

Tratamento	Dias			
	1	4	8	12
	Alcalinidade (mg/L)			
Controle	28,21±10,02a	29,00±8,53a	30,97±9,05a	31,98±9,96a
T1	29,22±8,87a	29,00±8,82a	26,42±8,89a	26,40±10,48a

T2	28,42±9,21a	31,50±9,89a	31,61±7,13a	33,00±10,89a
T3	29,62±10,32a	29,30±8,82a	26,89±9,60a	26,07±10,82a
	CO₂ (mg/L)			
Controle	6,16±3,54a	1,10±1,90a	6,00±1,32a	3,80±3,90a
T1	7,10±2,59a	12,70±2,25b	17,16±1,45b	14,13±4,01b
T2	8,16±1,60a	1,16±2,02a	6,06±1,10a	3,10±0,95a
T3	8,10±2,12a	13,26±2,87b	18,06±2,28b	13,76±3,56b
	pH			
Controle	7,60±0,32a	8,85±0,74a	7,74±0,06a	8,12±0,13a
T1	7,60±0,36a	6,92±0,32b	6,62±0,12b	6,59±0,24b
T2	7,58±0,30a	8,87±0,82a	7,81±0,19a	8,34±0,42a
T3	7,68±0,41a	6,88±0,34b	6,64±0,19b	6,61±0,21b
	OD (mg/L)			
Controle	9,61±0,92a	7,73±1,67a	7,38±0,98a	7,46±0,32a
T1	9,61±1,10a	6,01±4,21a	7,11±0,86a	6,60±1,05a
T2	9,55±0,90a	7,61±1,18a	7,43±0,65a	7,33±1,27a
T3	8,71±0,75a	6,01±3,76a	7,27±0,36a	6,10±0,91a
	Temperatura (°C)			
Controle	27,20±1,47a	25,50±1,12a	25,83±0,63a	26,43±0,75a
T1	26,86±1,78a	24,96±1,06a	25,70±0,60a	26,50±1,40a
T2	27,20±1,30a	25,20±0,75a	25,66±0,51a	26,36±1,26a
T3	26,73±1,85a	24,96±0,98a	25,73±0,47a	26,90±2,08a
	Condutividade Elétrica (mS/cm)			
Controle	0,373±0,06a	0,362±0,06a	0,393±0,07a	0,403±0,07a
T1	0,367±0,06a	0,349±0,07a	0,349±0,09a	0,340±0,08a
T2	0,368±0,06a	0,364±0,06a	0,394±0,08a	0,406±0,07a
T3	0,367±0,06a	0,346±0,07a	0,348±0,09a	0,336±0,09a
	Turbidez (NTU)			
Controle	27,56±14,29a	12,69±6,33a	3,88±1,53a	1,34±0,61ab
T1	25,98±14,05a	1,00±1,13ab	1,00±0,0a	1,00±0,0a
T2	25,48±14,23a	11,87±6,69ab	3,63±2,70a	2,71±1,86b
T3	26,23±15,73a	1,00±0,19b	1,00±0,0a	1,00±0,0a

Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), entre os tratamentos. (Controle; T1 – tratamento com *Eichhornia crassipes*; T2 – tratamento com probióticos, e; T3 – tratamento com *Eichhornia crassipes* e probióticos).

O aumento no pH observado no controle e no tratamento 2 provavelmente ocorreu devido à fotossíntese do fitoplâncton, com a absorção do CO₂, processo que foi limitado nos tratamentos 1 e 3, pelo sombreamento proporcionado pela biomassa da *Eichhornia crassipes*, apresentando redução significativa da concentração de CO₂ no controle e no tratamentos 2 (Tabela 02).

Os valores das médias do oxigênio dissolvido, apesar de não terem diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos, mostram no final do período experimental, que os tratamentos 1 e 3 apresentaram sensível redução. Esse comportamento ocorreu possivelmente pelo efeito do sombreamento do efluente nesses tratamentos que limitou

a atividade fotossintética do fitoplâncton e conseqüentemente a liberação de O₂ e também pela biodecomposição aeróbia da matéria orgânica que consumiu o oxigênio dissolvido.

Interações semelhantes entre concentração de CO₂, OD e variação do pH, foram relatadas por Crema (2005), Silva (2005), Biudes (2007), Henry-Silva e Camargo (2008) e Hernares (2008), em trabalhos realizados com *Wetlands* construídas para tratamento de efluentes de aquicultura utilizando macrófitas aquáticas, principalmente *Eichhornia crassipes*.

As médias de temperatura dos efluentes dos diferentes tratamentos apresentaram valores homogêneos, não diferenciando significativamente ($p < 0,05$) e variando de 24 a 26 °C (Tabela 02). Os valores médios de condutividade elétrica também não apresentaram diferenças significativas nos tratamentos máis, de acordo com a tabela 01, percebe-se sensível aumento no controle e no tratamento 2 no décimo segundo dia do experimento, os valores foram 0,403 mS/cm e 0,406 mS/cm, respectivamente, em relação aos tratamentos 1 e 3, que foram 0,340 mS/cm e 0,336 mS/cm, respectivamente.

