

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**AVALIAÇÃO DO COAGULANTE ORGÂNICO *VETA ORGANIC* UTILIZADO EM  
UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO  
PÚBLICO**

ROMUALDO NUNES VANACÔR

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia.

**Orientador: Prof. Dr. Gino Roberto Gehling**

**Banca examinadora:**

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Erna Vogt de Jong  
Prof. Dr. Renato Machado  
Prof. Dr. Antônio D. Benetti

ICTA/UFRGS  
FENG PUC-RS/CORSAN  
IPH/UFRGS

Porto Alegre, junho de 2005.

## **APRESENTAÇÃO**

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Prof. Dr. Gino Roberto Gehling da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

## AGRADECIMENTOS

Apresento os meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que me ajudaram a realizar este trabalho. Faço um agradecimento especial:

- ao meu orientador e amigo, Prof. Dr. Gino Roberto Gehling, que, acima de tudo, acreditou na minha vontade em chegar até aqui e me incentivou no momentos mais difíceis. Além do grande conhecimento técnico, Gino transmitiu confiança, sabedoria e inteligência, indicando os caminhos que deveria seguir para alcançar meu objetivo;
- à Companhia Municipal de Saneamento de Novo Hamburgo - COMUSA - por disponibilizar de forma generosa seus laboratórios, profissionais e recursos técnicos. Além disso, a COMUSA, através dos seus diretores, os engenheiros Silvio Klein e Neri Chilanti, e dos engenheiros Délcio Altmann e José Barradas, forneceu as informações e o conhecimento que subsidiaram grande parte do presente trabalho. Estendo este agradecimento aos demais funcionários da companhia que, mais que colegas, foram amigos durante os quase quatro anos em que trabalhei na empresa;
- ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul pelo conhecimento transmitido através de seu qualificado corpo docente. Por me proporcionar o relacionamento com seus alunos e professores, pessoas com muitas qualidades profissionais e humanas;
- à minha esposa Raquel pelo amor e amizade que me deram força para vencer todos os obstáculos;
- à minha família - Lídice, Claudio, Roberto, Claudia, Clarissa, Cleberson, Ana, Eunice, Altivo, Ricardo, Melania e Serena - pela dedicação e carinho incondicionais;
- aos amigos e colegas da COMUSA e do IPH: João, Vanessa, Rafael, Rodrigo, Jeferson, Gustavo, Vítor, Joaquim, Paulo, Emerson, Frederico, Fabian, Eliana e Francisco pelas trocas de idéias e discussões técnicas nas quais aprendi bastante;
- aos professores Antônio Benetti, Francisco Bidone e Erna Jong pelas informações valiosas que deram uma contribuição relevante para a qualidade deste trabalho;
- à Caixa Econômica Federal que compreendeu a importância deste trabalho e permitiu as minhas eventuais ausências na execução das minhas atividades como funcionário desta grande instituição, estendo este agradecimento a todos os colegas da REDUR/Passo Fundo;

- à Fundação de Ciência e Tecnologia - CIENTEC - por dispor de seus laboratórios para execução de algumas análises;
- aos novos amigos com quem divido uma casa em Passo Fundo - Marco Aurélio, Miguel, Nelson e Paulo - que me incentivaram e motivaram neste último ano;
- ao meu tio Luiz Carlos (*in memoriam*) cuja a nobreza de caráter e a retidão estarão sempre na minha lembrança.

## RESUMO

O presente trabalho, desenvolvido na estação de tratamento de água de Novo Hamburgo, avalia uma alternativa aos tradicionais coagulantes metálicos. Esta alternativa é um coagulante orgânico de origem vegetal produzido na região metropolitana de Porto Alegre. Este coagulante a base de tanino extraído da acácia negra tem o nome comercial de *Veta organic*. Foi verificada, além da qualidade da água tratada, do custo do tratamento e do impacto ambiental gerado durante o processo de potabilização da água, a operacionalidade da ETA com o coagulante. Foram pesquisados os fenômenos físico-químicos que ocorrem na coagulação. Foram feitas análises dos principais resíduos do tratamento (água de lavagem dos filtros e lodo dos decantadores), definindo alguns parâmetros para sua disposição no solo. A caracterização dos efluentes do tratamento confirmou alguns preceitos da literatura, como a relação DBO/DQO e o alto teor de umidade. Outros parâmetros apresentaram valores divergentes dos publicados em outros trabalhos, sendo, provavelmente, o principal motivo a substituição do coagulante. Foi traçado um comparativo com o sulfato de alumínio, determinando vantagens e desvantagens da substituição do sulfato de alumínio pelo *Veta organic*. Este comparativo considerou aspectos relacionados à operação e manutenção da ETA, segurança e salubridade dos envolvidos com o processo de tratamento, qualidade e quantidade da água tratada, volume e contaminação dos resíduos do tratamento, custo para tratar um metro cúbico de água e adequação às leis, normas e portarias referentes a abastecimento público de água e poluição por despejos industriais. Os resultados deste trabalho permitiram verificar a redução na concentração de alumínio na água tratada e nos resíduos oriundos do tratamento com *Veta organic* em relação ao tratamento com sulfato de alumínio. Também, constatou-se a redução no volume de lodo gerado nos decantadores com o uso do *Veta organic* se comparado com os valores para quantidade de produção de lodo com sulfato de alumínio definidos em literatura. Foi determinado o aumento no custo do tratamento na ETA-NH com a introdução do novo coagulante. Além disso, foram feitas sugestões referentes à operação da estação que podem aumentar a eficiência do tratamento com o *Veta organic*, tendo sido abordadas questões relativas ao processo de tratamento, verificadas durante o trabalho de campo, com uso deste produto. A alteração mais importante na operação da ETA e que trouxe mais benefícios no tratamento com *Veta organic* foi a utilização de ar na retrolavagem dos filtros, tendo sido verificada a redução da cor e turbidez da água de lavagem dos filtros, com o auxílio do ar na lavagem, até valores estáveis.

