

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE
PROCESSOS**

**TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UMA
RECICLADORA DE PLÁSTICOS UTILIZANDO
COAGULANTE NÃO METÁLICO E COMPOSTAGEM**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Dionísio Júnior Casali

**Santa Maria, RS, Brasil
2011.**

PPGEPPro/UFSM, RS

CASALI, Dionísio Júnior

Mestre

2011

TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UMA RECICLADORA DE PLÁSTICOS UTILIZANDO COAGULANTE NÃO METÁLICO E COMPOSTAGEM

Dionísio Júnior Casali

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos, Área de Concentração de Processos Agroindustriais, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia de Processos**

Orientador: Prof. Dr. Djalma Dias da Silveira

**Santa Maria, RS, Brasil
2011**

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Tecnologia
Departamento de Engenharia Química**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UMA RECICLADORA DE
PLÁSTICOS UTILIZANDO COAGULANTE NÃO METÁLICO E
COMPOSTAGEM**

elaborada por
Dionísio Júnior Casali

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Engenharia de Processos

COMISSÃO EXAMINADORA:

Djalma Dias da Silveira, Dr.
(Presidente/Orientador)

Sérgio R. Mortari, Dr. (UNIFRA)

Rodrigo J. S. Jacques, Dr. (UFSM)

Santa Maria, 27 de maio de 2011.

Dedico o presente trabalho

aos meus pais, Dionísio e Rosane Casali, em retribuição a dedicação para comigo, acreditando em meu potencial. À minha esposa Renata, pela compreensão e por me dar forças para seguir adiante.

AGRADECIMENTOS

Ao **Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos** da Universidade Federal de Santa Maria por possibilitar o aprimoramento de minhas atribuições e conhecimentos científicos.

À **Embalagens Plásticas União LTDA**, por permitir o desenvolvimento prático do projeto em sua indústria e por todo o suporte técnico oferecido.

Ao **Departamento de Solos** da UFSM, que forneceu o espaço físico e apoio científico, em especial ao Prof. Dr. **Rodrigo Jacques** pela disponibilidade em atender sempre que as dúvidas surgiam com suas sugestões pertinentes para o aprimoramento do trabalho e aos colegas Antônio e Daniel pela grande ajuda e troca de conhecimentos.

As empresas **TANAC**, **FAXON** e **KLINTEX**, pelo fornecimento dos produtos químicos.

Ao **LAQIA** da UFSM, pela colaboração com as análises químicas.

Ao **Laboratório da Engenharia Química** da UFSM em especial ao Alfeu e Helena, por toda a ajuda e paciência.

Ao **Laboratório de Parasitologia Animal** da UFSM, em especial a Camila pelo interesse e dedicação.

Ao Prof. Dr. **Djalma Dias da Silveira**, não só pela orientação durante a realização do trabalho, mas também por compartilhar seu conhecimento, sabedoria e amizade.

Ao Prof. Dr. **Sérgio Mortari** pelas sugestões para o aprimoramento do trabalho e participação na banca examinadora.

Aos amigos do Departamento de Engenharia Química da UFSM pela amizade e o companheirismo em todos os momentos.

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos
Universidade Federal de Santa Maria

TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UMA RECICLADORA DE PLÁSTICOS UTILIZANDO COAGULANTE NÃO METÁLICO E COMPOSTAGEM

AUTOR: DIONÍSIO JÚNIOR CASALI

ORIENTADOR: DJALMA DIAS DA SILVEIRA

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 27 de maio de 2011.

O plástico é considerado a matéria prima mais utilizada no mundo moderno, sua reciclagem é de vital importância para a sociedade e ambiente, contudo esta atividade gera um efluente líquido, com alta carga orgânica, a qual deve ser corretamente tratada. Os métodos tradicionais de tratamento físico-químico, via floculação comumente utilizam coagulantes a base de alumínio ou ferro, porém o lodo gerado nesse processo acaba por conter metais pesados, podendo resultar num lodo impróprio para outro fim a não ser a destinação para aterros industriais. Neste trabalho foi desenvolvido um tratamento ambientalmente adequado de efluente de uma indústria de reciclagem de resíduo plástico de polietileno, utilizando tanino vegetal como agente floculante. Obteve-se reduções na DQO de 78,4%, e de alguns metais pesados acima de 90%. Com o lodo resultante foi feita a compostagem com emprego de leiras cônicas utilizando campo nativo e casca de arroz como substratos vegetais resultando em um composto que pode ser utilizado como adubo orgânico. O emprego de taninos vegetais mostrou-se perfeitamente adequado em frente aos coagulantes metálicos tradicionais, com a vantagem de seu lodo poder servir de insumo para compostagem gerando adubo orgânico passível de aplicação agrícola.

Palavras chave: reciclagem de plásticos; tanino vegetal; compostagem.

ABSTRACT

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos
Universidade Federal de Santa Maria

EFFLUENT TREATMENT FROM THE PLASTIC RECYCLING INDUSTRY USING NON-METALLIC COAGULANT AND COMPOSTING

AUTHOR: DIONÍSIO JÚNIOR CASALI
ADVISOR: DJALMA DIAS DA SILVEIRA

Plastic is the most consumed raw material in the modern world and recycling is vitally important, both in society and the environment, however this activity generates a liquid effluent with high organic values which must be properly treated. The traditional physical chemical treatment method using coagulation generally features aluminum or iron based coagulants, however the slurry generated in this process contains heavy metals, resulting in improper slurry that is not suitable for any other application and must be directed to an industrial landfill. This study details an environmentally friendly process for effluent treatment, with organic tannin using as a flocculant agent on waste water from the polypropylene plastic recycling industry. Results show a 78.4% COD reduction and more than 90% of some heavy metal contamination had been removed. With the resulting slurry composting was carried out, utilizing conic windrows with native grass and rice hull as organic substrates, obtaining a compound that can be used as organic fertilizer. The organic tannin application proved to be a perfectly suitable coagulant opposite traditional metallic-based coagulants, and had the advantage that the slurry can be used as a composting raw material to produce a natural fertilizer liable for agricultural applications.

Keywords: plastic recycling; organic tannin; composting.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Suprimento da indústria de transformação de plástico.....	29
FIGURA 2 - Fluxograma simplificado de um processo de reciclagem mecânica.....	31
FIGURA 3 - Estrutura química do coagulante orgânico.....	37
FIGURA 4 - Esquema generalizado das transformações e ciclagem de C, N, P e S no sistema solo-planta mediados pela microbiota do solo.....	50
FIGURA 5 - Esquema simplificado do processo de compostagem.....	51
FIGURA 6 - Modelo típico da evolução da temperatura de uma leira em compostagem.....	52
FIGURA 7 - Resposta da microbiota e dinâmica de processos de mineralização de resíduos orgânicos em relação à disponibilidade de nutrientes no solo.....	63
FIGURA 8 - I. Fluxograma da reciclagem do PEAD e PEBD II. Fluxograma do tratamento do efluente líquido e compostagem do lodo.....	81
FIGURA 9 - Segundo tanque de lavagem do plástico picado.....	83
FIGURA 10 - Secadores centrífugos em série.....	84
FIGURA 11 - Efluente resultante do processo de lavagem dos plásticos.....	85
FIGURA 12 - Ensaio de jar test utilizando Tanfloc SL.....	86
FIGURA 13 - Comportamento dos diferentes coagulantes no jar test.....	87
FIGURA 14 - Tanque de sedimentação do efluente.....	89
FIGURA 15 - Tanque cônico onde ocorre o processo físico-químico de tratamento.....	90
FIGURA 16 - Leito de secagem em construção.....	91
FIGURA 17 - Ensaio de jar test na indústria.....	92
FIGURA 18 - Variação dos principais parâmetros físico-químicos do efluente de entrada.....	98
FIGURA 19 - Variação dos principais parâmetros físico-químicos do efluente de saída, após tratamento com tanino vegetal.....	98
FIGURA 20 - Valores de pH na entrada e saída do tratamento, durante 3 semanas de operação.....	100
FIGURA 21 - Valores diários da DQO na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.....	102
FIGURA 22 - Valores diários da DBO na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.....	103
FIGURA 23 - Valores diários da cor na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.....	104

FIGURA 24 - Valores diários da turbidez na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.....	105
FIGURA 25 - Valores diários de nitrogênio total na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.....	107
FIGURA 26 - Valores diários de fósforo na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.....	108
FIGURA 27 - Valores diários de óleos e graxas na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.....	110
FIGURA 28 - Valores diários dos sólidos suspensos na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.....	111
FIGURA 29 - Valores diários dos sólidos dissolvidos na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.....	113
FIGURA 30 - Retirada do lodo desaguado.....	117
FIGURA 31 - Construção da leira de casca de arroz e lodo desaguado.....	122
FIGURA 32 - Perfil da leira de casca de arroz, mostrando a intercalação das camadas.....	123
FIGURA 33 - Construção da leira mista de casca de arroz e campo nativo.....	123
FIGURA 34 - Intercalação das diferentes camadas dentro de uma mesma leira.	124
FIGURA 35 - Leira mista (esquerda), casca de arroz (centro) e campo nativo (direita), após construção.....	124
FIGURA 36 - Variação da temperatura das leiras de compostagem.....	125
FIGURA 37 - Primeiro revolvimento 10-11° dia. Leira de campo nativo (esquerda), casca de arroz (centro) e mista (direita).....	127
FIGURA 38 - Término do segundo revolvimento 20-21° dia. Leira de casca de arroz (esquerda), mista (centro) e campo nativo (direita).....	127
FIGURA 39 - Quarto revolvimento 38-39° dia. Leira de campo nativo (esquerda), casca de arroz (centro) e mista (direita).....	127
FIGURA 40 - Casca de arroz (esquerda) e campo nativo (direita) antes da compostagem.....	131
FIGURA 41 - Produto final da compostagem. Campo nativo (esquerda), misto (centro) e casca de arroz (direita).....	131
FIGURA 42 - Análise granulométrica do composto de campo nativo após 110 dias.....	133
FIGURA 43 - Análise granulométrica do composto de casca de arroz após 110 dias.....	133
FIGURA 44 - Análise granulométrica do composto misto após 110 dias.....	133

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Temperatura e tempo de manutenção para a destruição de alguns organismo.....	44
TABELA 2 - Taxa de decomposição e eficiência de conversão do C em biomassa, utilizando modelos de simulação de laboratório.....	49
TABELA 3 - Temperaturas mínimas, ótimas e máximas para as bactérias, em °C.....	51
TABELA 4 - Fases da decomposição dos resíduos orgânicos no solo.....	58
TABELA 5 - Classificação dos substratos quanto à degradabilidade microbiana e persistência no solo.....	59
TABELA 6 - Metais pesados em biossólidos (lodo de esgoto) em relação aos teores limites para a aplicação no solo.....	68
TABELA 7 - Caracterização físico-química do efluente industrial de entrada.....	93
TABELA 8 - Caracterização do efluente após tratamento com tanino vegetal.....	94
TABELA 9 - Eficiência do tratamento do efluente industrial de uma usina de reciclagem de plásticos por coagulação-sedimentação utilizando tanino vegetal.....	96
TABELA 10 - Contagem dos microrganismos no efluente de entrada e saída.....	116
TABELA 11 - Características físico-químicas do lodo desaguado.....	118
TABELA 12 - Quantidade de metais pesados no lodo seco e concentrações recomendadas para uso agrícola.....	119
TABELA 13 - Resultado da análise microbiológica do lodo desaguado.....	120
TABELA 14 - Caracterização parasitológica do lodo desaguado.....	120
TABELA 15 - Demonstrativo da relação de volume a ser empregada na compostagem.....	122
TABELA 16 - Composição físico-química do produto da compostagem e comparação com a legislação para adubos orgânicos.....	129

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

1. ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas.
2. APHA, Associação Americana de Saúde Pública, do inglês *American Public Health Association*.
3. ATP, adenosina trifosfato.
4. C/N, relação carbono nitrogênio.
5. CEMPRE, Compromisso Empresarial com a Reciclagem.
6. CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.
7. CFR, Código de Regulação Federal, do inglês *Code of Federal Regulations*.
8. CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente.
9. CONSEMA, Conselho Estadual do Meio Ambiente.
10. COT, carbono orgânico total.
11. CTC, capacidade de troca catiônica.
12. CV-ICP-MS, geração de vapor à frio combinada a espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado, do inglês *Cold Vapor Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy*.
13. DBO₅, demanda bioquímica de oxigênio incubada por 5 dias.
14. DMI, dose mínima infectante.
15. DQO, demanda química de oxigênio.
16. EPIs, equipamentos de proteção individual.
17. ESALQ - USP, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo.
18. ETA-NH, Estação de Tratamento de Água de Novo Hamburgo.
19. ETes, estação de tratamento de efluentes.
20. EUA, Estados Unidos da América
21. I, imobilização.
22. ICP OES, espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado, do inglês *Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*.
23. IR, infra-vermelho.
24. LAQIA, Laboratório de Análises Químicas Industriais e Ambientais.
25. LTDA, limitada.
26. M, mineralização.
27. MOS, matéria orgânica do solo.
28. NMP, número mais provável.
29. NTK, Nitrogênio Total Kjeldahl.
30. NTU, unidade de turbidez nefelométrica, do inglês *Nephelometric Turbidity Unit*.
31. OECD, Organização para o Desenvolvimento e Co-operação Econômica, do inglês *Organisation for Economic Co-operation and Development*.
32. PE, polietileno.
33. PEAD, polietileno de alta densidade.
34. PEBD, polietileno de baixa densidade.
35. PET, politereftalato de etileno.

36. PFRP, Processo Promovido de Redução de Patógenos, do inglês *Processes to Further Reduce Pathogens*.
37. PP, polipropileno.
38. SANEPAR, Companhia de Saneamento do Paraná.
39. SDA, Secretaria de Defesa Agropecuária.
40. UE, União Européia.
41. UFC, unidades formadoras de colônias.
42. US-EPA, Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, do inglês *United States Environmental Protection Agency*.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	23
1.1 Objetivos.....	26
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
2.1 A cadeia da reciclagem.....	28
2.2 Principais processos de reciclagem do plástico.....	29
2.2.1 Reciclagem energética.....	29
2.2.2 Reciclagem química	30
2.2.3 Reciclagem mecânica	30
2.3 Reciclagem mecânica de plástico por lavagem.....	31
2.3.1 Efluente gerado.....	32
2.3.2 Tratamento de efluente.....	32
2.3.3 Processo físico-químico.....	34
2.3.3.1 Coagulantes metálicos e não metálicos	34
2.4 Taninos.....	36
2.4.1 Taninos como coagulantes.....	38
2.5 Reuso da água.....	38
2.6 Características de águas residuárias e contaminantes.....	39
2.7 Lodo.....	40
2.7.1 Principais características dos lodos	40
2.7.2 Principais processos utilizados na desidratação de lodo.....	40
2.7.3 Microorganismos.....	43
2.7.4 Estabilização do lodo de ETE.....	45
2.7.4.1 Processo biológico de estabilização do lodo.....	45
2.7.4.2 Parâmetros de avaliação do grau de estabilização.....	46
2.8 Compostagem.....	47
2.8.1 Características.....	48
2.8.2 Parâmetros físico-químicos fundamentais.....	53
2.8.3 Sistemas de compostagem.....	57
2.8.4 Decomposição dos substratos e suas características.....	58
2.8.4.1 Fatores que influenciam a decomposição.....	61
2.8.4.2 As substâncias húmicas (húmus).....	62
2.8.5 A mineralização da matéria orgânica.....	62
2.8.5.1 Nitrificação.....	64
2.8.5.2 Desnitrificação	65
2.8.6 Efeito da compostagem na eliminação de patógenos do lodo.....	65
2.8.7 Concentrações limitantes.....	67
3 MATERIAIS E MÉTODOS	69
3.1 Materiais.....	70
3.1.1 Amostragem do efluente.....	70
3.1.2 Reagentes	70
3.1.3 Aparelhos e equipamentos	71
3.2 Métodos.....	71
3.2.1 Testes de comparação dos floculantes metálicos e não-metálico.....	71
3.2.2 Análises físico-químicas dos efluentes antes e depois do tratamento....	72

3.2.2.1	DBO ₅	72
3.2.2.2	DQO.....	72
3.2.2.3	pH.....	73
3.2.2.4	Turbidez.....	73
3.2.2.5	Cor.....	73
3.2.2.6	Óleos e graxas.....	73
3.2.2.7	Sólidos dissolvidos.....	74
3.2.2.8	Sólidos suspensos.....	74
3.2.2.9	Sólidos sedimentáveis.....	74
3.2.2.10	Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).....	74
3.2.2.11	Fósforo.....	75
3.2.2.12	Potássio.....	75
3.2.2.13	Condutividade elétrica.....	75
3.2.2.14	Metais pesados.....	75
3.2.2.15	Carbono e nitrogênio.....	76
3.2.3	Análises microbiológicas e parasitológicas.....	76
3.2.3.1	Análise parasitológica.....	76
3.2.3.2	Análise microbiológica.....	77
3.2.4	Compostagem.....	78
3.2.4.1	Construção das leiras de compostagem.....	78
3.2.4.2	Controle de umidade, temperatura e revolvimentos.....	79
3.2.4.3	Coleta de amostras para análises	79
3.2.4.4	Estudo granulométrico.....	80
4	RESULTADOS.....	81
4.1	Processo de reciclagem da indústria em estudo.....	81
4.1.1	Seleção e classificação.....	82
4.1.2	Redução de tamanho e lavagem.....	82
4.1.3	Enxágue e secagem.....	83
4.1.4	Aglomerção e extrusão.....	84
4.2	Água utilizada no processo.....	84
4.2.1	Efluente líquido.....	85
4.3	Ensaio de Jar Test.....	85
4.4	Tratamento do efluente em escala industrial.....	88
4.4.1	Sedimentação.....	88
4.4.2	Coagulação e floculação.....	89
4.4.3	Desaguamento do lodo.....	90
4.4.4	Reuso e descarte do efluente tratado.....	91
4.5	Caracterização do efluente industrial.....	91
4.6	Avaliação da eficiência do tratamento.....	95
4.6.1	Variação dos principais parâmetros físico-químicos durante 15 dias de operação.....	97
4.6.2	Comportamento dos principais parâmetros físico-químicos.....	99
4.6.2.1	pH.....	99
4.6.2.2	DQO.....	101
4.6.2.3	DBO ₅	102
4.6.2.4	Cor.....	103
4.6.2.5	Turbidez.....	105
4.6.2.6	Nitrogênio.....	106

4.6.2.7	Fósforo.....	108
4.6.2.8	Óleos e graxas.....	109
4.6.2.9	Sólidos sedimentáveis.....	110
4.6.2.10	Sólidos suspensos.....	111
4.6.2.11	Sólidos dissolvidos.....	112
4.6.2.12	Metais pesados.....	113
4.6.3	Avaliação da reutilização do efluente.....	114
4.6.4	Análise parasitológica e microbiológica do efluente líquido.....	115
4.6.4.1	Parasitológicas.....	115
4.6.4.2	Microbiológica.....	116
4.7	Caracterização do lodo sedimentado.....	117
4.7.1	Análise físico-química.....	118
4.7.2	Análise parasitológica e microbiológica.....	119
4.8	Compostagem.....	121
4.8.1	Construção das leiras de compostagem.....	121
4.8.2	Temperatura e revolvimento.....	125
4.8.3	Caracterização físico-química do composto.....	129
4.8.4	Análises parasitológicas do composto.....	132
4.8.5	Análise granulométrica e avaliação da umidade do composto.....	132
5	CONCLUSÃO.....	134
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	135

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, um dos maiores desafios da humanidade é a prevenção e o controle da poluição ambiental. Dentre as diversas formas de poluição uma das mais preocupantes é a representada pelos resíduos sólidos urbanos, em especial o resíduo plástico, pois além de sua degradação demandar muito tempo, é o resíduo mais expressivo em volume encontrado em lixões e, mesmo quando queimado, pode produzir gases tóxicos ou corrosivos. O plástico é considerado a matéria-prima mais utilizada no mundo moderno, movimentando uma cadeia produtiva que congrega centrais petroquímicas, empresas produtoras de resinas termoplásticas e transformadoras de plástico.

Agências ambientais de todo o mundo definem o processo de reciclagem como sendo a ação de coletar, reprocessar, comercializar e utilizar materiais antes considerados como lixo. A reciclagem também é definida como o resultado de uma série de atividades através das quais materiais, que se tornariam lixo, são desviados, separados e processados para serem usados como matéria-prima na manufatura de bens, feitos anteriormente apenas com matéria-prima virgem.

A reciclagem mecânica do plástico pode ser viabilizada através do reprocessamento por extrusão, injeção, termoformagem, moldagem por compressão, etc. Para este fim são necessários procedimentos que incluem as seguintes etapas: 1) separação do resíduo polimérico, 2) moagem, 3) lavagem, 4) secagem, 5) reprocessamento e, finalmente, a transformação do polímero em produto acabado. Existem variações nestas etapas devido à procedência e o tipo de polímero, além das diferenças de investimentos e equipamentos utilizados nas plantas de processamento.

A reutilização, ou reuso de águas residuárias, não é um conceito novo e tem sido praticado em todo o mundo há muitos anos. Existem relatos de sua prática na Grécia Antiga, com a disposição de esgotos e sua utilização na irrigação. No entanto, a demanda crescente por água tem feito do reuso planejado da mesma um tema atual e de grande importância. Neste sentido, deve-se considerar o reuso de água como parte de uma atividade mais abrangente que é o uso racional ou

eficiente da água, o qual compreende também o controle de perdas e desperdícios, e a minimização da produção de efluentes e do consumo de água.

Tal substituição é possível em função da qualidade requerida para um uso específico como no caso em estudo, pois esta água pode ser reutilizada para a lavagem do plástico reciclável. Assim, grandes volumes de água potável podem ser poupados pelo reuso na empresa quando se utiliza água de qualidade inferior (como os efluentes pós-tratados) para atendimento das finalidades da empresa (PARTECA et al., 2007).

Alguns sistemas de tratamento de efluentes também geram um resíduo sólido em quantidade e qualidade variável, denominado genericamente de lodo. Este resíduo, a exemplo do lodo proveniente das estações de tratamento de água, exige também uma alternativa para destinação final segura em termos de saúde pública e ambientalmente aceitável. Embora a gestão deste tipo de resíduo seja bastante complexa e represente entre 20% e 60% dos custos operacionais de uma estação de tratamento, o planejamento e a execução do destino final têm sido negligenciados nos países em desenvolvimento, incluindo o Brasil (ANDREOLI, 2001).

Muitas vezes, os projetos de estações de tratamento simplesmente ignoram a forma de destino desse material, que acaba sendo gerenciado em situação emergencial pelos operadores, com altos custos financeiros e ambientais, comprometendo, em alguns casos, os benefícios de todo o sistema de coleta e tratamento de efluentes.

O destino final do lodo é, portanto, uma atividade de grande importância e complexidade, pois frequentemente extrapola os limites das estações de tratamento e exige a integração com outros setores da sociedade. Mais de 90% do lodo produzido no mundo tem sua disposição final por meio de três processos: incineração, disposição em aterros e uso agrícola. A forma predominante de disposição final desses resíduos é o chamado uso benéfico, predominantemente por intermédio do uso agrícola (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos do inglês *United States Environmental Protection Agency* - US-EPA, 1999).

A disposição em aterros requer cuidados especiais em relação à seleção do local, características de projeto que evitem a percolação de lixiviado, drenagem dos

gases gerados e o tratamento do chorume produzido, assim como o manuseio eficiente para evitar a proliferação de vetores de doenças.

Em contrapartida, esses resíduos orgânicos são passíveis de reciclagem por meio do processo de compostagem, um método barato quando comparado a outras formas de tratamento e eficaz na diminuição da quantidade de material a ser aterrado. Esse processo tem como definição uma decomposição controlada, exotérmica e bio-oxidativa de materiais de origem orgânica por microorganismos autóctones, num ambiente úmido, aquecido e aeróbio, com produção de dióxido de carbono, água, minerais e uma matéria orgânica estabilizada, definida como composto (BARREIRA et al. 2006).

Segundo Filho et al. (1999) para minimizar o problema da disposição, é possível a utilização de técnicas de compostagem. Essa prática parece reduzir custos de implantação, além de possibilitar menores impactos ambientais. Para que o consórcio dos resíduos orgânicos ocorra sem malefício ao meio ambiente e a própria cultura agrícola, faz-se necessário controlar os teores de metais pesados e de organismos patógenos.

O clima tropical predominante no Brasil possibilita a escolha de tecnologias de tratamento de efluentes que resultem em menor quantidade de resíduos, quando comparadas a sistemas convencionais, e permite a utilização de fontes de energias alternativas, tais como biogás e solar, esta última com potencial para secagem e higienização.

Este trabalho consistiu em propor um tratamento para o efluente de uma recicladora de resíduos plásticos de polietileno utilizando para isso tanino vegetal como agente floculante e utilização do lodo gerado como matéria-prima para compostagem juntamente com resíduo de corte de campo nativo e casca de arroz proveniente do beneficiamento do grão.

1.1 Objetivos

O objetivo do trabalho consistiu em desenvolver uma alternativa ambientalmente adequada para o tratamento dos resíduos de uma indústria de reciclagem de plásticos.

Os objetivos específicos são:

- Comparar diferentes floculantes para o tratamento primário do efluente líquido, determinando as condições ideais para o floculante escolhido;
- Caracterizar a corrente de efluente líquida da indústria de reciclagem de plásticos, avaliando a eficiência do floculante a base de taninos vegetais no processo de tratamento do efluente em escala industrial.
- Caracterizar o lodo gerado no processo de tratamento do efluente líquido e avaliar o seu potencial para compostagem para uso agrícola;
- Construir e avaliar leiras de compostagem com diferentes substratos vegetais, caracterizando o composto resultante do processo visando sua possível comercialização.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nenhuma espécie na natureza é capaz de gerar algo que ninguém queira, a única exceção é a espécie humana. Esta afirmação resume um dos grandes problemas ambientais da atualidade que é o lixo ou resíduo (PARTECA et al., 2007).

Segundo Parteca et al. (2007), lixo ou resíduo pode ser considerado como toda matéria ou energia criada pelo homem que após utilizada não é absorvida pelo meio ambiente.

De acordo com Rocha et al. (2005) o impacto causado ao meio ambiente pela produção desenfreada de lixo tem levado governo e sociedade a promover estudos e buscar alternativas para minimizar a degradação da natureza e aumentar o bem estar da sociedade como um todo. Reduzir o desperdício é uma das formas de se contribuir para a preservação do meio ambiente, conservando as reservas naturais, sua flora e sua fauna.

Segundo o Compromisso Empresarial com a Reciclagem (CEMPRE) (2004), o Rio Grande do Sul é o Estado que mais recicla plástico no país. A coleta seletiva existe a mais de 10 anos, e também ocorreram melhorias e avanços no gerenciamento das unidades de triagem. Como a geração de resíduos ainda é muito grande, novas alternativas para a reciclagem de plásticos se tornam importantes, pois existe muito material enviado para aterro sanitário que pode ser reaproveitado.

Para Valle (1995 apud ROLIM 2000) a reciclagem tem como maiores estímulos dois fatores: possibilita reduzir substancialmente o volume dos resíduos urbanos a serem dispostos, ou tratados, e permite a recuperação de valores contidos nesses resíduos urbanos que, de outra forma, seriam perdidos. Rolim (2000) ainda destaca que além dos aspectos ambientais positivos obtidos, a reciclagem é uma atividade que pode ser viável economicamente, capaz de gerar ganhos econômicos e gerar empregos, como, por exemplo, em cooperativas, onde é realizada a triagem de lixo seco para a venda a empresas recicladoras.

Por outro lado, os resíduos sólidos orgânicos em sua maioria são materiais biodegradáveis, com um certo poder nutritivo (depende da forma e fonte geradora), podendo, portanto, serem utilizados para diversas finalidades como alimentação animal e principalmente a compostagem (MARAGNO, 2007).