No trabalho de Sipaubá-Tavares e Braga (2008) utilizando *Eichhornia crassipes* para o tratamento de resíduos de piscicultura e águas pluviais, houve resultados significativos no melhoramento do resíduo, porém baixa condutividade elétrica, entre 0,080 a 0,118 mS/cm. Esses autores afirmam que ambientes com condutividade elétrica acima de 0,404 mS/cm se constituem em um ambiente tóxico para estas plantas, valores estes equivalentes aos observados neste trabalho (Tabela 02).

Os valores médios de turbidez apresentaram diferenças significativas nos dias 4 e 12, nos tratamentos 1 e 3, variando de 25,98 a 1,0 NTU, e de 26,23 a 1,0 NTU, respectivamente, chegando a 1,0 NTU já nos 8 dias do experimento. O controle e o tratamento 2 apresentaram variação de 27,56 a 1,34 NTU, e 25,48 a 2,71 NTU, respectivamente (Tabela 02).

Hernares (2008) em experimento com *wetlands* construído utilizando *Eichhornia crassipes* para tratamento de efluente de carcinicultura, com tempo de detenção hidráulica de 12 horas, obteve 7,30 NTU como menor valor de turbidez após 6 semanas. Henry-Silva e Camargo, (2008) também utilizaram tratamento de efluente de carcinicultura com *Eichhornia crassipes*, conseguiram 12,00 NTU como menor valor de turbidez após tempo de detenção de 17 horas.

Gentelini (2007) usando *wetlands* construídos com *Eichhornia crassipes* para tratamento de efluente de piscicultura orgânica conseguiu 29,73 NTU como menor turbidez encontrada após 12 horas.

Apesar de a turbidez ter chegado a 1,0 NTU no presente trabalho, a metodologia adotada deixou o efluente estagnado, podendo-se deduzir que não somente o amplo sistema radicular da *Eichhornia crassipes* tenha retido o material suspenso, mas também houve precipitação de compostos, colaborando para os resultados encontrados.

4.1.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

Os valores médios de DBO₅ não apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos no decorrer do experimento (Tabela 03). Em todos os tratamentos houve redução da DBO₅ ficando abaixo de 5mg/L, recomendado para águas classe II (Tabela 03).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio corresponde à quantidade de oxigênio requerida para oxidar a matéria orgânica biodegradável contida numa amostra, por ação bioquímica de bactérias heterotróficas aeróbias. No presente estudo as menores médias foram observadas no tratamento 3, composto por *Eichhornia crassipes* e probióticos, apresentando no final do experimento DBO₅ <2,0mg/L. As maiores médias foram observadas no controle, chegando no final do experimento com DBO₅ de 2,1mg/L (Tabela 03).

Tabela 03: Médias e desvios padrão da Demanda Bioquímica de Oxigênio de efluentes de piscicultura tratados com *Eichhornia crassipes* e probióticos. (N=6)

Tratamentos	Dias		
	2	7	12
Controle	5,4±0,6a	2,9±2,3a	2,1±0,0a
T1	4,2±1,7a	3,6±3,0a	*1,7±0,5a
T2	3,6±0,2a	2,2±1,0a	*1,5±0,2a
T3	2,8±1,2a	*1,8±0,8a	*1,3±0,1a

Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

* Taxas de DBO₅ confiáveis pelo método utilizado somente acima de 2 mg/L.

A matéria orgânica utilizada como fonte de carbono pelos microrganismos é proporcional ao consumo de oxigênio dissolvido. De acordo com os resultados obtidos no presente estudo, foi observado que *Eichhornia crassipes* associada à probióticos

proporcionou maior remoção de compostos orgânico do efluente, pois no tratamento 3 foram observadas as menores médias de DBO₅, porem, não apresentou redução significativa ($p < 0,05$) quando comparado com os demais tratamentos.

No trabalho de Silva (2007), em dois viveiros de terra escavados e abastecidos com água do rio Mutuca e rio Cuiabá/MT, arraçoados com ração comercial extruzada, foram observadas DBO₅ de 2,4 e 2,8mg/L, valores esses que superam os resultados do presente estudo.

Diniz et al. (2005), no açude Bodocongó em Campina Grande – PB, observaram redução de DBO₅ de até 95% após as águas poluídas por efluentes domésticos passarem por estandes de *Eichhornia crassipes*.

Sipaúba-Tavares e Braga (2008) utilizaram oito espécies de macrófitas aquáticas, incluindo *Eichhornia Crassipes*, na construção de *wetland* para tratamento de águas residuárias e conseguiram 84% de redução de DBO₅. Estes autores ressaltam que a degradação do material orgânico em efluentes é realizada por bactérias aeróbicas e que esta atividade depende da intensidade do teor de oxigênio dissolvido. Isto pode explicar as reduções expressivas da DBO₅ no presente estudo, levando-se em consideração que as concentrações de oxigênio dissolvido do efluente de piscicultura se encontravam elevadas (Tabela 02).

