

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**USO DE AGUAPÉ (*EICHHORNIA CRASSIPES*) EM SISTEMA DE
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE MATADOURO E FRIGORÍFICO E
AVALIAÇÃO DE SUA COMPOSTAGEM**

JULIANA BORTOLI RODRIGUES MEES

Cascavel, 27 de março de 2006.

JULIANA BORTOLI RODRIGUES MEES

**USO DE AGUAPÉ (*Eichhornia crassipes*) EM SISTEMA DE TRATAMENTO
DE EFLUENTE DE MATADOURO E FRIGORÍFICO E AVALIAÇÃO DE SUA
COMPOSTAGEM**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *Campus* Cascavel.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Simone
Damasceno Gomes.

Co-orientador: Prof. Dr. Márcio Antônio
Vilas Boas.

CASCADEL - Paraná - Brasil

Março - 2006

JULIANA BORTOLI RODRIGUES MEES

“Uso de aguapé (*Eichhornia crassipes*) em sistema de tratamento de efluente de matadouro e frigorífico e avaliação de sua compostagem”

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, pela comissão formada pelos professores:

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Simone Damasceno Gomes
UNIOESTE/CCET – Cascavel - PR

Prof. Dr. Fernando Hermes Passig
UTFPR – Campo Mourão - PR

Prof. Dr. Ajadir Fazolo
UNIOESTE/CCET – Cascavel - PR

Prof. Dr. Aldi Feiden
UNIOESTE/CECE – Toledo - PR

Cascavel, 27 de março de 2006.

*Dedico esta,
assim como todas as demais conquistas,
a meu esposo Evandro Rohling Mees
e a minha mãe Marlene Magnoni Bortoli,
pelo apoio incondicional, incentivo e
sonho conjunto.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida.

A minha família, pelo apoio e incentivo nos momentos difíceis.

À Professora Dra. Simone Damasceno Gomes, pela orientação, dedicação e oportunidade de aprendizado, sobretudo, pela confiança e tempo, pacientemente dedicado, a tantas dúvidas surgidas no caminho. Obrigada!

Ao co-orientador Márcio Vilas Boas, pelas sugestões e incentivo.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná, pelo ensino de qualidade.

À Cooperativa Central Agropecuária Sudoeste – FRIMESA, pelo apoio e disponibilidade operacional.

Agradeço a todos que de alguma forma, colaboraram para realização deste trabalho.

SUMÁRIO

<u>1 INTRODUÇÃO.....</u>	<u>1</u>
<u>2 REVISÃO DE LITERATURA.....</u>	<u>3</u>
<u>2.1 ÁGUAS RESIDUÁRIAS AGROINDUSTRIAIS.....</u>	<u>3</u>
<u>2.1.1 Características das Águas Residuárias de Matadouros e Frigoríficos.....</u>	<u>3</u>
<u>2.1.2 Tratamento das Águas Residuárias de Matadouros e Frigoríficos.....</u>	<u>6</u>
<u>2.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....</u>	<u>7</u>
<u>2.2.1 Utilização de Macrófitas para Remoção de Poluentes.....</u>	<u>9</u>
<u>2.2.2 Eichhornia Crassipes (Aguapé).....</u>	<u>12</u>
<u>2.2.3 Remoção da Biomassa em Excesso.....</u>	<u>15</u>
<u>2.2.4 Compostagem das Macrófitas Removidas.....</u>	<u>16</u>
<u>3 MATERIAL E MÉTODOS.....</u>	<u>19</u>
<u>3.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DO EXPERIMENTO.....</u>	<u>19</u>
<u>3.2 AVALIAÇÃO DA LAGOA COM APLICAÇÃO DE AGUAPÉS (E. CRASSIPES).....</u>	<u>23</u>
<u>3.2.1 Montagem do Experimento.....</u>	<u>23</u>
<u>3.2.2 Condução do Experimento.....</u>	<u>25</u>
<u>3.3 COMPOSTAGEM DA BIOMASSA DE AGUAPÉ (E. CRASSIPES).....</u>	<u>28</u>
<u>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</u>	<u>30</u>
<u>4.1 PRODUÇÃO E MANEJO DA BIOMASSA DE AGUAPÉ (E. CRASSIPES) NO SISTEMA DE TRATAMENTO.....</u>	<u>30</u>
<u>4.2 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA.....</u>	<u>35</u>
<u>4.3 COMPOSTAGEM DA BIOMASSA DE AGUAPÉ (E. CRASSIPES).....</u>	<u>41</u>
<u>5 CONCLUSÕES.....</u>	<u>49</u>
<u>REFERÊNCIAS.....</u>	<u>50</u>

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Concentração de sólidos em suspensão no efluente de matadouros e frigoríficos, conforme processamento.....	5
Tabela 2 - Características físico-químicas do efluente industrial bruto e do efluente final do matadouro e frigorífico.....	22
Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos avaliados durante o experimento na lagoa com aguapés.....	27
Tabela 4 - Tratamentos empregados no experimento de compostagem.....	28
Tabela 5 - Desenvolvimento das plantas, densidades mantidas e biomassa removida mensalmente.....	30
Tabela 6 - Biomassa removida mensalmente e massa de nitrogênio total e fósforo total retidos na biomassa removida.....	32
Tabela 7 - Resultados obtidos na avaliação físico-química do afluente da célula em estudo - Lagoa de decantação.....	35
Tabela 8 - Resultados obtidos na avaliação físico-química do efluente da célula em estudo - Lagoa de decantação.....	35
Tabela 9 - Caracterização dos diferentes substratos testados no processo de compostagem.....	41
Tabela 10 - Valores N total, umidade, cinzas e relação C/N aos 30, 60 e 90 dias de compostagem.....	43
Tabela 11 - Biomassa removida mensalmente, quantidade de composto produzido aplicando-se (T4) com período de compostagem de 90 dias e massa de nitrogênio total presente no composto orgânico produzido.....	47

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Classificação das macrófitas aquáticas.....	8
Figura 2 - Processamento e manuseio de sistema com aguapé.....	14
Figura 3 - Fluxograma do sistema de tratamento de efluentes da unidade frigorífica.....	21
Figura 4 - Vista aérea do sistema de tratamento de efluentes da unidade frigorífica.....	22
Figura 5 - Área delimitada para montagem do experimento.....	23
Figura 6 - Acompanhamento do desenvolvimento das macrófitas na área experimental, durante a primeira e terceira semanas, respectivamente.....	25
Figura 7 - Acompanhamento do desenvolvimento das macrófitas na área experimental, durante a sexta semana.....	25
Figura 8 - Cobertura total da área delimitada - sétima semana.....	25
Figura 9 - Remoção manual da biomassa em excesso.....	26
Figura 10 - Gráfico da temperatura média e do índice de precipitação pluviométrica para o período de realização do experimento.....	27
Figura 11 - Remoção da biomassa versus temperatura média, durante o período de realização do experimento.....	33
Figura 12 - Macrófitas em estágio final de desenvolvimento.....	34
Figura 13 - Remoção de matéria orgânica durante o desenvolvimento do experimento.....	36
Figura 14 - Remoção de nutrientes durante o desenvolvimento do experimento.....	37
Figura 15 - Gráfico do potencial hidrogeniônico do afluente e efluente à célula em estudo.....	39

Figura 16 - Gráfico da turbidez afluente e efluente à célula em estudo versus índice de precipitação pluviométrica.....	40
Figura 17 - Leiras no início do período de compostagem.....	42
Figura 18 - Valores da temperatura média no interior das leiras com plantas aquáticas, em função dos tratamentos e temperatura ambiente.	44
Figura 19 - Volumes das leiras no início e no término da compostagem.....	46
Figura 20 - Leiras após 60 dias de compostagem.....	47
Figura 21 - Leiras após 90 dias de compostagem - término da compostagem.	48

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

°C	- Grau Celsius
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	- Carbono Orgânico Total
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
IAP	- Instituto Ambiental do Paraná
kg.m ⁻²	- Kilograma por metro quadrado
kg. ha ⁻¹ .dia ⁻¹	- Kilograma por hectare dia
mg.L ⁻¹	- Miligramas por Litro
mL.L ⁻¹ .h ⁻¹	- Mililitro por Litro Hora
NH ₃	- Amônia
NO ₃	- Nitrato
NT	- Nitrogênio Total
NTU	- Unidade Nefelométrica de Turbidez
P	- Fósforo
pH	- Potencial Hidrogeniônico

RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho da macrófita aquática (*Eichhornia crassipes*), aplicada *in situ* em sistema de tratamento de um matadouro e frigorífico, localizado no Oeste do Estado do Paraná, com relação à remoção de nutrientes (formas de nitrogênio e fósforo total), matéria orgânica (DBO e DQO), turbidez e sólidos sedimentáveis, bem como obter dados da produção, de práticas de manejo e compostagem da biomassa gerada no sistema. As plantas foram introduzidas na quarta célula do sistema de lagoas de estabilização da indústria, ocupando 35m² da área total delimitada para o experimento: 870m². Durante o período de 11 meses (47 semanas) de desenvolvimento das macrófitas na lagoa, realizou-se o monitoramento de parâmetros físico-químicos, analisados com frequência mensal e parâmetros meteorológicos, coletados com frequência diária e/ou semanal. Com intuito de buscar informações sobre a degradação das macrófitas retiradas do sistema de tratamento, foi conduzido um experimento em planta piloto, montando-se oito leiras de compostagem com aproximadamente 0,60m³, com quatro tratamentos distintos, sendo: T₁ - Aguapé (*E. crassipes*), T₂ - Aguapé e dejetos suíno (7:1), T₃ - Aguapé, dejetos suíno e terra (7:1:0,67), T₄ - Aguapé, dejetos suíno e tripa celulósica (7:1:0,67), por um período de 90 dias, monitorando-se semanalmente a temperatura, e mensalmente a umidade, cinzas, nitrogênio e carbono orgânico total. Os resultados obtidos, durante os 11 meses do experimento, foram promissores e observou-se uma eficiência média de remoção de DQO de 26,3% e de DBO de 32,5%, com remoção máxima de DQO de 77,2% e de DBO de 77,8%. Em relação aos nutrientes, observou-se uma remoção média de nitrogênio total de 21,2% com máxima de 87,9%, de nitrogênio amoniacal de 11,0% com máxima de 47,5% e de fósforo total de 11,1% com máxima de 38,9%, para um tempo médio de retenção de cinco dias. Com relação à turbidez, observou-se aumento da turbidez afluente nos meses com maior índice de precipitação pluviométrica, contudo a eficiência manteve-se positiva durante todo período de monitoramento, com remoção máxima de 58,1%. Considerando a relação C/N como um indicador da maturidade do composto, observou-se que o tratamento T4 (aguapé, dejetos e tripa celulósica) obteve o menor período de estabilização do composto orgânico: 60 dias.

Palavras-chave: aguapé, efluente agroindustrial, composto orgânico, remoção de nutrientes.

ABSTRACT

The objective of the recent research was to evaluate the water hyacinth performance (*E. crassipes*), applied *in situ* in a slaughter house treatment system, located in the west of the Paraná state, observing the nutrients removal (nitrogen composts and total phosphorus), organic matter (COD and BOD), turbidity and suspended solids, obtaining as well data from the production, management and composting practices of the biomass generated in the system. The plants were introduced into the forth tank of the industry stabilization lagoons system, covering 35m² of the total area delimited for the experiment: 870m². During a period of 11 months (47 weeks) of water hyacinth development, physic and chemical parameters were monitored monthly and meteorological parameters were monitored daily or weekly. In order to search information about the degradation of the water hyacinths removed from the treatment, another experiment was conduced in plant pilot. Eight composting piles were built measuring approximately 0.60m³, with four distinct treatments that were done twice. The treatments were T₁ - Water hyacinth (*E. crassipes*), T₂ - Water hyacinth and swine excrement (7:1), T₃ - Water hyacinth, swine excrement and earth (7:1:0,67), T₄ - Water hyacinth, swine excrement and cellulosic gut (7:1:0,67), for a period of 90 days. The temperature was monitored daily, and humidity, cinder, nitrogen and total organic carbon were monitored monthly. The result obtained, during 11 months, were promising and the efficient averages of 26.3% of COD and 32.5% of BOD removal were observed, with a maximum removal of 77.2% of COD and 77.87% of BOD. About the nutrient removal, a 21.2% average of nitrogen removal was observed, with a maximum removal of 87.9%, an 11.0% average for ammoniac nitrogen, with maximum of 47.5%, and an 11.1% average and maximum of 38.9% for total phosphorus, during an average of 5 days of retention. An increase in the water turbidity was noticed during the months of high pluviometric precipitation; however, the efficiency of the process was positive during all the monitoring period, with a maximum removal of 58.1%. Considering the C/N relation as a compost maturity indicator, the T4 treatment (water hyacinth, swine excrement and cellulosic gut) had the shorter period of stabilization: 60 days.

Keywords: water hyacinth, agroindustrial effluent, organic compost, nutrient removal

1 INTRODUÇÃO

A demanda pela água está crescendo mundialmente à medida que a população, a atividade industrial e a agricultura irrigada expandem-se. Os processos industriais, apesar de ocuparem a segunda posição no consumo total de água com 22%, são um dos principais responsáveis pela poluição das águas, quando lançam efluentes sem tratamento adequado aos corpos de águas.

No setor industrial destacam-se as agroindústrias como grandes poluidoras, devido, especialmente, às elevadas vazões com que geram seus resíduos ricos em carga orgânica, nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), sólidos e óleos e graxas. Neste setor enquadram-se os matadouros e frigoríficos caracterizados pelo seu elevado potencial poluidor.

A cadeia produtiva da suinocultura gera resíduos desde a criação até a industrialização. Durante o processamento dos animais, resíduos como sangue, ossos, peles, vísceras e gorduras são utilizados na obtenção de rações, além de serem matéria-prima para fabricação de cosméticos, dentre outros.

Os nutrientes presentes nos efluentes líquidos dessas indústrias, quando em excesso, podem acarretar sérios problemas, como o fenômeno da eutrofização de lagos, represas e corpos receptores. Na região oeste do Paraná o problema se acentua, quando se considera que o principal receptor direto ou indireto dos efluentes agroindustriais é o lago da Usina Hidroelétrica ITAIPU.