Segundo Wiebeck e Piva (1999 apud KIPPER 2005), se for considerado o processo de reciclagem que o resíduo plástico vai passar, existem apenas três formas de classificação: reciclagem energética, química e mecânica. Cada uma delas com uma relação clara com o processo de transformação utilizado para a reciclagem de plásticos (MORENO, 2007).

As agências ambientais de todo o mundo, definem o processo de reciclagem como sendo a ação de coletar, reprocessar, comercializar e utilizar materiais antes considerados como lixo (PARTECA et al., 2007).

Em Parteca et al. (2007) a reciclagem é definida como o resultado de uma série de atividades através das quais materiais que se tornariam lixo são desviados, sendo colocados, separados e processados para serem usados como matéria-prima na manufatura de bens, feitos anteriormente apenas com matéria-prima virgem.

2.1 A cadeia da reciclagem

De acordo com Massa et al. (2008) a indústria transformadora de plástico possui duas formas de obter a matéria-prima que necessita. Pode-se adquirir matéria-prima virgem oriunda da cadeia direta de resinas termoplásticas ou pode-se adquirir plástico reciclado oriundo da cadeia reversa de reciclagem. Para alguns produtos, o uso de plástico reciclado depende de leis específicas (embalagens de bebidas e alimentos) no entanto a grande maioria de artefatos plásticos pode ser fabricada com ambas as opções de matéria-prima. Sendo assim, os fatores decisivos de escolha são: disponibilidade e preço. O ponto crítico da indústria de reciclagem é a escassez de matéria prima (sucata plástica) o que torna seu preço bastante volátil, e, dependendo da cotação, pode encarecer o produto reciclado a ponto de torná-lo menos atraente. A Figura 1 representa a interação das cadeias direta e reversa com a indústria de transformação de materiais plásticos.

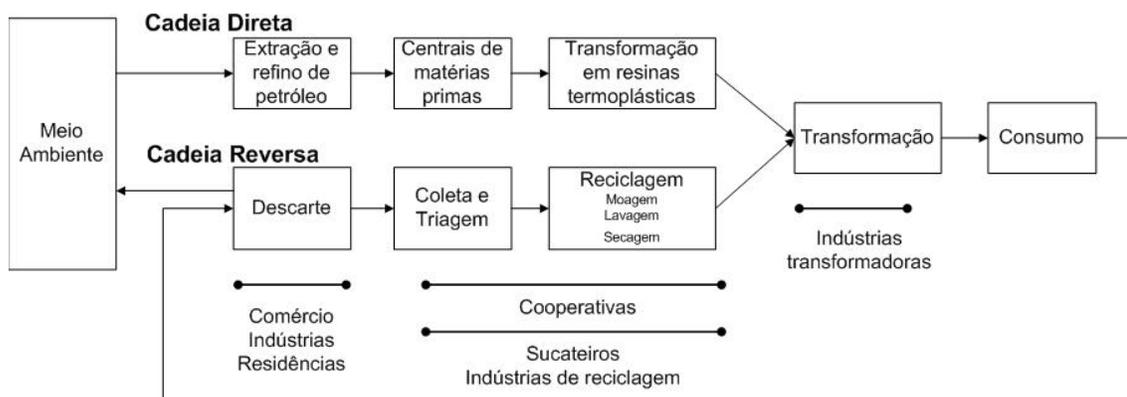


Figura 1 - Suprimento da indústria de transformação de plástico. Fonte Massa et al. (2008).

2.2 Principais processos de reciclagem do plástico

2.2.1 Reciclagem energética

Consiste na recuperação da energia contida nos plásticos na forma de energia elétrica ou térmica mediante a destruição do resíduo plástico por combustão. Segundo Bordonalli (2007), atualmente, no Brasil, ainda não se faz reciclagem energética. Huang (1995 apud PEREIRA 2002) considera como dificuldades para implantar esta alternativa de reciclagem de plásticos o alto custo de uma planta, os altos custos de coleta e triagem dos resíduos plásticos, a possibilidade de produzir grande poluição da água e do ar, barreiras políticas e a sua aplicação somente em grande escala.

2.2.2 Reciclagem química

Tem como fundamento a decomposição dos resíduos plásticos, usando-se de processos químicos ou térmicos, em petroquímicos básicos: monômeros ou misturas de hidrocarbonetos que servem como matéria-prima em refinarias ou centrais petroquímicas, para a obtenção de produtos nobres de elevada qualidade. Devido ao seu alto custo de instalação e operação existem poucas plantas de reciclagem química em operação no mundo, a maior parte delas se concentra na Alemanha (MORENO, 2007).

2.2.3 Reciclagem mecânica

Responsável pela grande reciclagem industrial existente. Baseia-se na conversão dos descartes plásticos em grânulos que podem ser reutilizados na fabricação de outros produtos. De acordo com Rolim (2000), algumas vantagens devem ser levadas em conta, como o fato de que seja um negócio acessível a pequenos e médios empresários, a tecnologia envolvida na reciclagem mecânica para a produção de itens de reduzido grau de exigência técnica (baldes, vassouras, sacos de lixo, etc.) seja facilmente absorvida ou que o sistema funcione baseado em processos físicos, permitindo que os cuidados ambientais requeiram investimentos menores em comparação aos outros processos, fazem deste tipo de reciclagem o mais difundido no Brasil.

Por estas razões, assim como pelo fato de o polietileno de alta densidade (PEAD) ser termoplástico, os quais se caracterizam por, sob pressão e calor, passarem por uma transformação física, sem sofrerem mutação em sua estrutura química, e se tornarem reversíveis, podendo ser reaproveitados em novas moldagens.

Deste modo, a reciclagem mecânica tornou-se atualmente no Brasil a opção mais viável de reciclagem para os frascos plásticos pós-consumo (MORENO, 2007).

2.3 Reciclagem mecânica de plástico por lavagem

A Figura 2 mostra um fluxograma típico de uma reciclagem mecânica por lavagem, as principais operações unitárias envolvidas no processo são: separação ou triagem, redução de tamanho, lavagem, enxágue, secagem e extrusão.

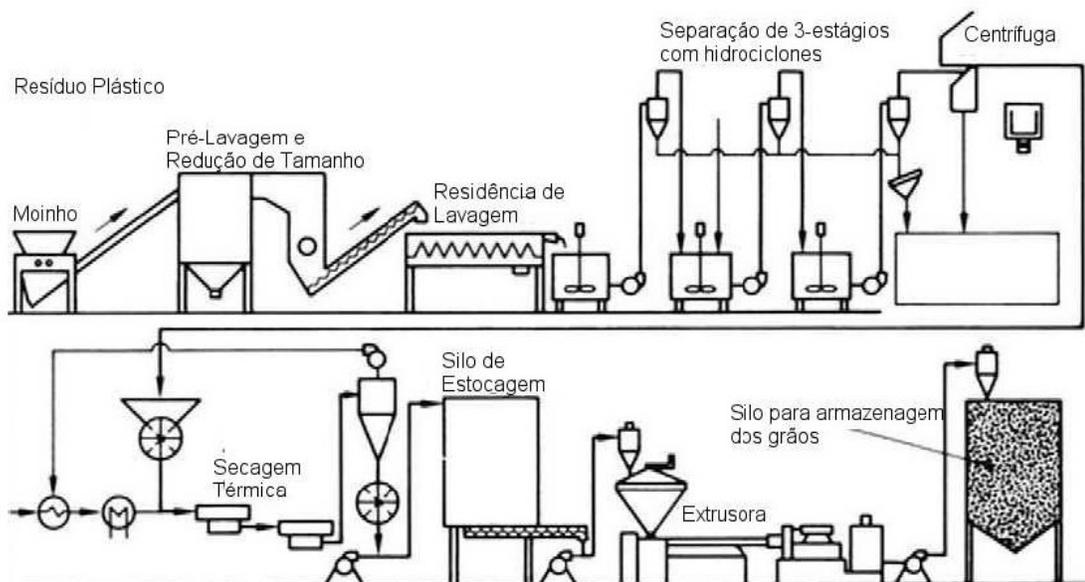


Figura 2 - Fluxograma simplificado de um processo de reciclagem mecânica (BRANDUPT et al., 1996 apud ESPÍNDOLA, 2004).

Os equipamentos básicos para estabelecer uma planta de reciclagem mecânica segundo Mustafa (1993 apud ESPÍNDOLA, 2005):

- Moinhos: para diminuir o material a um tamanho específico;
- Separados de metal e minerais: pode ser uma classificação com ar para remover metais, sujeiras e papel;
- Pré-lavagem e granulação: para separar adesivos, rótulos de papel, etc.;
- Moagem mecânica e remoção de sujeiras: os plásticos ficam no topo de uma peneira no tanque de lavagem e a sujeira passa por entre a peneira. A solução de

lavagem é filtrada, lavada e a sua lama disposta como resíduos. Depois o material lavado vai para um tanque de enxágüe, onde é bombeado para um hidrociclone;

- Separação em hidrociclones: separa os materiais como politereftalato de etileno (PET) de materiais como polietileno (PE) e polipropileno (PP);
- Secagem: as duas frações com material mais pesado que a água e a mais leve são escorridas e secas com ar quente;
- Processamento com plastificação.

2.3.1 Efluente gerado

As características do efluente líquido gerado nos diversos processos de reciclagem variam de acordo com o tipo de plástico reciclado e principalmente com a origem deste plástico, pois um mesmo tipo de plástico possui diversas aplicações em variados setores e produtos, resultando em características bem distintas. Observa-se que os valores da demanda química de oxigênio (DQO) ficam na faixa de 2000 – 4000 mg L⁻¹, demanda bioquímica de oxigênio incubado por 5 dias (DBO₅) 1000-2000, além de possuir valores altos de nitrogênio, apresentar traços de metais pesados, e possuir valores consideráveis de microorganismos patógenos. Algumas caracterizações do efluente são encontradas em Parteca et al. (2007); Rocha et al. (2005); Remédio et al. (1999); Santos et al. (2007).

2.3.2 Tratamento de efluente

As técnicas de tratamento de efluentes líquidos exercem um papel fundamental no tratamento e gerenciamento de efluentes domésticos e industriais, com o objetivo de atingir padrões de qualidade sustentáveis para o ambiente aquático, proteção da saúde pública e para reuso e recirculação da água. As técnicas de tratamento convencionais e avançadas consistem de uma combinação

de processos físicos, físico-químicos e biológicos para remover sólidos sedimentáveis, em suspensão e dissolvidos, matéria orgânica, metais, ânions, nutrientes e organismos patogênicos. Na ótica do desenvolvimento sustentável, os processos de tratamento de efluentes líquidos devem ser encarados como fluxogramas para recuperação de insumos e energia, e não apenas adequação da qualidade da água. Esta visão favorece o investimento em tecnologias inovadoras, pois a água adquire valor econômico como alternativa de suprimento de água e diminuição de custos (TESSELE, 2005).

Um dos processos físico-químico mais utilizado é a coagulação e floculação. A eficiência da coagulação e floculação é influenciada por fatores como pH, turbidez, alcalinidade, dosagem de coagulante, intensidade de agitação, ponto de aplicação do coagulante, tamanho e distribuição do tamanho das partículas, sólidos totais dissolvidos, cor, etc. (CAMPOS et al., 2005).

Os processos de tratamento a serem adotados, as suas formas construtivas, e os materiais a serem empregados são considerados a partir fatores tais como: legislação ambiental regional, clima, cultura local, custos de investimento, custos operacionais, quantidade e a qualidade do lodo gerado na estação de tratamento de efluentes, qualidade do efluente tratado, segurança operacional relativa aos vazamentos de produtos químicos utilizados ou dos efluentes, explosões, geração de odor, interação com a vizinhança, confiabilidade para atendimento à legislação ambiental e possibilidade de reuso dos efluentes tratados (BORDONALLI, 2009).

Para Mierzwa e Hespanhol (2005 apud BORDONALLI, 2009), em termos práticos, o que realmente interessa no processo de coagulação, floculação e clarificação é a dosagem e a condição ótima para a aplicação do coagulante, etapa de grande importância no tratamento, uma vez que as etapas subsequentes dependem dela.

2.3.3 Processo físico-químico

Em geral, efluentes consistem em suspensões de partículas coloidais com carga negativa. Quando as partículas estão igualmente carregadas, as forças repulsivas resultantes tendem a estabilizar a suspensão e prevenir a aglomeração.

O processo de coagulação é complexo e consiste essencialmente na introdução de um produto capaz de desestabilizar o meio líquido, aglomerando e aumentando o tamanho das partículas de forma a gerar um precipitado.

2.3.3.1 Coagulantes metálicos e não metálicos

Os coagulantes metálicos a base de sais de alumínio e ferro são os mais comumente empregados em estações de tratamento.

Coagulantes naturais podem ser substitutos em potencial de sais metálicos, pois tratam-se de compostos biodegradáveis com alto grau de pureza (Ozacar e Sengil, 2003). O *Tanfloc* (nome comercial extensamente citado em literatura) é um polímero orgânico catiônico de baixa massa molar, à base de taninos naturais extraídos da casca da acácia negra, e é utilizado por uma série de empresas e companhias de saneamento para o tratamento de efluentes e das águas de abastecimento (VIEIRA et al., 2005).

Em Vieira Dias et al. (2005) buscou-se avaliar os efeitos da aplicação do tanino como coagulante primário sobre a filtração rápida descendente, comparando-o com o cloreto férrico $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$.

O primeiro importante aspecto a observar é que o uso de tanino como coagulante permite uma economia de até 25% no processo quando comparado ao sulfato de alumínio. Essa economia deve-se principalmente ao fato de que o tanino não modifica o pH do meio, dispensando o uso de agente regulador de pH. Em menor grau, há também uma economia no preço do coagulante e do polímero floculante, uma vez que o polímero aniônico apresenta um custo mais baixo que os

catiônicos. O segundo aspecto a observar é o uso de carvão ativado para a remoção dos surfactantes, que onera bastante o processo, quadruplicando o custo em insumos no tratamento do efluente (CRUZ et al., 2005).

O lodo com tanino apresenta características bastante peculiares, pois é um composto orgânico. Estudos de biodegradabilidade foram encaminhados pela TANAC (2003) para avaliar a metabolização do Tanfloc S.G. em solução mineral nutritiva por uma cultura de microrganismos mista de acordo com método da Organização para o Desenvolvimento e Co-operação Econômica do inglês *Organisation for Economic Co-operation and Development* (OECD) 301 B ("Ready Biodegradability CO₂ Evolution Test). Os resultados do estudo mostraram que o reagente Tanfloc S.G. é um composto orgânico biodegradável, indicando que o lodo pode ser degradado por meio de processos biológicos, tais como a compostagem.

Pesquisas nesse sentido também foram conduzidas por Silva et al. (2004 apud CRUZ et al., 2005) na Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS, RS) com o lodo gerado no tratamento de água de abastecimento público com tanino catiônico.

O uso de taninos em águas foi estudado por Cruz et al. (2005). Em águas mais turvas, os resultados percentuais de remoção de turbidez/cor aparente foram próximos; entretanto, os valores finais mostraram que o desempenho de FeCl₃.6H₂O foi superior. Já em águas com turbidez intermediária o tanino foi mais efetivo na remoção de cor aparente e apresentou seu melhor desempenho referente à turbidez final da água decantada. A dosagem de tanino foi, no mínimo, cinco vezes menor que a de cloreto férrico na coagulação de uma mesma água bruta.

De maneira geral, os flocos resultantes da coagulação com tanino foram maiores e menos densos, retendo, portanto, mais água em seu interior. Entretanto, para afirmar que tal fato prejudicaria a desidratação do lodo, seria recomendável a determinação da resistência específica do mesmo. A similaridade entre os coagulantes foi observada durante a operação de retro-lavagem, devido à similaridade entre os perfis de turbidez na água de lavagem obtidos.

2.4 Taninos

Denomina-se “tanino”, uma série de compostos orgânicos extraídos dos vegetais (ANGELO, 1978 apud FIORENTINI, 2006), ou são substâncias fenólicas que possuem uma estrutura molecular complexa, bem como, um conjunto de propriedades para identificá-las (MARQUES, 1949 apud FIORENTINI, 2006).

Estudos realizados permitem afirmar que alguns taninos têm como núcleo fundamental, de sua estrutura molecular, a glicose esterificada por ácidos fenolcarboxílicos, tais como os ácidos gálico e o ácido elágico, são os taninos glicosídicos; outros taninos são ésteres mútuos de ácidos fenolcarboxílicos ou ésteres de ácidos fenolcarboxílicos com hidroácidos, são os taninos depsídeos; alguns são ésteres de ácidos fenolcarboxílicos com álcoois poliatômicos e açúcares.

Segundo a estrutura química, os taninos são classificados em dois grupos: hidrolisáveis e condensados. Os taninos hidrolisáveis consistem de ésteres de ácidos gálicos e ácidos elágicos glicosilados. Os taninos condensados são polímeros de flavan-3-ol e/ou flavan-3,4-diol, largamente encontrados nos vegetais por tratar-se de produtos do metabolismo do fenilpropanol (MONTEIRO et al. 2005, apud STEINMETZ 2007).

A Figura 3 representa a estrutura química ativa do tanino. E muitos outros têm como núcleo fundamental de sua estrutura molecular difenóis ou polifenóis, tais como a pirocatequina, a resorcina e a floroglucina que, condensados e agregados a núcleos de outro caráter, constituem os taninos condensados ou flobotaninos (ANGELO, 1978 apud FIORENTINI, 2006).

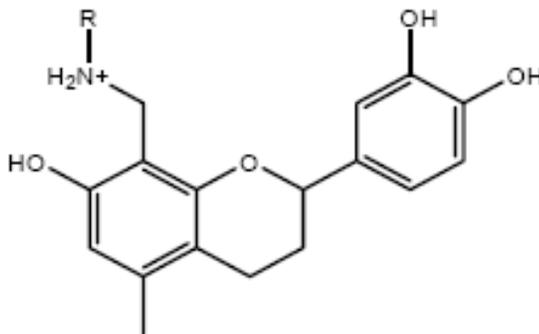


Figura 3 - Estrutura química do coagulante orgânico.
 Fonte: Tempel (1982 apud STEINMETZ, 2007).

Segundo Ângelo (1978 apud FIORENTINI, 2006), entre as propriedades que possuem os taninos, suficientes para identificá-los, mas não para classificá-los, pode-se citar:

- Solubilidade na água, álcool e no éter;
- Reação ácida;
- Sabor adstringente;
- Precipitação da gelatina e dos alcalóides de suas soluções;
- Reações coradas com sais férricos;
- Transformação de pele em couro.

Conforme Silva (1999 apud FIORENTINI, 2006), o tanino forma sais complexos com todos os metais; tendo assim a propriedade de um polímero, posteriormente um floculante. A obtenção de polímeros adequados para uso em tratamento de água e esgoto necessita de características como: solubilidade em água, propriedades eletrolíticas e peso molecular adequado.

Os extratos de tanino procedem quase que somente de cascas, que é adquirido na natureza ou sob a forma aquosa levado ao estado seco (TANAC, 1996 apud FIORENTINI, 2006).

2.4.1 Taninos como coagulantes

A ação dos taninos como coagulantes se dá, principalmente, devido a presença de grupamento funcional amina quaternária, pois permite maior interação com proteínas e exercer com maior intensidade o mecanismo de adsorção e formação de pontes (STEINMETZ, 2007).

Há alguns efeitos importantes a serem observados em soluções de polifenóis quando há presença de íons metálicos em suas soluções. Taninos complexam cátions (Fe^{2+} , Fe^{3+}) por grupos hidroxila nas reações com fenóis catalisadas por metais. Esta importante propriedade de formar sais complexos com metais normalmente encontradas na água como Fe, resulta o seu emprego como polieletrólito natural, que pode ser encontrado no Brasil para serem utilizados tanto em maio ácido (bisquelato – pinho) e em condições alcalinas (trisquelato – mimosa) (SILVA, 1999, apud FIORENTINI, 2006).

O principal mecanismo de ação dos taninos é a formação de quelatos. A sua principal característica de reatividade é dada pela presença de ferro na constituição do polieletrólito que age como transportador de elétrons formando as pontes necessárias para oxidação de outros metais. Devido ao fato, o tanino extraído do quebracho foi bastante utilizado para inibir corrosão em caldeiras por depósito de metais em meio alcalino (LAMB, 1996, apud FIORENTINI, 2006).

2.5 Reúso da água

A questão dos efluentes conduz a uma reflexão sobre os meios atuais de produção e hábitos de consumo, fazendo-se necessária a adoção de novos valores e a reflexão acerca do modo de vida do ser humano. A dimensão ambiental vem sendo incorporada ao processo produtivo das indústrias e à gestão empresarial, inclusive como base para redução de custos e aumentos de lucratividade, por meio

de medidas para minimização, reúso e reciclo dos efluentes líquidos gerados pelos diversos processos industriais (SANTOS et al., 2002).

O uso de água nos processos como lavagens e reprocessamento para a fabricação de embalagens e outros produtos plásticos e a geração de efluentes de alta carga poluidora ocorrem, em geral, em instalações improvisadas de pequeno e médio porte, muitas delas conduzidas por recicladores informais, sem licenciamento para seu funcionamento e sem qualquer compromisso com a legislação ambiental (BORDONALLI, 2009).

Um grande problema na reciclagem de resíduos plásticos é o tratamento do efluente de lavagem, o qual contém uma alta carga poluidora e, justamente por causa de seus elevados níveis de contaminação orgânica e inorgânica, não pode ser descartado sem tratamento (BORDONALLI et al., 2005).

Para Mierzwa (2002 apud BORDONALLI et al., 2009), no reúso de efluentes tratados, uma das principais preocupações é o processo de concentração de contaminantes específicos, que reduz o potencial de reúso e pode comprometer as atividades que empregarão essa água.

Para Westerhoff e Chowdhury (1996 apud BORDONALLI et al., 2009), o tipo de fonte de abastecimento de água, superficial ou subterrânea, provoca variações no arranjo do sistema de tratamento, já que as características da água bruta influenciam na escolha das técnicas de tratamento. Neste caso, em se tratando de efluentes, a mesma afirmação é válida.

2.6 Características de águas residuárias e contaminantes

Os principais parâmetros de avaliação das características das águas residuárias, tais como DBO₅, DQO, sólidos, nitrogênio, fósforo, metais pesados entre outros, estão descritas em Almeida Neto (2003).

2.7 Lodo

2.7.1 Principais características dos lodos

Para o tratamento e a disposição final da fase sólida é importante que se conheça antecipadamente as características dos materiais a serem processados. Os valores de DBO_5 , DQO, metais pesados, nitrogênio, fósforo entre outros, dependem essencialmente da origem dos sólidos, das quantidades geradas e dos tipos de processos a que eles estiverem sujeitos anteriormente (NUVOLARI, 2003).

A desidratação de lodo é uma operação unitária que reduz o volume do lodo em excesso por meio da redução de seu teor de umidade. As principais razões para realizar a desidratação são:

- Redução do custo de transporte para o local de disposição final.
- Melhoria nas condições de manejo do lodo, já que o lodo desaguado é mais facilmente transportado.
- Aumento do poder calorífico do lodo por meio da redução da umidade com vistas à preparação para incineração.
- Redução do volume para disposição em aterro sanitário ou reuso na agricultura (ANDREOLI, 2001).

2.7.2 Principais processos utilizados na desidratação de lodo

A seleção de processo de desidratação depende do tipo de lodo e da área disponível. Para estações de tratamento de efluentes (ETEs) de pequeno porte localizadas em regiões onde não há restrição quanto à área, processos naturais como leitos de secagem são considerados a melhor alternativa. Da mesma forma,

ETEs de médio e grande portes situadas em regiões metropolitanas utilizam a desidratação mecânica.

Os principais processos utilizados para a desidratação natural ou mecânica no Brasil são (NUVOLARI,2003):

Lagoas de lodos: são normalmente tanques construídos em terra, de pequena profundidade de lâmina líquida (de 0,70 a 1,40m). O tanque é preenchido com lodo e o sobrenadante é drenado após um período de sedimentação dos sólidos. A secagem do lodo em lagoas, a exemplo dos leitos de secagem, dependem muito das condições climáticas e da profundidade da lâmina líquida o lodo aplicado;

Centrífugas: apresentam bom rendimento e vem sendo mais utilizadas. Um empecilho a sua utilização é o alto preço de aquisição do equipamento;

Prensas desaguadoras: equipamento mais utilizado para se fazer o desaguamento, se comparado aos outro tipos , apresentam algumas vantagens tais como a possibilidade de operação contínua, baixo consumo de energia e baixo custo de aquisição e manutenção;

Filtros-prensa: muito utilizados na Europa, em função do alto teor de sólidos obtidos na torta e também pela facilidade operacional proporcionados por esses tipos de equipamentos, houve o aumento de sua utilização;

Leitos de secagem: trata-se de uma das técnicas mais antigas utilizadas na separação sólido-líquido do lodo. No Brasil, a NBR 12209/1992 – Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário – da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) regulamenta os projetos de leito de secagem.

As principais vantagens da utilização de leitos de secagem são:

- Baixo valor de investimento.
- Exigência de operador com baixo nível de qualificação devido à simplicidade operacional e ao baixo nível de atenção requerido.
- Baixo consumo de energia elétrica e produto químico.
- Baixa sensibilidade a variações nas características do lodo.
- Torta com alto teor de sólidos (ANDREOLI, 2001).

Entre as desvantagens podem ser destacados:

- Área requerida.
- Exigência de estabilização prévia do lodo.
- Influência significativa do clima no desempenho operacional do processo.
- Retirada da torta seca é um processo lento e requer muita mão-de-obra.
- Risco elevado de liberação de odores desagradáveis e proliferação de moscas.
- Risco de contaminação do lençol freático caso o fundo dos leitos e o sistema de drenagem não sejam bem executados (ANDREOLI, 2001).

Drenagem e evaporação atuam no processo de desidratação do lodo em um leito de secagem. Durante as primeiras 72 horas, a drenagem é a responsável pela eliminação da grande maioria do líquido; após esse período, o lodo adquire uma consistência pastosa e a perda de líquido passa a ocorrer basicamente pela evaporação superficial.

Os leitos de secagem caracterizam-se por um tanque geralmente retangular com paredes de alvenaria ou concreto e fundo de concreto. No interior do tanque são colocados dispositivos para possibilitar a drenagem da água presente no lodo.

Leitos de secagem são geralmente utilizados nas instalações de pequeno porte, em face de maior simplicidade desse processo quando comparado aos processos mecanizados. Geralmente não são utilizados em grandes instalações, pois demandariam grandes áreas.

2.7.3 Microrganismos

Os organismos existentes no efluente se concentram no lodo durante o processo de sedimentação, pois grande parte dos agentes patogênicos co-precipita junto as partículas orgânicas.

O lodo produzido pelas estações de tratamento de esgotos (ETE's) é um resíduo com destino problemático. Mesmo após sofrer tratamento, ainda apresenta grande potencial poluidor e contaminação por organismos patogênicos, que podem causar sérios problemas à saúde, podendo se tornar, sem os devidos cuidados, em uma importante fonte de poluição dos rios e mananciais, alterando e dificultando o curso normal de vida da fauna e flora da região afetada (FILHO, 1999).

Para que o lodo de esgoto possa ser utilizado seguramente como fertilizante agrícola ou até mesmo disposto no meio, é necessário que o mesmo passe por um processo de desinfecção eficaz, reduzindo a concentração dos organismos patogênicos, evitando contaminação do solo e cursos d'água, contribuindo e zelando para a manutenção da saúde humana e animal (ANDREOLI et al., 2002).

São várias as formas de higienização que poderiam ser adotadas para o lodo. Algumas dependem elevadas quantidades energéticas/econômicas, podendo até mesmo inviabilizar sua utilização. Alguns métodos de higienização podem ser citados como: caleação (inertização pela cal); pasteurização; radiação beta, gama e solar; compostagem; exposição do lodo à elevadas temperaturas (secagem térmica); digestão aeróbia; digestão anaeróbia e hipercloração (EPA, 1992).