## ABSTRACT

This work, which has been developed at the water treatment plant of Novo Hamburgo, will evaluate one alternative to the traditional metallic coagulants. This alternative consists of an organic coagulant of vegetal origin produced in the metropolitan region of Porto Alegre. This coagulant has as main ingredient the tannin extracted from the black acacia and is found on the market with the trade name *Veta organic*. The operability of the Water Treatment Plant (“WTP”) with the coagulant has been verified, as well as the quality of the water treated, the cost of the treatment and the environmental impact caused during the water potabilization process. The physical-chemical processes occurred in the coagulation have been researched. Analyses have been carried out in the main residues of the treatment (water from the washing of filters and sludge from decanters), defining a few parameters for its disposal in the soil. The characterization of the effluents of the treatment confirmed some precepts of the literature, such as the BOD/COD relation and the high level of humidity. Other parameters presented different values in relation to those published in other works, which is mainly attributed to the substitution of the coagulant. A comparison has been made in relation to the aluminum sulfate, determining the pros and cons of the substitution of the aluminum sulfate for the *Veta organic*. This comparison took into account aspects related to the operation and maintenance of the WTP, security and salubrity of the persons involved with the treatment process, quality and quantity of the water treated, volume and contamination of the residues of treatment, cost to treat one cubic meter of water, and observance of the laws, norms, and directives applicable to the public supply of water and pollution by industrial waste. The results of this work allowed to verify the reduction in the concentration of aluminum in the water treated and in the residues originated from the treatment with *Veta organic* in relation to the treatment with aluminum sulfate. It was also possible to note the reduction in the volume of sludge generated by the decanters with the use of *Veta organic*, if compared to the values for the quantity of sludge produced with aluminum sulfate, as defined in the literature. The increase in the cost with the treatment at WTP-NH has been determined with the introduction of the new coagulant. Furthermore, suggestions have been made in relation to the operation of the plant, which could increase the efficiency of the treatment with the *Veta organic*, having considered issues related to the treatment process with the use of this product, as verified during the field work. The most significant alteration in the operation of the WTP and that has brought benefits in the treatment with the *Veta organic* was the use of air in the retro washing of the filters, which evidenced the reduction of the color and turbidity of the water used to wash the filters, with support of air in the washing process up to steady levels.

**SUMÁRIO**

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	2
<b>2.1. Objetivo geral</b> .....	2
<b>2.2. Objetivos específicos</b> .....	2
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	3
<b>3.1. Descrição do processo de tratamento</b> .....	3
<b>3.2. Descrição da ETA de Novo Hamburgo</b> .....	11
<b>3.3. Caracterização dos coagulantes</b> .....	14
3.3.1. Caracterização do coagulante sulfato de alumínio .....	14
3.3.2. Caracterização dos coagulantes orgânicos .....	26
3.3.3. Polímero orgânico utilizado na estação de tratamento de água de Novo Hamburgo .....	32
<b>3.4. Caracterização dos efluentes de estações de tratamento de água</b> .....	38
3.4.1. Caracterização do lodo dos decantadores .....	38
3.4.2. Caracterização do efluente da lavagem dos filtros .....	51
3.4.3. Caracterização do lodo da ETA-NH.....	57
<b>3.5. Influência da operação da ETA na qualidade da água tratada e nos efluentes gerados</b> .....	59

3.6. Disposição dos efluentes de ETA no solo .....	61
<b>4. METODOLOGIA .....</b>	<b>73</b>
4.1. Obtenção dos dados gerenciais e de controle da ETA-NH.....	73
4.2. Pesquisas e medições de campo.....	74
4.3. Análises qualitativas.....	78
4.3.1. Caracterização da água bruta da ETA-NH.....	78
4.3.2. Análise da água de lavagem dos filtros.....	80
4.3.3. Análise do lodo dos decantadores.....	85
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>89</b>
5.1. Caracterização da água bruta da ETA de Novo Hamburgo (ETA-NH) .....	89
5.2. Comparação entre o uso do sulfato de alumínio e do <i>Veta organic</i> como coagulantes primários no processo de tratamento da água da ETA-NH.....	90
5.3. Análise qualitativa e quantitativa do lodo da ETA-NH gerado no processo de tratamento com o <i>Veta organic</i> .....	95
5.4. Viabilidade econômica da utilização do <i>Veta organic</i> como único coagulante da ETA-NH.....	103
5.5. Considerações sobre a interferência da operação da ETA-NH nas características dos seus efluentes e caracterização da água de lavagem dos filtros.....	108
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>116</b>



<b>6.1. Conclusões</b> .....	116
<b>6.2. Recomendações</b> .....	119
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	121
<b>8. ANEXOS</b> .....	130