Como medida para minimizar os impactos causados pelo lançamento de efluentes ricos em poluentes, as empresas vêm investindo em tratamentos terciários e/ou avançados, principalmente físicos e químicos, com intuito de remover nutrientes e poluentes específicos, efetuando um polimento final em seus efluentes. Atualmente esses tratamentos estão sendo substituídos,

considerando-se o fator custo/benefício, por sistemas alternativos como a remoção biológica de poluentes pela aplicação de macrófitas aquáticas.

Considerando esse contexto, este estudo estabeleceu como objetivo avaliar o uso da macrófita *Eichhornia crassipes* (aguapé) na redução de nutrientes (formas de nitrogênio e fósforo total) e de matéria orgânica em sistema de tratamento, em escala real, de efluente de indústria de beneficiamento animal, bem como obter dados da produção de biomassa, práticas de manejo e testar diferentes substratos no processo de compostagem da biomassa em excesso removida do sistema.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ÁGUAS RESIDUÁRIAS AGROINDUSTRIAIS

A atividade agroindustrial é um importante segmento da atividade econômica mundial, que vem crescendo ao longo dos anos.

Os principais componentes orgânicos presentes nas águas residuárias agroindustriais são compostos de proteínas, carboidratos, óleos e gorduras, além de uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros em menor quantidade, os quais variam essencialmente com o tipo de indústria e com o processo industrial utilizado (VON SPERLING, 1996).

Os processos industriais são os principais responsáveis pela poluição das águas, quando lançam efluentes sem tratamento nos cursos naturais de água, produzindo uma série de danos ao meio ambiente e ao homem. Dentre os principais despejos agroindustriais que precisam de atenção para evitar a poluição das águas, estão os de matadouros e frigoríficos (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

2.1.1 Características das Águas Residuárias de Matadouros e Frigoríficos

Uma caracterização exata de águas residuárias de matadouros e frigoríficos não é uma tarefa simples, devido ao fato de que as características dos despejos variam de acordo com a situação operacional e instalações de cada indústria. De acordo com BRAILE e CAVALCANTI (1993), os despejos de matadouros e frigoríficos têm grande carga de sólidos em suspensão,

nitrogênio orgânico, material flotável, graxas e sólidos sedimentáveis que variam em função do grau de reaproveitamento e cuidados na operação. Segundo VILAS BOAS et al. (2001), quanto ao reaproveitamento, o sangue merece atenção especial pela elevada DBO de 165.000 mg/L, devendo ser coletado e beneficiado.

Nos efluentes de matadouros e frigoríficos, a matéria orgânica presente é composta, principalmente, pelo sangue liberado durante o processo de abate, pedaços de carne, gorduras, entranhas e vísceras (VILAS BOAS et al., 2001).

Os nutrientes presentes, principalmente o nitrogênio e fósforo, são essenciais para o desenvolvimento de microorganismos, plantas e animais. Porém, em excesso, podem acarretar sérios problemas, como o fenômeno de eutrofização de lagos, represas e corpos receptores.

No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado, principalmente, na forma orgânica, molecular, amoniacal (amônia ou íon amônio), nitrito e nitrato. Nos despejos de matadouros e frigoríficos o nitrogênio encontra-se, principalmente, na forma orgânica (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

Com relação ao fósforo, METCALF e EDDY (2003) citam que as formas usuais de fósforo encontradas em soluções aquosas incluem os ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Os ortofosfatos (PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) estão diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversão a formas mais simples. Os polifosfatos e o fósforo orgânico são convertidos a ortofosfatos e estes, por sua vez, pela decomposição biológica, se transformam em fosfatos.

Outro parâmetro importante com relação à caracterização e à qualidade dos despejos industriais é o potencial hidrogeniônico. A faixa de concentração apropriada para a existência da maioria da vida aquática é muito estreita e crítica, tipicamente de 6 a 9 (METCALF; EDDY, 2003); e os despejos com concentração inadequada do íon hidrogênio são difíceis de se tratar por métodos biológicos. As maiores alterações do ponto de vista desse indicador nas coleções de água são provocadas por despejos de origem industrial (DERÍSIO, 2000).

Além das características químicas já mencionadas, segundo METCALF; EDDY (2003), a característica física mais importante das águas residuárias é o conteúdo de sólidos totais, os quais são compostos de material

flutuante, material sedimentável, material coloidal e material em solução. Os despejos de matadouros e frigoríficos apresentam alta concentração de sólidos em suspensão, concentração que varia conforme o processamento, como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Concentração de sólidos em suspensão no efluente de matadouros e frigoríficos, conforme processamento

COMPONENTE	TIPOS DE MATADOURO		
	A*	B**	C***
Sólidos em suspensão	930 a 3000 mg/L	230 a 2000 mg/L	200 a 800 mg/L

Legenda: * matadouros com abate de 100 a 850 animais/dia sem processamento de subprodutos não comestíveis e sem processamento de sangue;
 ** matadouros com processamento de alguns embutidos;
 *** fábrica sem matadouro.

Fonte: Adaptado de VILAS BOAS et al. (2001).

Além da alta carga de matéria orgânica, de nutrientes e de sólidos gerados pelos matadouros e frigoríficos, estes também são caracterizados por serem grandes consumidores de água, lançando diariamente grandes quantidades de efluentes aos corpos receptores.

De acordo com o Manual de Licenciamento Ambiental do Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 1998) o consumo de água requerido para o abate de um suíno é de 1000 litros, o que é expressivo quando se considera o abate anual de suínos no Estado do Paraná, sob inspeção federal, estadual e municipal, de 2,6 milhões de cabeças, resultando em uma produção total de 230 mil toneladas de carne (PARANÁ, 2005).

Uma medida preventiva com o objetivo de reduzir o volume dos despejos gerados durante o abate e a industrialização dos suínos, é o aproveitamento de subprodutos, como também a decantação preliminar dos resíduos que precedem o tratamento final dos efluentes (VILAS BOAS et al., 2001).

2.1.2 Tratamento das Águas Residuárias de Matadouros e Frigoríficos

O objetivo do tratamento de águas residuárias é remover poluentes que possam prejudicar o ambiente aquático quando descartados, reduzindo assim, a quantidade de oxigênio dissolvido nesse ambiente. A maioria dos poluentes que demandam oxigênio são compostos orgânicos, mas os poluentes inorgânicos, como por exemplo, o nitrogênio amoniacal e químicos orgânicos tóxicos também são focos de preocupação (GRADY; DAIGGER; LIM, 1999).

Esses poluentes podem ser removidos por processos físicos - governados exclusivamente pelas leis da física; químicos – em que ocorrem estritamente reações químicas; e/ou bioquímicos – em que se dá a ação de microrganismos, por processos bioquímicos catalisados por enzimas (GRADY; DAIGGER; LIM, 1999).

Segundo IMHOFF e IMHOFF (1998), os despejos de matadouros podem ser tratados pelos mesmos processos que os empregados para esgotos domésticos, isto é por processos anaeróbios, por filtros biológicos de alta taxa, lodos ativados, e ainda, de acordo com BRAILE e CAVALCANTI (1993), por discos biológicos rotativos e por sistemas de lagoas aeróbias e de estabilização. Os processos de tratamento biológico visam, principalmente, à remoção de matéria orgânica solúvel, contudo, GRADY, DAIGGER e LIM (1999) enfatizam que desde o descobrimento dos efeitos da eutrofização (durante os anos 60), engenheiros têm se preocupado com a remoção de nutrientes inorgânicos, principalmente nitrogênio e fósforo das águas residuárias e que um grande número de processos biológicos para remoção de nutrientes tem sido desenvolvido.

Porém, nem sempre esses processos conseguem remover, a níveis aceitáveis pela legislação vigente, a concentração desses nutrientes e da matéria orgânica solúvel presente nas águas residuárias de matadouros e frigoríficos. Desse modo, é necessária a aplicação de tratamentos avançados e/ou terciários para um polimento final.

Estudos de Branco et al. (1995), citados por MORAES e RODRIGUES (2002), apontam que o tratamento terciário convencional é considerado um processo muito dispendioso. Segundo LIMA et al. (2003), uma alternativa é a

utilização de plantas aquáticas e sua microbiota com o fim de remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas do ambiente.

Como a grande maioria dos sistemas de tratamento de águas residuárias é composta por unidades de tratamento seqüencialmente dispostas, nas quais ocorrem operações de separação e processos de transformação dos constituintes presentes, a utilização de aguapés (*Eichhornia crassipes*) pode se mostrar vantajosa na depuração de efluentes de sistemas de tratamento que já se encontrem em operação (OLIVEIRA et al., 2000).

MOSSÉ et al. (1980) ressaltam que a utilização dos aguapés com lagoas de estabilização proporcionam uma maneira não só econômica como ecológica, para o tratamento de esgotos. E a utilização de macrófitas para o tratamento de efluentes, sejam industriais ou sanitários, é uma alternativa aparentemente comprovada e utilizada em escala industrial (STEWART, 1987). De acordo com DIAS (2006), entre as vantagens dos sistemas biológicos com plantas contam-se uma alta eficiência e um baixo investimento, não sendo necessário consumo energético elevados, nem mão de obra especializada.

2.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

De acordo com ESTEVES (1998), uma das primeiras menções ao termo macrófitas aquáticas foi proposta por Wearner e Clements (1938), que as definiram de maneira muito ampla como plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados com água. Para o Instituto Brasileiro de Limnologia, citado por ESTEVES (1998), macrófitas aquáticas é a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos. Esta é, portanto, uma denominação genérica, independente de aspectos taxonômicos.

De acordo com ESTEVES (1998), elas podem ser classificadas em:

- Macrófitas aquáticas emersas;

- Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes;
- Macrófitas aquáticas submersas enraizadas;
- Macrófitas aquáticas submersas livres; e
- Macrófitas aquáticas flutuantes: neste grupo destaca-se a *E. crassipes*, entre outras.

Essa classificação pode ser visualizada na Figura 1.

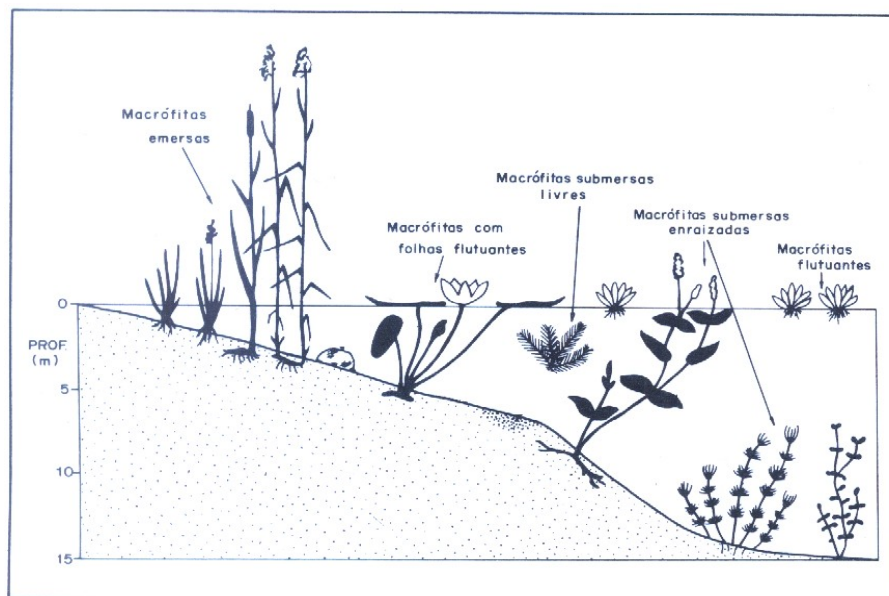


Figura 1 - Classificação das macrófitas aquáticas.

Fonte: ESTEVES (1998).

A diversidade de plantas aquáticas no Brasil é grande. De acordo com RUBIO et al. (2004), algumas espécies comuns nos rios e lagos do país são a *E. crassipes* (aguapé, jacinto d'água, baronesa, rainha dos lagos), a *Pistia stratiotes* (alface d'água), e outras dos gêneros *Salvinia* (samambaia aquática, marrequinha, erva de sapo e murerê) e *Potamogeton*.

ROQUETE PINTO et al. (1986) comentam que uma das espécies mais promissoras para utilização industrial é a *E. crassipes*. Ela tem a capacidade de fixar em seus tecidos nutrientes em quantidades superiores às suas necessidades, bem como elementos químicos estranhos ao seu metabolismo (DENÍCULI et al., 2000).

De acordo com ROMITELLI (1983), essas plantas aquáticas vêm sendo testadas para fins depurativos, desde 1953, no Instituto alemão Marx Plank, onde mais de 200.000 espécies de plantas já foram testadas, no sentido de verificar a sobrevivência e os efeitos positivos em efluentes contaminados.

2.2.1 Utilização de Macrófitas para Remoção de Poluentes

A recuperação de áreas contaminadas pelas atividades humanas pode ser realizada por vários métodos. De acordo com DINARDI (2003), atualmente são preferidas as técnicas de descontaminação *in situ*, por perturbarem menos o meio ambiente, e às técnicas que sejam mais econômicas e que apresentem facilidades de aplicação. Nesse contexto, a fitorremediação surge como alternativa capaz de empregar sistemas vegetais fotossintetizantes e sua microbiota, com o fim de desintoxicar ambientes degradados ou poluídos.

Segundo ROMITELLI (1983), dentre os sistemas ecológicos com aplicação de macrófitas mais comumente discutidos pela literatura especializada, destacam-se as lagoas com aguapés, aplicação de esgotos sobre alagados – *Wetlands* e aplicação de esgotos sobre o solo. As *Wetlands*, áreas de várzeas, ou seja, áreas de transição entre terra e água, de acordo com KIVAISI (2001), estão entre as recentes tecnologias eficientes aprovadas para o tratamento de águas residuárias.