A Tabela 1 fornece a temperatura e o tempo necessários para a eliminação de alguns microorganismos patógenos.

Tabela 1 - Temperatura e tempo de manutenção para a destruição de alguns organismos.

Organismo	Tempo (minuto)	Temperatura (°C)
<i>Salmonella typhosa</i>	Instantâneo	55 a 60
	30	46
<i>Salmonella spp.</i>	15 a 30	60
	60	55
<i>Shigela</i>	60	55
<i>Escherichia coli</i>	5	70
	15 a 20	60
	60	55
<i>Estomoeba histolytica</i> (cistos)	Instantâneo	68
<i>Taenia saginata</i>	5	71
<i>Trichinella spiralis</i> (larvas)	Instantâneo	62 a 72
	60	50
<i>Necator americanus</i>	50	45
<i>Brucella abortus</i>	50	45
<i>Streptococcus fecais</i>	60	70
<i>Coliformes fecais</i>	60	70
<i>Ascaris spp.</i> (ovos)	60	55
	7	60

Fonte: EPA (1985) apud Andreoli.

A contaminação do lodo por ovos de helmintos está diretamente relacionada às condições de saúde da população, portanto, a união dos órgãos de saúde e saneamento, bem como a utilização de recursos técnicos apropriados devem ser utilizados a fim de unificar critérios e recursos que facilitem a abrangência de áreas comprovadamente endêmicas num programa para tratamento direto da população, solucionando assim, indiretamente a concentração de patógenos no lodo de esgoto, melhorando a qualidade sanitária do produto e facilitando sua utilização em áreas agrícolas (ANDREOLI et al., 2002).

2.7.4 Estabilização do lodo de ETE

A gestão do lodo produzido por uma estação de tratamento de efluentes, em qualquer caso, é um dos maiores desafios para o sucesso técnico e operacional do sistema de tratamento. É também um desafio econômico, já que alguns estudos mostram que o processamento da fase sólida pode representar até 60% dos custos operacionais da estação.

Portanto, é necessário que os objetivos da estabilização do lodo em um determinado sistema sejam definidos ainda na fase de projeto da estação e fixado de acordo com o destino final previsto para o lodo (ANDREOLI, 2001).

Se o destino do lodo for o uso agrícola, o nível de patógenos e seu potencial de geração de odores são de extrema importância. Caso o destino final seja a incineração, as exigências serão muito menores.

O termo biossólido é reservado para um produto estabilizado, caso contrário são empregados os termos torta, lodo ou sólidos. Os objetivos dos processos de estabilização do lodo são reduzir seu conteúdo de microrganismos patogênicos e inibir, reduzir ou mesmo eliminar o potencial de putrefação do lodo assim como, conseqüentemente, seu potencial de produção de odores (EPA, 1985); (EPA, 1983); (ANDREOLI, 2001).

2.7.4.1 Processo biológico de estabilização do lodo

No processo de estabilização biológica são utilizados mecanismos naturais de biodegradação que transformam a parte mais putrescível do lodo. As vias podem ser anaeróbia ou aeróbia (ANDREOLI, 2001).

Digestão aeróbica é a biodegradação de componentes orgânicos por microrganismos aeróbios. A fase final do processo é caracterizada pela respiração endógena, que acontece quando o substrato disponível para a biodegradação é

totalmente consumido e os microrganismos passam a consumir o próprio protoplasma microbiano a fim de obter energia para suas reações celulares.

Portanto, o processo de digestão aeróbia passa por duas etapas: a oxidação direta da matéria orgânica biodegradável e conseqüente aumento da biomassa bacteriana e, depois, a oxidação do material microbiano celular pelos próprios microrganismos.

2.7.4.2 Parâmetros de avaliação do grau de estabilização

A correta definição e determinação da estabilidade do lodo é uma questão que permanece em aberto. Em parte porque a estabilização se refere a características gerais do lodo e, portanto, provoca definições qualitativas e descritivas. Isto explica o motivo de as tentativas de relacionar a estabilização com alterações químicas e biológicas do lodo não serem muito bem-sucedidas (ANDREOLI, 2001).

Vários indicadores podem ser utilizados para avaliar o grau de estabilização do lodo:

- Odor;
- Nível de redução de patógenos;
- Nível de redução de sólidos voláteis;
- Toxicidade;
- Taxa de absorção de oxigênio;
- Adenosina trifosfato (ATP);
- Atividade enzimática;
- DBO₅, DQO, carbono orgânico total (COT);
- Teor de nitrogênio (amoniaco e nítrico);
- Teor de ortofosfato;
- Teor de carboidratos, proteínas, lipídios;

- Teor de cinzas;
- Aptidão à desidratação;
- Presença de protozoários e rotíferos;
- Viscosidade;
- Valor calorífico;
- Combinação de vários parâmetros (ANDREOLI, 2001).

2.8 Compostagem

A técnica de compostagem era muito praticada na antigüidade. As técnicas empregadas eram artesanais e fundamentavam-se na formação de leiras ou montes (pilhas) de resíduos orgânicos, que ocasionalmente eram revolvidos. Após cessar o processo de fermentação, o composto resultante era incorporado ao solo, o que favorecia o crescimento dos vegetais.

O Brasil, país essencialmente agrícola, tem pouca tradição na produção de composto orgânico, existindo apenas um número reduzido de sistemas ou usinas de compostagem instalados (FILHO et al., 1999).

A compostagem é uma alternativa biotecnológica de tratamento destes resíduos com finalidades agrônômicas (FINSTEIN et al., 1983). O processo permite o controle de microrganismos patogênicos (BURGE et al., 1981) e pode produzir um insumo agrícola de boa qualidade (FERNANDES et al., 1993).

A compostagem pode ser definida como uma bioxidação exotérmica aeróbica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizado pela produção de CO₂, água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável (FERNANDES et al., 1993).

2.8.1 Características

O processo de compostagem, por sua vez, prevê duas etapas distintas no seu desenvolvimento: a primeira de biodegradação do resíduo orgânico e a segunda de maturação, cura ou humificação do composto (DIAZ, 1999; JAHNEL, 1999; BUDZAIK et al., 2004). Vários são os fatores que influem neste processo e muitos deles podem ser monitorados utilizando-se técnicas adequadas.

Para que ocorra o pleno desenvolvimento das fases supracitada, certos fatores de controle fazem-se necessários, tais como: temperatura; taxa de oxigenação; teor de umidade; tamanho de partícula; concentração de nutrientes e pH (FILHO et al., 1999).

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. É normalmente realizada em pátios nos quais o material é disposto em montes de forma cônica, conhecidos como pilhas de compostagem, ou montes de forma prismática com seção similar à triangular, denominados leiras de compostagem, Bidone (1999 apud FERNANDES et al., 1993).

Outro aspecto importante é a eficiência de conversão do substrato em biomassa microbiana, isto é, quando do carbono utilizado é convertido em novas células. Os coeficientes de utilização do substrato variam em função da sua natureza, podendo atingir 60%, dependendo da sua degradabilidade pela população do solo que o decompõe. Matéria orgânica do solo (MOS) e substratos com baixa taxa de decomposição são menos aproveitáveis pelos microrganismos, conforme exemplos na Tabela 2.

Tabela 2 - Taxa de decomposição e eficiência de conversão do C em biomassa, utilizando modelos de simulação de laboratório (Modificado de VORONEY et al., 1981).

Substratos	Taxa de decomposição (K dia ⁻¹)	Eficiência de utilização (%)
Açúcares aminados	0,2	60
Celulose-hemicelulose	0,08	40
Lignina	0,01	10
Produtos microbianos	0,3 a 0,8	25 a 40
MOS protegida	$0,3 \times 10^{-3}$	20
MOS envelhecida	$0,8 \times 10^{-6}$	20

Fonte: Moreira (2006)

O fluxo e principais transformações de C e nutrientes, via matéria orgânica do solo estão representados na Figura 4. Resíduos contendo os elementos são utilizados por fungos, bactérias, actinomicetos e microfauna, que interagem intensamente como comensalistas, antagonistas e predadores através de sucessões e interações tróficas.

Por meio de mecanismos bioquímicos específicos, os componentes individuais dos resíduos são decompostos e mineralizados transformando-se em CO₂, biomassa e liberando os elementos minerais. Em condições aeróbias, a maior parte do carbono depositado é utilizada como fonte de energia primária para o crescimento microbiano, sendo oxidada bioquimicamente a CO₂. Esse processo é conhecido por respiração do solo ou respiração edáfica e se relaciona de modo muito estreito com a disponibilidade de nutrientes (mineralização) e a atividade enzimática, sendo um bom indicador da “saúde” ou da qualidade do solo (MOREIRA, 2006).

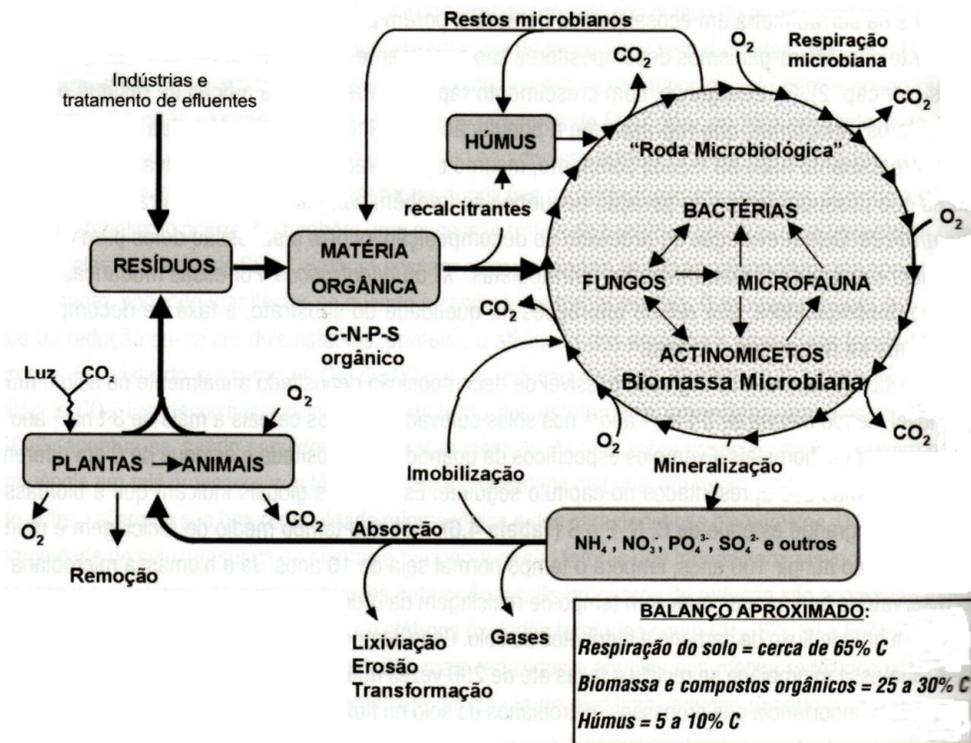


Figura 4 - Esquema generalizado das transformações e ciclagem de C, N, P e S no sistema solo-planta mediados pela microbiota do solo. Fonte: Moreira (2006)

Segundo Pereira Neto (1996), os microrganismos necessitam da presença de macro e micronutrientes para o exercício de suas atividades metabólicas. Dentre os nutrientes utilizados pelos microrganismos, dois são de extrema importância, carbono e nitrogênio, cuja concentração e disponibilidade biológica de ambos afetam o desenvolvimento do processo.

A decomposição do material orgânico é diferenciada segundo as características físicas, químicas e biológicas dos seus diversos componentes. Os açúcares, amidos e proteínas simples, são decompostos primeiro; a seguir, há a decomposição da proteína bruta e da hemicelulose. Outros componentes, tais como celulose, lignina e gorduras, são mais resistentes podendo, com o tempo, dar origem às substâncias orgânicas de estrutura química mais complexa, genericamente denominadas húmus (MIYASAKA et al., 1983); (IGUE, 1984 apud MATOS et al., 1998).

Do ponto de vista operacional, uma das grandes diferenças da compostagem em comparação aos métodos de estabilização comentados anteriormente é que a compostagem se realiza em meio sólido.

Os nutrientes, principalmente carbono e nitrogênio, são fundamentais ao crescimento bacteriano. O carbono é a principal fonte de energia e o nitrogênio é necessário para a síntese celular. Fósforo e enxofre também são importantes, porém seu papel no processo é menos conhecido. Os microrganismos têm necessidade dos mesmos micronutrientes requeridos pelas plantas: Cu, Ni, Mo, Fe, Mg, Zn e Na são utilizados nas reações enzimáticas, porém os detalhes desse processo são pouco conhecidos. O processo de compostagem pode ser simplificado representado pelo esquema mostrado na Figura 5.



Figura 5 - Esquema simplificado do processo de compostagem.

Fonte: Andreoli (2001)

De acordo com suas temperaturas ótimas, estes microrganismos são classificados em psicrófilos (0-20°C), mesófilos (15-43°C) e termófilos (40-85°C). Na verdade, esses limites não são rígidos e representam bem melhor os intervalos ótimos para cada classe de microrganismo do que divisões estanques. Na Tabela 3 observa-se as temperaturas mínimas, ótimas e máximas para as bactérias.

Tabela 3 - Temperaturas mínimas, ótimas e máximas para as bactérias, em °C.

Bactérias	Temperatura mínima	Temperatura ótima	Temperatura máxima
Mesófilas	15 a 25	25 a 40	43
Termófilas	25 a 45	50 a 55	85

Fonte: Institute for Solid Wastes of American Public Works Association (1970) apud Moreira (2006).

No início do processo há um forte crescimento dos microrganismos mesófilos. Com a elevação gradativa da temperatura, resultante do processo de biodegradação, a população de mesófilos diminui e os microrganismos termófilos proliferam com mais intensidade. A população termófila é extremamente ativa, provocando intensa e rápida degradação da matéria orgânica e maior elevação da temperatura, o que elimina os microrganismos patogênicos Figura 6.

Quando o substrato orgânico é, em sua maior parte, transformado, a temperatura diminui, a população termófila se restringe, a atividade biológica global se reduz de maneira significativa e os mesófilos se instalam novamente. Nesta fase, a maioria das moléculas facilmente biodegradáveis foi transformada, o composto apresenta odor agradável e já teve início o processo de humificação, típico da segunda etapa do processo, denominada maturação (ANDREOLI, 2001).

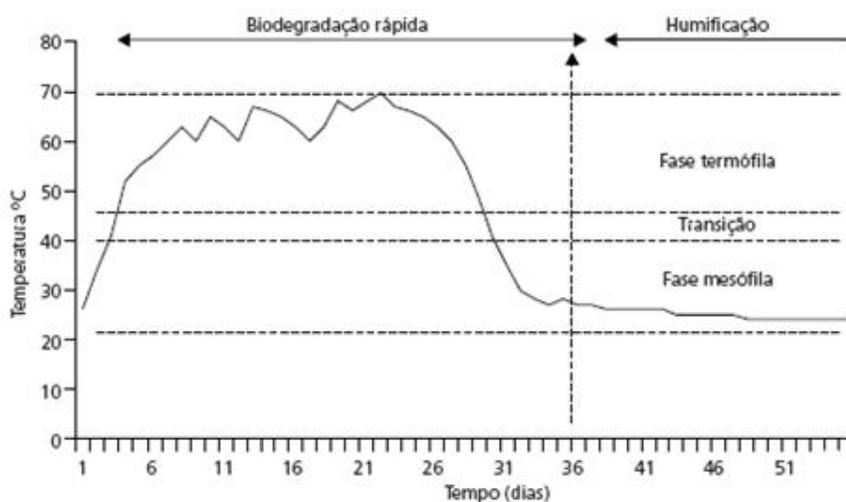


Figura 6 – Modelo típico da evolução da temperatura de uma leira em compostagem.

Fonte: Andreoli (2001).

Estas duas fases distintas do processo de compostagem são bastante diferentes entre si. Na fase de degradação rápida, também chamada de bioestabilização, há intensa atividade microbiológica e rápida transformação da matéria orgânica. Portanto, há grande consumo de O_2 pelos microrganismos, elevação da temperatura e mudanças visíveis na massa de resíduos em

compostagem, pois ela se torna escura e não apresenta odor agressivo. Mesmo com tantos sinais de transformação, o composto não está pronto para ser utilizado. Ele só estará apto a ser disposto no solo após a fase seguinte, chamada de maturação (MOREIRA, 2006).

Na fase de maturação, a atividade biológica é pequena, portanto a necessidade de aeração também diminui. O processo ocorre à temperatura ambiente e com predominância de transformações de ordem química: polimerização de moléculas orgânicas estáveis no processo conhecido como humificação (MOREIRA, 2006).

Esses conceitos são importantes, pois se refletem na própria concepção das usinas de compostagem. Como na fase de biodegradação rápida ocorre uma redução de volume do material compostado, conseqüentemente a área necessária para a fase de maturação é menor (ANDREOLI, 2001).

2.8.2 Parâmetros físico-químicos fundamentais

Aeração: Como a compostagem é um processo aeróbio, o fornecimento de ar é vital à atividade microbiana, pois os microrganismos aeróbios têm necessidade de O_2 para oxidar a matéria orgânica que lhes serve de alimento.

Durante a compostagem, a demanda por O_2 pode ser bastante elevada e a falta desse elemento pode se tornar um fator limitante para a atividade microbiana e prolongar o ciclo de compostagem.

A circulação de ar na massa do composto é, portanto, de primordial importância para a compostagem rápida e eficiente. Essa circulação depende da estrutura e umidade da massa e também da tecnologia de compostagem utilizada.

A aeração também influi na velocidade de oxidação do material orgânico e na diminuição da emanção de odores, pois quando há falta de aeração o sistema pode se tornar anaeróbio.

Independente da tecnologia utilizada, a aeração da mistura é fundamental no período inicial da compostagem, na fase de degradação rápida, quando a atividade

microbiana é intensa. Na fase seguinte, a maturação, a atividade microbiana é pouco intensa, logo a necessidade de aeração é bem menor.

O lodo é um resíduo de granulometria fina e, quando está parcialmente desidratado, apresenta aspecto pastoso, o que dificulta a difusão do ar. Por esta razão, o lodo normalmente será misturado a outro resíduo, com granulometria mais grosseira, capaz de atuar como agente estruturante na mistura, permitindo assim a criação dos espaços vazios necessários à difusão do ar (ANDREOLI, 2001).

Temperatura: A compostagem aeróbia pode ocorrer em regiões tanto de temperatura termofílica (45 a 85°C) como mesofílica (25 a 43°C).

Embora a elevação da temperatura seja necessária e interessante para a eliminação de microrganismos patogênicos, alguns pesquisadores observaram que a ação dos microrganismos sobre a matéria orgânica aumenta com a elevação da temperatura até 65°C; acima deste valor, o calor limita as populações aptas, havendo um decréscimo da atividade biológica.

A temperatura é um fator indicativo do equilíbrio biológico, de fácil monitoramento e que reflete a eficiência do processo. Se a leira, em compostagem, registrar temperatura da ordem de 40-60°C no segundo ou terceiro dia, é sinal de que o ecossistema está bem equilibrado e de que a compostagem tem todas as chances de ser bem-sucedida. Caso contrário, é sinal de que algum ou alguns parâmetros físico-químicos (pH, relação C/N, umidade) não estão sendo respeitados, limitando, assim, a atividade microbiana.

Depois de iniciada a fase termófila (em torno de 45°C), o ideal é controlar a temperatura entre 55 e 65 °C. Esta é a faixa que permite a máxima intensidade de atividade microbiológica. Acima de 65°C, a atividade microbiológica cai e o ciclo de compostagem fica mais longo.

Atualmente, a aeração também é usada como meio de controlar a temperatura. Em certos casos, o insuflamento de ar comprimido na massa do composto pode ser de 5 a 10 vezes maior do que o estritamente necessário à respiração microbiana, tendo assim a função de dissipar o calor liberado no processo (ANDREOLI, 2001).

Umidade: A água é fundamental para a vida microbiana. No composto, o teor ótimo de umidade, de modo geral, situa-se entre 50% e 60%. O ajuste da umidade pode ser feito pela criteriosa mistura de componentes ou pela adição de água. Na prática, verifica-se que o teor de umidade depende também da eficácia da aeração e das características físicas dos resíduos (estrutura, porosidade). Elevados teores de umidade (>65%) fazem com que a água ocupe os espaços vazios do meio, impedindo a livre passagem do oxigênio, o que poderá provocar aparecimento de zonas de anaerobiose. Se o teor de umidade de uma mistura é inferior a 40%, a atividade biológica é inibida, bem como a velocidade de biodegradação.

Porém, como há perdas de água devido à aeração, em geral, o teor de umidade do composto tende a diminuir ao longo do processo. O teor de umidade é um dos parâmetros que deve ser monitorado durante a compostagem para que o processo se desenvolva satisfatoriamente.

Os lodos a serem compostados devem passar previamente por processo de desaguamento ou desidratação a fim de eliminar o excesso de água (ANDREOLI, 2001).

Relação C/N: Os microrganismos necessitam de carbono, como fonte de energia, e de nitrogênio para síntese de proteínas. É por esta razão que a relação C/N é considerada o fator que melhor caracteriza o equilíbrio dos substratos.

Teoricamente, a relação C/N inicial ótima do substrato deve se situar em torno de 30. Na realidade, constata-se que ela pode variar de 20 a 70 de acordo com a maior ou menor biodegradabilidade do substrato. Tanto a falta de nitrogênio quanto a falta de carbono limitam a atividade microbiológica. Se a relação C/N for muito baixa, pode ocorrer grande perda de nitrogênio pela volatilização da amônia. Se a relação C/N for muito elevada, os microrganismos não encontrarão N suficiente para a síntese de proteínas e terão seu desenvolvimento limitado. Como resultado, o processo de compostagem será mais lento. Independentemente da relação C/N inicial, no final da compostagem a relação C/N converge para um mesmo valor, entre 10 e 20, devido às perdas maiores de carbono que de nitrogênio no desenvolvimento do processo.

O lodo é um resíduo rico em nitrogênio, apresentando relação C/N entre 5 e 11. Ele necessita, portanto, de um resíduo complementar rico em carbono e pobre em nitrogênio para que a mistura, criteriosamente determinada, apresente relação C/N em torno de 20 ou 30 (ANDREOLI, 2001).

Estrutura: Quanto mais fina é a granulometria, maior é a área exposta à atividade microbiana, o que promove o aumento das reações bioquímicas, visto que aumenta a área superficial em contato com o oxigênio.

Alguns autores obtiveram condições ótimas de compostagem com substratos apresentando de 30% a 36% de porosidade. De modo geral, o tamanho das partículas deverá estar entre 25 e 75 mm, para ótimos resultados.

Como o lodo de esgoto normalmente apresenta granulometria muito fina, haveria dificuldade em realizar o processo de compostagem somente com este material, pois fatalmente apresentaria problemas relativos à aeração devido à falta de espaços intersticiais entre as partículas. Esta é uma das principais razões para combinar o lodo com outro resíduo de granulometria mais grossa, o que confere estrutura porosa à mistura a ser compostada (ANDREOLI, 2001).

pH: É fato conhecido que níveis de pH muito baixos ou muito altos reduzem ou até inibem a atividade microbiana.

Quando são utilizadas misturas com pH próximo da neutralidade, o início da compostagem (fase mesófila) é marcado por uma queda sensível de pH, variando de 5,5 a 6, devido à produção de ácidos orgânicos.

Quando a mistura apresenta pH próximo ou ligeiramente inferior a 5, há uma diminuição drástica da atividade microbiológica e o composto pode não passar para a fase termófila.

A passagem à fase termófila é acompanhada por rápida elevação do pH, que se explica pela hidrólise das proteínas e pela liberação de amônia. Assim, normalmente o pH se mantém alcalino (7,5-9), durante a fase termófila.

De qualquer forma, principalmente se a relação C/N da mistura for conveniente, o pH geralmente não é um fator crítico da compostagem. Como o pH dos lodos de esgotos sanitários geralmente é próximo de 7, o processo de

compostagem normalmente se desenvolve muito bem com esse material, mesmo quando misturado com bagaço de cana, resíduos de podas de árvores, cascas do processamento de algodão e outros (ANDREOLI, 2001).

2.8.3 Sistemas de compostagem

Por ser um processo biológico de tratamento de resíduos, a compostagem obedece a princípios básicos que foram definidos anteriormente. Porém, as tecnologias de implantação do processo admitem alternativas que podem variar de sistemas simples e manuais até sistemas complexos, altamente tecnificados, em que todos os parâmetros do processo são monitorados e controlados com precisão.

Um bom composto pode ser obtido tanto por tecnologias simples como por tecnologias complexas, desde que os resíduos sejam adequados e o processo biológico ocorra em boas condições. A questão realmente importante a ser colocada é que a alternativa escolhida deve ser adequada à situação, do ponto de vista técnico e sócio-econômico (ANDREOLI, 2001).

Os processos de compostagem podem ser divididos em três grandes grupos:

- Sistema de leiras revolvidas (*windrow*), em que a mistura de resíduos é disposta em leiras, sendo a aeração fornecida pelo revolvimento dos resíduos e pela convecção e difusão do ar na massa do composto. Uma variante desse sistema, além do revolvimento, utiliza a insuflação de ar sob pressão nas leiras.

- Sistema de leiras estáticas aeradas (*static pile*), em que a mistura a ser compostada é colocada sobre uma tubulação perfurada que injeta ou aspira o ar na massa do composto, não havendo revolvimento mecânico das leiras.

- Sistemas fechados ou reatores biológicos (*in-vessele*), em que os resíduos são colocados dentro de sistemas fechados, que permitem o controle de todos os parâmetros do processo de compostagem (ANDREOLI, 2001).

2.8.4 Decomposição dos substratos e suas características

A decomposição não é um processo simples ou estático, ocorrendo em fases que podem ser identificadas e descritas conforme a Tabela 4.

Tabela 4 - Fases da decomposição dos resíduos orgânicos no solo (Burns & Martin, 1986).

Fases	Principais aspectos funcionais
Redução do tamanho das partículas	Fauna do solo promove a fragmentação. Ocorre pouca ou nenhuma decomposição nesta fase.
Ataque microbiano inicial	Substâncias mais facilmente decompostas (proteínas, amido e celulose) são atacadas por fungos e bactérias esporulantes, formando biomassa e liberando NH ₃ , H ₂ S, CO ₂ e ácidos orgânicos.
Ataque microbiano intermediário	Subprodutos orgânicos e tecidos microbianos são atacados por uma variedade de microrganismos, produzindo nova biomassa, e acentuam-se as perdas de C-CO ₂ .
Ataque final	Decomposição gradual dos componentes mais resistentes, como lignina, por actinomicetos e fungos especialistas.

Fonte: (Moreira, 2006)

Como já visto em relação ao grau de assimilação, os substratos variam de prontamente assimiláveis a assimilação muito lenta Tabela 5. Os primeiros são não persistentes, enquanto os últimos tendem a acumular no solo onde se estabilizam fortemente.

Aspectos específicos de alguns desses substratos são apresentados a seguir:

Celulose: é um polissacarídeo de maior ocorrência natural, representando a maior parte do CO₂ fixado pelas plantas.

A decomposição da celulose no solo ocorre por ação de enzimas (celulases) produzidas por uma vasta e diversa população fúngica.

Os microrganismos celulolíticos, ao atacar a celulose, rompem sua molécula de alto peso molecular, desdobrando-a em celobiose (um dissacarídeo, com glicose ligada à glicose) e glicose livre, pela ação da celulase (β -1,4 glicosidase).

Tabela 5 - Classificação dos substratos quanto à degradabilidade microbiana e persistência no solo.