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 3.1.</b> Classes de dissoluções coloidais (Fonte: ARBOLEDA, 1973) -----	5
<b>Tabela 3.2.</b> Tempo de sedimentação em função do diâmetro (Fonte: SINGLEY, 1972) -----	6
<b>Tabela 3.3.</b> Valores máximos permissíveis de turbidez (Fonte: MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004) -----	7
<b>Tabela 3.4.</b> Exemplos de polímeros sintéticos (Fonte: Adaptado de: DI BERNARDO, 1993) -----	28
<b>Tabela 3.5.</b> Características de lodos de ETAs de São Paulo (Fonte: CORDEIRO, 2001a) -----	41
<b>Tabela 3.6.</b> Componentes básicos dos lodos de ETAs (Fonte: CORDEIRO, 1981) ----	42
<b>Tabela 3.7.</b> Características dos lodos de tratamento de água (Fonte: ELLIOTT & DEMPSEY, 1991, apud SILVA, 1999) -----	44
<b>Tabela 3.8.</b> Características de lodos de ETAs (Fonte: REALI, 1999) -----	45
<b>Tabela 3.9.</b> Teor de metais em lodos de ETAs (Fonte: REALI, 1999) -----	46
<b>Tabela 3.10.</b> Análise química do lodo da estação Imperatriz Leopoldina, em São Leopoldo (Fonte: SANTOS et al., 2000) -----	46
<b>Tabela 3.11.</b> Análise de resíduo sólido do lodo da ETA Imperatriz Leopoldina, em São Leopoldo (Fonte: SANTOS et al., 2000) -----	48
<b>Tabela 3.12.</b> Análise do extrato de lixiviação do lodo da ETA Imperatriz Leopoldina, em São Leopoldo (Fonte: SANTOS et al., 2000) -----	48
<b>Tabela 3.13.</b> Análise do extrato de solubilização do lodo da ETA Imperatriz Leopoldina, em São Leopoldo (Fonte: SANTOS et al., 2000) -----	49
<b>Tabela 3.14.</b> Características de águas de lavagens de filtros de ETAs (Fonte: DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002) -----	53
<b>Tabela 3.15.</b> Características das amostras utilizadas nos ensaios de clarificação, por sedimentação, da água de lavagem proveniente da ETA 3 (Fonte: SCALIZE, 1997 apud DI BERNARDO, SCALIZE e SOUZA FILHO, 1999a) -----	54

<b>Tabela 3.16.</b> Caracterização do resíduo líquido gerado pela ETA de Descalvado (Fonte: DI BERNARDO, SCALIZE e SOUZA FILHO, 1999a) -----	54
<b>Tabela 3.17.</b> Caracterização da água de lavagem de ETAs do Rio Grande do Sul (Fonte: MIRANDA, 1969) -----	56
<b>Tabela 3.18.</b> Características da água de lavagem de uma ETA localizada em município vizinho a Novo Hamburgo para as condições de início e final de lavagem --	56
<b>Tabela 3.19.</b> Concentrações na água do arroio Luiz Rau a montante e a jusante (após descarte do lodo oriundo do tratamento com sulfato de alumínio e do lodo oriundo do tratamento com <i>Veta organic</i> ) do ponto de descarga do lodo da ETA-NH (Fonte: ALTMANN, 2002) -----	57
<b>Tabela 3.20.</b> Concentrações nos lodos da ETA-NH originados no tratamento com sulfato de alumínio e no tratamento com <i>Veta organic</i> (Fonte: ALTMANN, 2002) ----	58
<b>Tabela 3.21.</b> Limites máximos de acumulação de alguns metais para solos de textura média da região centro-Norte dos EUA (Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992) -----	67
<b>Tabela 3.22.</b> Rotas de exposição potenciais associadas à transferência de poluentes de biosólidos (lodos) para receptores terminais (Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992 e MANCUSO e SANTOS, 2003) -----	68
<b>Tabela 3.23.</b> Categorias de lodos (Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992) -----	69
<b>Tabela 3.24.</b> Cargas cumulativas limites em função da rota do contaminante (Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992) -----	70
<b>Tabela 3.25.</b> Limites para metais propostos em 9 de novembro de 1999 - "Notificação para não haver efeitos adversos devido ao lodo" (Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992) -----	71
<b>Tabela 3.26.</b> Limites alternativos de poluentes para a não ocorrência de efeitos adversos do lodo definidos com base na regra original proposta e regra final antecipada (Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992) -----	71
<b>Tabela 3.27.</b> Concentrações máximas de alguns metais de acordo com a Norma P4230 (Fonte: ALCUTEN DE MELO, LOVO e BUENO, 2003) -----	72

<b>Tabela 3.28.</b> Limites recomendados para alguns constituintes em águas de reúso para irrigação agrícola (Fonte: MANCUSO e SANTOS, 2003 e EPA, 1999) -----	72
<b>Tabela 4.1.</b> Métodos e frequências das análises dos teores de elementos químicos na água bruta da ETA-NH -----	79
<b>Tabela 4.2.</b> Análises de teor de metais na fração sólida água de lavagem da ETA-NH	81
<b>Tabela 4.3.</b> Análises de teor de substâncias na água de lavagem da ETA-NH -----	82
<b>Tabela 4.4.</b> Métodos e frequências das análises diárias da água de lavagem dos filtros realizadas na COMUSA -----	82
<b>Tabela 4.5.</b> Métodos e frequências das análises da água de lavagem dos filtros realizadas na COMUSA -----	83
<b>Tabela 4.6.</b> Quantidade e frequência das análises da água de lavagem dos filtros repetidos no período de verão -----	84
<b>Tabela 4.7.</b> Métodos e quantidade das análises do efluente do decantador -----	86
<b>Tabela 4.8.</b> Métodos e quantidade das análises para determinar o teor de metais no efluente dos decantadores -----	87
<b>Tabela 5.1.</b> Teor de metais e outros elementos na água bruta da ETA-NH no ano de 2003 -----	89
<b>Tabela 5.2.</b> Parâmetros médios mensais da água bruta da ETA-NH no ano de 2003 ---	90
<b>Tabela 5.3.</b> Relação entre turbidez da água bruta e dosagem de sulfato de alumínio ---	91
<b>Tabela 5.4.</b> Relação entre turbidez da água bruta e dosagem de <i>Veta organic</i> -----	91
<b>Tabela 5.5.</b> Teor de metais e outros elementos químicos na água tratada da ETA-NH com sulfato de alumínio -----	92
<b>Tabela 5.6.</b> Teor de metais e outros elementos químicos na água tratada da ETA-NH com <i>Veta organic</i> -----	93
<b>Tabela 5.7.</b> Características do lodo da ETA-NH com o <i>Veta organic</i> -----	96
<b>Tabela 5.8.</b> Teor de metais do lodo da ETA-NH com o <i>Veta organic</i> -----	97