Segundo RUBIO et al. (2000), um levantamento efetuado nos trabalhos publicados no período de 1975 a 1999, que utilizaram plantas aquáticas no tratamento de águas e efluentes, aponta a remoção de nutrientes (N e P) como a alternativa mais estudada: 60%, seguida pela remoção de metais: 16%. Além disso, podem ser aplicadas, de acordo com Cunningham (1996), citado por DINARDI (2003), para remoção de compostos inorgânicos (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}),

hidrocarbonetos derivados do petróleo (Btex), resíduos orgânicos industriais (PCBs, PAHs), entre outros. Esses sistemas têm como principal vantagem o fato de seus custos de instalação e funcionamento serem inferiores aos processos físico-químicos associados a tratamentos convencionais, o que favorece a sua utilização em pequenos agregados populacionais e em países menos desenvolvidos (DUARTE et al., 2002).

Essas plantas são conhecidas por sua habilidade de acumulação de poluentes, que pode ocorrer por interações físico-químicas ou por mecanismos dependendo do metabolismo (RUBIO et al., 2000). Além disso, a aplicação de aguapés (*E. crassipes*) em lagoas forma uma cobertura densa e flutuante que reduz a quantidade do oxigênio dissolvido nas camadas inferiores, logo abaixo destas plantas, criando condições anaeróbias. Essas condições, segundo REDDY (1983), favorecem a desnitrificação, maximizando a remoção de nitratos. Com a presença dos aguapés a sedimentação que ocorre na lagoa também é mais eficiente pela proteção ao movimento das águas oferecida pela cobertura compacta do aguapé (POMPÊO, 2005).

MOSSÉ et al. (1980) pesquisaram a remoção de algas e bactérias utilizando lagoas de maturação com aguapés, com tempo de detenção hidráulica de 7,8 dias. Eles obtiveram remoção média de 90% de biomassa de algas, medidas em UPA (Unidade por área) e remoção média de 95% e 97% de coliformes totais e fecais, respectivamente.

Estudos de TRIPATHI, SRIVASTAVA e MISRA (2005), utilizando para remoção de nutrientes em condições naturais e de laboratório quatro espécies de macrófitas aquáticas: *E. crassipes*, *P. stratiotes L.*, *Salvinia rotundifolia willd.*, *Lemna minor L.*, em ambiente tropical, obtiveram maior remoção de nitrogênio tanto no verão (estação chuvosa) como no inverno pela espécie *E. crassipes*; e de fósforo no verão (estação chuvosa) pela *E. crassipes* e no inverno pela *L. minor L.*

De acordo com TRIPATHI e UPADHYAY (2003), a aplicação de macrófitas aquáticas em efluentes de laticínios para remoção de nutrientes alcançou redução de, aproximadamente, 72% de nitrogênio e 63% de fósforo com a aplicação da espécie *E. crassipes*; e de, aproximadamente, 79% de nitrogênio e 69% de fósforo com aplicação da *E. crassipes* em conjunto com a *L. minor*. A eficiência da remoção de nutrientes em sistemas contendo

macrófitas aquáticas depende do tipo da planta aquática, da sua taxa de crescimento, da concentração dos nutrientes na água e das condições físico-químicas da água, entre outros fatores (REDDY, 1983).

KAWAI e GRIECO (1983), tratando esgoto doméstico, em lagoas piloto construídas de concreto com área de 72m², obtiveram remoção de 52% de nitrogênio e 58% de fósforo, com tempo de detenção de 10 dias; e de 12% de nitrogênio e 14% de fósforo com um tempo de detenção de 2,5 dias, ambas com profundidade de 0,6 m. Testes efetuados em lagoa com 1,0 m de profundidade geraram resultados inferiores, tanto para a remoção de nitrogênio quanto para o fósforo. A máxima produtividade de biomassa obtida na época quente foi de 290 kg.ha⁻¹.dia⁻¹, porém na época fria esse parâmetro reduziu, para 50 kg.ha⁻¹.dia⁻¹. De acordo com ROMITELLI (1983), as “matas” naturais de aguapé apresentam produção de biomassa variando de 220 a 418 t.ha⁻¹. O valor mais comumente assumido é de 225 t.ha⁻¹.

Para se obter um crescimento máximo das plantas, de acordo com ROMITELLI (1983), as temperaturas ótimas estão entre 28 e 30°C. ZÁGOVÁ et al., (1994) citam um máximo rendimento de biomassa de aguapé com temperatura ambiente na faixa de 25 a 30°C; KAWAI e GRIECO (1983) na faixa de 21 a 30°C; e PERAZZA et al. (1985) na faixa de 20 a 30°C. Quando a temperatura cai bruscamente, há uma diminuição na sua produção. Segundo Reddy (1983), citado por MORAES e RODRIGUES (2002), a produção se anula para temperaturas inferiores a 10°C. As plantas podem vir a morrer se a temperatura ficar abaixo de zero, durante algumas noites consecutivas. O valor limite máximo suportável da temperatura é de 40°C. Desse modo, a temperatura apresenta-se como o fator mais limitante para o desenvolvimento das plantas em climas temperados, o que explica também seu crescimento excessivo em climas tropicais (ZÁGOVÁ et al., 1994). De acordo com PERAZZA et al. (1985), durante o ano existem sete meses favoráveis para produção do aguapé, sendo que a produtividade anual pode atingir 154 t.ha⁻¹ de matéria seca.

BEYRUTH (2004), em estudo efetuado em um lago localizado em São Paulo, avaliou os efeitos das variações sazonais sobre o desenvolvimento das macrófitas aquáticas presentes nesse lago. Durante o período estudado, 2 anos, para a *E. crassipes*, ficou evidente uma fase de mortandade mais

intensa entre o outono e o inverno, sendo que no outono as plantas apresentavam-se em início de período de senescência, que no inverno atingiu seu grau máximo, com plantas secando, morrendo e decaindo. Outra fase de intenso desenvolvimento, com plantas que atingiram o ápice de seu desenvolvimento vegetativo ocorreu na primavera e no verão, apresentando seu máximo desenvolvimento reprodutivo, evidenciado pela abundância de plantas floradas. Isso levou à constatação de que devido à influência da temperatura, não ocorreu um equilíbrio homogêneo entre perda e ganho de nutrientes durante o ano.

A influência das variações sazonais sobre remoção de poluentes, metais pesados, em sistemas com aplicação de macrófitas em *Wetlands*, também foi comprovada por GWENAELLE et al. (2001).

Contudo, ZÁGOVÁ et al. (1994) mostram que mesmo com a influência da temperatura, o uso de macrófitas aquáticas como o aguapé é viável para o tratamento de efluentes com elevada concentração de nitrogênio e fósforo em países de clima frio da Europa Central, estando as lagoas sob condições especiais de cobertura.

A utilização de plantas aquáticas, além da influência da temperatura, sofre a influência de uma série de fatores ambientais, como: luz disponível; velocidade da água; concentração de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, e concentração de carbono inorgânico dissolvido. Esses fatores, de acordo com CARR (1997), influenciam o processo de fotossíntese, respiração, evapotranspiração e degradação.

2.2.2 *Eichhornia Crassipes* (Aguapé)

A *E. crassipes*, o aguapé, é uma planta aquática originária da região tropical da América Central (KAWAI; GRIECO, 1983). É classificada como monocotiledônea, flutuante, pertencente à família das Pontederiaceae (ESTEVES, 1998). É uma planta suculenta constituída por cerca de 95% de água. É formada por raízes, rizomas, estalões, pecíolos, folhas e inflorescências. Varia em altura desde alguns centímetros até cerca de um

metro, suspensas na água. Todas as partes da planta, com exceção da semente, têm peso específico inferior a 1, por isso são flutuantes (PERAZZA et al., 1885).

A reprodução ocorre, geralmente, por processos vegetativos: plantas novas são produzidas por estalões (estolhos) e o crescimento lateral se faz a partir do rizoma e só raramente, em condições especiais, a reprodução ocorre de forma sexuada (ROMITELLI, 1983). O tempo médio de duplicação da planta é cerca de duas semanas (PERAZZA et al., 1985). A capacidade de produção de biomassa dessa espécie já foi calculada em até 1000 kg diários por hectare, sendo exatamente essa alta produtividade de biomassa que criou um grande interesse nas propriedades fisiológicas dessas plantas e em seu uso potencial em benefício do homem (RUBIO et al., 2004). A sua taxa de crescimento é bastante variável, em condições ótimas chega em média a 5% ao dia (POMPÊO, 2005), de 3,7% a 12,5% ao dia (ROMITELLI, 1983) e a 7% ao dia de acordo com Conwell (1977), citado por KAWAI e GRIECO (1983).

WOLVERTON e McDONALD (1979) observaram que duas plantas de *E. crassipes* (aguapé, jacinto d'água) produzem 300 unidades em 23 dias e 1.200 mudas em 4 meses, podendo dez plantas em condições favoráveis se multiplicarem em 600.000 e cobrirem uma superfície de um acre, ou seja, 4.052m² em oito meses. Segundo ROQUETE PINTO et al. (1986), essa espécie é uma das mais promissoras para utilização industrial devido a sua alta velocidade de crescimento, facilidade de obtenção e sua capacidade de absorção.

Estudos de KAWAI e GRIECO (1983) observaram o crescimento dos aguapés em lagoas piloto de 72m², de forma sigmóide, indicando considerável interferência do espaço livre na taxa de crescimento. Após, aproximadamente, oito a dez dias da fase de adaptação, observou-se um crescimento exponencial, durante aproximadamente dez dias, sucedido por fase estacionária de crescimento.

O sistema radicular da *E. crassipes* funciona como um filtro mecânico que adsorve o material particulado (orgânico e mineral) existente na água e cria um ambiente rico em atividades de fungos e bactérias, passando a ser um agente de despoluição, reduzindo a DBO, a taxa de coliformes e a turbidez (POMPÊO, 2005). Também são capazes de reduzir a DQO, detergentes, fenóis

e cerca de 20 elementos minerais em águas poluídas, inclusive metais pesados (RODRIGUES, 1985).

O aguapé – *E. crassipes*, além de fornecer um sistema de tratamento de rejeitos industriais simples e econômico, concentrando os poluentes, pode ser em seguida utilizado para produção de biogás. Uma tonelada de aguapé, processada em biodigestores, pode gerar 30m³ de gás metano que podem ser transformados em 300 litros de metanol (RODRIGUES, 1985).

Após sua utilização para remoção de poluentes também a planta pode ser destinadas para outros fins, como por exemplo: a produção de aditivos para ração animal, compostadas para produção de adubos para agricultura (WOLVERTON e McDONALD, 1979); concentrado protéico (MEDEIROS et al., 1999); destinadas para indústria de papel, celulose e plásticos, forragem, matéria-prima para obtenção de combustíveis (PERAZZA et al., 1985); produção de carvão (KAWAI e GRIECO, 1983), entre outros. A Figura 2 apresenta um esquema com sugestões para o processamento e manuseio do aguapé.

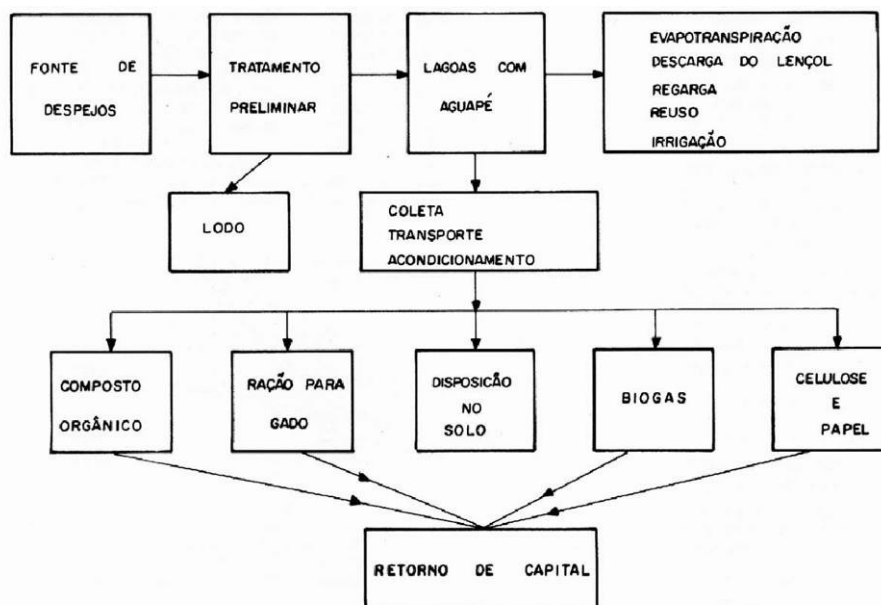


Figura 2 - Processamento e manuseio de sistema com aguapé.

Fonte: KAWAI; GRIECO (1983).

De acordo com MANFRINATO (1991), quando o aguapé é cultivado de forma correta, do ponto de vista técnico-científico, com manutenção correta da densidade de plantas, ele pode ser um agente de despoluição. No entanto, quando a planta cresce de forma descontrolada e sem manejo adequado, pode se transformar num problema ambiental.

KAWAI e GRIECO (1983) fazem algumas recomendações, objetivando a utilização de aguapés para o tratamento de águas residuárias de forma eficiente e segura. Dentre essas recomendações, indicam a realização de investigação prévia sobre: processos economicamente viáveis de remoção e disposição final de biomassa, de controle de mosquitos e vetores de doenças que, eventualmente, proliferam junto às plantas aquáticas. Esses autores destacam que o problema mais crítico com relação à utilização do aguapé é a sua remoção e disposição final. Segundo MANFRINATO (1991), dependendo das condições e circunstâncias de sua utilização, o aguapé poderá ser apresentado como um “agente despoluidor” ou como uma “praga”.

O principal descrédito do aguapé como agente despoluidor no Brasil, foi a sua má utilização. Mas, assim como qualquer sistema de tratamento, há necessidade de planejamento, otimização de custo/benefício, em conformidade com o local e área disponíveis, qualidade e carga do efluente (POMPÊO, 2005).

2.2.3 Remoção da Biomassa em Excesso

A coleta ou retirada regular de biomassa em excesso, necessária nesses sistemas para promover o crescimento da planta e aumentar a remoção de nutrientes, pode fazer aumentar os seus custos de funcionamento, mas, por outro lado, evita a acumulação de matéria orgânica e a liberação de nutrientes a partir do material senescente (DUARTE et al. 2002).