4.2 Remoções de Nitrogênio e Fósforo

Os menores valores de remoção de compostos nitrogenados foram observados no tratamento 1, com *Eichhornia crassipes* (Tabela 04). Porem, em termos percentuais de remoção de Nitrogênio Inorgânico Total (NIT), o tratamento 1 se igualou ao controle (Figura 02, I). Possivelmente a biomassa da *Eichhornia crassipes* proporcionou sombreamento no efluente do tratamento 1 e diminuiu consideravelmente a atividade fotossintética das algas, comprometendo a diminuição de compostos nitrogenados neste tratamento. No entanto, o tratamento 3 também é composto por *Eichhornia crassipes*, associadas à Probióticos, demonstrando diferenças significativas ($p < 0,05$) entre estes dois tratamentos nos valores removidos de nitrito (Tabela 04).

Entretanto, os valores de remoção de amônia não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos. Os valores removidos de nitrito além de diferirem significativamente entre o tratamento 1 e 3, também houve diferença significativa entre o tratamento 1 e 2 (Tabela 04).

Os valores de remoção de nitrato apresentaram diferenças significativas entre o tratamento 1 e o tratamento 2 e controle. As remoções de nitrato também apresentaram diferenças significativas entre todos os blocos, já amônia e nitrito não diferiram entre os blocos (Tabela 04).

Os valores de remoção dos compostos fosforados foram bastante expressivos, com diferenças significativas ($p < 0,05$), entre os tratamentos 1 e 3, e o tratamento 2 e o controle, tanto para ortofosfato quanto para fósforo total (Tabela 04). Foi observada diferença significativa na remoção de fósforo total entre o bloco I e os blocos II e III, o bloco I apresentou os maiores valores de remoção (Tabela 04).

O tratamento 3 apresentou maior percentual de remoção de fósforo total (Ft), com 89,0%. O controle teve 26,6% de remoção, o tratamento 1 apresentou 85,8%, e o tratamento 2 teve menor percentual de remoção de Pt, 25,0% (Figura 02, II).

Tabela 04: Comparativo das concentrações de nutrientes removidas ($\mu\text{g/L}$) e seus percentuais, em cada tratamento e em cada bloco.

Bloco	Nutrientes	Cont.	%	T1	%	T2	%	T3	%
I	Amônia	62,5 _{a;A}	73,2	47,5 _{a;A}	63,9	87,2 _{a;A}	52,6	152,1 _{a;A}	91,8
	Nitrito	15,7 _{ab;A}	68,2	2,5 _{a;A}	44,2	18,7 _{b;A}	76,9	22,5 _{b;A}	84,8
	Nitrato	120,3 _{a;A}	95,4	98,2 _{b;A}	96,7	120,0 _{a;A}	77,8	108,3 _{ab;A}	84,1
	Ortof.	9,0 _{a;A}	3,3	256,9 _{b;A}	93,7	21,4 _{a;A}	7,3	324,3 _{b;A}	94,2
	Fosf. tot	248,0 _{a;A}	30,5	679,0 _{b;A}	90,6	227,2 _{a;A}	28,6	676,0 _{b;A}	89,7
II	Amônia	58,4 _{a;A}	72,5	53,4 _{a;A}	76,4	73,8 _{a;A}	42,5	72,1 _{a;A}	78,0
	Nitrito	10,0 _{ab;A}	67,0	7,4 _{a;A}	58,4	13,6 _{b;A}	49,7	12,8 _{b;A}	73,0
	Nitrato	83,5 _{a;B}	78,2	75,5 _{b;B}	92,9	81,3 _{a;B}	68,9	78,9 _{ab;B}	83,0
	Ortof.	6,0 _{a;A}	3,0	183,0 _{b;A}	87,2	15,0 _{a;A}	6,5	215,3 _{b;A}	89,1
	Fosf. tot	193,0 _{a;B}	27,3	530,2 _{b;B}	85,0	205,7 _{a;B}	25,7	532,9 _{b;B}	90,0
III	Amônia	46,7 _{a;A}	58,0	44,5 _{a;A}	62,1	51,2 _{a;A}	37,6	90,0 _{a;A}	61,2
	Nitrito	9,0 _{ab;A}	45,3	2,5 _{a;A}	48,0	10,3 _{b;A}	31,0	12,2 _{b;A}	52,8
	Nitrato	71,8 _{a;C}	70,9	51,6 _{b;C}	80,9	68,9 _{a;C}	58,0	65,3 _{ab;C}	63,0
	Ortof.	5,0 _{a;A}	2,7	156,3 _{b;A}	85,0	5,0 _{a;A}	3,0	290,3 _{b;A}	85,0
	Fosf. tot	190,0 _{a;B}	22,0	480,1 _{b;B}	81,9	150,3 _{a;B}	20,8	483,2 _{b;B}	87,3

*Letras minúsculas iguais na mesma linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

*Letras maiúsculas iguais na mesma coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), para mesmo nutriente entre blocos.