Grau de assimilabilidade	Grau de persistência	Exemplos de substratos
Prontamente assimiláveis	Não persistentes	Glicose, frutose e outras hexoses, xilanose e outras pentoses, sacarose, celulose, e outros dissacarídeos, ácidos orgânicos e ácidos graxos.
Pronta a moderadamente assimiláveis	Não persistentes a moderadamente persistentes	Amido e polímeros vegetais de glicose e frutose, glicogênio, hemicelulose, ácidos urônicos, pectinas, lipídeos, complexos de glicerol e ácidos graxos, peptídeos e proteínas não queratinizadas.
Assimilação lenta a muito lenta (difícil decomposição)	Persistente a muito persistente	Celulose, microfilar, agregados de polímeros de glicose, componentes de parede celular vegetal, cutina, lignina, suberina, quitina, queratina, ceras e hidrocarbonetos oleosos.

Fonte: Moreira (2006)

Hemicelulose e Pectinas: A hemicelulose é o segundo maior componente dos vegetais e não apresenta semelhanças estrutural com a celulose. É um polissacarídeo constituído por arranjos de pentoses (como xilose e arabinose), hexoses (como manose, glicose e galactose) e, algumas vezes, por ácidos urônicos (como glucurônico e galacturônico).

A decomposição da hemicelulose pode ser dificultada quando ela se liga a outras substâncias, como fibrilas de hemicelulose, quando formam pontes de hidrogênio com fibras na matriz da parede celular vegetal. Muitas enzimas são envolvidas na sua degradação, sendo geralmente produzidas por fungos, que parecem iniciar o ataque, seguidos por bactérias.

Lignina: a lignina é outro polímero natural muito importante, responsável por 25% da fitomassa seca produzida anualmente na biosfera (35% da madeira). Sua importância se deve também ao fato de que este é o biopolímero mais abundante na biosfera, sendo recalcitrante em função do seu alto peso molecular e estrutura química tridimensional que lhe confere alta estabilidade. A estrutura da lignina é muito complexa, formada por subunidades aromáticas derivadas do fenilpropano, que se repetem em ligações diferentes, sendo interligadas por ligações C-C ou tipo éter, que contribuem para sua elevada recalcitrância. A degradação da lignina no solo dá-se, principalmente, por grupos especializados de *Basidiomicetos* pertencentes à ordem *Agaricales* e por alguns *Ascomicetos*. Entre os mais eficientes e mais estudados, têm-se: *Pleurotus ostreatus*, *Phanerochaete versicolor* e *Phanerochaete chrysosporium*, sendo o último exemplo típico de decompositor da lignina.

Os fatores edáficos como aeração, pH, umidade, temperatura e também relação C/N do resíduo são importantes na decomposição da lignina e interferem na atividade e competição de *Basidiomicetos* decompositores. Umidade entre 60 e 100%, temperatura de 25 a 30°C, a relação C/N (de aproximadamente 25:1) e pH na faixa ácida favorecem a decomposição da lignina.

A lignina, por ser uma macromolécula, só pode entrar na célula microbiana após a ação enzimática que produz compostos aromáticos simples capazes de serem absorvidos. Esses entram em várias rotas catabólicas até formar ácidos

alifáticos que são mineralizados. Por apresentar baixa degradação, apenas pequena parte de carbono da lignina é incorporado à microbiomassa do solo e poucos compostos são originados da degradação da lignina (MOREIRA, 2006).

2.8.4.1 Fatores que influenciam a decomposição

Em geral, a decomposição é favorecida por:

- a) Resíduos com baixo teor de lignina ou compostos fenólicos e alto teor de materiais solúveis, nitrogênio e partículas de tamanho reduzido com baixa relação C/N, além do próprio teor de N;
- b) Condições físicas e químicas do solo que maximizem a atividade biológica, especialmente temperatura entre 30 a 35°C e umidade próxima à capacidade de campo e aeração adequada;
- c) Pela ausência de fatores tóxicos no resíduo ou no solo, os quais podem inibir a atividade dos heterotróficos decompositores.

Em função da maior ou da menor concentração de certos componentes, o resíduo degrada mais lentamente ou mais rapidamente. Enquanto os resíduos ricos em açúcares, proteínas, amidos e celulose são decompostos em menos de um ano, aqueles ricos em outras frações como a lignina resistem à decomposição, persistindo por tempo maior no solo. Os substratos primários (glicose, glicina e celulose) são decompostos rapidamente, enquanto lignina, melanina e ácido húmico, que são macromoléculas complexas, e casca de madeira, turfa e acículas de pinos, são consideradas recalcitrantes e tendem a se acumular no solo, imobilizando grande quantidade de C e nutrientes (MOREIRA, 2006).

2.8.4.2 As substâncias húmicas (húmus)

O húmus do solo é formado por moléculas recalcitrantes de origem vegetal e microbiana, combinadas através de reações de polimerização e ressíntese, com compostos fenólicos derivados da lignina, como o fenil-propanos. Esses núcleos químicos são condensados com a ajuda de elementos metálicos em arranjos moleculares complexos e de alta estabilidade química. O húmus não representa substâncias químicas específicas, mas, sim, “um estado indefinido e confuso da MOS”.

Os principais efeitos potenciais do húmus no solo e nas plantas são os seguintes:

- a) Melhora as condições físicas como: agregação, aeração, retenção de umidade e permeabilidade;
- b) Aumenta a superfície específica, capacidade de troca catiônica (CTC) e efeito tampão, conferindo maior estabilidade ao solo;
- c) Atua como agentes de complexação, quelação e retenção de nutrientes e xenobióticos;
- d) Exerce efeitos fisiológicos na permeabilidade de membranas, absorção de nutrientes, atividade enzimática e fotossíntese;
- e) Exerce ação protetora e atua como fonte de nutrientes para certos microrganismos do solo;
- f) Atua como reservatório de N, P, S e micronutrientes (MOREIRA, 2006).

2.8.5 A mineralização da matéria orgânica

Substâncias de baixo peso molecular (monômeros), liberadas das macromoléculas pela ação das enzimas extracelulares durante a degradação, são absorvidas e metabolizadas pelas células microbianas que as convertem em formas

inorgânicas, processo denominado mineralização. Esta é a última etapa da transformação biológica dos materiais orgânicos no solo a qual ocorre simultaneamente com a imobilização de nutrientes minerais para atender à demanda nutricional da microbiota decompositora Figura 7.

No entanto, a decomposição/mineralização dos materiais orgânicos no solo não é estática: apresenta uma dinâmica temporal complexa como indicado na Figura 5. Quando se adiciona um resíduo orgânico ao solo em condições de equilíbrio, a população microbiana é estimulada em função da adição de C-oxidável e a demanda de nutrientes pela microbiota decompositora aumenta. A respiração (taxa de liberação de CO_2) do solo também aumenta rapidamente e os nutrientes minerais, como o NO_3^- , são absorvidos em grande quantidade para atender às exigências dos microrganismos, tornando-se imobilizados na nova biomassa. Dependendo da relação C/N do material adicionado, pode ocorrer o esgotamento do nitrogênio no caso de relação C/N alta (>30), ou liberação do elemento mineralizado, se o resíduo tiver relação C/N baixa (<20). (MOREIRA, 2006)

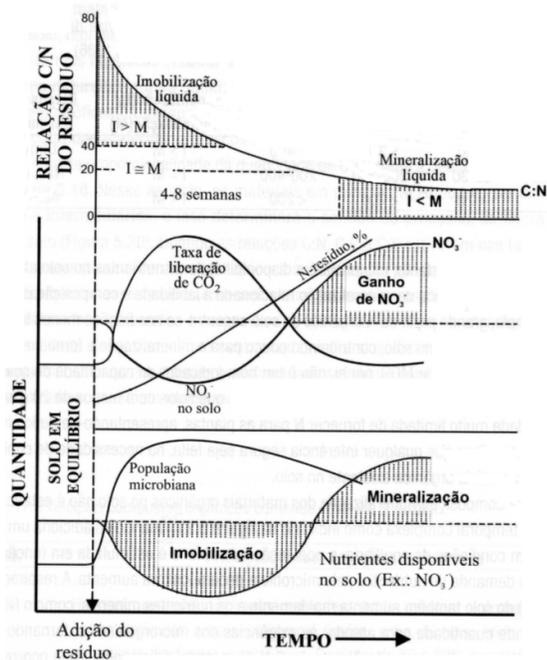


Figura 7 - Resposta da microbiota e dinâmica de processos de mineralização de resíduos orgânicos em relação à disponibilidade de nutrientes no solo. (modificado de Stevenson, 1986) (Moreira, 2006)

À medida que C é liberado, na forma de CO_2 , a concentração relativa de N no material remanescente aumenta, resultando em redução da sua relação C/N Figura 5. À medida que o resíduo é mineralizado, e sua relação C/N cai para 20-30, tem-se uma equivalência entre imobilização (I) e mineralização (M), sendo M favorecida quando a relação C/N se tornar menor que 20. A partir desse período, o material encontra-se em estado bem avançado de humificação, e a atividade microbiana cai (taxa de liberação de CO_2) e parte dos nutrientes minerais contidos no material originalmente depositado, já convertido em biomassa, torna-se disponível, elevando-se o fornecimento de nutrientes no solo (MOREIRA, 2006).

Uma alternativa para a reciclagem de materiais orgânicos é a compostagem, que consiste na decomposição aeróbia e termofílica de resíduos orgânicos por populações microbianas quimiorganotróficas.

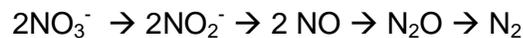
A relação C/N é um índice empregado para avaliar o estágio de maturação dos materiais em compostagem. Materiais compostados com relação $\text{C/N} > 21$ são considerados imaturos, entre 18 a 21, bioestabilizados e $\text{C/N} < 18$, humificados, o que ocorre geralmente a partir de 15ª semana de compostagem. À medida que a relação C/N diminui, a DQO do resíduo também diminui, reduzindo o efeito poluidor do material orgânico, caso este atinja corpos d'água (MOREIRA, 2006).

2.8.5.1 Nitrificação

O N-orgânico contido nos aminoácidos, ou outros monômeros produzidos pela ação das enzimas extracelulares sobre moléculas mais complexas, é absorvido pelos organismos e, dentro das células, sofrem desaminação, sendo parte do grupo amino excretado como amônia (NH_3) que entra em equilíbrio formando amônio (NH_4) no solo. A amônia continua a sofrer transformações, convertendo-se em NO_2^- , que, imediatamente converte-se em NO_3^- , processo chamado nitrificação (MOREIRA, 2006).

2.8.5.2 Desnitrificação

A desnitrificação é o processo redutivo de N mais conhecido e que consiste na redução bioquímica de formas oxidadas a formas gasosas (N_2 e N_2O), envolvendo quatro fases redutivas catalisadas por diferentes enzimas do periplasma, membrana e citoplasma bacteriano. As fases redutivas são sequenciadas de acordo com a seguinte equação:



Um dos principais fatores que regula a desnitrificação é a quantidade de água no solo, que regula a disponibilidade de oxigênio neste e, assim, a desnitrificação. A variação das taxas de desnitrificação no campo pode ser explicada pela umidade, existindo forte relação entre o espaço poroso do solo, preenchido com água, e a desnitrificação. A desnitrificação ocorre a partir de 60% de saturação do espaço poroso do solo com água, acentuando-se a partir de 80% (MOREIRA, 2006).

2.8.6 Efeito da compostagem na eliminação de patógenos do lodo

O principal mecanismo de eliminação de patógenos do processo de compostagem tem por base a relação dos parâmetros temperatura/tempo de exposição. A própria atividade microbiológica durante a compostagem determina uma elevação natural da temperatura do meio, que, de acordo com a tecnologia empregada, pode atingir 50-60°C em poucos dias (MOREIRA, 2006).

A elevação da temperatura é também um dos indicadores de que a massa em compostagem está bem equilibrada, de acordo com os limites fixados pelos principais parâmetros físico-químicos que regulam o processo: aeração suficiente,

umidade na faixa de 55%-65%, relação C/N entre 20 e 30 e granulometria que permita a circulação do ar na massa em processo de transformação.

A rigor, quanto mais elevada a temperatura, mais rápida será a eliminação de patógenos. Porém, para o processo de compostagem, várias pesquisas mostraram que, acima de 60°C, a atividade microbiológica global do composto tende a cair, reduzindo-se muito por volta dos 70 °C, momento em que o meio se torna excessivamente limitante, mesmo a muitos grupos de bactérias termofílicas. Na prática, a temperatura mantida em torno de 60 °C parece conciliar a eficiência na eliminação de patógenos com alto nível de atividade microbiológica global (MOREIRA, 2006).

Outro fator importante a ser considerado é a tecnologia de compostagem empregada. No sistema de leiras revolvidas há um gradiente de temperatura na leira, sendo que na parte externa a temperatura não atinge os níveis letais, pelo contrário, apresenta temperatura favorável a que vários microrganismos voltem a crescer. Estudos comparativos entre os sistemas de leiras revolvidas e leiras estáticas aeradas mostraram que a segunda alternativa é mais eficaz na eliminação de patógenos. Esta constatação se reflete na Norma da EPA 40 do Código de Regulação Federal, do inglês *Code of Federal Regulations* (CFR) part 503, que padroniza o uso ou disposição do lodo de esgoto, que preconiza temperatura mínima de 55°C por pelo menos três dias para o processo de leiras estáticas aeradas e 55°C por pelo menos 15 dias, com no mínimo 5 revolvimentos nesse período, para o processo de leiras revolvidas.

A fase termófila pode durar de 4 a 5 dias em reatores biológicos (compostagem acelerada) ou até 50 dias em sistemas de leiras revolvidas. A tecnologia de compostagem empregada tem papel fundamental na eficácia do processo para eliminar patógenos. Em sistemas estáticos forma-se um gradiente de temperatura na massa do composto, gerando regiões de maior temperatura que outras, enquanto nos sistemas em que há revolvimento as várias partes da mistura são continuamente misturadas (MOREIRA, 2006).

De acordo com os critérios da EPA 40 CFR part 503, a compostagem em leiras revolvidas deve apresentar temperatura superior a 55°C por pelo menos 15 dias, devendo haver nesse intervalo pelo menos 4 revolvimentos para que o

composto produzido seja classificado como Processo Promovido de Redução de Patógenos, do inglês *Processes to Further Reduce Pathogens* (PFRP). Para a técnica de leiras aeradas, esse período fica reduzido a 3 dias, a fim de que o processo possa receber a mesma classificação.

A elevação da temperatura acima de 55°C é fundamental para a boa eliminação de patógenos: a 60°C, a eliminação de coliformes fecais é seis vezes mais rápida que a 55°C. Pelos dados disponíveis na literatura, a temperatura de 60°C alia boa eficiência de eliminação de patógenos à alta taxa de biodegradação da matéria orgânica. Vários estudos comprovaram que, acima de 65°C, a atividade microbiológica tende a decrescer, pois muitos grupos de microrganismos termófilos são inibidos nessa faixa de temperatura (MOREIRA, 2006).

2.8.7 Concentrações limitantes

Como medida de segurança, alguns parâmetros técnicos já foram estabelecidos para a orientação na aplicação agrícola de biosólidos. Esses são limites de contaminação por metais pesados no material, limites de concentração de metais no solo e taxa de aplicação e carga máxima, conforme apresentado na Tabela 6. No entanto, estudos toxicológicos em laboratório envolvendo microrganismos e processos indicam que os níveis adotados pelos Estados Unidos da América (EUA) são muito elevados e poderão ter impactos negativos nos microrganismos no campo (GILLER et al., 1998). Observa-se que não existe consenso a respeito das concentrações máximas permitidas em solos que recebem aplicações de biosólidos. Na Europa adotam-se valores críticos bem mais rigorosos do que os adotados nos EUA. No Brasil, ainda se buscam definições sobre esses níveis, mas algumas agências, como a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) tendem a adotar a legislação americana. O plano técnico de aplicação baseia-se em vários aspectos como:

- A) Caracterização do material: além da classificação quanto ao tipo de resíduo, composição, patógenos, matéria orgânica, taxa de mineralização e capacidade de neutralização;
- B) Caracterização do local: localização na paisagem, tipo de solo e uso da terra e cultura;
- C) Taxa de aplicação: N disponível, metais pesados, teor de outros elementos e carga orgânica;
- D) Impactos ambientais: atração de vetores, odores desagradáveis e outros impactos. (MOREIRA, 2006)

Tabela 6 - Metais pesados em biossólidos (lodo de esgoto) em relação aos teores limites para a aplicação no solo (US-EPA e União Européia (EU)).

Metal	ETE Barueri ¹	Concentração		Carga máxima ⁴ kg/ha.ano	Taxa de aplicação anual ⁵ kg/ha	Concentração permitida no solo	
		Permitida ² mg/kg (base seca lodo)	Recomendada ³			USEPA	UE
Cd	20	85	20	2	1,9	39	1-3
Pb	101	840	750	15	15	300	<300
Cu	485	4300	1000	75	75	1500	<140
Cr	590	3000	-	150	-	1530	<150
Hg	0	57	16	<1	0,85	17	<1,5
Ni	239	420	300	21	21	420	<75
Zn	2127	7500	2500	140	-	2800	<300

¹ valores para lodo as ETE de Barueri (SP) em 1996.

² concentrações máximas permitidas para aplicação do lodo no solo (US-EPA 503).

³ concentrações recomendadas para uso agrícola (US-EPA 503).

⁴ carga máxima cumulativa de metal depositado.

⁵ taxa de aplicação anual máxima de metais em solos agrícolas.

⁶ concentração permitida no solo para os EUA e UE. Serve de base para monitoramento.

Fonte: Moreira (2006)

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho consiste numa pesquisa qualitativa e quantitativa, abordando um estudo de caso à partir de uma indústria de reciclagem mecânica de plásticos, no intuito de desenvolver um processo ambientalmente adequado para o tratamento de seu efluente.

A indústria de reciclagem em estudo de nome comercial Embalagens União – Indústria de Embalagens Plásticas Limitada (LTDA), está localizada no distrito de Arroio Grande na cidade de Santa Maria – Rio Grande do Sul.

O efluente e o lodo utilizados para estudo são oriundos do processo de reciclagem de polietileno de alta e baixa densidade adquiridos através de empresas especializadas na coleta e separação de plásticos, cerca de 30% deste plástico é proveniente de indústrias frigoríficas e de laticínios.

Inicialmente foram feitos ensaios de bancada com diferentes tipos de coagulantes, numa segunda etapa foi avaliado o desempenho do coagulante, escolhido na etapa prévia, em escala industrial. Na última o lodo precipitado na coagulação foi caracterizado e então foram construídas leiras de compostagem utilizando substratos vegetais com características distintas com o objetivo de avaliar os diferentes desempenhos da compostagem e a viabilidade de utilização como adubo orgânico.

A casca de arroz, adquirida no comércio local, e a palha, obtida através do corte de campo nativo da própria instituição, foram utilizados na construção das leiras de compostagem.

3.2 Materiais

3.1.1 Amostragem do efluente

A forma de amostragem do efluente foi do tipo coleta de amostra simples, uma vez que a coleta era ao final do dia de processo e toda a água utilizada no processo era confinada ao tanque de alimentação do picador de plástico e esta era bombeada ao tanque de coagulação que era provido de agitação mecânica possibilitando uma amostragem simples e homogenia.

O efluente tratado foi coletado no dia posterior ao tratamento pela parte da manhã, também foram coletadas amostras simples.

3.1.2 Reagentes

Os floculantes empregados neste trabalho foram “Tanfloc SL” e “Tanfloc SG” (TANAC S.A.) ambos a base de taninos vegetais, polissulfato de alumínio e “Aquafil 110” a base de Policloreto de Alumínio (Klintex Insumos Industriais LTDA), e “Acquafloc 18” um Polihidroxicloreto de Alumínio (FAXON Química).

Todos os reagentes, solventes, padrões colorimétricos e insumos de laboratório envolvidos neste trabalho foram adquiridos em grau analítico e não sofreram qualquer tratamento antes de sua utilização nos procedimentos experimentais descritos abaixo.

3.1.3 Aparelhos e equipamentos

- Digestor Hach;
- Cone de Imhoff;
- Colorímetro DR/800, (Marca: Hach);
- Colorímetro DR/700(Marca: Hach);
- Turbidímetro AP-2000 IR (Marca: PoliControl);
- Termômetro tipo espeto (Marca: Incoterm);
- Condutivímetro/medidor de pH utilizando eletrodo de vidro.

3.2 Métodos

3.2.1 Testes de comparação dos floculantes metálicos e não-metálico.

Primeiramente foi feito o teste de jarros com diferentes reagentes coagulantes: taninos vegetais, polissulfato de alumínio, Aquafil e Acquafloc 18 (Parteca et al., 2007); (Ritter et al., 2009); Rocha et al., 2005).

Na elaboração do diagrama de coagulação definiu-se a dosagem, tipo de coagulante e pH de coagulação. Os parâmetros para os ensaios de *jar test* foram determinados de modo a reproduzirem com maior fidedignidade as condições reais que seriam transferidas a estação de tratamento de efluente.

Com o objetivo encontrar a melhor concentração e faixa de pH os testes foram feitos univariadamente, ou seja, deixando uma variável constante e variando a outra. Uma vez determinada a melhor faixa de concentração estudou-se então o melhor intervalo de pH.

Escolhido o coagulante e a sua dosagem foram feitas análises de eficiência de tratamento na própria ETE da indústria (escala industrial) e não mais com ensaios em bancada.

3.2.2 Análises físico-químicas dos efluentes antes e depois do tratamento.

Foram amostradas durante três semanas de operação um total de 26 amostras, sendo 13 retiradas do efluente de entrada e 13 do efluente de saída.

As análises do efluente tratado serviram para a avaliação da eficiência da coagulação usando tanino vegetal, os parâmetros analisados foram: DBO₅; DQO; pH; cor; Turbidez; Sólidos dissolvidos; Sólidos Suspensos; Sólidos sedimentáveis; Nitrogênio Total Kjeldahl; Fósforo; óleos e graxas; Condutividade elétrica; Metais pesados.

Já para o lodo foram avaliados a relação C, N, P, K, umidade, pH e metais pesados para posterior uso e estudo da compostagem.

Durante o processo de compostagem foi feito o acompanhamento dos parâmetros de temperatura e umidade.

3.2.2.1 DBO₅

O método utilizado foi de acordo com o Standard Methods (5210 B.) usando o aparelho manométrico Hach, diluição e incubação de 5 dias a 20°C em geladeira adaptada com controlador de temperatura (Associação Americana de Saúde Pública, do inglês *American Public Health Association* (APHA), 1996).

3.2.2.2 DQO

O método utilizado foi de acordo com o Standard Methods (5220 D) com digestão a 150°C e a leitura de dados realizada em colorímetro Hach modelo 890 (APHA, 1996).

3.2.2.3 pH

Método eletrométrico usando medidor de pH com eletrodo de vidro (APHA, 1996).

3.2.2.4 Turbidez

Método leitura na faixa do Infra-vermelho (IR), com padrões do aparelho Turbidímetro AP 2000 – IR (APHA, 1996).

3.2.2.5 Cor

Método cobalto-platina (APHA, 1996).

3.2.2.6 Óleos e graxas

O método utilizado foi de acordo com o Standard Methods (5520 D), gravimétrico com extração com n-hexano em soxhlet a 20 ciclos/hora durante 4 horas (APHA, 1996).

3.2.2.7 Sólidos dissolvidos

O método utilizado foi de acordo com o Standard Methods (2540 C), por evaporação em estufa à 80°C por 24 horas (APHA, 1996).

3.2.2.8 Sólidos suspensos

O método utilizado foi de acordo com o Standard Methods (2540 D), gravimétrico em papel filtro (APHA, 1996).

3.2.2.9 Sólidos sedimentáveis

O método utilizado foi de acordo com o Standard Methods (2540 F.), Cone de Imhoff durante 1 hora (APHA, 1996).

3.2.2.10 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

O método utilizado foi de acordo com o Standard Methods (4500-N_{org} B.) digestão de Nessler, adaptado para água, lodo e águas residuárias (APHA, 1996).

3.2.2.11 Fósforo

O método utilizado foi de acordo com o Standard Methods (4500-P C.) Vanadomolybdophosphoric Acid Colorimetric Method, pela digestão do persulfato de potássio (APHA, 1996).

As análises do sólido foram feitas pelo Laboratório de Biotransformação do C e N, Departamento de Solos – UFSM.

3.2.2.12 Potássio

Método do extrator duplo ácido (Mehlich – 1) fornece extratos límpidos por sedimentação, dispensando a filtração, utilizando um fotômetro de chama.

Realizado no Laboratório de Análises Elementares de CHNS, Departamento De Solos – UFSM.

3.2.2.13 Condutividade elétrica

Método utilizando condutivímetro digital (APHA, 1996).

3.2.2.14 Metais pesados

Foi utilizado para determinação de metais pesados, exceto mercúrio, a espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES) (LUNDERBERG et. al, 2008).

Para determinação de mercúrio foi utilizado a geração de vapor à frio combinada a espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado (CV-ICP-MS) (ANTES et. al, 2010); (DRESSLER et. al, 2011).

Ambos realizados pelo Laboratório de Análises Químicas Industriais e Ambientais (LAQIA), Departamento de Química - UFSM.

3.2.2.15 Carbono e nitrogênio

Foi utilizado Analisador elementar Modelo Flash EA1112. Realizado pelo Laboratório de Análises Elementares de CHNS, Departamento De Solos – UFSM.

3.2.3 Análises microbiológicas e parasitológicas

Foram feitas análises bacteriológica e parasitológicas com intuito de avaliar os coliformes totais e fecais/ *Escherichia coli*, ovos viáveis de helmintos e protozoários para as amostras de efluente líquido, lodo gerado, leiras de compostagem (PARTECA et al., 2007); (REMÉDIO et al., 1999).

As análises parasitológicas foram realizadas pelo Laboratório de Parasitologia Animal – UFSM.

As análises bacteriológicas foram realizadas pelo Laboratório do Departamento de Saúde da Comunidade – UFSM.

3.2.3.1 Análise parasitológica.

A amostragem do efluente líquido foi de 26 amostras retirando 13 amostras do efluente antes do tratamento e 13 amostras após tratamento, perfazendo um total

de três semanas de operação. Para o lodo desaguado a amostragem foi feita demarcando um “X” na superfície do leito de secagem, sendo retiradas de cada extremidade do “X” 5 amostras em perfis de profundidades diferentes e mais 10 amostras no ponto central, também em profundidades distintas, perfazendo um total de 30 alíquotas. Para o composto formado na compostagem foram retiradas seis (6) amostras de cada leiras perfazendo um total de 18 amostras, aos 20 dias de compostagem.

As análises foram realizadas a partir da técnica: Método de Yanko Modificado (COELHO et al., 2002). A técnica de Yanko modificada consiste na análise da parte sólida e líquida da amostra, estas alíquotas foram centrifugadas com sulfato de zinco e o nível de contaminação é dado por número de oocistos, ovos e larvas por litro, as formas parasitárias ficarão no fundo do tubo e o processo de centrífugo flutuação ocorre várias vezes. Neste experimento o exame foi apenas qualitativo, sendo avaliada a presença ou não de formas parasitárias.

3.2.3.2 Análise microbiológica

A amostragem do efluente líquido foi de 10 amostras retirando 5 amostras do efluente antes do tratamento e 5 amostras após tratamento, perfazendo um total de 5 dias consecutivos. Para o lodo desaguado a amostragem foi feita demarcando (3) três pontos na superfície do leito de secagem, sendo retiradas em perfis de profundidades diferentes perfazendo um total de 3 alíquotas.

A determinação do Número Mais Provável (NMP) de Coliformes nas amostras foi efetuada a partir de aplicação da técnica de tubos múltiplos. Esta técnica é baseada no princípio de que as bactérias presentes em uma amostra podem ser separadas por agitação, resultando em uma suspensão de células bacterianas, uniformemente distribuídas na amostra (APHA, 1996).