<b>Tabela 5.9.</b> Teores de alumínio no lodo do decantador com sulfato de alumínio e com <i>Veta organic</i> -----	97
<b>Tabela 5.10.</b> Massa específica dos grãos da ETA-NH com o <i>Veta organic</i> -----	98
<b>Tabela 5.11.</b> Teor de sólidos da ETA-NH com o <i>Veta organic</i> -----	99
<b>Tabela 5.12.</b> Densidade úmida do lodo da ETA-NH com o <i>Veta organic</i> -----	99
<b>Tabela 5.13.</b> Quantidade média mensal de sólidos descartada na limpeza dos decantadores da ETA-NH no período de agosto/2003 a outubro/2003 -----	99
<b>Tabela 5.14.</b> Categoria dos lodos da ETA-NH em função da concentração de coliformes no tratamento com o <i>Veta organic</i> -----	101
<b>Tabela 5.15.</b> Massa do lodo da ETA-NH passível de ser disposto por unidade de área, a considerar o coagulante <i>Veta organic</i> -----	103
<b>Tabela 5.16.</b> Consumo de produtos químicos na etapa de coagulação da ETA-NH no ano de 2000, com sulfato de alumínio -----	105
<b>Tabela 5.17.</b> Consumo de produtos químicos na etapa de coagulação da ETA-NH no ano de 2002, com <i>Veta organic</i> -----	105
<b>Tabela 5.18.</b> Custo unitário de produtos químicos utilizados na etapa de coagulação --	106
<b>Tabela 5.19.</b> Perda de água na lavagem dos filtros na ETA-NH, utilizando o <i>Veta organic</i> como coagulante -----	109
<b>Tabela 5.20.</b> Características da água de lavagem dos filtros – retrolavagem com auxílio de ar, utilizando o <i>Veta organic</i> como coagulante -----	109
<b>Tabela 5.21.</b> Características da água de lavagem dos filtros – retrolavagem sem auxílio de ar, utilizando o <i>Veta organic</i> como coagulante -----	109
<b>Tabela 5.22.</b> Parâmetros químicos e biológicos da água de lavagem dos filtros da ETA-NH entre agosto a outubro de 2003, utilizando o <i>Veta organic</i> como coagulante	110
<b>Tabela 5.23.</b> Teor de metais na fração sólida da água de lavagem dos filtros da ETA-NH, utilizando o <i>Veta organic</i> como coagulante -----	112

**Tabela 5.24.** Teor de metais e outras substâncias na água de lavagem dos filtros da ETA-NH para condição início de lavagem, com o uso do coagulante *Veta organic* ---- 113

**Tabela 5.25.** Características físico-químicas das águas de lavagem analisadas entre dezembro/2003 e fevereiro/2004, com o uso do coagulante *Veta organic* ----- 114

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 3.1.</b> Esquema básico do processo de tratamento de uma ETA convencional (Adaptada de: RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991) -----	3
<b>Figura 3.2.</b> Etapas do processo de uma ETA convencional -----	4
<b>Figura 3.3.</b> Modelo esquemático do processo de coagulação-floculação (Fonte: ARBOLEDA, 1973) -----	10
<b>Figura 3.4.</b> Balanço de massa do processo de clarificação da ETA-NH (Adaptado de: CORDEIRO, 2001a) -----	13
<b>Figura 3.5.</b> Foto aérea da ETA-NH -----	14
<b>Figura 3.6.</b> Solubilidade do alumínio a 25°C (Fonte: GRAY, 1996) -----	23
<b>Figura 3.7.</b> Configuração esquemática da dupla camada elétrica (Fonte: DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002) -----	29
<b>Figura 3.8.</b> Estrutura química da substância ativa do <i>Veta Organic</i> (Fonte: BWE, 2002) -----	34
<b>Figura 3.9.</b> Estrutura química da substância ativa do <i>Tanfloc</i> (Fonte: VERANUSSO, 1999 e DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002) -----	36
<b>Figura 3.10.</b> Distribuição da água no floco de lodo (Fonte: SMOLLEN et al., 1994 apud REALI, 1999)-----	42
<b>Figura 3.11.</b> Lodo da ETA de Novo Hamburgo (ETA-NH) -----	51
<b>Figura 4.1.</b> Limpeza de um decantador ETA-NH -----	76
<b>Figura 4.2.</b> Planta esquemática da chegada da água bruta -----	79
<b>Figura 4.3.</b> Entrada da água bruta com o ponto de coleta ao fundo e, em primeiro plano, a dosagem do coagulante-----	80
<b>Figura 4.4.</b> Planta esquemática de um filtro -----	84
<b>Figura 4.5.</b> Filtro da ETA da COMUSA em Novo Hamburgo -----	85

<b>Figura 4.6.</b> Diagrama das amostras para determinação da massa específica dos sólidos totais e fixos do efluente dos decantadores -----	87
<b>Figura 5.1.</b> Parte do leito filtrante colmatado no tratamento com <i>Veta organic</i> -----	95
<b>Figura 5.2.</b> Teor de metais ETA-NH e limites de norma-----	102
<b>Figura 5.3.</b> Gráfico com os valores de pH para água bruta e decantada em fevereiro/2001 (sulfato de alumínio) e fevereiro/2003 ( <i>Veta Organic</i> ) -----	107
<b>Figura 5.4.</b> Turbidez da água de lavagem dos filtros com ar nos dois minutos iniciais, utilizando o <i>Veta organic</i> como coagulante -----	111
<b>Figura 5.5.</b> Cor da água de lavagem dos filtros com ar nos dois minutos iniciais, utilizando o <i>Veta organic</i> como coagulante -----	112