Para indicação do Nitrogênio Inorgânico Total (NIT) removido foram somados os valores de amônia, nitrito e nitrato removidos. O tratamento 3 apresentou maior percentual de remoção de NIT com 73,5%, o controle apresentou 70,1%, o tratamento 1 apresentou 70,9%, e o tratamento 2 apresentou o menor percentual de remoção de NIT com 54,1% (Figura 02, I).

Os valores de remoção de NIT e Pt encontrados no presente estudo superam os valores obtidos por Hernares (2008) com *wetlands* construídos para tratamento de efluente de carcinicultura utilizando *Eichhornia crassipes*, que foram de 41,68% e 82,00%, para NIT e Pt, respectivamente. Silva (2005) também com *wetlands* construídas para tratamento de efluente de carcinicultura utilizando *Eichhornia crassipes*, observou percentual de remoção de Pt de 71,6%, e as formas nitrogenadas com maior percentual de remoção foi o nitrito com 54,3% de remoção pelo sistema utilizado.

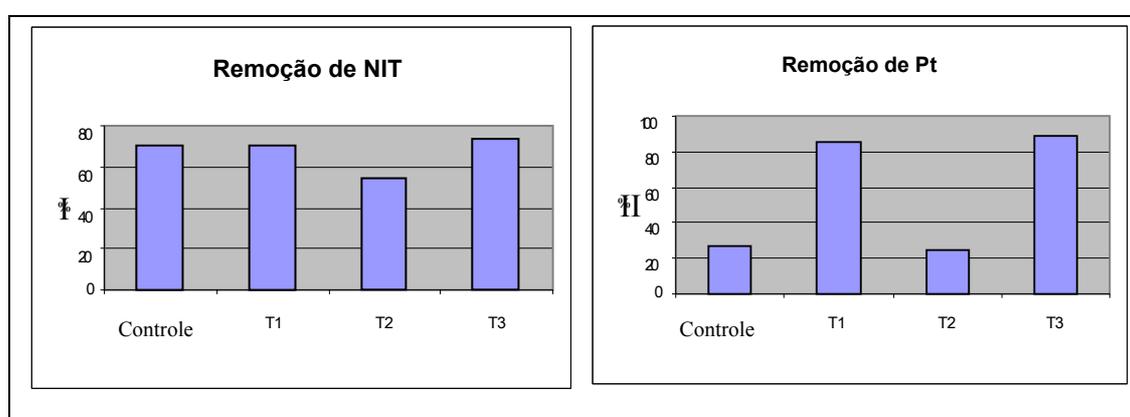


Figura 02: Médias dos percentuais de remoção de Nitrogênio Inorgânico Total (NIT) e Fósforo total (Ft) dos tratamentos.

Diversos outros trabalhos relatam a remoção de nitrogenados e fosforados de efluentes de aquíicultura utilizando macrófitas aquáticas, porém vale ressaltar que a redução destes compostos não está ligada somente à absorção direta pelas macrófitas aquáticas, mas também, à bactérias nitrificantes, à volatilização do NH_3 e precipitação dos fosforados. A eficiência de *wetlands* construídos depende de várias características do sistema, como tempo de detenção hidráulica no sistema, velocidade de vazão, características do efluente e adaptação das macrófitas aquáticas utilizadas (HERNARES, 2008).

Reidel et al. (2005) utilizaram sistema de calhas para tratamento de efluente de frigorífico de abate de suínos e aves, utilizando aguapé, foi observado após cinco, sete e dez dias, remoção média de N-total de 80, 94 e 96%, respectivamente, e redução máxima de Ft de 81% após 10 dias de detenção hidráulica.

Crema (2005) em estudos com tratamento de efluentes de tanques de criação de Tilápia do Nilo, utilizando aguapé, observou os maiores percentuais de remoção para Pt e NIT em 43,0% e 49,0%, respectivamente, em sistema sem renovação de água, mas com recirculação e densidade de 50 indivíduos de tilápia/m³, este mesmo autor discute que em sistemas de tratamento com circulação do efluente com altas vazões, dificulta a assimilação dos nutrientes pelas macrófitas aquáticas, e também, a sedimentação dos compostos em suspensão, isto poderia explicar as altas porcentagens na remoção de NIT e Pt do presente estudo.

Henry-Silva e Camargo (2008) realizaram sistema para tratamento de efluente de carcinicultura utilizando *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, conseguindo melhor resultado nos tratamentos com *Eichhornia crassipes*, com 71,6% de remoção de Pt, entre os nitrogenados o melhor resultado foi na remoção do nitrito, com 54,3%. Já Hussar e Bastos (2008) utilizaram sistema de caixas constituídas de cimento amianto com capacidade para 500 litros, contendo aguapé e apresentando tempo de detenção hidráulica de 4 dias, observaram uma remoção média de 79,5% de nitrato, 82,9% de amônia e 95,4% de Fósforo total.