MOSSÉ et al. (1980), com base em experimento realizado em lagoas de 1m³ de capacidade, recomendam colheitas periódicas de aguapé feitas a fim

de se manter $\frac{1}{4}$ da superfície da lagoa livre e sugerindo a remoção das plantas mais desenvolvidas. KAWAI e GRIECO (1983) recomendam a melhor proporção de área ocupada pelos aguapés na lagoa de 70%.

Dependendo do direcionamento da biomassa, ou seja, de seu uso para biodigestão, compostagem, combustão, alimentação animal, entre outros, o aguapé poderá ser “colhido”, diariamente, em até 5% da área ou pelo menos uma vez por mês, com retirada de 20 a 30% da área. Para regiões adequadas, as retiradas mensais proporcionam uma biomassa verde em torno de 9 a 13,5 toneladas, baseados em uma densidade de 30 kg/m² (RODRIGUES, 1985).

Esse controle de retirada de biomassa deverá ser constante, pois quando o aguapé ultrapassa uma determinada densidade na lagoa, sua taxa de crescimento tende a decrescer e, conseqüentemente, diminuem suas atividades biológicas relacionadas à assimilação de substâncias poluidoras (KAWAI; GRIECO, 1983).

2.2.4 Compostagem das Macrófitas Removidas

Para um eficiente sistema de tratamento, é necessário um planejamento e um manejo adequados, destinando corretamente a quantidade de biomassa produzida. POMPÊO (2005) ressalta ser essencial, ao se planejar um sistema de tratamento com aplicação de macrófitas aquáticas, as unidades de beneficiamento e de armazenamento de biomassa.

De acordo WOLVERTON e McDONALD (1979) os aguapés após utilizados para remoção de poluentes, podem ser compostados. A compostagem é um processo biológico aeróbio e controlado de transformação de resíduos orgânicos em resíduos estabilizados, com propriedades e características completamente diferentes do material que lhe deu origem (BIDONE, 1999). Segundo KIEHL (1998), a compostagem basicamente é um processo controlado de decomposição microbiana, oxidação e oxigenação de uma massa não homogênea.

Durante o processo de compostagem, ocorre o processo de cura e maturação e, conforme KIEHL (1998), pode ser dividido em três fases:

- 1ª fase: caracteriza-se pelo desprendimento de calor, vapor d'água e gás carbônico, nela se desenvolvem diversos ácidos minerais, que possuem efeito danoso sobre as plantas. Nesta fase a temperatura fica em torno de 25 a 40°C;
- 2ª fase: conhecida como fase de semicura, após 10 a 20 dias o material entra no estado de estabilização, em que o composto atinge temperaturas de 50 a 55°C;
- 3ª fase: é a fase de maturação, em que ocorre a degradação da matéria orgânica, quando o composto adquire propriedades físico-químicas e biológicas de húmus, as principais alterações que ocorrem no composto durante o processo de compostagem referem-se à temperatura, umidade, pH e relação carbono/nitrogênio.

Para que o processo ocorra idealmente, é importante buscar um equilíbrio entre água-ar, o que é obtido mantendo-se umidade em torno de 55% (BIDONE, 1999). Umidades acima de 60% levam à anaerobiose e umidades inferiores a 40% reduzem significativamente a atividade biológica.

Para garantir um ambiente aeróbio, que evita a produção de mau cheiro e a proliferação de moscas, é necessária a aeração das leiras, que pode ser efetuada de forma manual ou por meios mecânicos.

WOLVERTON e McDONALD (1979) na compostagem de aguapés (*E. crassipes*) em leiras de 6 a 8 pés de altura, ou seja, leiras de 1,8 a 2,4 metros, recomendam que as pilhas formadas sejam revolvidas pelo menos uma vez por mês para garantir a aeração. E que para atingir a compostagem completa sejam mantidas por um período de 3 a 6 meses, dependendo da temperatura e da frequência de revolvimento das leiras.

Para compostagem de aguapés (*E. crassipes*) em leiras de 0,6 x 0,6 x 0,6 m, durante um período de 3 meses, GOYAL et al. (2005) efetuaram o revolvimento das leiras quinzenalmente nos dois primeiros meses e mensalmente no terceiro mês, com umidade controlada a 60%.

MORAES e RODRIGUES (2002) citam que o aguapé empilhado pode ser entreposto com esterco suíno e terra rica em húmus e as leiras reviradas em períodos de 10 a 15 dias, com a fermentação completa do composto ocorrendo num período de 60 a 70 dias. Nesse período, caso o composto não apresente uma coloração marrom escura, típica de terra vegetal, deverá permanecer mais tempo nas leiras de compostagem. PERAZZA et al. (1985) comentam que o aproveitamento dos aguapés como adubo, pode ser feito misturando-os com produtos químicos ou estrume.

Segundo BIDONE (1999), a velocidade da decomposição é função da estrutura molecular de cada material. Por exemplo, materiais ricos em carbono degradam mais lentamente que os resíduos úmidos domésticos, devido à alta relação carbono/nitrogênio. Um excesso de carbono prolongará o tempo de compostagem, exigindo muita reciclagem de nitrogênio, por outro lado, o excesso de nitrogênio causará a volatilização da amônia até que se estabeleça uma relação C/N adequada para a continuidade do processo. Essa relação deve ser de 25/1 a 35/1 no início do processo, pois os microorganismos absorvem carbono e nitrogênio sempre na proporção 30/1, independente da relação C/N no material a ser compostado (KIEHL, 1998).

O composto produzido beneficia os solos, principalmente os arenosos, elevando os teores de cálcio, nitrogênio, carbono e magnésio (PERAZZA et al., 1985) e, segundo RODRIGUES (1985), sua composição, comparada ao composto de lixo e de resíduos vegetais, é superior nos macroelementos minerais.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DO EXPERIMENTO

O experimento foi realizado em uma Unidade Frigorífica pertencente a uma Cooperativa localizada no Oeste do Estado do Paraná, município de Medianeira. Na Unidade são abatidos e industrializados diariamente cerca de 1500 suínos, que são transformados em produtos embutidos, defumados, congelados e salgados, totalizando mensalmente uma produção aproximada de 5000 toneladas de produtos industrializados e 800 toneladas de congelados, consumindo em média $1350 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ de água, proveniente de poços profundos e vertentes.

Durante todas as etapas dos processos de industrialização são consumidos insumos e matérias-primas, dentre eles: carnes bovinas e de aves, aditivos, condimentos, corantes naturais, fécula e proteína texturizada de soja.

Desde a recepção dos suínos até a expedição final dos diversos produtos, é gerada uma série de resíduos, principalmente líquidos e sólidos, como as fezes de suínos provenientes da dieta hídrica e da higienização dos caminhões porcadeiros que transportam os suínos, águas de lavagem de pisos e equipamentos, sangue proveniente do abate, carnes e carcaças condenadas, pêlos, ossos, vísceras, restos de tripas celulósicas e colágeno, papéis toalha, embalagens de matérias-primas e insumos, papelão, entre outros. Uma grande parte dos resíduos orgânicos gerados é destinada à fábrica de subprodutos - graxaria e refinaria, na qual são produzidas, mensalmente, 180 toneladas de farinha de carne, 15 toneladas de farinha de sangue, 9 toneladas de graxa industrial e 13 toneladas de mucosa.

Geograficamente a indústria está localizada em local com altitude de 402 metros, latitude de 25° 17' 40" sul e longitude 54° 05' 30" W-GR. O município possui clima tipo Cfa - Subtropical Úmido Mesotérmico, segundo a classificação Koeppen, com verões quentes, temperatura média superior a 22°C, com tendência de concentração de chuvas, invernos com temperaturas médias de 18°C e geadas pouco freqüentes, sem estação seca definida. A precipitação anual gira em torno de 1500 a 1900 mm. A umidade relativa do ar varia de 80 a 85%, tendo uma tendência a aumentar no vale do rio Paraná, na faixa compreendida pelo lago de represamento da Usina Hidrelétrica de ITAIPU (MORAES; RODRIGUES, 2002)

A empresa gera diariamente 1350m³ de despejos líquidos, tratados em um sistema composto por duas linhas de tratamento, denominadas linha verde e linha vermelha. A linha verde é constituída pelos despejos provenientes da higienização das pocilgas e de setores internos, como a triparia, na qual há a geração de efluentes com alta carga de coliformes. A linha vermelha é constituída pelos despejos provenientes das demais etapas de processamento, desde o abate até a industrialização final dos suínos.

Esses despejos, linhas verde e vermelha, passam por vários níveis de tratamento, passando inicialmente pelo nível preliminar, com a utilização de peneiras estáticas para a remoção de materiais grosseiros, em seguida pelo nível primário que visa à remoção de sólidos suspensos sedimentáveis e remoção de óleos e graxas pelo processo de flotação natural. Após os níveis preliminar e primário as duas linhas de despejos se unem, passando por um medidor de vazão - calha Parshall e seguindo para o tratamento secundário, essencialmente biológico que é composto por cinco lagoas em série, sendo as duas primeiras lagoas anaeróbias, na seqüência, encontram-se uma lagoa aerada de mistura completa, uma lagoa de decantação, e uma facultativa (em processo de desativação). Nas lagoas anaeróbias as entradas de efluentes são submersas para evitar agitação excessiva e desprendimento de odores, nas demais lagoas as entradas são superficiais, sendo o efluente transportado por canais abertos.

O sistema descrito pode ser visualizado nas Figuras 3 e 4.

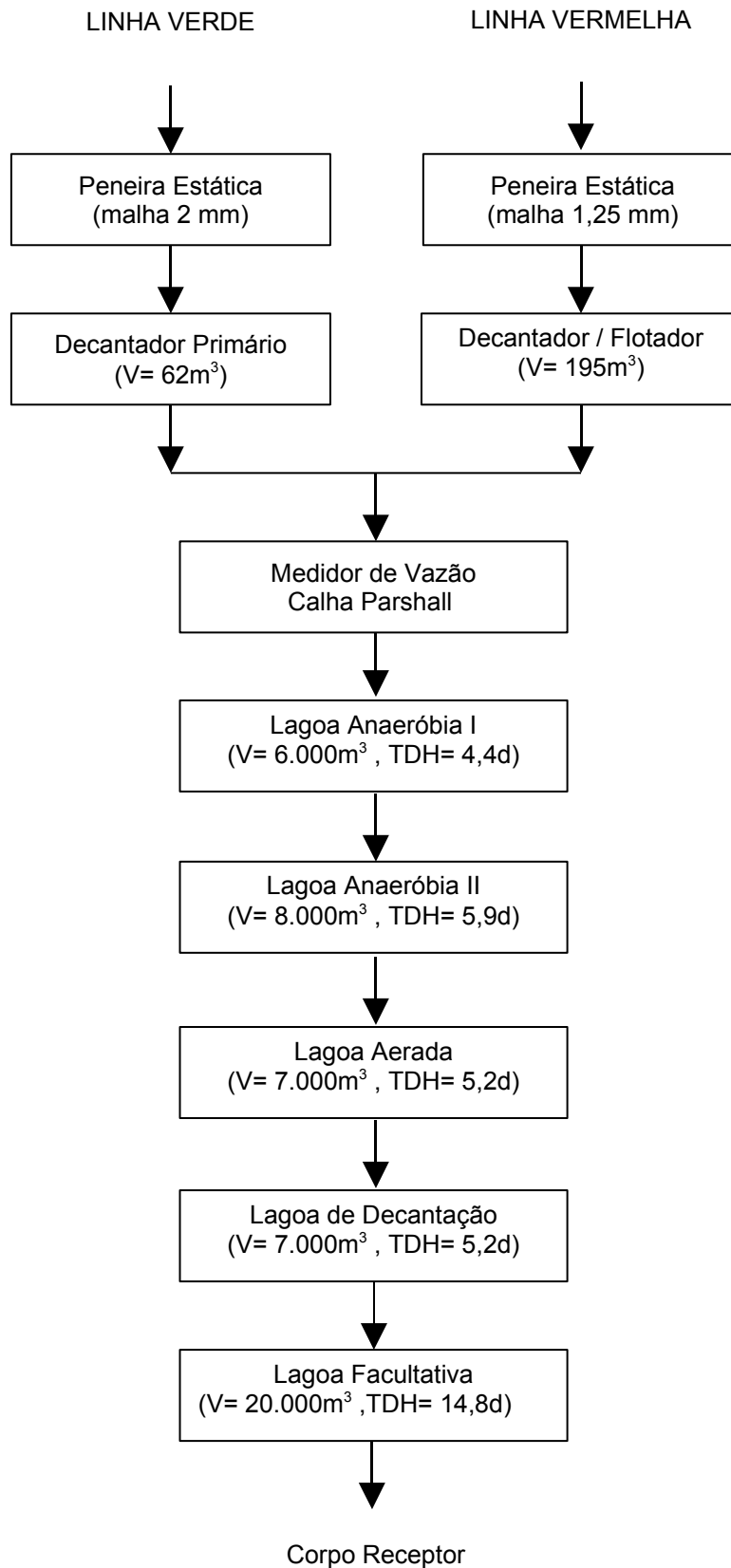


Figura 3 - Fluxograma do sistema de tratamento de efluentes da unidade frigorífica.



Figura 4 - Vista aérea do sistema de tratamento de efluentes da unidade frigorífica.

Legenda: A - peneiras estáticas e decantadores
 B - lagoa anaeróbia I
 C - lagoa anaeróbia II
 D - lagoa aerada
 E - lagoa de decantação
 F - lagoa facultativa (em processo de desativação).

A caracterização físico-química do efluente industrial bruto, após ser submetido ao sistema de tratamento descrito, é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 - Características físico-químicas do efluente industrial bruto e do efluente final do matadouro e frigorífico

PARÂMETRO	EFLUENTE BRUTO	EFLUENTE FINAL
pH	6,4	7,96
DBO ₅	1000 mg.L ⁻¹	127 mg.L ⁻¹
DQO	1634 mg.L ⁻¹	228 mg.L ⁻¹
Matéria sedimentável	5 mL.L ⁻¹ .h	< 0,10 mL.L ⁻¹ .h
Fósforo-total	16,67 mg.L ⁻¹	17,87 mg.L ⁻¹
Nitrogênio-total	-	60,34 mg.L ⁻¹
Turbidez	-	28 NTU

Fonte: Dados cedidos pela Empresa (2004).