**LISTA DE ANEXOS**

<b>ANEXO A1</b>	Custo do tratamento de água utilizando o <i>Veta Organic</i> - teste feito em 2001
<b>ANEXO A2</b>	Custo do tratamento de água utilizando o sulfato de alumínio em 2001
<b>ANEXO A3</b>	Consumo de produtos químicos e volume de água produzida na ETA de Novo Hamburgo – 2000
<b>ANEXO A4</b>	Consumo de produtos químicos e volume de água produzida na ETA de Novo Hamburgo – 2001
<b>ANEXO A5</b>	Consumo de produtos químicos e volume de água produzida na ETA de Novo Hamburgo – 2002
<b>ANEXO A6</b>	Consumo de produtos químicos e volume de água produzida na ETA de Novo Hamburgo – 2003
<b>ANEXO A7</b>	Características das águas bruta, decantada e tratada utilizando o <i>Veta organic</i> na ETA de Novo Hamburgo
<b>ANEXO A8</b>	Características das águas bruta, decantada e tratada utilizando o sulfato de alumínio na ETA de Novo Hamburgo
<b>ANEXO B</b>	Análise físico-química da água bruta da ETA-NH de janeiro a dezembro de 2003
<b>ANEXO C1</b>	Características do efluente da lavagem dos filtros sem a utilização do ar
<b>ANEXO C2</b>	Características do efluente da lavagem dos filtros com a utilização do ar

**LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS**

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	Alumínio
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Sulfato de alumínio
AWWA	American Water Works Association
B	Boro
BWE	Brazilian Wattle Extract: fornecedor do <i>Veta organic</i>
C	Carbono
Ca	Cálcio
°C	Graus Celsius
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de cálcio
CE	Comunidade Européia
CEA	Coefficiente de eficiência alimentar
CFR	<i>Code of Federal Regulations</i> (Código de Regulamentos Federais)
CIENTEC	Fundação de Ciência e Tecnologia
cm	Centímetros
COMITESINOS	Comitê da bacia do Rio dos Sinos
COMUSA	Companhia Municipal de Saneamento de Novo Hamburgo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
CWA	Clean Water Act (Lei de Limpeza da Água)
D	Decantada (água)
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DBO <sub>5</sub>	Demanda bioquímica de oxigênio a 5 dias
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgotos – Porto Alegre/RS
DQO	Demanda química de oxigênio
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i> (Agência de Proteção Ambiental)
ETA	Estação de tratamento de água

ETA 01	ETA utilizada em estudo de REALI (1999)
ETA 02	ETA utilizada em estudo de REALI (1999)
ETA 03	ETA utilizada em estudo de REALI (1999)
ETA 1	ETA utilizada em estudo de DI BERNARDO et al. (1999)
ETA 2	ETA utilizada em estudo de DI BERNARDO et al. (1999)
ETA 3	ETA utilizada em estudo de DI BERNARDO et al. (1999)
ETA 4	ETA utilizada em estudo de DI BERNARDO et al. (1999)
ETA-NH	ETA de Novo Hamburgo
ETE	Estação de tratamento de esgoto
Fe	Ferro
g	Gramas
gf	Gramas força
H	Hidrogênio
ha	Hectare
H <sub>2</sub> O	Água
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Ácido sulfúrico
K	Potássio
kg/1000 m <sup>3</sup>	Quilograma por mil metros cúbicos
kg/m <sup>3</sup>	Quilograma por metro cúbico
km	Quilômetros
lb	Libras (unidade de massa)
L/s	Litros/segundo
LD	Limite de detecção do método adotado
Li	Lítio
m	Metros
m/m	Relação entre distância vertical e distância horizontal (metro/metro)
MAC	Concentração máxima admissível
meq/L	Miliequivalentes por litro
Mg	Magnésio
mg (Pt/Co) /L	Miligramas por litro de platina cobalto (utilizado como unidade de cor)

mg O <sub>2</sub> /L	Miligrama de oxigênio por litro
mg/kg	Miligrama por quilograma
mg/L	Miligrama por litro
mm	Milímetros
Mn	Manganês
n	Número indefinido de monômeros de uma cadeia polimérica
N	Nitrogênio
Na	Sódio
NBR	Norma brasileira registrada
ND	Parâmetro não detectado
NMP	Número mais provável
NPR	Coefficiente de eficiência líquida da proteína
OH	Hidroxila
P	Fósforo
PCB	Bifenila policlorada
PER	Coefficiente de eficiência protéica
P.F.	Perda ao fogo
pH	Potencial hidrogeniônico
ppm	Partes por milhão
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
Q	Vazão
RCRA	<i>Resource Conservation and Recovery Act</i> (Lei de Conservação e Recuperação dos Recursos)
s	Segundos
SENAI	Serviço nacional de aprendizagem industrial
Si	Silício
SS	Sólidos suspensos
SSMA	Secretária da Saúde e do Meio Ambiente – RS
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis totais

T	Tratada (água)
Ti	Titânio
uC	Unidade de cor (em mg PtCo /L)
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UNISINOS	Universidade do Vale do Rio dos Sinos
UNT	Unidade nefelométrica de turbidez
UT	Unidade de turbidez (em UNT) conforme Portaria 518.
Valor G	Valor guia para substâncias e parâmetros indicados nas diretrizes para água da Organização Mundial da Saúde e Comunidade Européia
$\theta$	Densidade
>	Maior que
<	Menor que
$\mu\text{g/L}$	Micrograma por litro.
$\mu\text{S/cm}$	MicroSiemens por centímetro (utilizado como unidade de condutividade)
%	Percentual.

## 1. INTRODUÇÃO

Muito se tem dito a respeito da escassez de águas superficiais e subterrâneas e da sua progressiva degradação, tornando cada vez mais oneroso o tratamento da água para consumo humano.