Gentelini (2007) tratando efluentes de piscicultura orgânica com aguapé, observou 41,57% de remoção de Pt e 28,17% de amônia, com tempo de detenção hidráulica de 12 horas.

Estes estudos demonstram o potencial de biorremediação em efluentes, principalmente de aquicultura, proporcionado por macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes*, isto devido a sua capacidade em absorver nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo e a sua alta produtividade primária.

As macrófitas aquáticas em alguns casos podem provocar prejuízos econômicos, mas se forem bem geridas podem tornar-se aliadas nos sistemas de produção aquícola, constituindo-se assim em ferramentas na elaboração e aprimoramento de tecnologias ambientais viáveis.

4.3 Variáveis ambientais observadas no período de realização do experimento

No período de realização de bloco I não foi constatada a ocorrência de chuva, conseqüentemente, houve uma maior média do tempo de insolação e do percentual de umidade relativa do ar comparando com os períodos de realização dos blocos II e III (Tabela 05).

Provavelmente as condições ambientais no período de realização do bloco I favoreceram as condições da produtividade primária da *Eichhornia crassipes* o que poderia justificar os maiores percentuais de remoção de nutrientes durante este período (Tabela 04).

Tabela 05: Médias das variáveis ambientais apresentadas no período de desenvolvimento do experimento.

Variáveis	Bloco I	Bloco II	Bloco III
Precipitação (mm)	0,0	0,6	0,3
Insolação (hs)	7,8	6,9	7,0
Umid. Relat. (%)	77	74	75
Temp. do ar (°C)	23,5	24,0	24,8

Fonte: Estação Meteorológica do Departamento de Solos e Engenharia Rural da Universidade Federal da Paraíba – Campus II – Areia/PB.

4.4 Ganhos de biomassa úmida pela *Eichhornia crassipes*

Nos tratamentos 1 e 3 foram adicionadas uma biomassa úmida inicial de *Eichhornia crassipes* em torno de 1,8Kg por caixa, após doze dias do experimento se observou um acréscimo de aproximadamente 2,392Kg à biomassa das macrófitas das caixas do tratamento 1, e de 2,415Kg à biomassa das macrófitas das caixas do tratamento 3 (Tabela 06).

Tabela 06: Valores de biomassa úmida inicial, biomassa úmida final, ganho de biomassa pela *Eichhornia crassipes* e seu percentual de aumento ao final do experimento.

Tratamento	Biomassa úmida inicial (Kg)	Biomassa úmida final (Kg)	Ganho de biomassa (Kg)	Percentual de aumento
T1	1,800	4,192	2,392	132,8%
T3	1,800	4,215	2,415	134,1%

A determinação da biomassa das macrófitas aquáticas se constitui em um procedimento importante para avaliar o estoque de nutrientes que esses vegetais representam (NOGUEIRA; ESTEVES, 1990). Santos e Esteves (2004) ressaltam que muitos métodos subestimam a real capacidade de estocar nutrientes das macrófitas aquáticas, por não considerarem a perda devido à mortandade entre os intervalos de amostragem.

A taxa de produtividade primária das macrófitas aquáticas esta relacionada diretamente a fatores como características físicas e químicas do meio e também o tipo ecológico. *Eichhornia crassipes* é capaz de dobrar sua massa verde em até 7 dias (CAMARGO; HENRY-SILVA; PEZZATO, 2003). No presente estudo foi observado um aumento de mais de 130% na biomassa úmida de *Eichhornia crassipes* em efluentes de piscicultura, durante os 12 dias do experimento (Tabela 05).

Roland; Esteves e Santos (1990) afirmam que a alta produção de biomassa dessas espécies em ambientes tropicais se deva a grande capacidade em estocar compostos químicos, como nitrogênio de fósforo, isto reforça os resultados encontrados neste trabalho, tanto os valores de remoção de nutrientes do efluente de piscicultura tratado, como o aumento observado da biomassa úmida das *Eichhornia crassipes* utilizadas neste estudo.

5. CONCLUSÕES

Através de técnicas de biorremediação utilizando *Eichhornia crassipes* pode-se melhorar a qualidade de efluentes de piscicultura e a sua associação a probióticos não aumenta significativamente seu desempenho. O ganho médio de biomassa úmida observado no experimento comprova o grande potencial da *Eichhornia crassipes* em absorver nutrientes do meio para suprir sua alta produtividade primária, transferindo compostos químicos, como nitrogênio e fósforo, para a sua biomassa.

Técnicas de biorremediação utilizando *Eichhornia crassipes* se mostraram viáveis, pois melhoraram a qualidade de efluentes de piscicultura com vantagens devido ao fácil manuseio e rápida adaptação, amenizam a carga de nutrientes dos efluentes a serem lançados e desaceleram o processo de eutrofização dos corpos receptores.