3.2.4 Compostagem

A caracterização do lodo foi procedida conforme as descrições dos métodos analíticos, com os resultados encontrados, foi possível a construção das leiras de compostagem com as devidas relações estequiométricas.

Foram construídas 3 leiras de compostagem utilizando como substrato vegetal casca de arroz, campo nativo e uma mistura dos dois, para testar a redução dos valores da carga orgânica e a eliminação dos patógenos presentes no lodo.

A escolha de substratos vegetais com características físico químicas distintas um do outro, foi importante para avaliar e comparar o desenvolvimento da compostagem ao longo dos dias.

3.2.4.1 Construção das leiras de compostagem

A relação de volume para as leiras foi calculada de modo a obter uma relação C/N de aproximadamente 30 (PEREIRA NETO, 1996).

Foram construídas 3 leiras de compostagem, sendo cada leira dividida em três pontos de amostragem, para obter-se análises em triplicata, nas quais foram avaliados os parâmetros supra citados de modo a obter uma melhor comparação da eficiência dos processos.

As leiras de compostagem foram construídas de acordo com (PEREIRA NETO, 1996), no formato cônico piramidal com as dimensões de 1,5 metros de altura e 2,0 metros de diâmetro.

3.2.4.2 Controle de umidade, temperatura e revolvimentos

O controle de umidade da leira foi realizado de maneira empírica (PEREIRA NETO, 1996), de modo a atingir valores próximos a 60% de umidade, valor esse identificado espremendo-se entre as mãos o composto observando o não escorrimento de água por entre os dedos, a adição de água foi feita com o auxílio de mangueira a cada dois ou três dias.

As 3 leiras foram cobertas com lona plástica durante todo o tempo de experimentação uma vez que é desejável a manutenção sem interferências climáticas dos principais parâmetros de controle do processo, citando-se para evitar os efeitos de intempéries evitando a lixiviação da leira, além de proteger a mesma do vento para melhor conservação do calor gerado pelo processo de compostagem. A aeração das leiras foi feita com o seu revolvimento em intervalos de 10 a 14 dias, tempo maior do que o recomendado, que é a cada 3 dias (KIEHL, 1985 e PEREIRA NETO, 1996). Este intervalo foi maior no intuito de preservar temperaturas mais elevadas da leira, pois o início do experimento foi no começo do outono quando a temperatura começa a diminuir.

O acompanhamento da temperatura da compostagem foi realizado com o auxílio de um termômetro de ponta rígida. A tomada de temperatura foi feita em triplicata e em pontos diferentes da leira diariamente nas 4 primeiras semanas e, posteriormente, em intervalos de 2 a 3 dias.

3.2.4.3 Coleta de amostras para análises

As análises C, N, P, K e pH foram realizadas conforme Tedesco (1995) a amostra inicial foi retirada com 10 dias de compostagem (primeiro revolvimento) e uma amostra com 110 dias de compostagem (término do experimento). A justificativa para a coleta da amostra do 10º dia foi a necessidade de obter-se uma amostra com maior grau de homogeneidade da leira.

Foram ainda amostradas 9 replicatas de cada leira no segundo revolvimento, 20 dias, para as análises parasitológicas e bacteriológicas.

3.2.4.4 Estudo granulométrico

Após 110 dias de compostagem, foram retiradas amostras de 10 kg leira de campo nativo, 15 kg da leira mista e da leira de casca de arroz para a determinação da umidade total e análise granulométrica do composto.

As amostras foram colocadas em 10 sacos de 1 kg e 1,5 kg respectivamente e secas em estufa de circulação forçada com temperatura de 55°C e a cada intervalo de 6 -12 horas foram retiradas amostras de cada composto, pesadas e peneirada nas peneiras da série Tyler com abertura de 12,3 mm, 9,5 mm e 4,5 mm, pesando-se cada fração peneirada.

Uma amostra de cada composto foi seca até a estabilização de sua massa, sendo possível determinar a umidade total do composto.

4 RESULTADOS

4.1 Processo de reciclagem da indústria em estudo

O tratamento ou processamento do plástico, polietileno de baixa densidade (PEBD) e PEAD é a parte inicial do processo de reciclagem, o fluxograma da Figura 8 I. exemplifica o processo que é constituído das seguintes etapas e ou operações unitárias.

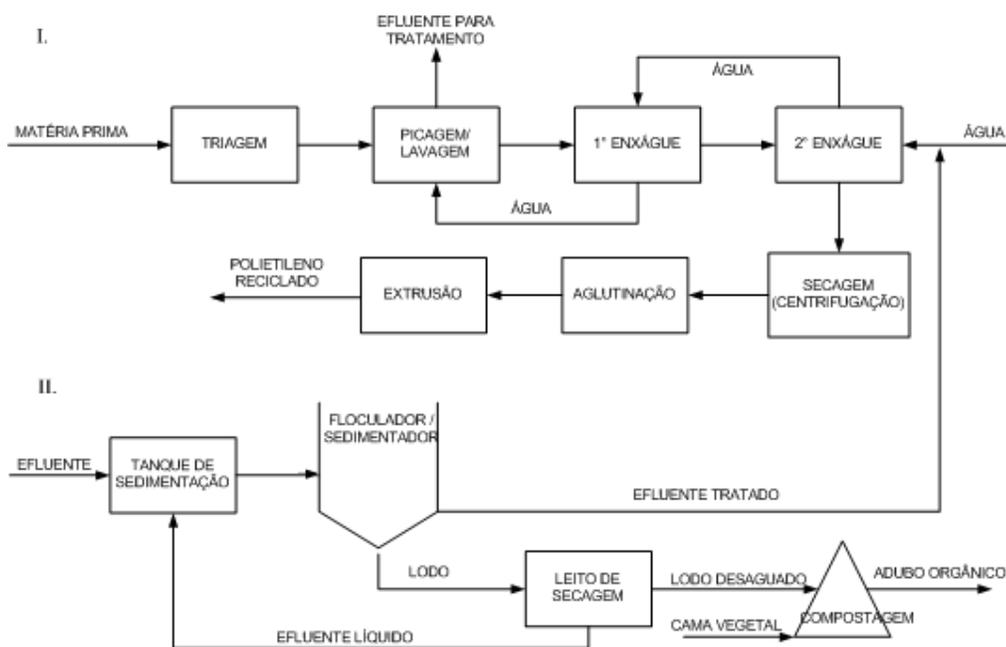


Figura 8 - I. Fluxograma da reciclagem do PEAD e PEBD, empregado na indústria.

II. Fluxograma do tratamento do efluente líquido e compostagem do lodo.

4.1.1 Seleção e classificação

As aparas e restos de plásticos (polietileno) chegam a usina de reciclagem em fardos/bags de 1 tonelada, são estocados e posteriormente classificados em mesas de classificação manual, de onde são obtidos dois tipos de plásticos diferentes: “cristal” (polietileno de melhor qualidade, mais limpo e transparente), e o “canela” (polietileno de qualidade inferior, mais sujo e opaco). Além dos dois tipos de plásticos ainda são separados as aparas e outros resíduos que não servem para reciclagem.

Após selecionados os plásticos (cristal e canela), estes são estocados em bags. A usina de reciclagem só possui uma linha de produção, logo, preferencialmente é processado o plástico cristal, por gerar um efluente menos sujo, e em seguida o plástico canela.

4.1.2 Redução de tamanho e lavagem

A segunda etapa do processo é a redução de tamanho deste plástico, que é obtida pela picagem deste em um picador de navalhas, que opera com uma alimentação constante de água com tensoativos (ácido sulfônico + lauril éter sulfato de sódio), ocorrendo, além da diminuição do tamanho, a primeira lavagem deste plástico. Esta operação gera um subproduto de aparas de plástico de tamanho inferior denominadas “moinhas”, bem como resíduos sólidos de moinhas de papel (etiquetas e rótulos grudados no plástico), que se soltam do plástico pela ação mecânica desta primeira lavagem.

4.1.3 Enxágue e secagem

Em seguida, Figura 9, por intermédio de esteiras o plástico, já em seu tamanho reduzido, é conduzido por mais dois tanques de enxágüe, de onde são removidas as sujidades restantes.



Figura 9 - Segundo tanque de lavagem do plástico picado.

O plástico já limpo é seco através de secadores centrífugos em série conforme ilustra a Figura 10, e em seguida transportado pneumaticamente até o silo de estocagem.



Figura 10 - Secadores centrífugos em série.

4.1.4 Aglomeração e extrusão

As últimas etapas do processo são a aglomeração e a extrusão deste plástico, resultando num produto final em forma de grânulos com tamanho semelhante ao de grãos de sagu, este produto é ensacado e destinado as indústrias de processamento.

4.2 Água utilizada no processo

A água que abastece o processo de reciclagem é oriunda de um pequeno rio que margeia a indústria, a água do rio Arroio Grande apresenta predominantemente baixa turbidez, com exceção aos dias chuvosos onde a água fica com moderada turbidez e coloração intensa.

4.2.1 Efluente líquido

O volume de efluente a ser tratado é da ordem de 10 m³ dia. A Figura 11 mostra o tanque que armazena a água de lavagem do plástico.



Figura 11 - Efluente resultante do processo de lavagem dos plásticos.

4.3 Ensaio de Jar Test

Os ensaios de jar test foram feitos com o efluente sem tratamento da própria indústria onde foi implantado o processo de tratamento.

Foram feitos ensaios de jar test para fins de comparação entre diferentes tipos de coagulantes, Tanfloc SL, Tanfloc SG, Acquafloc 18, Polissulfato de Alumínio e Aquafil 110.

A fim de encontrar a melhor concentração e faixa de pH os testes foram feitos univariadamente, ou seja, deixando uma variável constante e variando a outra. Uma vez determinada a melhor faixa de concentração estudou-se então o melhor

intervalo de pH. A Figura 12 representa um ensaio de jar test utilizando Tanfloc SL em diferentes concentrações.



Figura 12 - Ensaio de jar test utilizando Tanfloc SL.

O efluente para os testes foi amostrado no tanque de sedimentação da indústria, a qual estava processando a reciclagem do plástico denominado “canela” que é o plástico que possui maior grau de sujidade. O pH do efluente foi medido antes do procedimento de jar test o qual encontrava-se em 5,5, próximo a faixa de variação média 5,72 – 6,25 encontrado durante a realização do trabalho.

Como pode ser observado na Figura 13, para o Tanfloc SL e Tanfloc SG as melhores condições encontradas foram pH entre 5,0 – 5,8 e concentração entre 0,2 – 0,4 mL/L, enquanto para o coagulante Acquafloc 18 foram pH entre 5,8 – 6,6 para uma concentração de 0,3 – 0,45 mL/L, o mesmo intervalo de pH foi encontrado para o polissulfato de alumínio porém com volume menor de coagulante (0,25 – 0,35 mL/L) e para o coagulante Aquafil 110 foram pH entre 7,4 – 8,2 e concentração entre 0,4 – 0,6 mL/L.

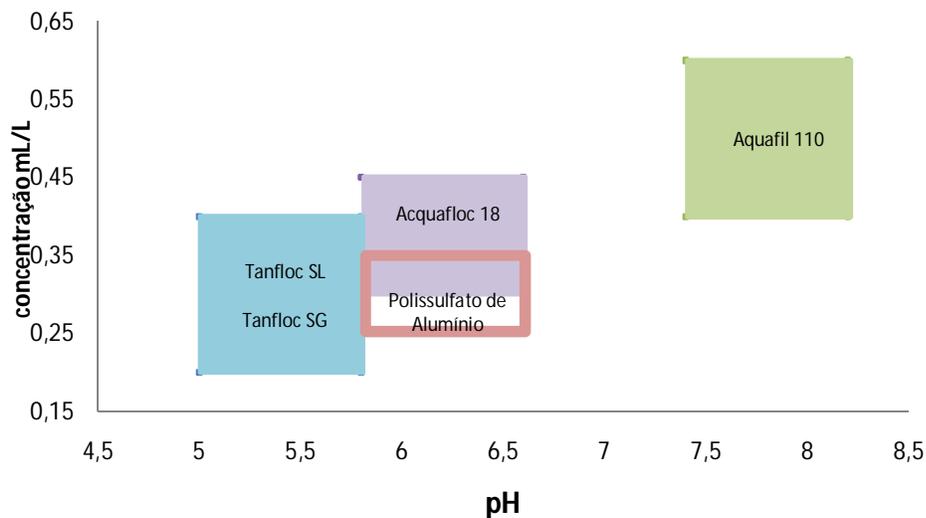


Figura 13 - Comportamento dos diferentes coagulantes no jar test.

O Tanfloc SL e Tanfloc SG apresentaram no intervalo determinado a formação de flocos maiores, bem definidos e agrupados apresentando rápida sedimentação quando comparado aos demais. A diferença observada entre eles foi a característica final do efluente, para o Tanfloc SL o aspecto final foi mais límpido. Enquanto que o Tanfloc SG apresentou uma leve turbidez.

Figueiredo et al. (2005) também fizeram ensaios de Jar Test visando encontrar as concentrações necessárias para remover 80% da turbidez de um efluente, utilizando floculantes a base de taninos, cloreto férrico e óxido de alumínio. A menor concentração necessária entre os coagulantes estudados foi a com tanino vegetal com valor de 15 mg/L. . Este menor volume de coagulante comparado com os demais floculantes propicia uma maior facilidade operacional e vantagens econômicas.

O Acquafloc 18 mostrou-se eficiente, diferentemente dos coagulantes a base de taninos o tamanho dos flocos foi bem menor, resultando numa sedimentação mais lenta. O aspecto final do efluente após coagulação foi inferior aos coagulantes a base de taninos.

A coagulação com polissulfato de alumínio mostrou-se bastante similar ao Acquafloc 18, apresentando sedimentação parcial, os flocos de tamanho reduzido

flotaram ao invés de sedimentar, o que inviabilizaria o seu uso sem a adição de um auxiliar de coagulação.

Já para o Aquafil 110 os flocos formados foram pequenos e bem agrupados, apresentando boa sedimentação, contudo o aspecto final do efluente tratado apresentou leve turbidez.

Deste modo o prosseguimento do trabalho foi realizado, utilizando-se o Tanfloc SL como coagulante, sem necessidade de ajuste de pH do efluente.

Porém para a escala industrial onde foi tratado o efluente em bateladas de 10.000 litros o volume de coagulante utilizado foi maior da ordem de 0,5 a 0,7 mL/L, creditando-se o aumento na concentração para compensar a menor eficiência na homogeneização do efluente no tanque cônico de coagulação/sedimentação. Essa diferença entre as concentrações de coagulante nos ensaios de bancada com as de escala industrial também foram observadas por Figueiredo et al. (2005).

4.4 Tratamento do efluente em escala industrial

O fluxograma da Figura 8 II. mostra as etapas do tratamento até a sua compostagem.

O efluente que é submetido ao processo de tratamento diário, é o gerado no primeiro processo de lavagem do plástico, que ocorre no picador, a mesma água é utilizada durante todo o dia de produção resultando ao final do dia num efluente bem carregado de sujeira com altos índices de DBO₅ e DQO.

4.4.1 Sedimentação

O efluente é submetido a um tratamento físico de sedimentação, a Figura 14 mostra que o próprio tanque que alimenta de água do picador, pode ser considerado um tanque de sedimentação, este efluente é obrigado a passar por chicanas onde

ocorre a sedimentação dos sólidos sedimentáveis. Neste mesmo tanque, também é realizada a separação dos sólidos suspensos como moinhas de plástico e papel.



Figura 14 - Tanque de sedimentação do efluente.

4.4.2 Coagulação e floculação

Ao final do dia o efluente é bombeado para um tanque metálico de fundo cônico Figura 15, provido de agitação, onde é realizada a coagulação-floculação.



Figura 15 - Tanque cônico onde ocorre o processo físico-químico de tratamento.

O efluente é deixado em repouso para que ocorra a precipitação e compactação do lodo, tempo médio de 12h, o lodo é removido pelo fundo do tanque cônico e depositado em leito de secagem.

4.4.3 Desaguamento do lodo

O lodo gerado no tratamento físico-químico é desaguado em leito de secagem construído segundo NBR 12209/1992 ABNT. A Figura 16 mostra o leito de secagem em construção, o processo de tratamento possui 3 leitos de secagem.



Figura 16 - Leito de secagem em construção.

4.4.4 Reuso e descarte do efluente tratado

Entre 40 a 60% do efluente já tratado é direcionado novamente ao processo de lavagem. Caso não seja necessária a utilização desta água, é ajustado seu pH e feito o descarte no rio.

4.5 Caracterização do efluente industrial

A avaliação da eficiência do tratamento do efluente em função da variabilidade das características iniciais do mesmo foi feita através do acompanhamento dos parâmetros físico-químicos. A Figura 17 mostra um ensaio de jar test na indústria, comparando o efluente bruto e o coagulado com tanino vegetal. Observou-se uma boa coagulação e rápida sedimentação das sujidades.



Figura 17 - Ensaio de jar test na indústria.

Como pode ser observado na Tabela 7 para o efluente de entrada a faixa de variação média do pH foi de 5,72 – 6,25 evidenciando a não necessidade de ajuste de pH. Outro importante parâmetro avaliado foi a DQO, que apresentou valor médio de 2.689 mgO₂/L já para a DBO₅ foi de 958 mgO₂/L, sendo a relação DBO₅/DQO de 0,36, caracterizando o efluente como biodegradável, evidenciando que apenas um bom processo de tratamento físico-químico poderia ser aplicado no tratamento. Os valores médios de DQO e DBO₅ são menores do que se comparados aos de Rocha et al. (2005) encontrou valores médios de DBO₅ de 2334 mg/L e DQO de 4367 mg/L, Teixeira et al (2007) encontraram valores de DBO₅ entre 1300 e 2.400 mg/L e DQO entre 4000 e 7000 mg/L, Bordonalli et al (2009) obtiveram valores de DBO₅ de 2094 mg/L e DQO de 4757 mg/L, que também caracterizaram as águas de lavagem de plásticos.

Outro importante parâmetro mensurável foi a cor, onde notou-se uma elevada coloração do efluente (5238 PtCo), que está relacionada principalmente com a turbidez que também apresentou valores altos 630 Unidades de Turbidez Nefelométrica (NTU). Estes parâmetros refletem visivelmente na contaminação do corpo receptor.

Dentre os metais pesados destacam-se somente o Fe e o Al que apresentaram valores acima dos permitidos pela legislação vigente.

Tabela 7 - Caracterização físico-química do efluente industrial de entrada, n = 13

Parâmetro	Valor médio	Desvio padrão	Valor mínimo	Valor máximo
pH (faixa média de variação)	5,72-6,25	-	3,72	6,41
Condutividade ($\mu\text{S.cm}$)	8820	5841	4030	24570
Sólidos suspensos (mg/L)	205	74	20	519
Sólidos sedimentáveis (mL/ L)	23,8	154	0,4	130
Sólidos dissolvidos (mg/L)	1467	273	984	2394
DQO (mgO_2/L)	2689	1172	905	5335
DBO ₅ (mgO_2/L)	958	452	530	2124
Nitrogênio (mg/L)	88,5	41,8	20,9	158,9
Fósforo(mg/L)	16,4	6,8	6,9	28,7
Cor (Pt Co)	5238	3660	2100	14625
Turbidez (NTU)	630	385	266	1562
Óleos e graxas (mg/L)	313	267	58	670
Al ($\mu\text{g/L}$)	13120	1357	-	-
Cd ($\mu\text{g/L}$)	< 10,0	-	-	-
Cr ($\mu\text{g/L}$)	53	6	-	-
As ($\mu\text{g/L}$)	< 10,0	-	-	-
Pb ($\mu\text{g/L}$)	101	14	-	-
Fe ($\mu\text{g/L}$)	29320	1103	-	-
Mn ($\mu\text{g/L}$)	759	16	-	-
Zn ($\mu\text{g/L}$)	1304	28	-	-
Cu ($\mu\text{g/L}$)	< 10,0	-	-	-
Hg ($\mu\text{g/L}$)	< 5,0	-	-	-

< menor que o limite de detecção (o valor que acompanha é o limite de detecção para este analito)

Após o tratamento de coagulação utilizando o tanino vegetal foram feitas análises dos mesmos parâmetros anteriores, os valores estão expressos na Tabela 8 nota-se que houve redução do valor médio da DQO para 582 mgO_2/L e da DBO₅

para 336 mgO₂/L, e a relação DBO₅/DQO aumentou para 0,59 resultando numa melhora da biodegradabilidade do efluente.

Tabela 8 - Caracterização do efluente após tratamento com tanino vegetal, n = 13

Parâmetro	Valor médio	Desvio padrão	Valor mínimo	Valor máximo
pH (faixa média de variação)	5,15-5,87	-	3,54	6,05
Condutividade (µS.cm)	12309	5813	7020	24960
Sólidos suspensos (mg/L)	61	50	1	146
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	< 0,1	-	-	-
Sólidos dissolvidos (mg/L)	822	306	428	1476
DQO (mgO ₂ /L)	582	249	233	1122
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	336	128	196	679
Nitrogênio (mg/L)	43,1	29,3	8,3	83,5
Fósforo(mg/L)	5,4	2,6	1,6	11,2
Cor (Pt Co)	381	479	30	1513
Turbidez (NTU)	45,7	59,8	2,6	187
Óleos e graxas (mg/L)	41	45	7	96
Al (µg/L)	731	70	661	801
Cd (µg/L)	< 10,0	-	-	-
Cr (µg/L)	< 10,0	-	-	-
As (µg/L)	< 10,0	-	-	-
Pb (µg/L)	< 10,0	-	-	-
Fe (µg/L)	7684	49	-	-
Mn (µg/L)	422	14	-	-
Zn (µg/L)	463	25	-	-
Cu (µg/L)	< 10,0	-	-	-
Hg (µg/L)	< 5,0	-	-	-

< menor que o limite de detecção (o valor que acompanha é o limite de detecção para este analito)

Outros parâmetros que apresentaram ótima redução foram a cor e a turbidez, proporcionando a possibilidade de reuso do efluente para o processo de lavagem dos plásticos. Este reaproveitamento do efluente foi feito diariamente pela indústria as vezes utilizando todo o efluente e as vezes parcialmente.

Os valores dos metais pesados que anteriormente estavam acima do permitido em lei, agora após tratamento mostraram-se adequados a resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) 128/2006 que dispõe dos parâmetros de lançamento de efluentes líquidos discutidos no tópico 4.6.2.

4.6 Avaliação da eficiência do tratamento

Considerando os valores do efluente antes e após tratamento foi possível avaliar a eficiência do processo de coagulação-sedimentação. Observando a Tabela 9 tem-se a porcentagem de remoção de cada parâmetro físico-químico e o valor de lançamento permitido do efluente no corpo receptor, estes valores estão de acordo com a legislação do CONSEMA 128/2006 para volumes de despejo inferiores a 20 m³ diários.

Os valores médios de pH do efluente tratado encontram-se abaixo do limite mínimo permitido, sendo necessário o ajuste do mesmo, que é feito pela indústria com a utilização de solução de NaOH 50% (m/v). Foi utilizado uma concentração alta para facilitar o manuseio do operador da ETE.

A remoção da DQO e DBO₅ foi de 78,4% e 65,0%, respectivamente. Entretanto os valores médios do efluente tratado ficaram acima do permitido pela legislação. O mesmo ocorre com os valores de nitrogênio e fósforo, que apesar de apresentarem uma remoção de 51,3% e 67,4% respectivamente, também encontram-se um pouco acima do permitido.

Tabela 9 - Eficiência do tratamento do efluente industrial de uma usina de reciclagem de plásticos por coagulação-sedimentação utilizando tanino vegetal

Parâmetro	Valor	Valor	% de remoção	Legislação ⁴
	Médio	Médio		
	Efluente Bruto	Efluente Tratado		
pH (faixa média de variação)	5,72-6,25	5,15-5,87	-	6,0 – 9,0
Condutividade ($\mu\text{S.cm}$)	8820	12309	negativa	
Sólidos suspensos (mg/L)	205	61	70,0	180 ¹
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	23,8	< 0,1	99,6	$\leq 1,0$
Sólidos dissolvidos (mg/L)	1467	822	44,0	500
DQO (mgO_2/L)	2689	582	78,4	400 ¹
DBO ₅ (mgO_2/L)	958	336	65,0	180 ¹
Nitrogênio (mg/L)	88,5	43,1	51,3	20 ²
Fósforo(mg/L)	16,4	5,4	67,4	4 ²
Cor (Pt Co)	5238	381	92,7	Não deve possuir ³
Turbidez (NTU)	630	45,7	92,7	-
Óleos e graxas (mg/L)	313	41	86,9	≤ 30
Al ($\mu\text{g/L}$)	13120	731	94,4	10000
Cd ($\mu\text{g/L}$)	< 10,0	< 10,0	-	100
Cr ($\mu\text{g/L}$)	53	< 10,0	> 81	500
As ($\mu\text{g/L}$)	< 10,0	< 10,0	-	100
Pb ($\mu\text{g/L}$)	101	< 10,0	> 90	200
Fe ($\mu\text{g/L}$)	29320	7684	73,8	10000
Mn ($\mu\text{g/L}$)	759	422	44,4	1000
Zn ($\mu\text{g/L}$)	1304	463	64,5	2000
Cu ($\mu\text{g/L}$)	< 10,0	< 10,0	-	500
Hg ($\mu\text{g/L}$)	< 5,0	< 5,0	-	10

1 – valor para vazões < 20 m³/dia2 – valor para vazões < 100 m³/dia

3 – não deve conferir mudança de coloração (cor verdadeira) ao corpo hídrico receptor

4 – resolução CONSEMA 128/2006

A condutividade sofre acréscimo no seu valor, o que está relacionado com a adição do próprio coagulante que possui elevada carga iônica. Este fenômeno foi observado por Bordonalli et al. (2009) que utilizaram hidroxicloreto de alumínio como floculante em trabalho semelhante.

Como esperado houve grande remoção dos sólidos sedimentáveis e suspensos, enquanto que a remoção dos sólidos dissolvidos apresentou menor eficiência, contudo todos eles adequaram-se a legislação.

Cor, turbidez e óleos e graxas tiveram remoção em torno de 90%, o que condicionou o efluente ao seu reuso. Entretanto pelos valores finais de DBO₅, DQO, N, P e óleos e graxas deve haver um tratamento complementar antes da liberação ao corpo receptor.

Todos os metais pesados analisados apresentaram boa eficiência de remoção, destacando-se as remoções de Al (94,4%), Pb (>90%), Cr (>81%) e Fe (73,8%), estando todos os valores de metais dentro das exigências da legislação.

4.6.1 Variação dos principais parâmetros físico-químicos durante 15 dias de operação

Foi acompanhado durante 3 semanas ou 15 dias de operação da indústria as variações diárias do tratamento do efluente líquido, neste período foi possível coletar um total de 13 amostras. A Figura 18 representa a variação dos principais parâmetros físico-químicos do efluente de entrada ao longo dos dias.

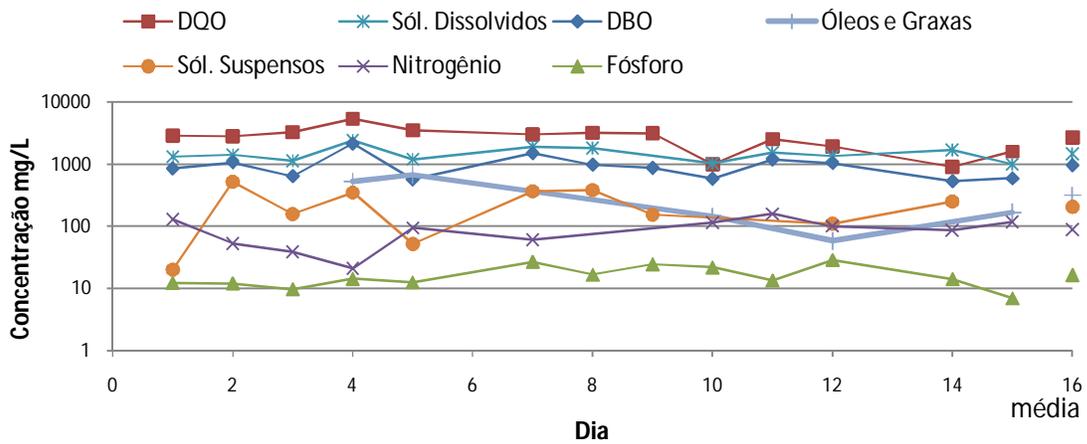


Figura 18 - Variação dos principais parâmetros físico-químicos do efluente de entrada.