Quando uma estação de tratamento de água (ETA) contribui para a degradação de um manancial, utilizando-o como corpo receptor dos seus resíduos *in natura*, além de estar contribuindo para um quadro preocupante de redução de recursos hídricos e destruição da fauna e flora aquáticas e subaquáticas, poderá, também, estar dificultando e encarecendo o seu próprio processo produtivo ou de outras ETAs.

Os resíduos de ETAs que causam maiores preocupações são o lodo dos decantadores e o efluente da lavagem dos filtros. Estes resíduos, além de conter, de forma concentrada, os poluentes trazidos na água bruta, têm na sua composição substâncias adicionadas durante o processo de tratamento. Entre estas substâncias, poderão haver íons metálicos em função do coagulante utilizado. Os coagulantes mais utilizados têm na sua composição química ferro ou alumínio. Este último, apesar de não ser considerado um metal perigoso, tem sido referido como um dos prováveis precursores do mal de Alzheimer; além disso, alguns estudos mostram que o excesso de alumínio pode trazer prejuízo ao desenvolvimento de peixes e algas.

A resolução CONAMA Nº 20/86, que estabelece os teores máximos para substâncias julgadas potencialmente prejudiciais, inclui o alumínio. O limite de concentração permitido, que estabelece a classe de água, varia de 0,1 mg/L a 1,5 mg/L. A lei estadual de emissão de efluentes líquidos da SSMA-Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente RS, Portaria nº 05/89, fixa a concentração máxima de alumínio em 10 mg/L nos efluentes líquidos lançados nos corpos de água direta ou indiretamente.

Tratamento e disposição adequados dos resíduos de uma ETA, mudanças nos processos e produtos químicos utilizados no tratamento da água são formas de minimizar os impactos causados no corpo receptor.

A coagulação/floculação é uma etapa muito importante no processo de tratamento convencional de água. O coagulante utilizado, além de influir na qualidade da água tratada, afeta o tratamento nos aspectos econômico e ambiental.

Avaliar uma alternativa para o produto utilizado na coagulação, que seja viável do ponto de vista de resultados, de operação, de economia e que gere resíduos menos impactantes do ponto de vista ambiental é a proposição deste trabalho.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. Objetivo geral.

O objetivo geral do trabalho foi avaliar o desempenho do coagulante a base de tanino – *Veta organic* – em uma estação de tratamento de água.

### 2.2. Objetivos específicos.

- caracterizar os efluentes de uma estação de tratamento de água convencional, que utiliza como produto único na coagulação o *Veta organic*, sendo a ETA-NH a única estação de tratamento de água para abastecimento público a utilizar este produto como coagulante primário no país até a data da realização deste trabalho. Os parâmetros de controle foram monitorados tanto na água de consumo como no lodo dos decantadores e na água de lavagem dos filtros;
- verificar a possibilidade de dispor, em solos agrícolas, o lodo de uma estação de tratamento de água que usa coagulante orgânico;
- avaliar a viabilidade, do ponto de vista econômico, operacional e ambiental do emprego do coagulante *Veta organic* na estação de tratamento de água de Novo Hamburgo;
- fazer comparação da qualidade da água tratada – produto final do processo de potabilização – com *Veta organic* e tratada com sulfato de alumínio.

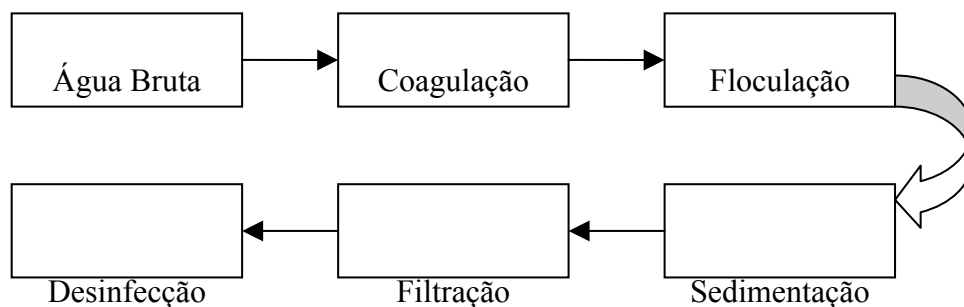
### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. Descrição do processo de tratamento.

O tratamento da água tem por finalidade principal tornar a água potável, eliminando impurezas e/ou corrigindo algumas características que, se fora de padrões estabelecidos, impossibilitam ou dificultam o seu consumo. O objetivo é servir a comunidade com água de boa qualidade do ponto de vista químico, físico e bacteriológico, podendo atender finalidades higiênicas (remoção de bactérias, vírus, microrganismos, algas, substâncias indesejáveis, redução de outros compostos), estéticas (correção de cor, turbidez, odor e sabor) e econômicas (redução de corrosividade, dureza, ferro, manganês, etc.).

O tipo de tratamento da água depende basicamente da qualidade da água do manancial de abastecimento. Os mananciais subterrâneos, não poluídos, geralmente não necessitam de tratamento completo, o que ocorre diferentemente para os mananciais superficiais, os quais normalmente carregam maior quantidade de matéria em suspensão, necessitando de clarificação, e estão sujeitos a maior contaminação (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991).

As águas superficiais de abastecimento público normalmente são submetidas a um tratamento convencional cujo esquema básico é apresentado na Figura 3.1.