6. REFERÊNCIAS

ALVES, E.; CARDOSO, L. R.; SCAVRONI, J. L. R.; FERREIRA, L. C.; BOARO, C. S. F.; CATENEO, A. C. Avaliações fisiológicas e bioquímicas de plantas de aguapé (*Eichhornia crassipes*) cultivadas com níveis excessivos de nutrientes. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v.21, p.27-35, 2003. Edição Especial.

ALLY, S. M.; ABD-EL-RAHMAN, A. M.; MOHAMED F. M., et al. Characterization of some bacteria isolated from *Oreochromis niloticus* and their potential use as probiotics. **Aquaculture**, v.277, p.1-6, 2008.

APUN-MOLINA, J. P.; SANTAMARJA-MIRANDA, A.; LUNA-GONZALEZ, A.; MARTINEZ-DIAS, S. F.; ROJAS-CONTRERAS, M. Effect of potential probiotic bacteria on growth and survival of tilapia *Oreochromis niloticus* L., cultured in the laboratory under high density and suboptimum temperature. **Aquaculture Research**, México, p.1-8, 2009.

BARILLI, D. J.; GONÇALVES Jr., A. C.; OLIVEIRA, J. D. Retenção de cátions PB(II) por macrófita *E. crassipes*: Estudo da relação massa de planta seca/teor de metal absorvido. **Varia Scientia**, v.5, n.10, p.87-95, dezembro, 2005.

BENTO, L.; MAROTTA, H.; ENRICH-PRAST, A. O papel da macrófitas aquáticas emersas no ciclo do fósforo em lagos rasos. **Oecol. Bras.**, v.11, n.4, p.582-589, 2007.

BEYRUTH, Z.; CALEFFI, S.; FERRAGUT, C. Fases da reabilitação natural de lagos originados por extração de areia: Macrófitas e organismos associados. **Acta Limnol. Bras**, v.10, n.1, p.49-65, 1998.

BIUDES, J. F. V. *Uso de Wetlands construídas no tratamento de efluente de carcinicultura*. Tese (Doutorado em Aqüicultura) - Programa de Pós-graduação em Aqüicultura. São Paulo: Universidade Estadual Paulista, 2007.

CAMARGO, A. F. M.; BIUDES, J. F. V. Influence of limnological characteristics of water in the occurrence of *Salvinia molesta* and *Pistia stratiotes* in rivers from the Itanhaém River basin (SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, v.18, n.3, p.239-246, 2006.

CAMARGO, A. F. M.; HENRY-SILVA, G. G.; PEZZATO, M. M. Crescimento e Produtividade Primária de Macrófitas Aquáticas em Zonas Litorâneas. In: HENRY, R. (coord.). **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003, p.213-232.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ S. M.; BINI, L. M. (eds). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. cap. 1, p 59-83.

CARVALHO, A. P.; MORAES NETO, J. M.; LIMA, V. L. A.; SOUSA, R. F.; SILVA, D. G. K. C.; ARAÚJO, F. D. Aspectos qualitativos da água do açude de Bodocongó em Campina Grande – PB. **Engenharia Ambiental** – Espírito Santo do Pinhal, v.5, n.2, p.094-109, mai/ago 2008.

CASTILLO, H. M. R. *Capacidad degradativa de los consórcios microbianos del desecho pesquero Sanguaza contaminante del Puerto Malabrigo, Perú*. Tese (Doutorado) Trujillo-Perú: Universidad Nacional de Trujillo, 2005.

CREMA, L. C. *Efluentes de tanques de criação de tilapia do Nilo: Características limnológicas e eficiência de tratamento pelo aguapé*. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) - Programa de Pós-graduação em Aqüicultura. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2005.

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O. de; BARBOSA, J. E. L.; KONIG, A. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Rev. Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, Suplemento, p. 226-230, 2005.

DHOTE, S.; DIXIT, S. Water Quality Improvement through Macrophytes: A Case Study. **Asian J. Exp. Sci**, Bhopal-Índia, v.21, n.2, p.427-430, 2007.

DUARTE, M. A. C.; PEREIRA, E. H. N.; CEBALLOS, B. S. O. Avaliação comparativa da eficiência de três sistemas de tratamento de esgoto doméstico em Natal – RN. In: XXI CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26, 2001, João Pessoa . **ANAIS...João Pessoa – PB:ABES**, 2001.

ESTEVES, B. S.; TAQUIL, A.; SUZUKI, M. S. Nutrient composition of macroalgae and macrophytes of the Açu lagoon, Rio de Janeiro State, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, Rio de Janeiro, v.17, n.3, p.233-244, 2005.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ªed, Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

GATESOUBE, F.J. The use of probiotics in aquaculture. **Aquaculture**, Plouzané-França. v.180, p. 147–165, April, 2000.