3.2 AVALIAÇÃO DA LAGOA COM APLICAÇÃO DE AGUAPÉS (*E. CRASSIPES*)

3.2.1 Montagem do Experimento

Para implementação do experimento a célula escolhida foi a penúltima do sistema de tratamento, já apresentado no item 3.1 (Figuras 3 e 4). A célula em estudo, lagoa de decantação (E), na qual foi montado o experimento, possui uma área superficial de aproximadamente 4.200m^2 ; largura média de 63m; comprimento médio de 66,4m; profundidade média de 3,0m; volume de aproximadamente 7.000m^3 ; inclinação dos taludes internos 1:3, tempo de detenção de 5,2 dias, recebendo uma vazão diária de 1350m^3 .

Para montagem do experimento delimitou-se uma área de 870m^2 , na saída do efluente, montando-se uma barreira de contenção, com auxílio de 3 fios metálicos (arame liso) afastados entre si de 10 em 10cm, sustentados por sete suportes de isopor ($40\times 20\times 10\text{cm}$), como apresentado na Figura 5.



Figura 5 - Área delimitada para montagem do experimento.

A montagem do experimento foi executada em 30 de setembro de 2004. Em 04 de outubro de 2004 efetuou-se a caracterização do afluente e efluente da célula em estudo e, em 08 de outubro de 2004, iniciaram-se os estudos com a introdução das macrófitas aquáticas na área delimitada.

A colheita e o transporte das macrófitas aquáticas do lago da Usina Hidrelétrica de Itaipu para o local do experimento foram efetuados com vinte a trinta dias de antecedência, período de tempo destinado à adaptação biológica das plantas ao seu novo meio, como recomendado por KAWAI E GRIECO (1983). ROQUETE PINTO et al. (1986) recomendam um período um pouco maior de dois meses e meio. A adaptação ocorreu em uma região de nascentes próxima à entrada da quinta célula de tratamento, lagoa facultativa (F). Após o período de adaptação, as macrófitas foram pesadas, retirando-se previamente o excesso de água, e introduzidas na célula de tratamento em estudo, totalizando 175,50kg que ocuparam uma área de 30m², ou seja, aproximadamente 3,4% da área total delimitada, indicando uma distribuição de 5,85kg/m² de área coberta.

Os aguapés (*E. crassipes*) inseridos na área experimental, foram plantas jovens, com sistema radicular abundante, apresentando folhas com aparência uniforme e de cor entre o verde e o amarelo, com tamanho total variando em torno de 15 a 20cm e, aproximadamente, 5 cm de raiz e de 10 a 15 cm de caule e folhas.

Após a introdução das macrófitas na área experimental, fez-se o acompanhamento semanal do seu desenvolvimento, como pode ser visualizado na Figura 6, primeira e terceira semanas; Figura 7, sexta semana, e Figura 8, sétima semana, respectivamente. A cobertura total da área delimitada, de 870m², ocorreu na sétima semana.



Figura 6 - Acompanhamento do desenvolvimento das macrófitas na área experimental, durante a primeira e terceira semanas, respectivamente.



Figura 7 - Acompanhamento do desenvolvimento das macrófitas na área experimental, durante a sexta semana.

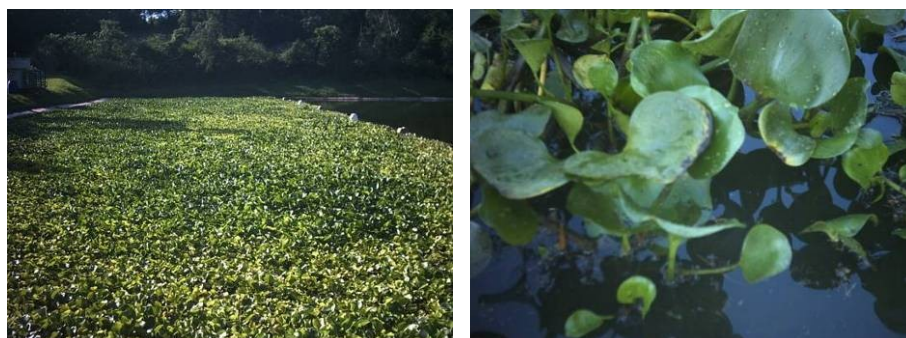


Figura 8 - Cobertura total da área delimitada - sétima semana.

3.2.2 Condução do Experimento

Após o preenchimento total da área em estudo, iniciou-se o processo de determinação da quantidade de biomassa concentrada por m^2 de área e da retirada periódica da biomassa em excesso. A retirada foi orientada pelo acompanhamento semanal e/ou quinzenal da densidade, expressa em kg de

aguapé por m² de área líquida coberta. Para verificação delimitava-se uma área de 1m² e pesavam-se as macrófitas existentes, verificando-se assim a densidade. Estrapolava-se este resultado para área total de 870m² obtendo-se a quantidade total de biomassa existente no sistema.

A retirada de biomassa foi realizada em períodos que variaram de 15 a 25 dias, dependendo da viabilidade operacional da empresa, com relação ao número de funcionários e equipamentos envolvidos no processo de manejo. A remoção foi efetuada de forma manual, com auxílio de garfos coletores, durante os 11 meses do experimento, como mostra a Figura 9. Quando necessária a remoção na borda interna da área delimitada foi efetuada com o auxílio de um barco. A biomassa removida foi destinada à compostagem, para posterior aplicação do composto em áreas de reflorestamento, pertencentes à própria Empresa.



Figura 9 - Remoção manual da biomassa em excesso.

No decorrer do experimento, durante os 11 meses (47 semanas) de desenvolvimento das macrófitas na lagoa, realizou-se além do controle da retirada de biomassa, o monitoramento de parâmetros físico-químicos, analisados com frequência mensal e parâmetros meteorológicos, coletados com frequência diária e/ou semanal.

Os parâmetros físico-químicos analisados foram determinados em amostras simples, coletadas no afluente e efluente da célula em estudo, conforme indicado por SILVA (1977). Os parâmetros avaliados no afluente e efluente (Tabela 3) foram analisados de acordo com as metodologias descritas em APHA (1998).

Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos avaliados durante o experimento na lagoa com aguapés

PARÂMETRO	MÉTODO	EXPRESSO	UNIDADE
pH	Potenciométrico	Unidade	-
DBO ₅	Diluição	O ₂	mg.L ⁻¹
DQO	Refluxo/ampola	O ₂	mg.L ⁻¹
Matéria sedimentável	Volumétrico	Sólidos	mL.L ⁻¹
Fósforo-total	Ácido ascórbico	P(PO ₄)	mg.L ⁻¹
Nitrogênio-total	Kjeldahl	N	mg.L ⁻¹
Nitrogênio amoniacal	-	N	mg.L ⁻¹
Nitrato	Redução com cádmio	N	mg.L ⁻¹
Temperatura	Direto-termômetro	-	°C

Os dados de temperatura ambiente e índice de precipitação pluviométrica foram obtidos junto à estação meteorológica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *campus* de Medianeira e estão ilustrados na Figura 10.

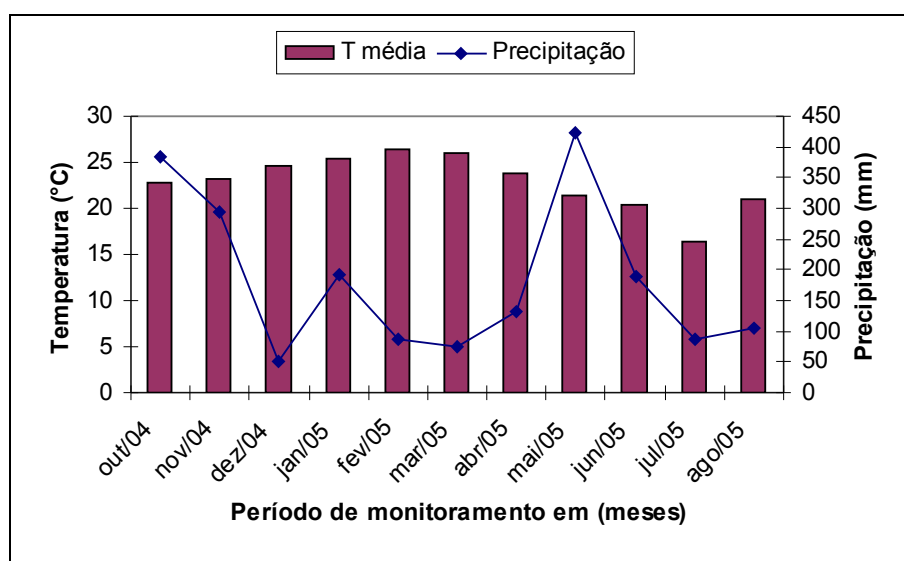


Figura 10 - Gráfico da temperatura média e do índice de precipitação pluviométrica para o período de realização do experimento

A temperatura média do ar foi de 22,9°C, com máxima de 26,5°C no mês de fevereiro (verão) e mínima de 16,5°C no mês de julho (inverno). Com relação ao índice de precipitação pluviométrica a média mensal foi de

183,4mm, com índices máximos nos meses de outubro e maio e mínimos nos meses de dezembro, fevereiro e março.

3.3 COMPOSTAGEM DA BIOMASSA DE AGUAPÉ (*E. CRASSIPES*)

A compostagem foi efetuada em escala piloto em uma área delimitada de 50m², ambiente desprotegido. Foram aplicados quatro tratamentos distintos com duas repetições por tratamento. As leiras foram preparadas com dimensões de 1,0 x 1,0 x 0,60m (comprimento x largura x altura). Os tratamentos aplicados com os diferentes substratos podem ser visualizados na Tabela 4.

Tabela 4 - Tratamentos empregados no experimento de compostagem

TRATAMENTOS	SUBSTRATO	PROPORÇÃO	RELAÇÃO C/N
T ₁	Aguapé (<i>E. crassipes</i>)	-	8,6
T ₂	Aguapé e dejetos suíno	7:1	8,83
T ₃	Aguapé, dejetos suíno e terra	7:1:0,67	8,2
T ₄	Aguapé, dejetos suíno e tripa celulósica	7:1:0,67	28

Os diferentes tratamentos foram testados com o intuito de definir o melhor tempo de compostagem e a melhor mistura de substratos a ser utilizada para produção do composto (adubo orgânico). Foram aproveitados os resíduos anteriormente descartados pela indústria, tais como os dejetos semi-sólidos de suínos, gerados na higienização das pocilgas e limpeza dos caminhões que transportam os suínos até a indústria - caminhões porcadeiros, assim como das tripas celulósicas geradas durante o processo de industrialização da salsicha.

Para caracterização dos diferentes substratos testados na compostagem, efetuaram-se as análises físico-químicas: carbono orgânico total, nitrogênio total, potássio, fósforo, umidade e cinzas. Após a montagem das leiras de compostagem, efetuou-se o monitoramento durante um período de 90 dias. Semanalmente foi avaliada a temperatura e, mensalmente, a umidade, cinzas, nitrogênio e carbono orgânico total (COT). As análises

físico-químicas para caracterização e monitoramento foram efetuadas pelo laboratório Solanálises Central de Análises Ltda - Cascavel/PR.

A temperatura das leiras de compostagem foi coletada semanalmente em cinco pontos distintos de cada leira, com auxílio de um termômetro digital de 15 cm tipo espeto Thermometer (-50°C a +150°C), efetuando-se após a coleta uma média aritmética entre os dados coletados em cada leira.

Efetuuou-se o processo de aeração por meio de reviramento manual, o ciclo de reviramento foi quinzenal.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 PRODUÇÃO E MANEJO DA BIOMASSA DE AGUAPÉ (*E. CRASSIPES*) NO SISTEMA DE TRATAMENTO

Os dados de desenvolvimento das plantas, a densidade e a biomassa removida mensalmente, ao longo do experimento, podem ser observados na Tabela 5.

Tabela 5 - Desenvolvimento das plantas, densidades mantidas e biomassa removida mensalmente

PERÍODO (MESES)	TAMANHO DAS PLANTAS (CM)	DENSIDADE (KG/M ²)	BIOMASSA REMOVIDA (KG)
Dezembro/04	37 a 50	14 a 15	1640
Janeiro/05	37 a 50	14 a 15	2180
Fevereiro/05	70 a 90	28	3200
Março/05	85 a 100	30	2010
Abril/05	85 a 100	30	4830
Mai/05	90 a 110	32	5640
Junho/05	90 a 110	32	6120
Julho/05	90 a 110	32	6200

A biomassa de aguapés jovens com tamanho total variando entre 15 e 20 cm, introduzida, inicialmente, na lagoa foi de 5,85 kg.m⁻². Estudos de OLIVEIRA et al. (2000), em planta piloto e DENÍCULI et al. (2000) indicam uma distribuição de 5,9 kg de planta por m² de área coberta com aguapé, para plantas jovens, porém não fazem referência ao tamanho das plantas testadas.

A partir da sétima semana, quando as macrófitas haviam coberto completamente a área delimitada, iniciou-se o processo de retirada da

biomassa, para manutenção da densidade ideal, definida para que as plantas tivessem área superficial livre adequada para o seu desenvolvimento. RODRIGUES (1985) recomenda uma área livre de 20 a 30% da área total, com retiradas no mínimo mensais. ROMITELLI (1983) ressalta que a colheita periódica em lagoas de aguapé é indicada para retirada final dos poluentes do sistema e para manutenção das plantas na fase de crescimento ativo.

A biomassa produzida nessas oito semanas iniciais foi de, aproximadamente, 14.100 Kg em uma área de 870 m², ou seja, aproximadamente, 270 kg.ha⁻¹.dia⁻¹. De acordo com RUBIO et al. (2004), a capacidade de produção de biomassa dessa espécie já foi calculada em 1000 kg.ha⁻¹.dia⁻¹. O tempo médio de duplicação das plantas é cerca de duas semanas (PERAZZA et al. 1985).

Após as oito semanas iniciais (dez/2004), a produção média de biomassa foi de 150 kg.ha⁻¹.dia⁻¹, com uma retirada de biomassa mensal de 2 a 4 toneladas.