**Figura 3.1.** Esquema básico do processo de tratamento de uma ETA convencional.

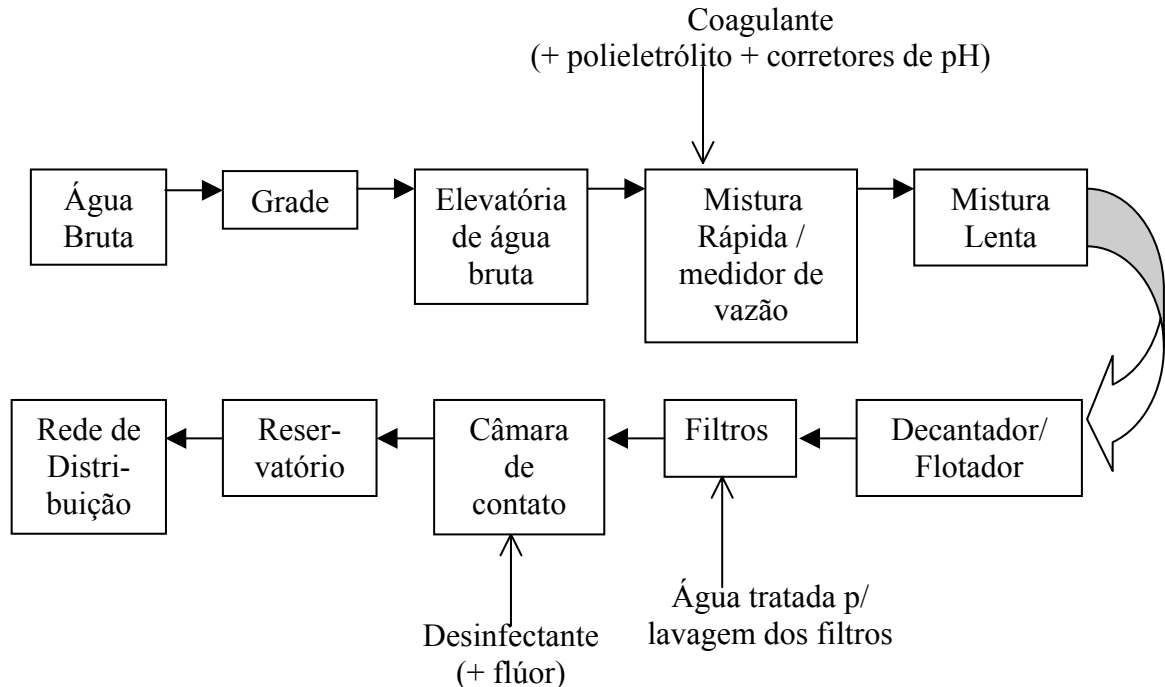
(Adaptada de: RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991).

As etapas coagulação, floculação, sedimentação e filtração são partes do processo de clarificação e se adaptam bem à remoção de impurezas de águas superficiais. Tanto as águas superficiais quanto as subterrâneas já clarificadas, devem passar pelo processo de desinfecção, como medida básica de proteção e prevenção de transmissão de doenças e controle de saúde



pública. Atualmente, os sistemas públicos também são obrigados a fazer fluoretação da água para prevenção de cáries.

Um esquema mais completo, desde a captação, é apresentado na Figura 3.2:



**Figura 3.2.** Etapas do processo de uma ETA convencional.

No presente trabalho, serão revisados alguns conceitos sobre as etapas de coagulação e floculação. Estas duas etapas são praticamente simultâneas e interdependentes, a ponto de poderem ser consideradas uma única etapa: coagulação/floculação.

A adição de produtos químicos no processo de tratamento, excetuando a desinfecção e fluoretação, ocorre apenas na coagulação. Nas demais etapas do processo de tratamento convencional, não é usual ser feita dosagem de produtos químicos. A escolha do coagulante influencia a eficiência de todo o processo de tratamento, inclusive as características dos dois principais resíduos gerados em uma estação de tratamento de água convencional: lodo dos decantadores e água da lavagem dos filtros.

Grande parte das impurezas presentes na água, particularmente aquelas que causam cor e turbidez, encontra-se naturalmente no estado coloidal formando o que poderíamos chamar de dispersão coloidal. Há vários tipos de dispersão coloidal (Tabela 3.1), porém sob o ponto de vista do tratamento de água, a que mais interessa é aquela em que a fase dispersante é líquida (água) e a fase dispersada é sólida (colóide ou impureza) (ARBOLEDA, 1973).

**Tabela 3.1.** Classes de dissoluções coloidais.

<b>Fase Dispersa</b>	<b>Fase Dispersante</b>	<b>Nome</b>	<b>Exemplo</b>
Líquido	Líquido	Emulsão	Azeite na água
Sólido	Líquido	Solução	Turbidez da água
Gás	Líquido	Espuma	Creme de barbear
Líquido	Gás	Aerosol	Neblina
Sólido	Gás	Aerosol	Pó
Líquido	Sólido	Gel	Geléia
Sólido	Sólido	-	Vidro
Gás	Sólido	-	Pedra pome

(Fonte: ARBOLEDA,1973)

Desta forma, remover cor e turbidez da água significa remover colóides que apresentam grande estabilidade em solução; daí, a dificuldade de removê-los unicamente por processos de separação de partículas como sedimentação e/ou filtração. Esta estabilidade é devida, principalmente, a três fatores:

- o tamanho das partículas coloidais, conforme é mostrado na Tabela 3.2, que dificulta a sua sedimentação em um período de tempo razoável, assim como, também dificulta a sua retenção nos poros dos filtros de areia;
- os colóides estão também continuamente sujeitos ao movimento browniano que é um movimento randômico, resultante do intenso bombardeio das partículas dispersas pelas moléculas da fase dispersante. Este bombardeio é constante, uma vez que a agitação da fase dispersante sempre existe;
- de uma maneira geral, todos os colóides dispersos em águas cujo pH se encontra entre 5 a 10, possuem carga negativa e, por isso, repelem-se entre si antes que possam colidir.

Portanto, para que estas impurezas possam ser removidas é necessário desestabilizá-las, ou seja, é preciso que sejam eliminadas as forças repulsivas que as mantêm separadas, agregando-as em um volume maior para posterior sedimentação. Isto pode ser feito através da adição de um eletrólito à água, que tenha uma carga oposta em sinal à das partículas coloidais. O efeito será tanto melhor, quanto maior seja o número de cargas do eletrólito. Assim, um íon bivalente é 30 a 60 vezes mais efetivo que um íon monovalente, e um íon trivalente é de 700 a 1000 vezes mais efetivo que o monovalente e de 10 a 100 vezes mais efetivo que um bivalente (lei de Schulze-Hardt) (AMIRTHARAJAH e O'MELIA, 1990).