GENTELINI, A. L.; GOMES, S. D.; FEIDEN, A.; ZENATTI, D.; SAMPAIO, S. C.; COLDEBELLAS, A. Produção de biomassa das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Egeria densa* (egeria) em sistemas de tratamento de efluente de piscicultura orgânica. **Semine: Ciências Agrárias**, Londrina, v.29, n.2, p.441-448, abril/junho, 2008.

GENTELINI, A. L. *Tratamento de efluente de piscicultura orgânica utilizando macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (Mart. Solms) e *Egeria densa* (Planchon.)*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Programa de Pós-Graduação de Engenharia Agrícola. Maringá: Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2007.

GONÇALVES Jr., A. C.; LINDINO, C. A.; ROSA, M. F.; BARICCATTI, R.; GOMES, G. D. Remoção de metais pesados tóxicos, cádmio, chumbo e cromo em biofertilizantes suínos utilizando macrófita aquática (*Eichonia crassipes*) como bioindicador. **Acta Sci. Technol.** Maringá, v.30, n.1, p.9-14, 2008.

GREEN, J. C. Velocity and turbulence distribution around lotic macrophytes. **Aquatic Ecology**, v.39, n.1, p.1-10, março, 2005.

HAI, N. V.; FOTEDAR, R. Comparison of the effects of the prebiotics (Bio-Mos® and B- 1,3-D-glucan) and the customized probiotics (*Pseudomonas synxantha* and *P. aeruginosa*) on the culture of juvenile western King prawns (*Penaeus latisulcatus* Kishinouye, 1896). **Aquaculture**. Austrália, v.289, p.310-316, 2009

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v.37, n.2, p.181-188, 2008.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquíicultura. **Acta Scientiarum**. Maringá, v.24, n.2, p.519-526, 2002.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, L. E. Digestibilidade aparente de macrófitas aquáticas pela tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.35, n.3, p.641-647, 2006.

HERNARES, M. N. P. *Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes de carcinicultura*. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) – Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista - CAUNESP. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2008.

HESPANHOL, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. **Estudos Avançados**, v.22, n.63, 2008.

HUSSAR, G. J.; BASTOS, M. C. Tratamento de efluente de piscicultura com macrófitas aquáticas flutuantes. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v.5, n.3, p.274-285, 2008.

KOBAYASHI, J. T. *Nitrogênio ou fósforo como fator limitante para o crescimento de Eichhornia crassipes Mart (Solms.) na planície de inundação do alto rio Paraná? Evidências obtidas em mesocosmos*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2006.

LOLIS, S. F. *Macrófitas aquáticas do reservatório Luís Eduardo Magalhães – Lajeado – Tocantins: biomassa, composição da comunidade e riqueza de espécies*. Tese (Doutorado em Ecologia e Ambientes Aquáticos Continentais) - Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2008.

MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C. B.; FAVARETTO, N.; BOEGER, M. R. T.; OLIVEIRA, E. B. Capacidade da *typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Irai – Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, n.3, p.324-330, 2007.

MENEZES, C. F. S.; ESTEVES, F. A.; ANESIO, A. M. Influencia da variação artificial do nível d'água da represa do Lobo (SP) sobre a biomassa e produtividade *Nymphoides indica* (L.) O. KUNTZE E *Pontederia condata* L. **Acta Limnol. Bras.** v.3, p.163-172, 1993.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Rev. Saúde Pública**, v.36, n.3, p.370-374, 2002.

NOGUEIRA, F.; ESTEVES, F. A. Variação temporal da biomassa de duas espécies de macrofitas aquáticas em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (SP). **Acta Limnol. Bras.** v.3, p.617-632, 1990.

PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M. C. B. Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes. in: HENRY, R.(coord.) **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003, p.177-194.

PEDRO, F.; MALTCHIK, L.; BIANCHINE Jr, I. Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent rivers of the semi-arid region of Brazil, **Braz. J. Bio.**, v.66, n.2B, p.575-585, 2006.

PEGORER, A. P. R.; FRANCH, C. M. C.; FRANCH, J. L.; SIQUEIRA, M. F. B.; MOTTA, S. D. **Informações sobre o uso do EM** (microorganismos eficazes) – Apostila. Rio de Janeiro: Fundação Mokito Okada, 1995. 14p.

PENNING, W. E.; MJELDE, M.; DUDLEY, B.; HELLSTEN, S.; HANGANU, J.; KOLADA, A.; VAN DEN BERG, M.; POIKANE, S.; PHILLIPS, G.; WILLBY, N.; ECKE, F. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. **Aquat Ecol.**, v.42, p.237-251, abril, 2008a.

PENNING, E.; DUDLEY, B.; MJELDE, M.; HELLSTEN, S.; HANGANU, J.; KOLADA, A.; VAN DEN BERG, M.; POIKANE, S.; PHILLIPS, G.; WILLBY, N.; ECKE, F. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. **Aquat. Ecol.**, v.42, p.253-264, 2008b.