Já na Figura 19, estão dispostas as variações dos mesmos parâmetros para o efluente de saída, após feito o tratamento com tanino vegetal. Fazendo uma rápida comparação entre as Figuras 18 e 19 observa-se uma boa eficiência de remoção e uma menor variabilidade dos valores, ou seja o efluente de saída apresentou valores mais próximos entre si, resultando em um menor desvio padrão.

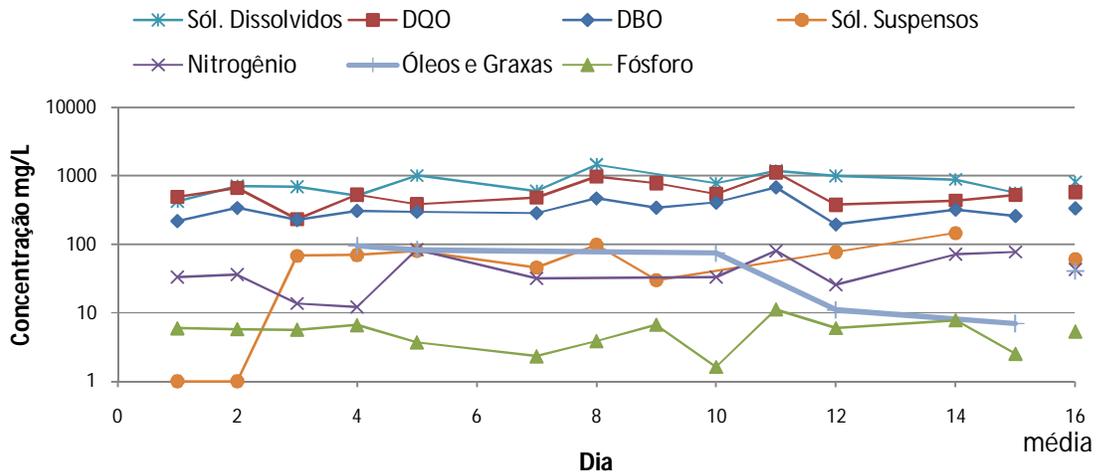


Figura 19 - Variação dos principais parâmetros físico-químicos do efluente de saída, após tratamento com tanino vegetal.

4.6.2 Comportamento dos principais parâmetros físico-químicos

O acompanhamento diário do tratamento forneceu dados importantes e permitiu fazer observações mais detalhadas do comportamento do sistema dia após dia, uma vez que parte da água é reutilizada, e avaliar se esse reuso modifica os resultados do tratamento.

A amostra do 11º dia de tratamento foi a que teve os menores valores de eficiência, apresentando resultados bem aquém dos esperados se comparado com os valores de outros dias.

4.6.2.1 pH

A Figura 20 mostra o comportamento do pH no processo de tratamento do efluente ao longo de 15 dias de operação, observou-se pela Tabela 9 que a faixa média de variação do pH de entrada foi de 5,72 – 6,25 já a de saída 5,15 – 5,87 evidenciando que os valores de pH do efluente de saída sofrem um decréscimo médio de 0,5 em seu potencial. Segundo Piantá (2008) que utilizou coagulantes orgânicos como alternativa ao uso de sulfato de alumínio, os coagulantes a base de taninos vegetais não consomem a alcalinidade do meio, logo não reduziram o pH do efluente de saída, conforme encontra-se em Almada et al. (2007). Esta redução de pH estaria ligada à retirada dos sólidos implicada pela precipitação do mesmo e conseqüente alteração do pH do meio.

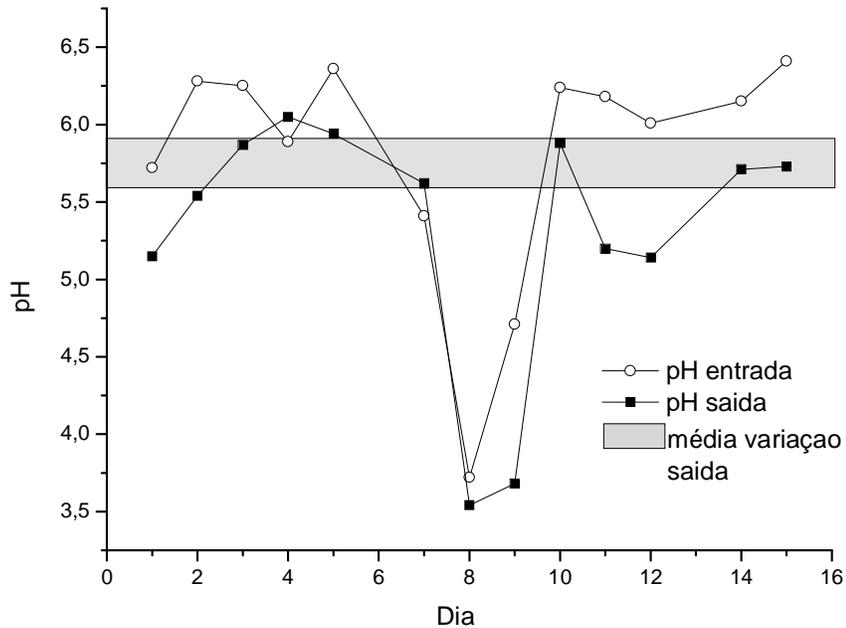


Figura 20 - Valores de pH na entrada e saída do tratamento, durante 3 semanas de operação.

Por mais variada que seja a origem do plástico processado os valores do pH do efluente permaneceram dentro de uma faixa de variação pequena, entre 5,0 – 6,5, encontrando-se próximas da faixa ideal de pH 5,0 – 5,8 determinada pelos ensaios iniciais de jar test. Apenas em um dia o efluente apresentou característica distinta da faixa de variação de pH, não sabe-se a causa desta queda tão alta do pH, provavelmente nestes dias foram lavados plásticos provenientes de laticínios podendo ter ocorrido a fermentação do efluente e conseqüente queda do pH. No dia seguinte o pH ainda permaneceu alterado devido a reutilização da água, contudo não observou-se alterações na coagulação do efluente.

4.6.2.2 DQO

O valor de DQO está diretamente relacionado com o grau de sujeidade da matéria prima, creditando-se à presença de resíduos de origem orgânica e também presença de materiais químicos como pigmentos de tintas nas embalagens, etc. A Figura 21 mostra que os valores de DQO variaram consideravelmente de um dia para o outro, conforme Tabela 9 o valor médio da DQO de entrada foi de 2689 mgO₂/L já o valor médio de saída foi de 582 mgO₂/L, contudo observa-se que os valores de saída oscilaram com amplitude significativamente inferior aos respectivos valores de entrada. Ainda com relação à Figura 21 pode-se avaliar a eficiência de cada dia de tratamento, observou-se que há uma tendência a obter-se maiores valores de eficiência quanto maiores forem os valores de DQO de entrada, valores próximos a 90% de remoção foram alcançados em alguns dias, entretanto em outros a remoção não passou de 60%, acredita-se que essa variação possa ser atribuída aos diferentes tipos de sujidades dos plásticos que variam diariamente.

Comparando a média da eficiência de remoção da DQO 78,4% (Tabela 9) com outros tratamentos de efluente, observou-se em Bordonalli et al. (2009) conseguiram uma redução na DQO de 65,7% em um efluente de reciclagem plástica utilizando hidroxicloreto de alumínio, Cruz et al. (2005) utilizou tanino catiônico em efluente de lavanderia reduzindo a DQO em 84,1%, Figueiredo et al. (2005) com o uso de tanino vegetal obtiveram 80% de remoção na DQO em esgoto sanitário.

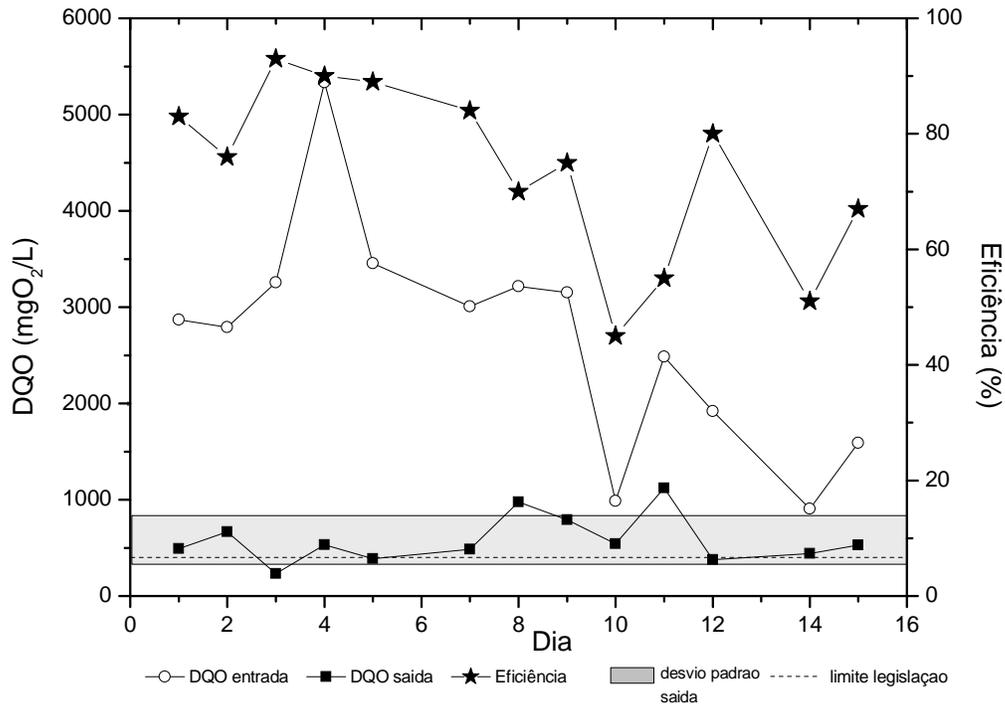


Figura 21 - Valores diários da DQO na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.

4.6.2.3 DBO₅

Da mesma maneira que a DQO, a DBO₅ também está diretamente relacionada com o grau de sujidade da matéria prima. A Figura 22 mostra que os valores da DBO₅ variaram bastante de um dia para o outro, semelhante ao comportamento da DQO na Figura 21, conforme Tabela 10 o valor médio da DBO₅ de entrada foi de 958 mgO₂/L já o valor médio de saída foi de 336 mgO₂/L, novamente os valores de saída variaram bem menos do que os valores de entrada.

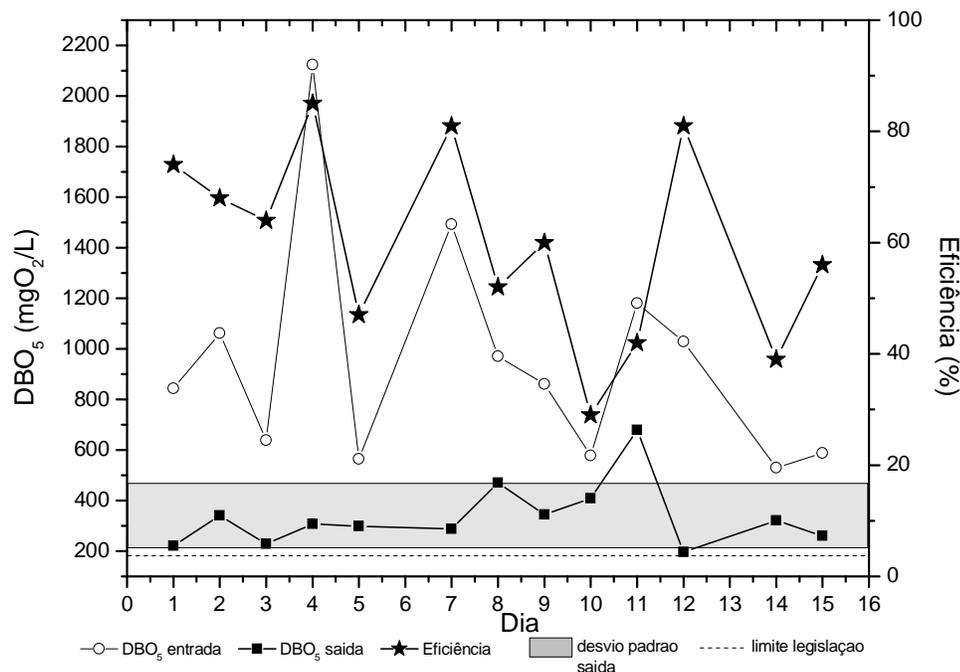


Figura 22 - Valores diários da DBO na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.

Com relação a eficiência da remoção da DBO₅, semelhante a Figura 21, também ocorreram os melhores resultados de remoção quando o valor da DBO₅ de entrada era mais elevado, porém, contudo a variação diária da eficiência é bem perceptível. A eficiência média de remoção da DBO₅ utilizando tanino foi de 65%, já em Bordonalli et al. (2009) utilizando sais de alumínio em efluente de reciclagem obtiveram uma redução na DBO₅ de 62,9% e em Figueiredo et al. (2005) tratando esgoto sanitário com tanino vegetal obtiveram remoção de 69% na DBO₅.

4.6.2.4 Cor

Os valores de cor estão expressos em unidades de Platina-Cobalto PtCo. A Figura 23 mostra as variações da cor ao longo dos dias, o valor mínimo e máximo

(Tabela 7) foi de 2100 PtCo e 14625 PtCo respectivamente, esta grande variação não deve ser apenas atribuída aos diferentes tipos de sujidades mas também devido as forças de intempéries as quais o rio onde é captada a água do processo está sujeito, gerando uma água mais turva em dias chuvosos, deve ser considerado que água não sofre nenhum tratamento prévio antes do processo.

A eficiência na remoção da cor conforme Figura 23 foi de aproximadamente 90%, na Tabela 8 encontram-se os valores mínimos e máximos de efluente de saída 30 PtCo e 1513 PtCo respectivamente, com um valor médio de saída de 381 PtCo, a legislação não prevê valores máximos de descarte, a ressalva se faz quando este efluente poderá conferir cor ao corpo hídrico receptor. Os valores da cor da água do rio Arroio Grande variaram de 25 - 38 PtCo nos dias de melhor qualidade. Eventualmente o efluente tratado apresentou uma leve coloração acinzentada a qual não alterou a coloração do rio.

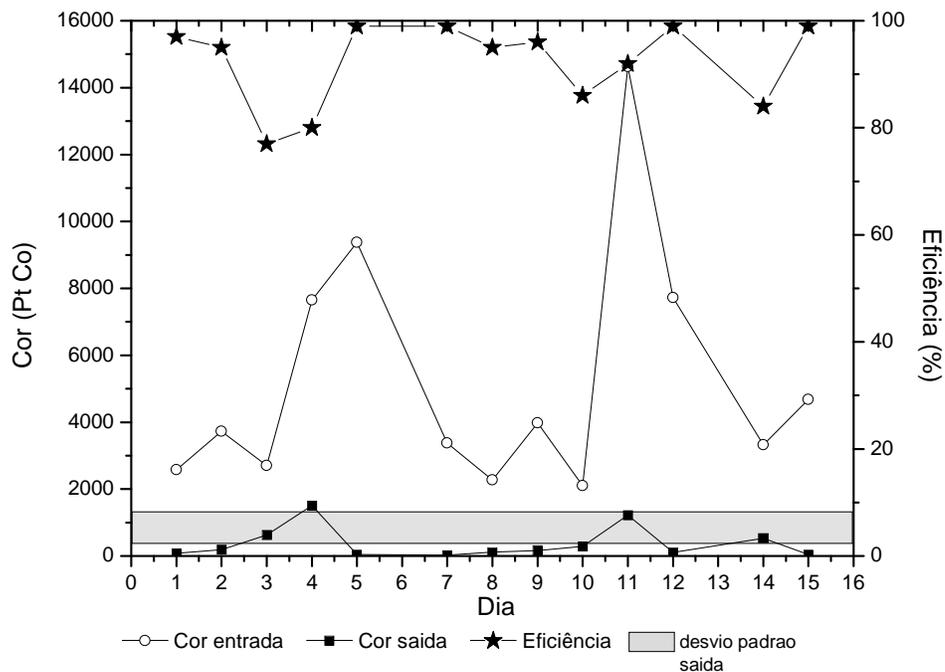


Figura 23 - Valores diários da cor na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.

A eficiência de remoção foi de 92,7%, o estudo de Machado et al. (2005) obteve uma redução de 99% da cor de um efluente têxtil com a utilização do tanino vegetal.

4.6.2.5 Turbidez

Os valores de turbidez estão expressos em NTU, como referência a água do rio apresentou uma turbidez relativamente baixa 6,58 NTU. A Figura 24 mostra os valores de turbidez do efluente de entrada e saída, além da eficiência da remoção. As variações dos valores de turbidez são praticamente as mesmas encontradas nas variações de cor Figura 23, mostrando uma correlação entre cor e turbidez.

O valor médio da turbidez do efluente de entrada foi de 630 NTU já o valor de saída foi de 45,7 representando uma eficiência média de remoção de 92,7% (Tabela 9), ainda na Figura 24 pode ser observado que em apenas 2 dias a remoção ficou abaixo de 80%.

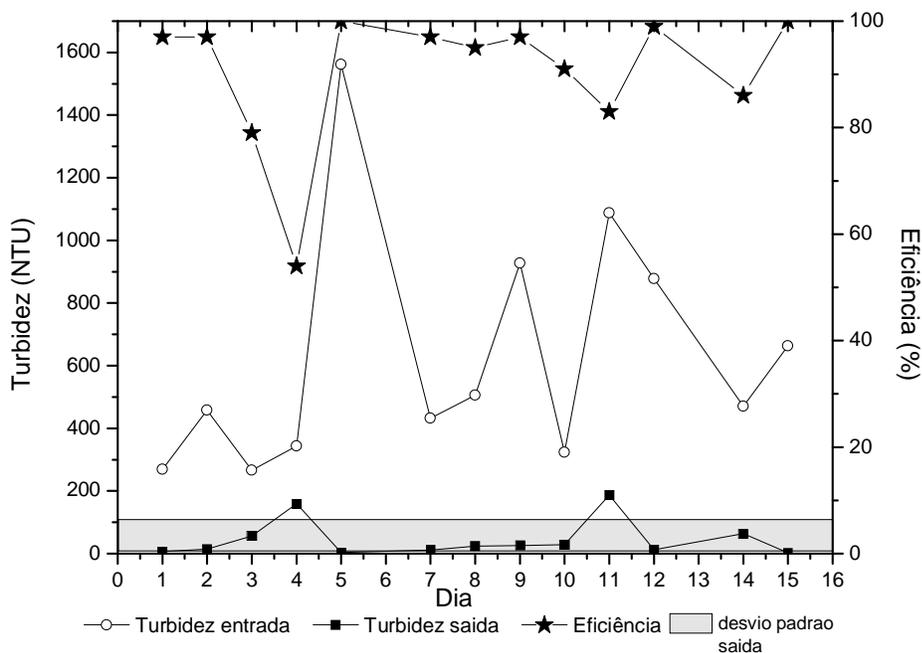


Figura 24 - Valores diários da turbidez na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.

Outras avaliações de eficiência na remoção da turbidez utilizando taninos vegetais e outros produtos químicos no tratamento de efluentes podem ser encontradas em Cruz et al. (2005) que compararam a eficiência de remoção da

turbidez com diversos coagulantes químicos e concluiu que o tanino vegetal possui a melhor remoção de turbidez 97%, em efluente de lavanderia. Já Costa et al. (2007) utilizaram diversos coagulantes químicos, onde conseguiu alcançar índices de 90 a 99% de remoção de turbidez na água de uma Estação de Tratamento de Água. Comparando com Gondim (2007) que obteve remoção de 80,7% para um efluente de lavagem de plásticos utilizando reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados, o processo via coagulação com taninos obteve eficiência superior.

4.6.2.6 Nitrogênio

Na Figura 25 encontram-se os valores de nitrogênio total na entrada e saída do efluente e a eficiência de remoção. O valor médio de nitrogênio foi de 88,5 mg/L já o efluente tratado possui valor médio de 43,1 mg/L (Tabela 9). Observou-se uma grande variação nos valores do nitrogênio no efluente de entrada, a explicação mais provável é devido à variabilidade na origem dos plásticos reciclados.

Outra variação muito acentuada é na própria eficiência de remoção do nitrogênio, foi observada eficiência superior a 80% em um dia e outra próxima a 10% em outro. Sabe-se que o nitrogênio pode estar presente tanto em formas minerais como na estrutura de diversos compostos orgânicos. Outra ressalva pode ser feita quando ocorre o excesso de coagulante, sabe-se que os tanatos possuem um grupo amino em sua fórmula, o qual poderia resultar em um acréscimo na leitura, porém este grupamento é pequeno comparado ao restante da molécula, sendo que estes compostos não se decompõem facilmente e não introduzem diretamente o N no meio ambiente.

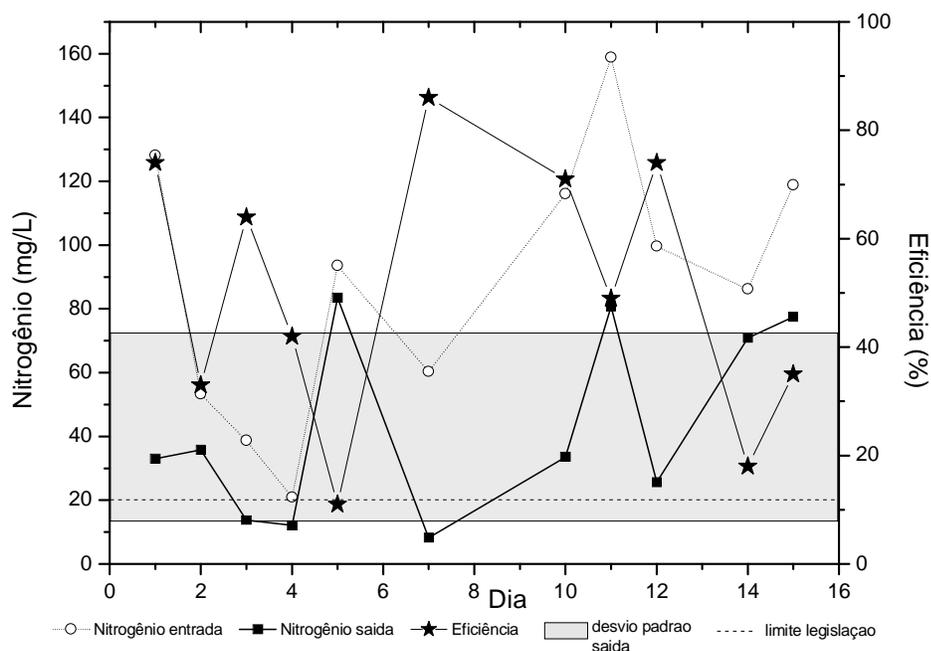


Figura 25 - Valores diários de nitrogênio total na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.

A eficiência média de remoção do nitrogênio foi de 51,3% (Tabela 9), o efluente tratado ultrapassou os limites máximos permitidos pela legislação logo o tratamento não foi satisfatório neste parâmetro.

Tratamentos biológicos tais como descritos por Gupta et al. (2011) removem o nitrogênio utilizando reator de biofilme aeróbico e Novak et al. (2011) utilizam processo aeróbico anaeróbico combinados, onde ocorram o processo de nitrificação – desnitrificação são alguns exemplos de processos mais eficientes para reduzir os índices de nitrogênio, contudo este nitrogênio será emitido para a atmosfera na forma de N_2 , todavia a retenção parcial do nitrogênio via flocculação, propicia sua assimilação no processo de compostagem onde ocorre sua nitrificação resultando num adubo orgânico de melhor qualidade.

4.6.2.7 Fósforo

Da mesma forma que os demais parâmetros os valores de fósforo variaram bastante de um dia para outro.

A Figura 26 mostra os valores de entrada e saída do efluente, o valor médio de entrada foi de 16,4 mg/L o valor máximo foi de 28,7 mg/L e mínimo de 6,9 mg/L (Tabela 7), o efluente de saída teve valores médios de 5,4 mg/L.

A eficiência média de remoção foi 67,4% apenas apresentando um valor abaixo de 20% de eficiência, foi observado que normalmente quanto maiores foram os valores de entrada de fósforo, melhor foi a eficiência do tratamento.

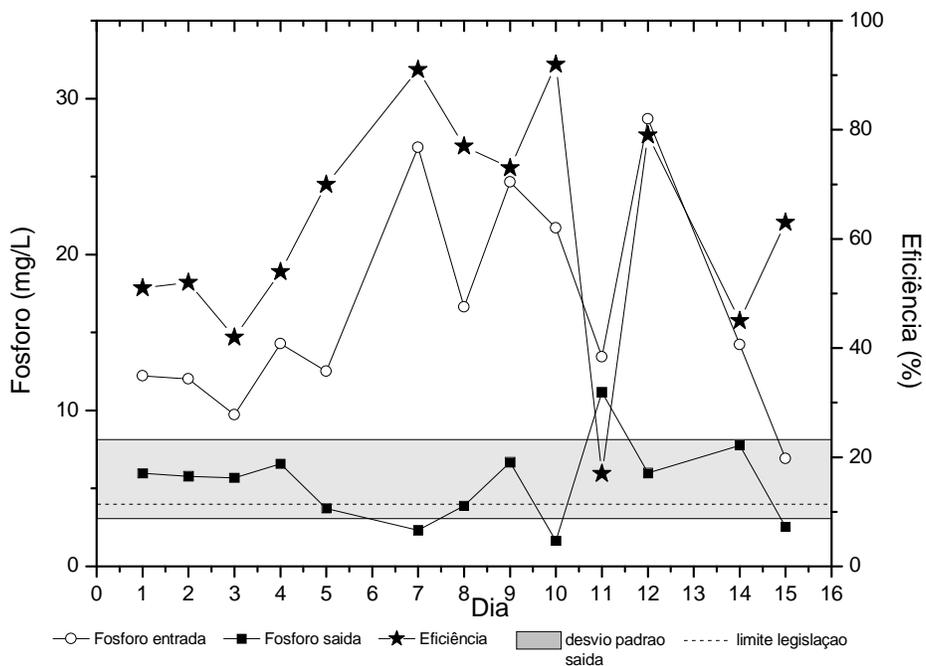


Figura 26 - Valores diários de fósforo na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.

Em Gondim (2007) o valor de remoção de fósforo foi de 53,3%, utilizando reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados. Em comparação ao processo

de coagulação com taninos obteve-se uma média de remoção de 67,4% obtendo melhor desempenho, contudo os valores médios do descarte do efluente ainda foram um pouco superiores aos limites preconizado pela legislação.

4.6.2.8 Óleos e graxas

Para a análise de óleos e graxas foram selecionados dias críticos quando era lavado o plástico “canela” por ser o plástico com maior grau de sujeidade esperando assim encontrar maiores valores de óleos e graxas.

A quantidade de óleos e graxas varia de acordo com a origem do plástico, as graxas são encontradas principalmente nos plásticos oriundos de frigoríficos, ainda atribui-se um aumento dos valores de óleos e graxas por interferência dos próprios equipamentos da empresa que são utilizados na lavagem, pois são equipamentos rústicos construídos artesanalmente necessitando constante manutenção, possuem partes móveis que são lubrificadas e engraxadas constantemente.

O valor médio dos óleos e graxas no efluente de entrada foi de 313 mg/L e no efluente tratado foi de 41 mg/L (Tabela 9). A figura 27 mostra os valores diários do tratamento e as respectivas eficiências. O processo de remoção teve uma eficiência de 86,9%, em todas as amostras a eficiência sempre foi superior a 80%.