Da nona (dez/2004), até a décima quarta semana (jan/2005), as plantas variaram de 30 a 40 cm de caule e folhas e de 7 a 10 cm de raiz, mantendo, nesse período, a densidade de 14 a 15 Kg.m⁻². Essa densidade foi definida como ideal para o experimento, em função do tamanho das plantas e do espaçamento adequado para que elas não submergissem. Plantas jovens ou adultas ocupam uma área superficial equivalente, porém com pesos bem diferentes, o que acarreta diferentes densidades durante o desenvolvimento do experimento.

Após a décima nona e vigésima semanas (fev/2005), as plantas tinham dobrado de tamanho e peso em relação às dimensões iniciais, com 60 a 70 cm de caule e folhas e 10 a 20 cm de raiz, adotando-se, nesse período, a densidade de aproximadamente 28 kg.m⁻².

Após a vigésima terceira semana (mar/2005), a densidade do sistema foi mantida em, aproximadamente, 30 kg de aguapé por m², com plantas variando de 70 a 80 cm de caule e folhas e 15 a 20 cm de raiz. De acordo com DINARDI (2003) e com MANFRINATO (1991), a média de produtividade de aguapé no Brasil, é bastante variável, da ordem de 250 a 300 toneladas por hectare, ou seja, 25 a 30 kg.m⁻². A partir da 30^a semana (mai/2005) manteve-se a densidade de 32 kg de aguapé por m².

Observou-se que a retirada da biomassa foi proporcional ao desenvolvimento das plantas durante todo experimento, com exceção do mês de março, no qual se retiraram 2010 kg de biomassa, quantidade inferior à esperada, devido a problemas operacionais. O ideal, de acordo com Stewart et al. (1980), citados por ROMITELLI (1983), seriam colheitas seletivas, procurando remover plantas velhas e doentes. Porém na prática, devido à grande área operacional, tal orientação não pôde ser efetivamente obedecida.

Os resultados relativos à quantidade de nitrogênio total e fósforo total, retidos pela biomassa removida do sistema, podem ser visualizados na Tabela 6. Na biomassa de aguapés encontrou-se um percentual médio de nitrogênio total de 4,28% e de fósforo total de 0,68%.

Tabela 6 - Biomassa removida mensalmente e massa de nitrogênio total e fósforo total retidos na biomassa removida

PERÍODO	BIOMASSA REMOVIDA (KG)	NITROGÊNIO TOTAL (KG)	FÓSFORO TOTAL (KG)
Dezembro/04	1640	70,2	11,2
Janeiro/05	2180	93,3	14,8
Fevereiro/05	3200	137,0	21,8
Março/05	2010	86,0	13,7
Abril/05	4830	206,7	32,8
Mai/05	5640	241,4	38,4
Junho/05	6120	261,9	41,6
Julho/05	6200	265,3	42,2

Na Figura 11 encontram-se os dados da temperatura média ambiente, observada durante o período de monitoramento e os dados de remoção da biomassa do sistema.

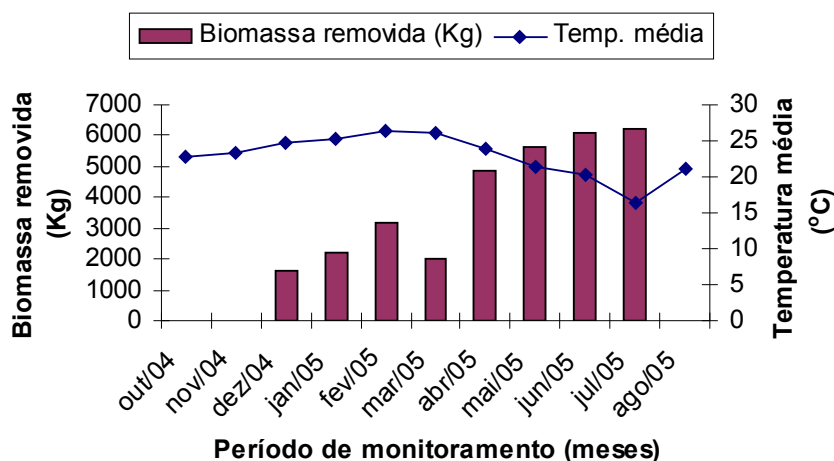


Figura 11 - Remoção da biomassa *versus* temperatura média, durante o período de realização do experimento.

Observaram-se, nos meses de outubro/2004 a abril/2005, temperaturas médias ótimas para o desenvolvimento das plantas, com crescente aumento de plantas e, conseqüentemente, uma retirada de biomassa proporcional, com exceção do mês de março. De acordo com KAWAI E GRIECO (1983), para se obter o crescimento máximo das plantas as temperaturas ótimas deverão estar na faixa de 21 a 30°C. PERAZZA et al. (1985) recomendam temperaturas ótimas na faixa de 20 a 30°C.

Nos meses de junho a agosto/2005, observou-se redução na temperatura média, contudo a retirada de biomassa do sistema manteve-se alta em função das plantas já terem atingido a fase adulta, estarem com uma densidade de 32 Kg.m⁻² e entrando no início do estágio de senescência.

Em agosto de 2005, após 328 dias (47 semanas), o experimento foi finalizado, quando as plantas atingiram o desenvolvimento máximo e entraram em estágio de senescência, como se pode observar na Figura 12.



Figura 12 - Macrófitas em estágio final de desenvolvimento.

Após esse período, em setembro de 2005, todas as plantas foram retiradas manualmente da lagoa de tratamento, aproximadamente 28 toneladas de aguapés, que foram direcionados para compostagem gerando mais de 4 toneladas de adubo orgânico.

No caso de se dar continuidade ao tratamento, um segundo lote de macrófitas com plantas jovens poderia ter sido inserido, num período de 30 a 40 dias antes da retirada completa do primeiro lote de macrófitas da lagoa, ou seja, no final do mês de julho, quando as macrófitas do primeiro lote já estavam entrando no início do estágio de senescência. Dessa forma, se asseguraria a remoção de poluentes no período de transição entre a retirada das plantas adultas em estágio final de desenvolvimento e a introdução de plantas jovens que dariam continuidade ao tratamento. Essas plantas, segundo lote, poderiam ser introduzidas em uma área delimitada com uma barreira de contenção, na extremidade oposta a área delimitada para a introdução do primeiro lote, pois áreas de borda facilitam o manejo de retirada da biomassa em excesso.

4.2 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA

O sistema foi monitorado mensalmente durante os 11 meses de experimento (47 semanas) e os parâmetros analisados podem ser visualizados nas Tabelas 7 e 8.

Tabela 7 - Resultados obtidos na avaliação físico-química do afluente da célula em estudo - Lagoa de decantação

AFLUENTE CÉLULA EM ESTUDO									
PARÂMETRO	DQO (mg.L ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)	pH	Turb. (NTU)	P _{TOTAL} (mg.L ⁻¹)	N _{TOTAL} (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	SS (mL.L ⁻¹ .h ⁻¹)
Out/2004	211,6	115	7,9	25	50	250	60	-	0,2
Nov/2004	315	232	7,3	5,7	17	31,9	2,95	57,0	0,8
Dez/2004	216	132	7,7	5,5	19	44,9	1,83	17,0	0,6
Jan/2005	255,3	219	7,4	41	13	30,1	1,94	27,0	0,1
Fev/2005	156	136	7,9	31	36	47,9	1,40	19,09	0,1
Mar/2005	201	168	7,8	13	13	77,2	0,85	2,2	0,1
Abr/2005	452	370	7,2	22	25	44,5	1,20	-	0,2
Mai/2005	313	78	7,6	80	27	58,3	0,90	-	< 0,1
Jun/2005	235	172	7,5	17	15	69,0	0,75	-	0,5
Jul/2005	253	200	7,5	24	19	62,1	0,82	-	0,2
Ago/2005	466	196	7,7	7	32	92,3	0,85	-	0,2

Tabela 8 - Resultados obtidos na avaliação físico-química do efluente da célula em estudo - Lagoa de decantação

EFLUENTE CÉLULA EM ESTUDO - EFLUENTE FINAL									
PARÂMETRO	DQO (mg.L ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)	pH	Turb. (NTU)	P _{TOTAL} (mg.L ⁻¹)	N _{TOTAL} (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	SS (mL.L ⁻¹ .h ⁻¹)
04/Out/2004	228	127	8,5	28	56	270	67	-	< 0,1
Nov/2004	104	56	7,8	4,8	15	26,6	1,55	-	< 0,1
Dez/2004	154	84	7,68	4,4	18	5,4	1,55	-	0,3
Jan/2005	194,2	168	7,9	22	11	20,6	1,55	18,0	< 0,1
Fev/2005	118	84	8,1	13	22	37,5	1,63	9,21	< 0,1
Mar/2005	162	130	7,8	7	14	61,7	0,78	3,1	< 0,1
Abr/2005	103	82	6,9	14	19	32,2	0,95	-	< 0,1

Mai/2005	176	45	7,9	37	23	45,3	0,75	-	< 0,1
Jun/2005	225	153	7,6	14	15	64,0	0,70	-	0,3
Jul/2005	239	180	7,7	20	17	60,0	0,78	-	0,1
Ago/2005	311	137	7,7	6	30	89,8	0,77	-	0,2

A Figura 13 apresenta os resultados da remoção de matéria orgânica (DQO e DBO) durante o período do experimento.

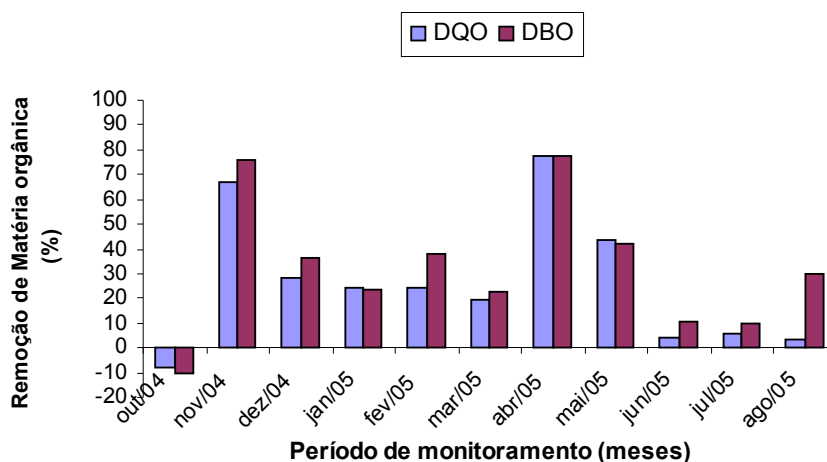


Figura 13 - Remoção de matéria orgânica durante o desenvolvimento do experimento.

Observa-se que antes da implementação do experimento, em outubro de 2004, a remoção da matéria orgânica mostra-se negativa na célula estudada.

Após o início do experimento, tanto para a DBO quanto para a DQO, observou-se uma maior eficiência de remoção nos dois primeiros meses, ou seja, nas oito primeiras semanas. Essa alta remoção está associada ao desenvolvimento inicial da *E. crassipes*, período conhecido como de “Estiolagem”, no qual as plantas se reproduzem por processos vegetativos, produzindo estalões ou estolhos (ROMITELLI, 1983). BRANCO e

BERNARDES (1983) constataram que a eficiência da remoção de poluentes, está bastante ligada ao estágio de crescimento das plantas e observaram que, com a diminuição do crescimento das plantas, a remoção de poluentes também diminui.

A eficiência média de remoção de DQO foi de 26,3% e de DBO de 32,5%, com remoção máxima de DQO de 77,2% e de DBO de 77,8%. Observou-se uma maior eficiência de remoção nos meses chuvosos e com temperatura superior a 20°C. Observações realizadas por BEYRUTH (2004), em um período de 2 anos, mostraram uma fase de intenso desenvolvimento para *E. crassipes* na primavera e verão, com plantas que atingiram o ápice de seu desenvolvimento vegetativo nestas estações.

Na Figura 14 são apresentados os resultados de remoção de nutrientes (P total, N total e N-NH₃) ao longo do período do experimento.

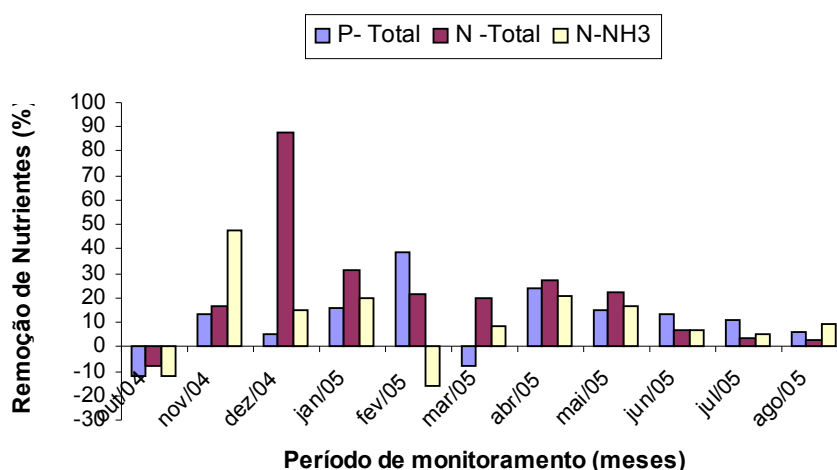


Figura 14 - Remoção de nutrientes durante o desenvolvimento do experimento.

Com relação à remoção de nutrientes, foram observadas remoções maiores, assim como a de matéria orgânica, porém, a partir de junho esse

percentual reduziu bruscamente. De acordo com BEYRUTH (2004), o desenvolvimento de plantas aquáticas sofre o efeito das variações sazonais. Estudos efetuados pelo autor confirmaram uma fase de mortandade mais intensa entre o outono e o inverno, sendo que no outono as plantas apresentavam-se em início do período de senescência que atingiu seu grau máximo no inverno, com plantas secando, morrendo e decaindo. A influência das variações sazonais sobre a remoção de poluentes também foi comprovada por GWENAELLE et al. (2001) em sistemas de *Wetlands*.