PIERINI, S. A. *Fatores determinantes da distribuição de plantas submersas e da estrutura das assembléias de macrófitas aquáticas no Reservatório de Rosana*. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2005.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecol. Brás**, v.12, n.3, p.406-424, 2008.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Zonação e biomassa das macrófitas aquáticas na lagoa Dourada (Brotas, SP), com ênfase na *Utricularia gibba* L. **Acta Limnol. Bras.** v.3, p.78-86, 1995.

REIS, S. P. W.; BARBOSA, F. A. R. Estudo da composição de macrófitas aquáticas da lagoa do Mares, município de Lagoa Santa, com ênfase em aspectos ecológicos de *Salvinia herzogii* (AUBL.). **Acta Limnol. Bras.**, v.6, p.196-208, 1993.

REIDEL, A.; DAMASCENO, S.; ZENATTI, D.C.; SAMPAIO, S. C.; FEIDEN, A.; QUEIROZ, M. M. F. Utilização de efluentes de frigorífico, tratado com macrófita aquática, no cultivo de tilápia do Nilo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande-PB, v.9, (Suplemento), p.181-185, 2005.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan, 2003. p.503.

ROLAND, F.; ESTEVES, F. A.; SANTOS, J. E. Decomposição da macrófita aquática *Eichhornia azurea* (kunth), com ênfase na colonização por bactérias epifíticas. **Acta Limnol. Bras.**, v.3, n.2, p.653-673, 1990.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; ARAUJO-LIMA, C. A. R. M.; GARCEZ, D. S. Effects of types of aquatic macrophyte stands and variations of dissolved oxygen and of temperature on the distribution of fishes in lakes of the Amazonian floodplain. **Acta Limnol. Bras.**, v.20, n.1, p.45-54, 2008.

SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A. Comparison of calculation procedures of primary productivity by aquatic macrophytes in a shallow tropical coastal lagoon. **Acta Limnol. Bras.**, v.16, n.3, p.239-249, 2004.

SANTOS, A. M.; TOMAZ, S. M. Aquatic macrophytes diversity in lagoons of a tropical floodplain: The role of connectivity and water level. **Austral Ecology**, v.32, p.177-190, 2007.

SCIESSERE, L.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI Jr, I. Detritus age on aerobic mineralization of *Salvinia auriculata* Aubl. **Acta Limnol. Bras.**, v.19, n.1, p.43-51, 2007.

SILVA, G. H. G. *Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para tilápia do Nilo*. Tese (Doutorado em Aqüicultura) - Programa de Pós-graduação em Aqüicultura. São Paulo: Universidade Estadual Paulista, 2005.

SILVA, N. A. *Caracterização de impactos gerados pela piscicultura na qualidade da água: Estudo de caso na bacia do rio Cuiabá/MT*. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) - Programa de Pós-graduação em Física e meio ambiente. Campo Grande: Universidade Federal de Mato Grosso, 2007.

SILVA, D. A. de; OLIVEIRA, A. S. RODRIGUES, M. L. et al. Avaliação de parâmetros físico-químicos de efluentes de piscicultura tratados com microorganismos eficazes. In: XVIII Congresso Nacional de Zootecnia, 2008, João Pessoa, **Anais...João Pessoa/PB: ZOOTECA**, 2008.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BARROS, A. F.; BRAGA, F. M. S. Effect of floating macrophyte cover on the water quality in fishpond. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**. Maringá, v.25, n.1, p.101-106, 2003.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. S. Constructed wetland in wastewater treatment. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**. Maringá, v.30, n. 3, p.261-265, 2008.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. **Acta Limnol. Bras.**, v.10, n.1, p.103-116, 1998.

THOMAZ, S. M.; PAGIORO, T. A.; PADIAL, A. A.; CARVALHO, P. Decomposição da macrófitas aquáticas e Sua relação com o pulso de inundação. in: HENRY, R. (coord.) **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003, p.195-211.

TÓTH, L. G.; POIKANE, S.; PENNING, W. E.; FREE, G.; MAEMETS, H.; KOLADA, A.; HANGANU, J. First steps in the Central-Baltic intercalibration exercise on lake macrophytes: where do we start? **Aquat Ecol**, v.42, p.265-275, 2008.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v.22, n.63, 2008.

VALITUTTO, R. S. *Acumulação de poluentes inorgânicos por macrófitas aquáticas nos reservatórios de Santana e Vigário, Barra do Pirai-RJ*. Dissertação (Mestrado em Química) - Programa de Pós-Graduação em Química. Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2004.

VERSCHUERE, L.; ROMBAUT, G.; SORGELOOS, P; et al. Probiotic bacteria as biological control agents in aquaculture. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 64, v.4, p.655-671, 2000.

WALKER, I. The macrofauna associated with *Eichhornia crassipes* roots during the phase of declining eutrophication in the Balbina Reservoir (Presidente Figueiredo, Amazonas, Brasil). **Acta Limnol. Bras.**, v.19, n.4, p.473-483, 2007.