Em Moreno (2007) os resultados obtidos apresentaram um bom desempenho na remoção dos óleos e graxas presentes no efluente de lavagem de embalagens de lubrificantes, variando entre 79,1 a 91,3%, utilizando processo biológico e físico-químico. Bordonalli et al. (2009) reduziram em 94,7% a concentração de óleos e graxas no efluente de lavagem de embalagens plásticas tipo PEAD, provenientes em geral de uso doméstico, utilizando Hidroxicloreto de Alumínio, soda cáustica e um polieletrólito.

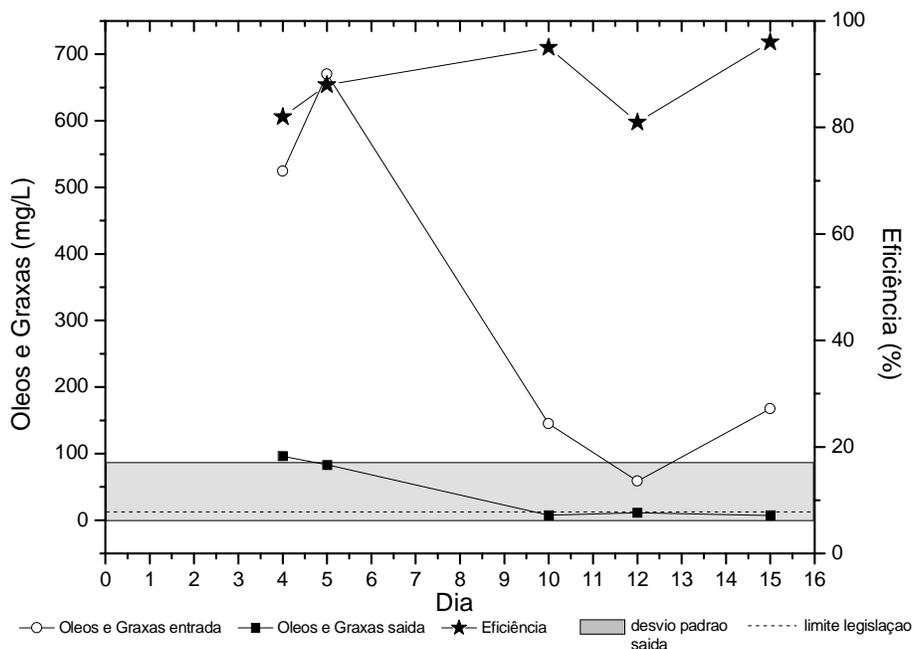


Figura 27 - Valores diários de óleos e graxas na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.

A eficiência média de 86,7% é aceitável, visto que, somente em uma etapa de coagulação, foram obtidos valores muito próximos ou superiores a alguns tratamentos que são compostos por mais de uma etapa.

4.6.2.9 Sólidos sedimentáveis

Os valores dos sólidos sedimentáveis no efluente de entrada variaram consideravelmente devido a eficiência ou não do tanque de sedimentação antecedente ao tanque de floculação, o valor médio de sólidos sedimentáveis foi de 24,8 mL/L (cone Imhoff, 1 hora) possuindo um valor mínimo de 0,4 mL/L e máximo de 131 mL/L (Tabela 7). A remoção dos sólidos sedimentáveis foi de 99,6% (Tabela 9), demonstrando que o tempo necessário para a sedimentação é adequado e que

todo os flocos formados durante a coagulação sedimentaram de maneira satisfatória.

Em Gondim (2007) foi obtido 100% de remoção de sólidos sedimentáveis utilizando reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados.

4.6.2.10 Sólidos suspensos

A sedimentação dos sólidos suspensos ocorre pela formação de flocos que são resultantes da aglomeração de partículas do efluente.

Os sólidos suspensos são constituídos quase que em sua totalidade por pequenos pedaços de plástico picado e papel presente em rótulos, que conseguiram passar pelas telas de retenção instaladas no tanque de sedimentação predecessor, os valores diários encontram-se na Figura 28, o valor médio do efluente de entrada foi de 205 mg/L e de saída 61 mg/L, possuindo uma eficiência de remoção de 70% (Tabela 9).

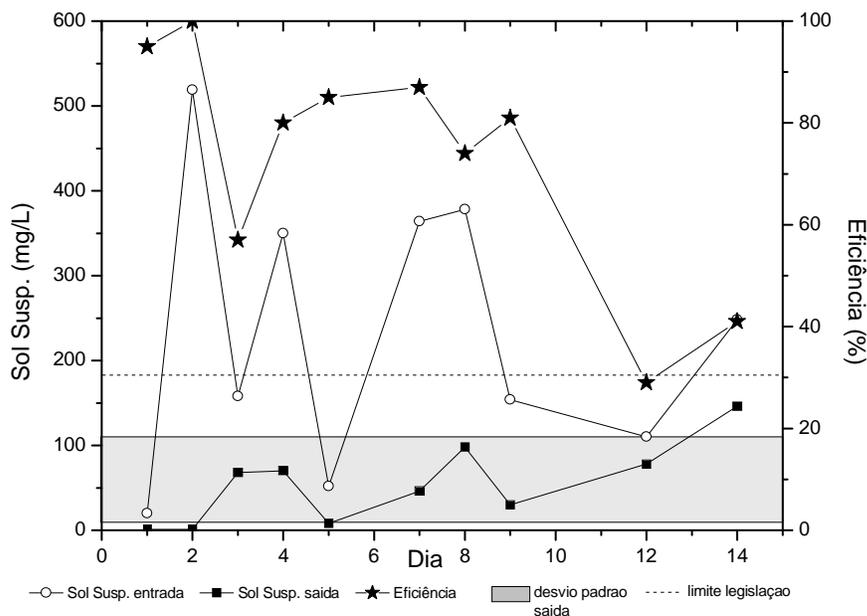


Figura 28 - Valores diários dos sólidos suspensos na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.

Figueiredo et al. (2005) obtiveram uma remoção de 94% de sólidos suspensos com a utilização do Tanfloc em efluente de esgoto urbano. Bordonalli et al. (2009) tiveram uma eficiência de 71% de remoção de sólidos suspensos com a utilização de Hidroxicloreto de Alumínio em efluente de lavagem de embalagens plásticas tipo PEAD. Gondim (2007) conseguiu uma remoção de 97,1% utilizando reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados.

A eficiência obtida está abaixo das demais demonstrando que o processo não é o mais indicado para remoção de sólidos suspensos, contudo ainda é satisfatório em relação aos limites de descarte impostos pela legislação conforme Tabela 9.

4.6.2.11 Sólidos dissolvidos

O efluente de entrada possui em média 1467 mg/L de sólidos dissolvidos, a Figura 29 mostra que os valores variaram entre 2500 e 1000 mg/L enquanto que o efluente tratado possui em média 822 mg/L, variando entre 400 e 1500 mg/L de sólidos dissolvidos.

Os sais dissolvidos são de difícil remoção, principalmente utilizando o processo de coagulação com tanino vegetal. A baixa eficiência 44% em média (Tabela 7) já era esperada. Apenas 3 valores foram superiores a 60% e outros 5 ficaram abaixo de 30% (Figura 29).

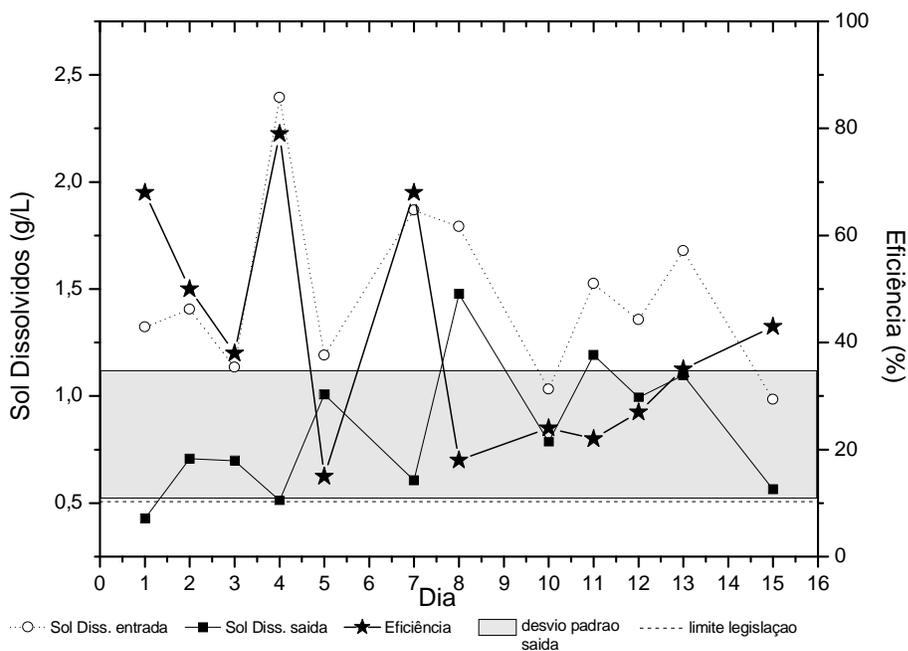


Figura 29 - Valores diários dos sólidos dissolvidos na entrada e saída do efluente e eficiência de remoção.

Outros dois experimentos ambos com efluente de lavagem de plásticos obtiveram resultados bem distintos entre si, Bordonalli et al. (2009) obteve uma eficiência de 8% na remoção de sólidos dissolvidos com a utilização de Hidroxicloreto de Alumínio, valor baixo pois utiliza sais de alumínio como coagulante. Já em Gondim (2007) foi obtido uma remoção de 93,5% com o emprego de reatores anaeróbicos compartimentados e leitos cultivados indicando que o uso de leitos cultivados é uma boa alternativa para uma maior remoção de sólidos dissolvidos.

4.6.2.12 Metais pesados

Segundo Silva (1999) os taninos vegetais apresentam boa afinidade com os metais pesados, pois estes são complexados pelo grupo amino presente nos

taninos, resultando numa boa redução nas concentrações de metais pesados do efluente.

A análise do efluente de entrada constatou que metais como Cd, As, Cu e Hg ficaram abaixo do limite de detecção dos analitos, somente os valores do Al com 13120 µg/L e do Fe 29320 µg/L ficaram acima dos valores permitidos pela legislação vigente que é de 10000 µg/L para ambos os metais (Tabela 9).

Uma vez tratado o efluente, os valores de Al e Fe foram reduzidos para 731 µg/L (94,4% de redução) e 7684 µg/L (73,8% de redução) respectivamente.

Os outros metais pesados analisados também apresentaram boa eficiência de remoção (Tabela 9), destacando-se as remoções do Pb >90%, Cr >81%, Zn 64,5% e Mn 44,4%, estando todos os valores de metais dentro das exigências da legislação.

Em Steinmetz (2007) foi verificada a eficiência de remoção de metais pesados como Cr, Fe, Mn, Ni entre outros, na fração líquida de efluente de suinocultura utilizando tanino vegetal como coagulante alcançando resultados superiores a 86% para todos os metais pesados. Cruz (2005) fez ensaios de lixiviação e solubilização no lodo gerado por diferentes coagulantes metálicos e orgânicos, obtendo os menores índices de lixiviação e solubilização dos metais pesados no lodo resultante do processo no qual foi utilizado tanino como agente coagulante.

Em ambos os estudos fica evidenciado a boa afinidade que os taninos vegetais possuem com os metais pesados.

4.6.3 Avaliação da reutilização do efluente

Além dos parâmetros físico-químicos supra citados, ainda foi avaliado se o processo de tratamento permitia a reutilização parcial do efluente para uma nova lavagem.

Durante o período de 1 mês foi reutilizado de 40-60% do efluente tratado no primeiro tanque de lavagem.

Em uma primeira análise qualitativa foi observado que a água de lavagem apresentou um odor um pouco mais acentuado que o normal, contudo a água reutilizada não conferiu odor ao plástico lavado, cumprindo sua função principal que é remover as sujidades do plástico. Ainda avaliando a qualidade do produto final este foi processado em uma indústria de sacolas plásticas as quais foram avaliadas também pelo período de 1 mês, não sendo observada nenhuma mudança nas características do produto acabado.

4.6.4 Análise parasitológica e microbiológica do efluente líquido

A simples presença de vírus, protozoários e bactérias não garante a infecção de humanos e animais, é necessária uma dose mínima infectante (DMI). Para os helmintos, esta dose é de apenas um ovo viável (ovo embrionado para uns e larvas filarióides para outros) (SOCCOL e PAULINO, 2000).

4.6.4.1 Parasitológicas

Para as análises parasitológicas as amostras do efluente da lavagem foram coletadas nos mesmos dias que as amostras para as análises físico-químicas, obtendo-se um total de 13 amostras do efluente de entrada e outras 13 do efluente de saída.

As análises foram feitas de maneira qualitativa na expectativa de encontrar algum parasita no efluente, contudo os resultados foram negativos, não sendo encontrado nenhum parasita ou oocisto nas amostras tanto no efluente bruto como no tratado.

Sabe-se que os parasitas estão presentes no efluente líquido, pois estes foram encontrados no lodo sedimentado, a discussão dos resultados encontra-se no tópico 4.7.2.

Uma vez que foram encontrados resultados positivos de parasitas no lodo sedimentado, pode-se afirmar que durante a coagulação das sujidades do efluente consegue-se capturar parte dos parasitas nos flocos formados e sedimentá-los, conseguindo assim reduzir o número de helmintos no efluente tratado.

4.6.4.2 Microbiológica

Foram analisadas 10 amostras no total, sendo 5 do efluente de entrada e outras 5 do efluente tratado.

Os resultados estão representados na Tabela 10, para todas as amostras os resultados foram superiores $2,4 \times 10^5$ unidades formadoras de colônia (UFC)/100mL para todos os microrganismos, tanto na entrada como na saída do efluente líquido. As amostras atingiram o limite máximo de contagem, uma maior diluição das amostras seria necessária para conseguir achar os valores reais dos microrganismos. Apesar disso foi possível concluir que os valores de saída do efluente ainda são muito altos.

Tabela 10 - Contagem dos microrganismos no efluente de entrada e saída, n = 10

Microrganismo	Efluente de entrada (UFC/100mL)	Efluente de saída (UFC/100mL)
Coliformes totais	$>2,4 \times 10^5$	$>2,4 \times 10^5$
Coliformes fecais	$>2,4 \times 10^5$	$>2,4 \times 10^5$
Bactérias heterotróficas	$>2,4 \times 10^5$	$>2,4 \times 10^5$

O método de tratamento do efluente líquido através de floculação com taninos vegetais, não apresentou redução do número de coliformes, sendo inadequado para este propósito.

4.7 Caracterização do lodo sedimentado

O conhecimento das propriedades físicas e a caracterização dos constituintes químicos e biológicos do lodo são necessárias para a utilização na compostagem.

O lodo analisado foi desaguado permanecendo em leito de secagem por cerca de 6 semanas até apresentar aspecto pastoso com aproximadamente 60-70% de umidade, sendo então denominado de lodo desaguado. A Figura 30 mostra o lodo desaguado sendo retirado do leito de secagem para a montagem dos experimentos de compostagem.



Figura 30 - Retirada do lodo desaguado.

4.7.1 Análise físico-química

As características físico-químicas mais importantes para a realização da compostagem estão representadas na Tabela 11. O valor da umidade de 73% indica que o processo de desaguamento ocorreu de maneira satisfatória. O valor em base úmida do carbono orgânico foi de 26% e o do nitrogênio 1,6%, estabelecendo uma relação C/N de 16,25 muito próxima aos valores do esterco bovino C/N de 18 (PEREIRA NETO, 1996).

Além de a relação C/N ser muito próxima a do esterco bovino, o lodo desaguado também possuía um odor muito forte, similar a esterco em putrefação, característico de início de anaerobiose e é geralmente causado por problemas de carregamento excessivo do leito ou colmatação no fundo do mesmo impedindo a drenagem do líquido. O próprio aspecto visual lembra muito ao esterco.

Segundo Ricci (2008) que caracterizou o lodo de esgoto sanitário o valor de nitrogênio total foi de 0,5%, carbono orgânico 35,6%, fósforo 1,11% e potássio 0,15% o que demonstra que o lodo da lavagem de plásticos possui maior concentração de nitrogênio e menor de carbono orgânico, resultando numa menor relação C/N.

Tabela 11 - Características físico-químicas do lodo desaguado.

Umidade	pH	Densidade	Carbono orgânico	Nitrogênio NTK	Fósforo total	Potássio total	Relação C/N
73%	6,3	1153 kg/m ³	26% (m/m)	1,6% (m/m)	0,74% (m/m)	0,20% (m/m)	16,25

Os valores de metais pesados do lodo foram analisados, segundo (US-EPA 503) alguns metais possuem um limite de concentração para a aplicação do lodo no solo. Na Tabela 12 encontram-se os valores do lodo seco com 0% de umidade, todos os valores estão bem abaixo dos limites de concentração permitidos.

Tabela 12 - Quantidade de metais pesados no lodo seco e concentrações recomendadas para uso agrícola.

Elemento	Efluente sólido ¹	Concentração	
		Permitida ²	Recomendada ³
Al (µg/g)	15725 ± 1543		
Cd (µg/g)	3,9 ± 0,4	85	3
Cr (µg/g)	378 ± 38	3000	150
As (µg/g)	< 0,1		35
Pb (µg/g)	211 ± 19	840	180
Fe (µg/g)	11857 ± 3722		
Mn (µg/g)	219 ± 22		
Zn (µg/g)	1398 ± 90	7500	450
Cu (µg/g)	302 ± 14	4300	200
Hg (µg/g)	0,3 ± 0,1	57	12

¹ Média e desvio padrão referentes a três replicatas.

² concentrações máximas permitidas para aplicação do lodo no solo (USEPA 503).

³ concentrações recomendadas para uso agrícola (CONAMA 420).

< menor que o limite de detecção (o valor que acompanha é o limite de detecção para este analito)

Comparando os resultados da Tabela 12 com os resultados da Tabela 7 (caracterização do efluente bruto), os valores dos metais pesados mantiveram a mesma proporcionalidade confirmando que não houve contaminação do lodo por outros materiais. Todo o lodo que estava no leito de secagem é proveniente somente da floculação do efluente líquido.

4.7.2 Análise parasitológica e microbiológica

Os resultados da análise microbiologia encontram-se na Tabela 13, os valores são próximos aos encontrados por Júnior et al. (2009) na caracterização do lodo suíno.

Tabela 13 - Resultado da análise microbiológica do lodo desaguado, n = 5

Microrganismo	NMP/g
Coliformes totais	$1,5 \times 10^6$
Coliformes fecais	$4,4 \times 10^5$

A análise parasitológica foi feita qualitativamente, a Tabela 14 mostra os resultados para as 30 amostras, o critério de avaliação foi somente identificar a ausência ou presença de parasitas e fazer a sua identificação.

Tabela 14 - Caracterização parasitológica do lodo desaguado, n = 30

Ocorrência ¹	Frequência	%
Ausência	13	43,3
Presença	17	56,7
Tipo de parasita ²		% ³
<i>Strongylida</i>	7	23,3
<i>Giardia spp.</i>	3	10,0
<i>Cryptosporidium spp.</i>	5	16,7
<i>Toxocara spp.</i>	2	6,7
<i>Coccídio</i>	1	3,3
Ovo operculado de parasita	1	3,3
Ovo não identificado	2	6,7

¹ocorrência de ao menos 1 parasita na amostra

²número de amostras com presença do parasita

³porcentagem em relação ao número total de amostras

Em 56,7% das amostras do lodo foi encontrado ao menos 1 parasita, dentre as amostras positivas os parasitas mais freqüentes foram a *Strongylida* presente em 23,3% das amostras, segundo Chilton et al. (2006) este nematóide ataca humanos com predileção ao trato gastrointestinal. O *Cryptosporidium spp.* foi encontrado em 16,7% dos casos, segundo Olson et al. (1997) este parasita é comumente

encontrado animais domésticos, em vacas ocasionam redução da produção de leite. A *Giardia spp.* foi encontrada em 10% dos casos, segundo Plutzer et al. (2010) são transmitidos pela rota oral-fecal, tanto em animais quanto em humanos causando diarreia intensa. A *Toxocara spp.* foi encontrada em 6,7% das amostras, segundo Roddie et al. (2008) é o nematóide intestinal mais comum em cachorro e gatos, responsável pela toxocaríase em humanos. O *Coccídio* esteve presente em 3,3% das amostras, segundo Tenter et al. (2002) é mais encontrado em gatos e aves, podem causar coccidiose que causa diarreia que pode tornar-se sangrenta.

Os resultados microbiológicos e parasitológicos indicam, de acordo com a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº375 de 29 de agosto (2006), que define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em ETEs, que o lodo não pode ser aplicado diretamente ao solo, sendo classificado como resíduo de “classe B”.

4.8 Compostagem

As duas principais finalidades da compostagem são a eliminação dos patógenos pela ação prolongada de uma temperatura adequada e a mineralização dos principais nutrientes no composto orgânico para o uso agrícola.

4.8.1 Construção das leiras de compostagem

Após o desaguamento do lodo e a sua análise para a determinação da relação C/N, fósforo e potássio, foram escolhidas duas camas vegetais, as mais adequadas para os valores de C/N e umidade do lodo, conforme Tabela 15.

Tabela 15 - Demonstrativo da relação de volume a ser empregada na compostagem

Material	Densidade (kg/m ³)	Umidade %	Relação C/N	Relação Volume
Lodo	1153,00	70	16,3	-
Casca de arroz	110,00*	< 5	82	1,5 : 1 de lodo
Campo Nativo	55,00*	< 15	42	6,0 : 1 de lodo

* Medido a partir do material compactado

Cada leira de compostagem foi construída com as dimensões de 1,5 m de altura e 2,0 m de diâmetro em formato cônico, foram dispostas diretamente sobre o solo de acordo com Pereira Neto (1996). A Figura 31 mostra a construção da leira de casca de arroz.



Figura 31 - Construção da leira de casca de arroz e lodo desaguado.

A construção da leira de casca de arroz/lodo foi feita intercalando camadas de 15 cm de casca de arroz para 10 cm de lodo, a Figura 32 mostra em perfil a leira de casca de arroz. Já para a leira de campo nativo/lodo as camadas intercaladas foram

de 25cm de campo nativo para 4cm de lodo, por fim a meda mista foi construída mesclando o intervalo das duas primeiras medas, ou seja, 15 cm de casca de arroz, 10 cm de lodo, 25 cm de campo nativo e 4 cm de lodo, a Figura 33 mostra a construção da leira mista com suas diferentes camadas.



Figura 32 - Perfil da leira de casca de arroz, mostrando a intercalação das camadas.



Figura 33 - Construção da leira mista de casca de arroz e campo nativo.

A Figura 34 mostra a intercalação das diferentes camadas utilizadas na construção das leiras de compostagem.

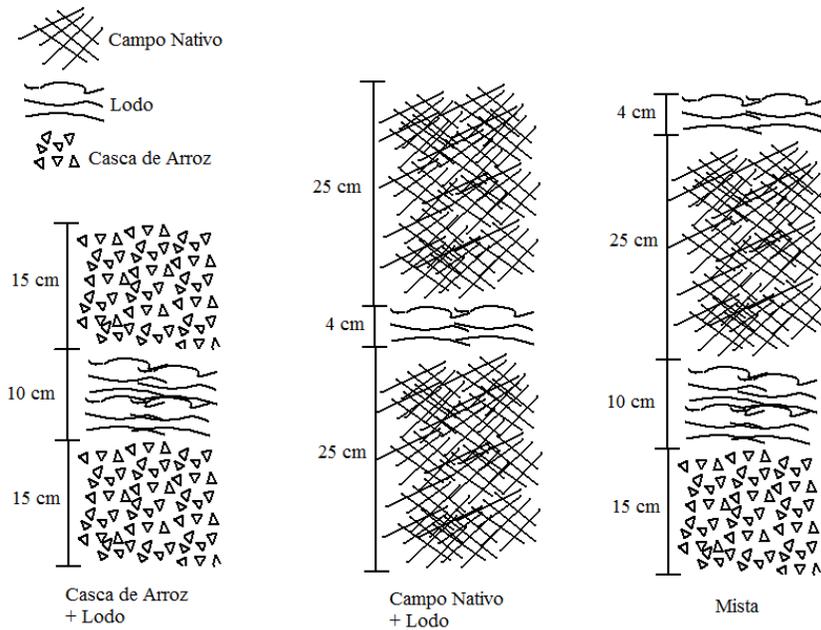


Figura 34 - Intercalação das diferentes camadas dentro de uma mesma leira.

A Figura 35 mostra as 3 leiras após a construção, dando início ao processo de compostagem.



Figura 35 - Leira mista (esquerda), casca de arroz (centro) e campo nativo (direita), após construção.

4.8.2 Temperatura e revolvimento

Com o acompanhamento da temperatura durante o processo de compostagem foi possível determinar a duração e a temperatura das fases da compostagem.

A Figura 36 representa o comportamento da temperatura nas 3 diferentes leiras de compostagem. A região compreendida pela biodegradação rápida onde as temperaturas possuem um patamar mais elevado é também chamada de fase termófila. Já a região de humificação também é chamada de fase mesófila possuindo menores temperaturas.

As depressões nas temperaturas foram causadas no dia em que as leiras foram revolvidas manualmente, o primeiro revolvimento ocorreu entre o 10°-11° dia, o segundo entre o 20°-21° dia, o terceiro entre o 27°-28° dia, o quarto entre o 38°-39° dia, o quinto e último revolvimento entre o 46°-47° dia. Após os revolvimentos a temperatura das leiras voltava a subir próxima aos valores iniciais.

Ao analisar as variações de temperatura observa-se que as 3 leiras comportaram-se de maneira semelhante passando pela fase termófila e mesófila da compostagem.

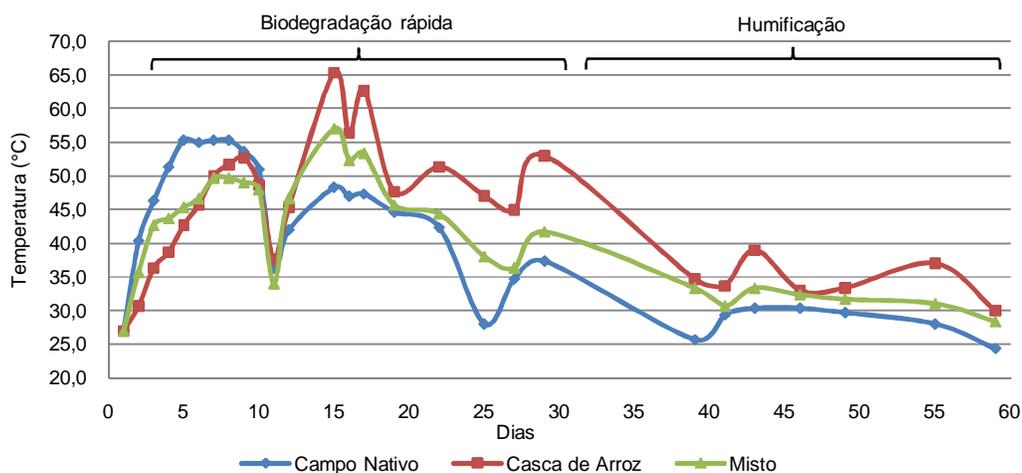


Figura 36 - Variação da temperatura das leiras de compostagem.

A diferença entre as leiras está nas temperaturas máximas e nas velocidades em que foram obtidas. A leira de campo nativo rapidamente alcançou temperaturas superiores a 55°C (4 dias) e permaneceu neste patamar por mais 7 dias, após o primeiro revolvimento a temperatura da leira voltou a subir para valores entre 43-48°C até o segundo revolvimento 20º dia, em seguida a temperatura começou a diminuir gradativamente indicando o início da etapa de humificação.