A remoção média de nitrogênio total (NTK) foi de 21,2% e a máxima de 87,9%; de nitrogênio amoniacal média de 11,0% e a máxima de 47,5%; de fósforo total média de 11,1% e máxima de 38,9%, para um tempo médio de detenção hidráulico de cinco dias. KAWAI e GRIECO (1983), em lagoas piloto com aguapé, construídas em concreto, com área de 72m², obtiveram uma remoção de 52% de nitrogênio total e 58% de fósforo, com tempo de detenção de 10 dias; de 12% de nitrogênio e 14% de fósforo com tempo de detenção de 2,5 dias. MORAES e RODRIGUES (2002) obtiveram uma redução média, em efluente de matadouro e frigorífico, de 60% para fósforo total e 55% para DQO, com tempo de detenção de 15 dias, com a utilização das macrófitas *E. crassipes*, *Salvinia sp.* e *Pistia estratiotes*. REIDEL (2004), aplicando *E. crassipes* como pós-tratamento de efluentes de abatedouro de aves, obteve remoções máximas de DQO de 73%, de nitrogênio total: 80% e de fósforo total: 39,2%, para um tempo de detenção de 5 dias.

Nos despejos de matadouros e frigoríficos encontra-se o nitrogênio, principalmente, na forma orgânica (BRAILE; CAVALCANTI, 1993). No efluente analisado, o nitrogênio encontra-se, principalmente, na forma de nitrogênio total (NTK) que corresponde ao nitrogênio orgânico, mais a amônia e íon amônio (METCALF; EDDY, 2003).

A Figura 15 apresenta o gráfico do potencial hidrogeniônico do afluente e efluente à célula em estudo.

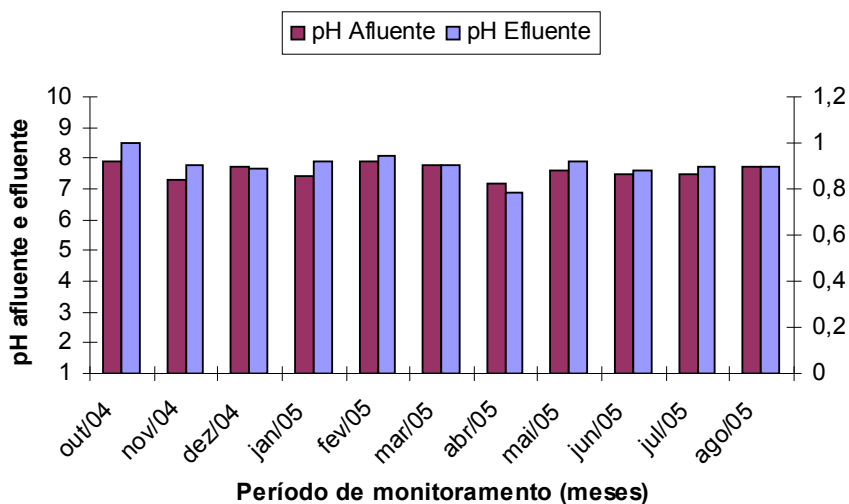


Figura 15 - Gráfico do potencial hidrogeniônico do afluente e efluente à célula em estudo.

Com relação ao potencial hidrogeniônico (pH), observa-se, na Figura 14, que não houve grande variação. O pH médio, durante os 11 meses de monitoramento, foi de 7,6 para o afluente e 7,8 para o efluente final. A faixa de pH ideal para o crescimento de aguapés é de 4 a 8 (ROMITELLI, 1983).

Na Figura 16 são apresentados os valores de turbidez nas amostras afluentes e efluentes a célula em estudo, assim como as médias mensais de precipitação pluviométrica ocorridas durante todo o período de monitoramento.

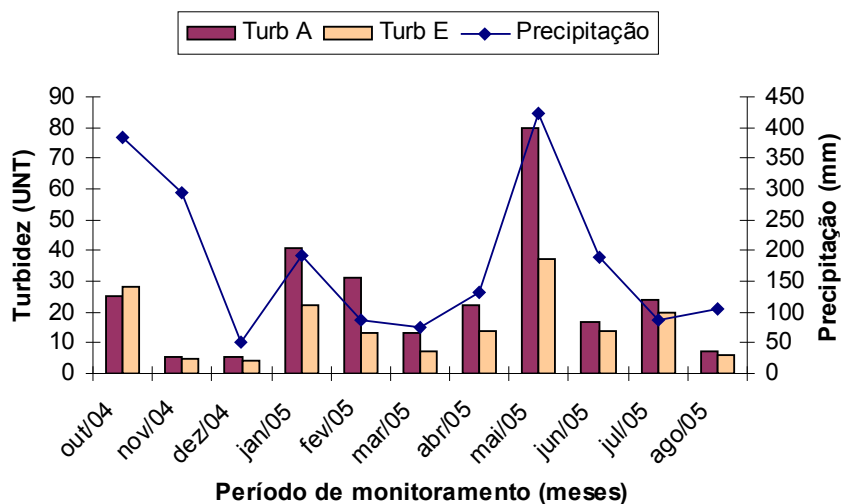


Figura 16 - Gráfico da turbidez afluente e efluente à célula em estudo *versus* índice de precipitação pluviométrica.

Observou-se aumento da turbidez afluente nos meses com maior índice de precipitação pluviométrica, sendo a turbidez afluente máxima no mês de maio. Com relação à diminuição da turbidez, esta se encontrava negativa no início do tratamento, em outubro/2004, e, logo após a introdução das plantas, a eficiência manteve-se positiva durante todo período de monitoramento, com remoção máxima de turbidez nos meses de fevereiro, maio e janeiro, com valores de 58,1%; 53,8% e 46,3%, respectivamente, para um tempo de detenção de 5 dias.

ARANTES (2002) obteve com a aplicação da *E. crassipes*, em efluentes domésticos de uma comunidade rural, uma redução de 57% da turbidez. REIDEL (2004), aplicando aguapés (*E. crassipes*) como pós-tratamento de efluentes de um abatedouro de aves, obteve uma remoção máxima de turbidez de 95%, para um tempo de detenção de 5 dias.

Com relação aos sólidos sedimentáveis, observou-se que a sua concentração no afluente da célula em estudo (Tabela 7) já se encontrava

abaixo da especificada pela Resolução nº357/05 - CONAMA, que estipula uma concentração máxima de $1\text{mL.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$, em função da alta eficiência na operação de decantação primária situada a montante do tratamento secundário. (CONAMA, 2005).

4.3 COMPOSTAGEM DA BIOMASSA DE AGUAPÉ (*E. CRASSIPES*)

Os resultados das análises físico-químicas realizadas nos substratos testados na compostagem são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Caracterização dos diferentes substratos testados no processo de compostagem

SUBSTRATO	N total (%)	P total (%)	K (%)	COT (%)	UMIDADE (%)	SV (%)	C/N
Aguapé	4,28	0,68	3,4	36,69	83,71	85,92	8,6
Dejeto de suíno	3,65	2,5	3,1	38,2	54,17	-	10,5
Terra	0,49	0,23	0,1	0,39	1,48	12,80	0,8
Tripa celulósica	0,17	0,097	0,1	44,02	5,96	99,89	259

KAWAI E GRIECO (1983) encontraram percentuais médios de 37% de carbono, 3,1% de nitrogênio e 0,54% de fósforo em aguapés produzidos em lagoas experimentais. O'Brien (1980), citado por KAWAI E GRIECO (1983), afirma que o percentual de Carbono, na composição química do aguapé, varia na faixa de 36,9 a 51,6%; o nitrogênio de 1,56 a 3,94% e o fósforo de 0,31 a 0,89%. GOYAL et al. (2005), avaliando diferentes substratos para produção de compostos orgânicos, obteve para o jacinto d'água (aguapé), um percentual de 41,8% de carbono orgânico total (COT) e 2,31% para nitrogênio total.

A Figura 17 apresenta as leiras no início do período de compostagem, tratamentos T₁, T₂, T₃ e T₄, respectivamente.

T₁T₂T₃T₄

Figura 17 - Leiras no início do período de compostagem.

Legenda : T₁ - Aguapé (*E. crassipes*) ;
T₂ - Aguapé e dejetos suíno;
T₃ - Aguapé, dejetos suíno e terra;
T₄ - Aguapé, dejetos suíno e tripa celulósica.

Os resultados obtidos durante o processo de compostagem podem ser visualizados na Tabela 10.

Tabela 10 - Valores N total, umidade, cinzas e relação C/N aos 30, 60 e 90 dias de compostagem

TRATAMENTOS		N (%)			C (%)			UMIDADE (%)			Cinzas			C/N		
		30	60	90	30	60	90	30	60	90	30	60	90	30	60	90
T ₁	1	2,16	1,97	2,1	8,4	7	5	43,9	31,2	29	64	67	-	3,9	3,6	2,4
	2	2,33	2,12	2,5	13,3	11	10	39,3	30,5	26,8	60	61	-	5,7	5,2	4
T ₂	1	0,8	1,17	1,1	9,2	8	6,5	30,2	28,4	27,2	69	70	-	11,5	6,8	5,9
	2	0,62	1,88	1,9	7,4	8	7	48,4	35,7	28,9	80	68	-	11,9	4,3	3,7
T ₃	1	0,36	0,83	0,92	4,1	4	4,5	30,9	31,5	31,6	84	77	-	11,4	4,8	4,9
	2	0,28	1,25	1,2	4,3	2,5	2,7	32,2	29,3	20,4	82	80	-	15,4	2	2,3
T ₄	1	0,32	0,92	0,87	5	5	4,5	24,3	29,8	29,1	81	77	-	15,6	5,4	5,2
	2	0,57	1,28	1,17	5,5	11	10	32,5	30,9	21	76	68	-	9,6	8,6	8,5

Observa-se na Tabela 10, que o conteúdo de carbono diminuiu com o progresso da decomposição, de acordo com BIDONE (1999), isso ocorre, principalmente, devido às perdas de carbono como dióxido de carbono. Para KIEHL (1998), o carbono é utilizado como fonte de energia e o nitrogênio como fonte básica para reprodução e crescimento celular.

No início da compostagem a quantidade de nitrogênio observada na caracterização dos diferentes substratos variou de 0,17 a 4,28%. A maior quantidade de N foi observada no substrato aguapé (*E. crassipes*) - Tratamento T₁. Após o período de 90 dias de compostagem, somente o Tratamento T₁ apresentou valor de nitrogênio dentro do intervalo ótimo para o composto pronto, de 1,8 a 3,5%. Os demais tratamentos apresentaram valores inferiores a 1,8% (KIEHL; PORTA, 1980).

O nitrogênio total nos tratamentos (T₂, T₃ e T₄) aumentou com o tempo. No caso do aguapé (*E. crassipes*) – tratamento (T₁), observou-se uma diminuição do N total nas amostras coletadas após 30 dias. Segundo GOYAL et al. (2005) a diminuição do nitrogênio nos estágios iniciais de decomposição ocorre devido às perdas de nitrogênio na forma de amônia, que dependem do tipo de material e da proporção C/N. De acordo com Reddy et al. (1979) e Sanchez-Monedero et al. (2001), citados por GOYAL et al. (2005), a compostagem de materiais com baixa proporção C/N resulta em maiores perdas de N que a de materiais com alta proporção C/N. Essa perda de N pode ocorrer pela volatilização, na forma de amônia, quando ele se encontra em excesso com relação ao carbono presente no substrato. A relação adequada

fica em torno de 30/1, segundo PEREIRA NETO (1996), e de 25/1 a 30/1, de acordo com KIEHL (1998).

O tratamento (T4) agregou a tripa celulósica, resíduo inicialmente descartado com ônus, com a utilização desse resíduo que possui uma relação C/N de 259, atingiu-se, inicialmente, nas leiras de compostagem (T4) uma relação C/N próxima de 28, adequada para partida do processo. Nos demais tratamentos essa relação C/N inicial foi inferior à adequada.

Observou-se que a relação C/N sofreu uma redução significativa, no período de 30 a 90 dias de compostagem, para todos os tratamentos. Já no período de 60 a 90 dias o tratamento T4 apresentou a menor redução na relação C/N, indicando nesse período uma maior estabilização do composto orgânico (T4), em relação aos demais tratamentos aplicados.

Com relação à umidade do composto orgânico obtido, em média, os quatro tratamentos distintos obtiveram um bom percentual de umidade que, de acordo com KIEHL e PORTA (1980), deve variar de 25 a 35%.

Durante o experimento foi efetuado um monitoramento semanal da temperatura média interna das pilhas de compostagem e da temperatura média ambiente, cujos resultados podem ser observados na Figura 18.

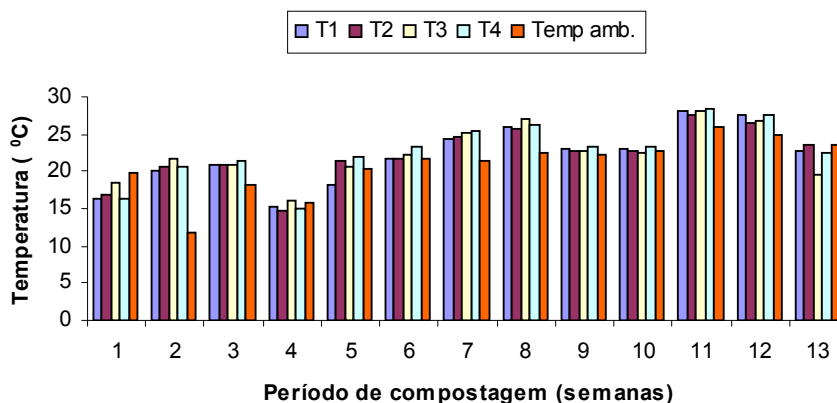


Figura 18 - Valores da temperatura média no interior das leiras com plantas aquáticas, em função dos tratamentos e temperatura ambiente.

Como se pode observar na Figura 18, houve aumento inicial de temperatura em todos os tratamentos, sendo superiores aos da temperatura ambiente a partir da segunda semana de compostagem. Os valores de temperatura ficaram abaixo do ideal para o processo de decomposição. KIEHL (1998) afirma que a temperatura, principalmente na etapa que vai de 0 a 30 dias, deve ser de até 55°C. Provavelmente esse fato tenha ocorrido devido ao tamanho das partículas submetidas à decomposição, pois o substrato não passou por um processo de trituração prévia, bem como devido ao tamanho das leiras de compostagem.