A leira composta de casca de arroz teve a menor elevação de temperatura inicial, atingindo temperatura máxima de 54°C antes do primeiro revolvimento. Uma vez atingido um maior grau de homogeneização entre a casca de arroz e o lodo, a temperatura da leira rapidamente atingiu picos de 65°C permanecendo neste patamar por 3 dias. Após o segundo revolvimento a temperatura da leira permaneceu num patamar entre 45-54°C por mais 12 dias, a partir do 38º dia de compostagem a leira começa a entrar na etapa de humificação, permanecendo em patamares de temperatura próximos a 35°C.

O composto misto de casca de arroz e campo nativo apresentou um comportamento intermediário, seus valores de temperatura ficaram sempre entre os patamares de temperatura da leira de campo nativo e de casca do arroz. Esse comportamento era esperado uma vez que a leira possui uma mistura equivalente em massa de casca de arroz e campo nativo. Após o 5º dia de compostagem a leira atingiu um patamar de temperatura entre 45-50°C até o primeiro revolvimento, da mesma forma que a leira de casca de arroz, as temperaturas da leira mista subiram rapidamente de temperatura até atingir um pico de 57°C, permanecendo com temperaturas superiores a 50°C por mais 3 dias, a partir do 35º dia a leira mista começa a sua etapa de humificação.

As Figuras 37, 38 e 39 mostram o comportamento da compostagem das 3 leiras ao decorrer do tempo. Observa-se ao passar dos dias a compactação da leira de campo nativo e o maior grau de homogeneidade entre lodo e substrato.



Figura 37 - Primeiro revolvimento 10-11º dia. Leira de campo nativo (esquerda), casca de arroz (centro) e mista (direita).



Figura 38 - Término do segundo revolvimento 20-21º dia. Leira de casca de arroz (esquerda), mista (centro) e campo nativo (direita).



Figura 39 - Quarto revolvimento 38-39º dia. Leira de campo nativo (esquerda), casca de arroz (centro) e mista (direita).

As diferenças entre as 3 leiras de compostagem estão diretamente relacionadas a dois fatores principais: porosidade da leira e a composição química do substrato vegetal.

Segundo Kiehl (1985) a porosidade está diretamente relacionada com a aeração da leira, a maior disponibilidade de oxigênio dentro da leira favorece o processo aeróbio e conseqüentemente o aumento da temperatura. A leira composta de campo nativo inicialmente era mais porosa, ou seja possuía mais espaços vazios, após o primeiro revolvimento a matéria vegetal já havia se decomposto ao ponto de ser compactada com o restante do lodo, esta nova estrutura da leira diminuiu consideravelmente a porosidade da leira acarretando menor aeração e temperatura. A porosidade da leira de casca de arroz permaneceu constante durante toda a compostagem, a casca manteve a sua forma física, quando uma melhor homogeneização foi conseguida a temperatura máxima atingida foi bem superior a da leira de campo nativo.

Outro fator que também provocou as mesmas variações de temperatura foi a composição química do substrato vegetal. A celulose e a hemicelulose possuem taxas de decomposição 8 vezes superiores a da lignina (Tabela 2). Segundo Guo et al. (2007) a casca de arroz possui teores de lignina entre 9-20% e de celulose entre 28-38%, em Sullivan (1955) que analisou a composição de inúmeras variedades de campo nativo possui teores de lignina entre 4,7-8,8% e de celulose entre 32,7-43,3%. Portanto a velocidade de decomposição do campo nativo é muito superior a da casca de arroz, o que explica o ganho de temperatura mais acelerado da leira de campo nativo comparado com a leira de casca de arroz.

O comportamento da temperatura na leira mista permaneceu durante todo o experimento com valores intermediários às outras leiras, corroborando com os fatores de porosidade e composição química.

4.8.3 Caracterização físico-química do composto

As análises da composição físico-química das leiras de compostagem foram feitas no 10º dia de compostagem (primeiro revolvimento) e no 110º dia (final da maturação) e término do experimento.

Os resultados das análises estão representados na Tabela 16, juntamente com os valores requeridos pela legislação para adubos orgânicos (SDA normativa nº 23 de 2005), em caso de possível comercialização do produto.

Os valores de carbono orgânico total no tempo 110 condizem com o esperado, para a leira de campo nativo (10,66%), casca de arroz (19,63%) e leira mista (15,97%), estando de acordo com os teores de lignina e celulose dos diferentes substratos vegetais empregados.

Tabela 16 - Composição físico-química do produto da compostagem e comparação com a legislação para adubos orgânicos, n = 3

Tempo (dias)	Campo nativo			Casca de arroz			Misto			Legislação ¹
	10	110 ³	% ²	10	110 ³	% ²	10	110 ³	% ²	
C (%)	24,99	10,66	57,3	21,44	19,63	8,4	29,51	15,97	45,9	15 (mín)
N (%)	1,46	0,85	41,8	0,91	1,14	+25,3	1,37	0,68	50,4	1 (mín)
C/N (%)	17,09	12,75	57,5	23,04	17,44	41,9	21,79	23,96	20,1	18 (máx)
P (%)	0,48	0,51	+6,3	0,09	0,11	+22,2	0,33	0,29	12,1	-
K (%)	0,35	0,29	17,1	0,20	0,14	30,0	0,27	0,27	0,0	-
NPK (%)	2,29	1,55	32,3	1,22	1,39	+13,9	1,97	1,24	37,1	-
pH	7,23	7,10	-	7,26	6,85	-	7,26	7,00	-	6,0 (mín)
Umidade(%)	-	49,88	-	-	52,27	-	-	53,35	-	50 (máx)

¹Secretaria de Defesa Agropecuária (SDA) instrução normativa nº 23, de 31 de agosto de 2005.

²porcentagem de redução entre o tempo 10 e 110 dias de compostagem, para C/N foi considerado valor inicial calculado de 30, o sinal (+) representa aumento.

³tempo final do experimento.

Na leira de campo nativo notou-se uma perda de nitrogênio de 41,8% entre o 10° e o 110° dia de compostagem, a explicação mais provável é que tenha ocorrido um processo de desnitrificação do composto por falta de aeração da leira devido a baixa porosidade da mesma constatada após o primeiro revolvimento. O mesmo ocorre na leira mista onde as perdas com a desnitrificação atingiram 50,4%. A leira de casca de arroz não sofreu perdas de nitrogênio por ser a de melhor porosidade. Esta desnitrificação vem a mascarar os resultados da relação C/N do composto final, caso não ocorresse esta perda, a relação C/N teria valores menores e mais condizentes com a realidade do experimento.

Partindo do princípio que as 3 leiras possuíam valor inicial de C/N de 30, comparando com o tempo 10, a leira de campo nativo possui C/N de 17,09 a de casca de arroz C/N de 23,04 e a mista C/N de 21,79, indicando conformidade com a velocidade de decomposição da celulose e lignina dos diferentes substratos vegetais.

A compostagem utilizando campo nativo devido a melhor degradabilidade foi a mais rápida, isso fica evidenciado analisando a relação C/N no tempo 10 onde já era de 17,09 comparado com C/N inicial de 30, o composto final possui relação C/N de 12,75 indicando a uma boa humificação no processo. Talvez se desconsideradas as perdas de nitrogênio da leira mista a relação C/N, para o tempo 110, baixaria dos atuais 23,96 para valores próximos a 14, indicando que a leira já encontra-se em processo de humificação. Já a leira de casca de arroz possui relação C/N de 19,63 ao final do tempo 110, indicando que a leira está bioestabilizada, comprovando a lenta decomposição da lignina.

Os valores de fósforo não apresentaram variações significativas nas 3 leiras, os valores de potássio apresentaram redução de 17,1% (campo nativo), 30% (casca de arroz) e 0%(mista), uma provável explicação para as perdas de P e K seria a lixiviação dos minerais por excesso de umidade na leira.

Os valores de pH estão dentro da faixa adequada 5,5-8,0 (Andreoli, 2001) para uma compostagem mais eficiente.

As umidades finais dos compostos estão praticamente de acordo com os valores máximos exigidos pela legislação em caso de comercialização do produto que é de 50%.

Em caso de uma possível comercialização dos compostos finais, nenhum deles estaria conforme em todos os parâmetros segundo a Normativa nº 23 (2005), o que poderia ser facilmente corrigido com uma pequena adição de nitrogênio. Contudo, ainda assim, todos os compostos apresentam excelente qualidade agrônômica, principalmente no que se refere ao aspecto físico do húmus resultante.

A Figura 40 mostra os substratos casca de arroz e campo nativo antes de sofrerem degradação, já a Figura 41 mostra os produtos finais da compostagem, observou-se em todos os compostos uma boa homogeneidade, baixa variação granulométrica e odor característico de húmus.



Figura 40 - Casca de arroz (esquerda) e campo nativo (direita) antes da compostagem.



Figura 41 - Produto final da compostagem. Campo nativo (esquerda), misto (centro) e casca de arroz (direita).

4.8.4 Análise parasitológicas do composto

No segundo revolvimento das leiras no 20º dia, foram coletadas as amostras para os ensaios microbiológicos e parasitológicos. Na Tabela 1 (EPA, 1985), encontram-se os tempos e temperaturas necessários para a eliminação de alguns microrganismos, em resumo é necessário temperaturas superiores a 55°C e exposição maior que 1h para a eliminação de tais microrganismos.

A Figura 36 indica que todas as leiras de compostagem tiveram temperaturas superiores a 55°C por no mínimo 2 dias, o que possibilita a eliminação dos microrganismos presentes anteriormente no lodo desaguado.

Realizadas as análises parasitológicas o resultado foi de ausência de parasitas em 100% das amostras para as 3 leiras.

4.8.5 Análise granulométrica e avaliação da umidade do composto

Segundo a instrução normativa nº 23 de 2005 SDA que aborda a classificação granulométrica dos fertilizantes orgânicos, para um fertilizante obter especificação granulométrica de Farelado Grosso, o produto deve passar 100% em uma peneira de abertura 4,8 mm (ABNT nº4) e no máximo 20% numa peneira de abertura de 1 mm (ABNT nº18), caso contrário o produto é classificado como “produto sem classificação granulométrica”.

Com o objetivo de aumentar o valor agregado do produto final foram realizados ensaios granulométricos nos compostos, sem a utilização de qualquer operação de redução de tamanho.

As Figuras 42, 43 e 44 apresentam os resultados dos ensaios com os compostos de campo nativo, casca de arroz e misto respectivamente. Em nenhum dos casos foram obtidas as condições mínimas exigidas, o resultado que mais se aproximou foi o composto de campo nativo com 17,5% de umidade que passou 85% pela peneira de 4,75 mm. Foi observado que quando a umidade dos compostos

atingia valores próximos de 20% foram obtidos os melhores resultados granulométricos.

Nenhum dos compostos tem classificação granulométrica desejada, para tal seria necessária uma operação de redução de tamanho e secagem, o que seria economicamente inviável para comercialização. Entretanto, não há nenhum problema na utilização do composto com valores granulométricos acima dos preconizados pela legislação, uma vez que esta tem o objetivo de padronizar a nomenclatura e comercialização dos fertilizantes. Do ponto de vista agrônômico o composto apresenta um aspecto muito bom.

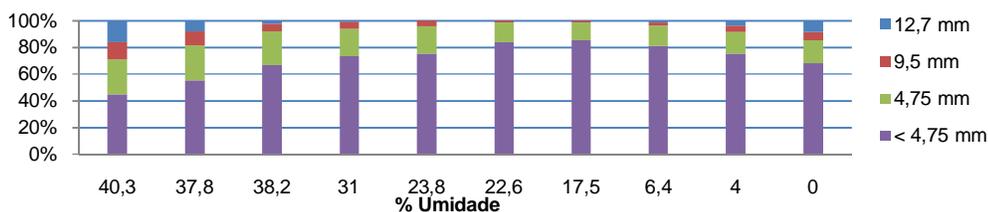


Figura 42 - Análise granulométrica do composto de campo nativo após 110 dias.

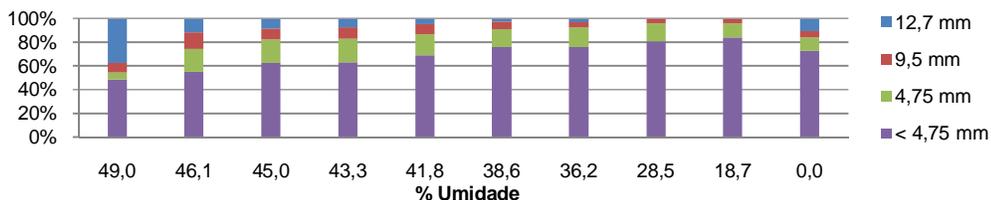


Figura 43 - Análise granulométrica do composto de casca de arroz após 110 dias.

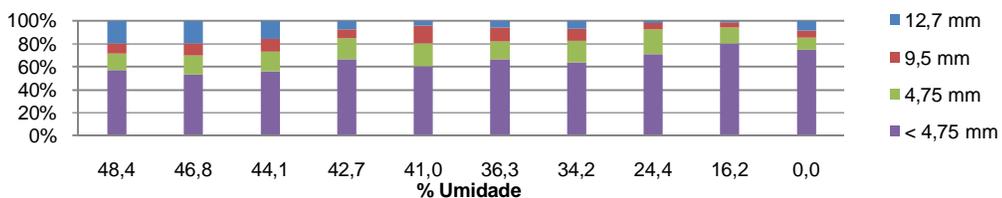


Figura 44 - Análise granulométrica do composto misto após 110 dias.

5 CONCLUSÃO

O coagulante a base de taninos, após ensaios em jar test, mostrou-se ser mais adequado que os coagulantes convencionais a base de sais de ferro e alumínio. O mesmo foi testado em escala industrial e mostrou bons resultados, podendo ser uma alternativa para o tratamento do efluente líquido de uma indústria de reciclagem de plásticos.

Com o emprego de taninos o efluente líquido tratado pode ser reutilizado parcialmente pela indústria, sem acarretar alterações no produto final.

Na avaliação das diferentes leiras de compostagem, ficou visível que os melhores tipos de substratos vegetais são aqueles de rápida biodegradabilidade, como o campo nativo, que apresentou maior grau de homogeneização, processo de compostagem mais rápido, e melhores índices de redução de carbono orgânico e contaminantes microbiológicos.

Com o substrato vegetal de casca de arroz também foi possível alcançar o objetivo da compostagem, porém com um tempo maior e menor homogeneidade do produto final. A eliminação dos patógenos no lodo foi obtida de forma muito satisfatória havendo a eliminação de 100% dos helmintos.

A possibilidade de comercialização do composto final da compostagem foi descartada por não atingir os valores físico-químicos necessários por lei, tornando-se economicamente inviável, contudo o composto obtido apresenta excelente aspecto físico e pode ser utilizado como adubo orgânico sem acarretar prejuízos ao solo e plantas.

O desenvolvimento de um processo ambientalmente adequado para o tratamento de efluente de indústria de reciclagem de plásticos utilizando coagulante não metálico foi alcançado, uma vez que o efluente líquido pode ser reutilizado e o lodo da ETE foi transformado em adubo orgânico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMADA, R.B.; BILA, D.M.; DEZOTTI, M., Coagulação/floculação de um efluente industrial visando remoção de cinzas para fins de reuso 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – **ABES**, 2007.

ALMEIDA NETO, O.B. **Caracterização físico-química, determinação de metais e especiação de crômio, ferro, nitrito e nitrato para avaliação da contaminação de rios receptores de esgotos domésticos e industriais** – Viçosa: UFV, 2003. 120p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, “**Standard Methods for the examination of water and wastewater**”, 19ª edição; 1996.

ANDREOLI, C. V.; CHERUBINI, C.; FERREIRA, A. C. Inviabilização de ovos de helmintos em lodo de esgoto anaeróbico através da solarização. VI SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS ESPECIAIS. Gramado, 2002.

ANDREOLI, C. V. **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final/** Cleverson Vitório Andreoli (coordenador). – Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. 282p. : il. Projeto PROSAB.

ANTES, F. G.; DUARTE, F. A.; MESKO, M. F.; NUNES, M. A. G.; PEREIRA, V. A.; MÜLLER, E. I.; DESSLER, V. L.; FLORES, M. M. Determination of toxic elements in coal by ICP-MS after digestion using microwave-induced combustion. **Taranta**, Vol. 83 – dez/2010, 364 – 369.

BARREIRA, L. P.; JUNIOR, A. P.; RODRIGUES, M. S. Usinas de compostagem do Estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processo de produção. **Rev. Eng. Sanit. Ambient**, Vol.11 - Nº 4 - out/dez 2006, 385-393.

BORDONALLI, A.C.O. Reúso de água em indústria de reciclagem de embalagens plásticas: aspectos econômicos e ambientais em modelo de escala real. 198p. Tese (Doutorado em Saneamento e Ambiente) – faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, Campinas, São Paulo, 2007.

BORDONALLI, A.C.; MENDES, C.G.N. Reúso de água em indústria de reciclagem de plástico tipo PEAD. **Rev. Eng. Sanit. Ambient**, v.14 n.2, 235-244, abr-jun/2009.

CAMPOS, S.X.; DI BERNARDO, L.; VIEIRA, E.M. Influência das características das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com sulfato de alumínio. **Eng. Sanit. Ambient**. V 10 – nº3, jul/set 2005, 194-199.

CHILTON, N.B.; HUBY-CHILTON, F.; GASSER, R.B.; BEVERIDGE, I., The evolutionary origins of nematodes within the order Strongylida are related to predilection sites within hosts, **Molecular Phylogenetics and Evolution**, n. 40, 118 – 128, 2006.

COSTA, I.K.F.; GUEDES, L.F.; LIMA, M.A.F.; DUARTE, M.A.C., Ensaios de tratabilidade com águas da barragem Armando Ribeiro Gonçalves/RN e sua aplicabilidade nas estações de tratamento de água. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – **ABES**, 2007.

CRUZ, J.G.H.; MENEZES, J.C.S.S.; RUBIO, J.; SCHNEIDER, J.A.H. Aplicação de coagulante vegetal à base de tanino no tratamento por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação do efluente de uma lavanderia industrial. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – **ABES**.(2005).

DRESSLER, V. L.; ANTES, F. G.; MOREIRA, C. M.; POZEBON, D.; DUARTE, F. A. As, Hg, I, Sb, Se and Sn speciation in body fluids and biological tissues using hyphenated – ICP – MS techniques: A review. **International Journal of Mass Spectrometry**, fev/2011.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Health effects of application of municipal sludge**. 1985.78p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Land application of municipal sludge**. 1983. 320p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Biosolids generation, use, and disposal in The United States** (EPA 530-R-99-009). ESTADOS UNIDOS: EPA, 1999.

ESPÍNOLA, L. C., **Reciclagem de Plásticos Pós consumo misturados não reaproveitáveis pelos centros de triagem de Porto Alegre**. 2004. 139 pag. Dissertação (mestrado em Engenharia Química) -Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

FERNANDES, F.; PIERRO, A.C.; YAMAMOTO, R.Y. Produção de fertilizante orgânico por compostagem do lodo gerado por estações de tratamento de esgotos, **Pesq. Agropec. Brasileira, Brasília**, v 28 – nº5, maio 1993, p 567 – 574.

FIGUEIREDO, I.C.; JORDÃO, E.P.; JUNIOR, I.V; DEZOTTI, M.; AZEVEDO, J.P.S., Desempenho de produtos químicos no processo CEPT: Teste de jarro e escala piloto. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – **ABES**, 2005

FILHO, J.D.; CARVALHO, J.S. Pilhas De Compostagem De Resíduos Orgânicos Mistos: Estudo Experimental Em Sergipe, **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, III-079, 2025-2034. (1999)

FILHO, P.M. Reciclagem da Matéria Orgânica Através da Vermicompostagem. In: Francisco R.A. (Ed) Metodologia e Técnicas de Minimização, Reciclagem e Reutilização de Resíduos Sólidos Urbanos. **ABES**, 1999. Rio de Janeiro,RJ. p.31.

FIORENTINI, V., **Uso do tanino no processo de tratamento de agua como melhoria em sistema de gestao ambiental**, 2006, Dissertação (mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

GONDIM, J.A., **Tratamento de efluente de indústria recicladora de plástico utilizando reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados**. 2007. Dissertação (mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP: [s.n.], 2007.

GUO, Y.; ROCKSTRAW, D.A.; Activated carbons prepared from rice hull by one-step phosphoric acid activation. **Microporous and Mesoporous Materials**, 100, 12-19, 2007.

GUPTA, A. B.; GUPTA, S. K. Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. **Water Research**, Vol 35 – Mai/2011, 1714 – 1722.

JUNIOR, J.A.S. **Teste de Jarro**. SBTR-Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas. Rede de Tecnologia da Bahia – RETEC/ IEL-BA, Mar/2009.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

LUNDERBERG, J. M.; BARTLETT, R. J.; BEHM, A. M.; CONTRERAS, C.; DEYOUNG, P. A.; HOOGEVEEN, N. L.; HUISMAN, A. J.; PEASLEE, G. F.; POSTMAN, J. K. PIXIE as a complement to trace metal analysis of sediments by ICP-MS. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with materials and Atoms**, Vol. 266 – Nov/2008, 4782 – 4787.

MACHADO, E.L.; KIST, L.T.; SCHMIDT, R.; HOELTZ, J.M., Descolorimento de efluente textil através de métodos de coagulação/floculação e eletroflotação 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – **ABES**, 2005.

MARAGNO, E.S.; TROMBIN, D.F.; VIANA, E. O uso da serragem no processo de minicompostagem, **Eng. Sanit. Ambient.**, v 12 – nº14, out/dez 2007, 355 – 360.

MASSA, A.O.N.; HAMACHER, S., Desafios e oportunidades para a cadeia de reciclagem do plástico, **XXVIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção**, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 13 a 16 de outubro de 2008.

MATOS, A.T.; VIDIGAL, S.M.; SEDIYAMA, M.A.N.; GARCIA, N.C.P.; RIBEIRO, M.F. Compostagem De Alguns Resíduos Orgânicos, Utilizando-Se Águas Residuárias Da Suinocultura Como Fonte De Nitrogênio. **Rev. Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.2, n.2, p. 199-203, 1998, Campina Grande/PB, DEAg/UFPB.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O.; **Microbiologia e Bioquímica do Solo**, 2ª edição. Editora da Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006. 729p.

MORENO, F.N., **Tratamento de Efluentes de uma Indústria de Reciclagem de Embalagens Plásticas de Óleos Lubrificantes: processo biológico e físico-químico**. 2007. UEC – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, 2007.

NOVAK, J. T.; BANJADE, S.; MURTHY, S. N. Combined anaerobic and aerobic digestion for increased solids reduction and nitrogen removal. **Water Research**, Vol. 45 – Jun/2011, 618 – 624.

NUVOLARI, A. (coord), **Esgoto sanitário coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 1ª Edição, Editora Blucher, São Paulo, 2003.

OLSON, M.E.; THOLAKSON, C.L.; DESELLIER, L.; MORCK, D.W.; McALLISTER, T.A., Short communication – Giardia and Cryptosporidium in Canadian farm animals, **Veterinary Parasitology**, n. 68, 375 – 381, 1997.

PARTECA, S.; BECKMANN, M.V.; ONOFRE, S.B. Caracterização físico-química e microbiológica de efluentes gerados no processo de reciclagem de embalagens plásticas, **Rev. Eletrônica do Curso de Geografia**. Jataí-GO: UFG, n.9, jul-dez/2007.

PEREIRA, F.A.G. **Um estudo sobre reciclagem de embalagens plásticas de óleo lubrificante pós-consumo**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 2002.

PEREIRA NETO, J.T. **Manual de compostagem processo de baixo custo**. Belo Horizonte, UNICEF, 1996.

PIANTÁ, C.A.V.; **Emprego de coagulantes orgânicos naturais como alternativa ao uso do sulfato de alumínio no tratamento de água**. TCC - Departamento de Engenharia Civil da Escola de Engenharia - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

PLUTZER, J.; ONGERTH, J.; KARANIS, P., Giardia toxonomy, phylogeny and epidemiology: Facts and open questions, **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, n. 213, 321 – 333, 2010.

REMÉDIO, M.V.P.; ZANIN, M.; TEIXEIRA, B.A.N. Caracterização do Efluente de Lavagem de Filmes Plásticos Pós-consumo e Determinação das Propriedades Reológicas do Material Reciclado, Polímeros. **Ciência e Tecnologia**, out-dez/99, p.177-183.

RICCI, A.B., **Uso de lodo de esgoto estabilizado na revegetação de um solo decapitado**. 2008. Tese (doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP: [s.n.], 2008.

RITTER, A.C.; TONDO, E.C. Avaliação microbiológica de água mineral natural e de tampas plásticas utilizadas em uma indústria da grande Porto Alegre/RS, **Alim. Nutr.**, Araraquara, V. 20, n2, p 203-208, abr-jun/2009.

ROCHA, E.J.T.; MOTA, S.; SOUSA, S.T.; AQUINO, M.D. Caracterização das águas de lavagem de uma recicladora de plásticos e viabilidade do seu reuso. **Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES.2005

RODDIE, G.; STAFFORD, P.; HOLLAND, C.; WOLFE, A., Contamination of dog hair with eggs of *Toxocara canis*, **Veterinary Parasitology**, n. 152, 85 – 93, 2008.

ROLIM, A.M. **A reciclagem de resíduos plásticos pós-consumo em oito empresas do RioGrande do Sul**. 2000. Dissertação (Mestrado em Administração da Escola de Administração) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

SANTOS, S.G.; MIGUEL, E. N. **Oportunidades para a redução de efluentes líquidos industriais: caso da OPP Química S.A, 2002**. Monografia (especialização em gerenciamento e Tecnologias Ambientais na Indústria_ - escola politécnica da UFBA, Salvador, 2002.

SILVA, P.F.; SANTOS, E.C.X. Estudos da remoção de picos de turbidez através da escolha adequada de coagulantes e auxiliares de floculação na estação de tratamento de água de Belo Oriente/MG. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – **ABES**, 2007.

SOCCOL, V.T.; PAULINO, R.C. Riscos de contaminação do agrossistema com parasitos pelo uso do lodo de esgoto. In: W. Bettiol; O. A. Camargo, **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna - EMBRAPA. p. 245-258. 2000.

STEINMETZ, R.L.R., **Aplicação de Polieletrólitos para a Separação de metais em efluentes da suinocultura**. 2007. Dissertação (mestrado em Química) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

SULLIVAN, J.T.; Cellulose and lignin in forage grasses and their digestion coefficients. **Journal of Animal Science**, 14: 710-717, 1955.

TEDESCO, M.J., **Análises de Solo, plantas e outros materiais** – 2ªed verificada e ampliada – Porto Alegre, Dep. De Solos, UFRGS, 1995.

TEIXEIRA, J.C.; BURGARELLI, R.; MARQUES, M.A.M.; OLIVEIRA, F.F. **Physical-chemical treatment of plastic recycling industry effluent viability study**. 2007. . Vitória: Faculdades Integradas São Pedro (2007).

TENTER, A.M.; BARTA, J.R.; BEVERIDGE, I.; DUSZYNSKI, D.W.; MEHLHORN, H.; MORRISON, D.A.; THOMPSON, R.C.A.; CONRAD, P.A., The conceptual basis for a new classification of the coccidia, **International Journal for Parasitology**, n. 32, 595 – 616, 2002.

TESSELE, F. **Tratamento otimizado e reúso de água residuárias visando a sustentabilidade do ambiente** – Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

VANACÔR, R.N.; GEHLING, G.R. Caracterização do lodo dos decantadores de uma ETA convencional utilizando coagulante orgânico derivado de tanino. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – **ABES**, 2007.

VIEIRA DIAS, A.C.; DEZOTTI, M.; MASSARANI, G. Estudo comparativo entre os efeitos do tanino e de um coagulante convencional sobre a filtração rápida usada no tratamento de água para abastecimento. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – **ABES**, 2005.