CEZAR et al. (2005), em ensaios de compostagem efetuados com plantas aquáticas por um período de 90 dias, observaram temperaturas que variaram de, aproximadamente, 10 a 30°C. GOYAL et al. (2005), em ensaios de compostagem efetuados com diferentes resíduos orgânicos, observaram uma temperatura inicial de 28 a 30°C e após 14 dias, no tratamento com aguapé (jacinto d'água), observaram uma temperatura de 46°C, que depois caiu gradativamente.

Embora não se tenha observado nas leiras de compostagem valores ideais de temperatura para o processo de decomposição, nos quatro tratamentos distintos o material foi compostado como demonstrado pelos dados de redução da relação C/N (Tabela 10). De acordo com GOYAL et al. (2005), não há um parâmetro único que possa ser usado como indicador apropriado de maturidade de uma grande variedade de compostos preparados com diferentes materiais, porém uma relação que é freqüentemente utilizada como índice de maturidade é a proporção C/N, quando um resíduo é compostado geralmente existe uma redução nesta proporção.

Os volumes das pilhas de compostagem no início e no término do experimento são apresentados na Figura 19.

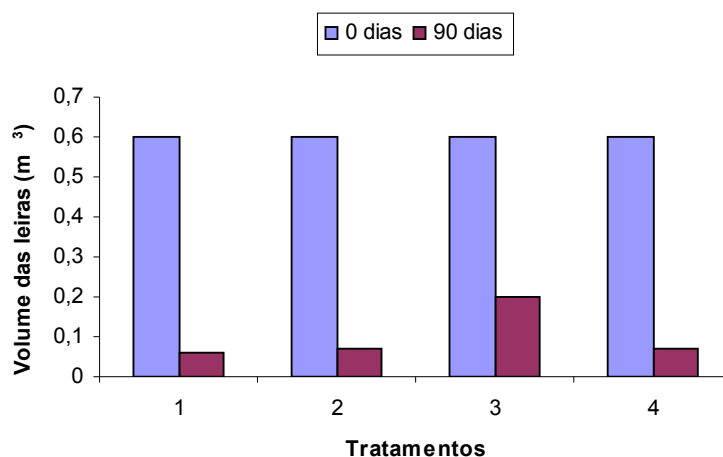


Figura 19 - Volumes das leiras no início e no término da compostagem.

Observou-se redução de, aproximadamente, 90% no volume do tratamento T₁, de 88% nos volumes dos tratamentos T₂ e T₄ e de 67% no tratamento T₃. CEZAR et al. (2005), em ensaios de compostagem efetuados com plantas aquáticas em leiras de 2,5 m³, observaram redução de 80% do volume, em um período de 90 dias.

Aplicando-se o tratamento (T4) a todas as plantas retiradas da lagoa ao final do ciclo de tratamento, aproximadamente 28 toneladas de aguapés, poderiam ser obtidas cerca de 3,4 toneladas de adubo orgânico. Sendo que aos 90 dias de compostagem o percentual médio de nitrogênio total existente no composto (T4) foi de 1,02%, representando 34,7 Kg de nitrogênio total, nas 3,4 toneladas de adubo orgânico.

Avaliando-se mensalmente a quantidade de biomassa removida do sistema e considerando-se a aplicação do tratamento (T4) com um período de compostagem de 90 dias e com um percentual médio de nitrogênio total existente no composto de 1,02%, obtêm-se os dados de quantidade de composto orgânico que poderia ser produzido e da massa de nitrogênio total presente nesse composto (Tabela 11).

Tabela 11 - Biomassa removida mensalmente, quantidade de composto produzido aplicando-se (T_4) com período de compostagem de 90 dias e massa de nitrogênio total presente no composto orgânico produzido

PERÍODO (MESES)	BIOMASSA REMOVIDA (KG)	COMPOSTO ORGÂNICO (KG)	NITROGÊNIO TOTAL (KG)
Dezembro/04	1640	196,8	2,0
Janeiro/05	2180	261,6	2,7
Fevereiro/05	3200	384,0	3,9
Março/05	2010	241,2	2,5
Abril/05	4830	579,6	5,9
Maio/05	5640	676,8	6,9
Junho/05	6120	734,4	7,5
Julho/05	6200	744,0	7,6

As Figuras 20 e 21 apresentam as leiras de compostagem no período de 60 e 90 dias de compostagem, tratamentos T_1 , T_2 , T_3 e T_4 .



Figura 20 - Leiras após 60 dias de compostagem.



Figura 21 - Leiras após 90 dias de compostagem - término da compostagem.

5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos com a aplicação da *E. crassipes* em efluente de matadouro e frigorífico mostraram-se bons quanto à remoção de matéria orgânica (DQO e DBO) e nutrientes (N_{total}, N-amoniaco e P_{total}), principalmente na fase inicial de desenvolvimento das plantas aquáticas.

Durante o inverno a remoção de poluentes reduziu bruscamente, o que pode estar associado ao efeito das variações sazonais e à influência do estágio de desenvolvimento das plantas que, nesse período, já tinham atingido a fase adulta.

Considerando a relação C/N, como um indicador da maturidade do composto, o tratamento T4 (aguapé, dejetos e tripa celulósica) obteve o menor período de estabilização do composto orgânico: 60 dias. Este tratamento é indicado para compostagem de toda a biomassa removida do sistema, por necessitar de um menor período para estabilização e, conseqüentemente, menor área destinada à compostagem e por agregar valor à tripa celulósica, resíduo que acarreta ônus à empresa no descarte.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed., Washington, DC: APHA, 1998.

ARANTES, L. A. **Utilização de lagoas de maturação com aquapé - *eichhornia crassipes* (Mart. Solms) no tratamento terciário de efluentes domésticos de uma comunidade rural**. Botucatu - SP, 2002, 122 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agronômicas, UNESP.

BEYRUTH, Z. Macrófitas aquáticas de um lago marginal ao rio Embu-mirim, São Paulo, Brasil. **Revista Saúde Pública**. v. 26, n. 4, 1992. Disponível em: <<http://www.scielo.br>>. Acesso em: 26 nov. 2004.

BIDONE, F. R. A; PAVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999, 120 p.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento e águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRANCO, S. M.; BERNARDES, R. S. Culturas hidropônicas como forma de remoção e reciclagem de nutrientes minerais dos efluentes de sistemas de tratamento de esgotos. **Revista DAE**, São Paulo. n.134, p. 113-115. 1983.

CARR, G. M. et al. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. **Aquatic Botanic; Elsevier Science**, USA. v. 59, n. 3, p. 195-215, 1997.

CEZAR, V. R. S. et al. Avaliação da degradação de macrófitas aquáticas descartadas em ambiente protegido. **Planta Daninha**, Viçosa. v. 23, n. 2, p. 255-261. abr/jun 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2005.

DENÍCULI, W. et al. Uso de aguapés na redução de sólidos totais de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 8, n. 1, p. 38-51, 2000.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle da poluição ambiental**. 2. ed. São Paulo: Signus, 2000. 164 p.

DIAS, S. M. Tratamento de efluentes em zonas húmidas construídas ou leito de Macrófitas. **Boletim de Biotecnologia**, Portugal. n. 60, 1998. Disponível em: <<http://www.aseeb.isr.ist.utl.pt/dct/EcoEro/TratamentoEfluentes/sld013.htm>>. Acesso em: 13 fev. 2006.

DINARDI, A. L. Fitorremediação. FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, 3. 2003, Rio Claro. **Anais...** São Paulo: Faculdades Integradas Claretianas. 2003. p. 1-14.

DUARTE, A. et al. **Ecotoxicologia e remoção de poluentes** - Estudos na Península Ibérica. Lisboa: Stória Editores, 2002. 252 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de liminologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

GRADY, C. P. L. et al. **Biological Wastewater Treatment**. 2. ed. New York: Marcel Dekker, 1999. 1076 p.

GOYAL, S. et al. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. **Bioresource Technology ; Elsevier Science**, USA. v. 96, n. 14, p. 1584-1591, 2005.

GWENAELLE, O. L. et al. Release of trace elements in Wetlands role of seasonal variability. **Water Research; Elsevier Science**, Great Britain. v. 35, n. 4, p. 943-952, 2001.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP. **Manual de licenciamento**. Curitiba: IAP, 1998. p. 1-8.

IMHOFF, K.; IMHOFF K. **Manual de tratamento de águas residuárias**. 1. reimpressão. Tradução da 26ª edição alemã (1996). Traduzido por Max Lothar Hess. São Paulo: Edgard Blücher, 1998. 301 p.

KAWAI, H.; GRIECO, V. M. Utilização do aguapé para tratamentos de esgoto doméstico. Estabelecimento de critérios de dimensionamento de lagoa de aguapé e abordagem de alguns problemas operacionais. **Revista DAE**, São Paulo. n. 135, p. 79-90, 1983.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem**: maturação e qualidade do composto. Piracicaba: E. J. Kiehl, 1998, 171 p.

KIEL, E. J.; PORTA, A. **Análises de lixo e composto**. Piracicaba: Departamento de Solos, Geologia e Fertilizantes - ESALQ, 1980. 55 p.

KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering; Elsevier Science**, USA. v. 16, n. 4, p. 545-560, 2001.

LIMA, et al. Crescimento e absorção de alguns elementos químicos em aguapé, alface da água e lentilha da água, no período de inverno, em Pinhais-PR. SEMINÁRIO DO PROJETO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, 4, 2003, Curitiba-PR. **Resumos...** Curitiba-PR: Companhia de Saneamento do Paraná, 2003. p.1-3.

MANFRINATO, E. S. **O aguapé – fatos e fofocas**. Problemas ambientais brasileiros. São Paulo: Fundação Salim Farah Maluf, 1991. p. 109-112.

MEDEIROS et al. Estudo da biomassa de aguapés, para produção de seu concentrado protéico. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 19, n. 2, p. 226-230,1999.

METCALF, L.; EDDY H. **Wastewater engineering: Treatment and reuse**. Boston: McGraw – Hill, 2003. 1819 p.

MORAES, A. J.; RODRIGUES, J. B. **Remoção de fósforo com uso de macrófitas em lagoa facultativa de frigorífico**. Medianeira, 2002. 52 f. Monografia (Graduação em Tecnologia Ambiental) - Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná.

MOSSÉ et al. Utilização de lagoas de maturação com aguapé (*Eichhornia crassipes*) na remoção de algas e coliformes em efluentes de lagoas de estabilização. **Revista Engenharia Sanitária**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, p. 72-76, 1980.

OLIVEIRA, R. A. et al. Redução da demanda bioquímica de oxigênio de águas residuárias da suinocultura com o emprego da macrófita aquática. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande. v. 4, n. 1, p. 81-86, 2000.

PARANÁ. **Paraná Agroindustrial**. Disponível em: <<http://www.tecpar.br>>. Acesso em: 25 fev. 2005.

PERAZZA, M. C. et al. O Aguapé: meios de controle e possibilidades de utilização. **Revista DAE**, São Paulo. n. 125, p.18-24, 1985.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem**: Processo de baixo custo. Belo Horizonte: UNICEF, 1996. 56 p.

POMPÊO, M. L. M. **Hidropônica e as macrófitas aquáticas**. Disponível em: <<http://vivimarc.sites.uol.com.br/hidroponia.htm>>. Acesso em: 25 fev. 2005.

REIDEL, A. **Pós-tratamento de efluentes de agroindústria em sistema com aguapé *eichhornia crassipes* (Mart. Solms) e sua utilização na piscicultura**. Cascavel, 2004, 73 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). - Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

REDDY, K. R. Fate of nitrogen and phosphorus in a waste-water retention reservoir containing aquatic macrophytes. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 12, n. 1, p. 137-141, 1983.

RODRIGUES, N. S. **Aguapé, uma alternativa no tratamento de esgotos**. São Paulo: Pau-Brasil, 1985, v. 5.

ROMITELLI, M. S. Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do gênero *eichhornia*. **Revista DAE**, São Paulo, n. 133, p. 66-88, 1983.

ROQUETE PINTO, C. L. et al. Utilização de planta aquática "*eichhornia crassipes*" (aguapé) para controle da poluição e aproveitamento industrial. Uma tecnologia alternativa. **Informativo INT**, Rio de Janeiro. v. 18, n. 37, p. 26-32, set/dez, 1986.

RUBIO, J. et al. Plantas aquáticas secas: uma alternativa moderna para remoção de metais pesados e efluentes industriais. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 1- jan/mar e n. 2 - abr/jun, p. 19-24, 2000.

RUBIO, J. et al. Plantas Aquáticas: sorventes naturais. **Revista Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 35, n. 205, p. 68-71, 2004.

SILVA, M. O. S. A. **Análises físico-químicas para controle de tratamento de esgotos**. São Paulo: Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, 1977. 225 p.

STEWART, E. A. et al. Review of operations and performance data on five water hyacinth based treatment systems in Flórida. In: REDDY K. R.; SMITH, W. H. **Aquatic plants for water treatment and resource recovery**. Florida: Magnolia Publishing. 1987. p. 279-294.

TRIPATHI B. D. et al. **Nitrogen and phosphorus removal-capacity of 4 chosen aquatic macrophytes in tropical fresh-water ponds**. Disponível em: <<http://wos02.isiknowledge.com>>. Acesso em: 25 fev. 2005.

TRIPATHI, B. D.; UPADHYAY, A. R. Dairy effluent polishing by aquatic macrophytes. **Water, Air & Soil Pollution**, Netherlands, v. 143, n. 14, p. 377-385, 2003.

VILAS BOAS, E. V. B. et al. **Manejo de resíduos da agroindústria**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 110 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos** - Princípios de tratamento biológico de águas residuárias. v. 1 Belo Horizonte: DESA-UFMG. 1996, 243 p.

WOLVERTON, B. C.; McDONALD, R. The water hyacinth: From prolific pest to potential provider. **Ambio**. USA, v. 8, n. 1, p. 2-9, 1979.

ZÁGOVÁ, Z. et al. Is it realistic to use water hyacinth for wastewater treatment and nutrient removal in Central Europe ? **Water Science Technology**. Great Britain, v. 30, n. 8, p. 301-311, 1994.