**Tabela 3.2.** Tempo de sedimentação em função do diâmetro.

<b>Diâmetro da partícula (mm)</b>	<b>Tipo de partícula</b>	<b>Tempo para sedimentação em 1,0 metro.</b>
10	Cascalho	1 segundo
1	Areia	10 Segundos
$10^{-1}$	Areia fina	2 minutos
$10^{-2}$	Argila	2 horas
$10^{-3}$	Bactéria	8 dias
$10^{-4}$	Colóide	2 anos
$10^{-5}$	Colóide	20 anos
$10^{-6}$	Colóide	200 anos

(Fonte: SINGLEY, 1972)

Coagulação-floculação é o processo no qual as partículas se aglutinam em pequenas massas (flocos) com peso específico superior ao da água. Este processo é usado para (ARBOLEDA , 1973):

- remoção da turbidez orgânica ou inorgânica que não pode sedimentar rapidamente em seu estado natural;
- remoção da cor verdadeira e aparente;
- eliminação de bactérias, vírus e organismos patogênicos suscetíveis de sofrerem coagulação;
- destruição de algas e plâncton em geral (além da remoção de fosfatos que servem de nutrientes para o crescimento das algas);
- eliminação de substâncias produtoras de sabor e odor;
- eliminação de precipitados químicos suspensos.

A remoção destes materiais produzirá uma água esteticamente aceitável e que poderá ser desinfetada apropriadamente, garantindo o padrão de turbidez expresso na Portaria 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004), assegurando a qualidade microbiológica da água, em complementação às exigências relativas aos indicadores microbiológicos. Na Tabela 3.3, estão apresentados alguns valores máximos permissíveis de turbidez definidos na Portaria 518/04.

**Tabela 3.3.** Valores máximos permissíveis de turbidez.

<b>Tratamento de Água</b>	<b>VMP (valor máximo permissível)</b>
Desinfecção (água subterrânea)	1,0 UT em 95% das amostras
Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta)	1,0 UT
Filtração Lenta	2,0 UT em 95% das amostras

(Fonte: MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004)

O uso de sedimentação simples ou outro processo físico para remoção de partículas muito finas sem o auxílio da coagulação-floculação é, em geral, antieconômico ou mesmo impossível (ARBOLEDA, 1973).

Para se efetuar a clarificação de uma água, parecem ser imprescindíveis a neutralização das cargas negativas da matéria em suspensão na água e a aglutinação das partículas para que as mesmas se tornem maiores e possam sedimentar rapidamente, sendo estes os mecanismos principais da coagulação (FILHO, 1985).

Segundo DI BERNARDO (1993), a coagulação é o resultado de quatro mecanismos distintos:

- compressão da camada difusa através da concentração elevada de íons positivos e negativos (força iônica grande) na água;
- adsorção e neutralização de carga;
- varredura;
- adsorção e formação de pontes.

A força iônica é uma medida empírica das interações entre todos os íons em uma solução que causam desvios no que seria o comportamento ideal desta solução. A força iônica ( $\mu$ ) é, portanto, uma característica da solução e é definida de acordo com a equação (3.1).

$$\mu = (1/2) \times \sum_i (C_i \times Z_i^2) \quad (3.1)$$

onde:  $C_i$  = concentração molar de cada um dos íons;

$Z_i$  = carga destes íons.

É importante salientar que a soma apresentada acima deve se estender para todos os íons da solução, pois a força iônica é uma propriedade da solução e não de um determinado íon da mesma (SAWYER, MCCARTY e PARKIN, 2003).

ARBOLEDA (1973) distingue dois aspectos fundamentais na coagulação-floculação da água:

- a desestabilização das partículas suspensas, ou seja, a remoção das forças que as mantêm separadas (coagulação);
- o transporte delas dentro do líquido para que haja contato, estabelecendo pontes entre as partículas e formando uma malha tridimensional de coágulos porosos (floculação).

A coagulação começa no instante em que se agregam os coagulantes à água e dura algumas frações de segundo. Basicamente, consiste em uma série de reações físicas e químicas, entre os coagulantes, a superfície das partículas, a alcalinidade da água e a água.

A floculação é o fenômeno pelo qual as partículas já desestabilizadas chocam-se umas com as outras para formar coágulos maiores. A floculação divide-se em (ARBOLEDA, 1973):

- floculação ortocinética: o movimento das partículas deve-se a forças externas;
- floculação pericínética: promovida internamente dentro do líquido pela agitação que as partículas têm dentro do mesmo (movimento browniano) e pela gravidade ou peso das partículas que ao cair tendem a aglomerar-se.

Segundo PAVANELLI e DI BERNARDO (2002), a coagulação consiste nas reações de hidrólise que ocorrem quando se adiciona o coagulante na água e no transporte das espécies hidrolisadas com as partículas a serem desestabilizadas. Caso esta etapa não tenha êxito, todas as demais estarão prejudicadas, a ponto de, em certas situações, obrigar o descarte de toda a água efluente da ETA. Por isso, tornam-se imprescindíveis estudos mais aprofundados sobre os diversos tipos de coagulantes.

A coagulação desenvolve-se em cinco fases consecutivas ou simultâneas que envolvem reações químicas e físicas (ARBOLEDA, 1973):

- 1º) hidrólise dos coagulantes e desestabilização das partículas existentes na suspensão;
- 2º) precipitação e formação de compostos químicos que se polimerizam;
- 3º) adsorção das cadeias poliméricas na superfície dos colóides;
- 4º) adsorção mútua entre colóides;
- 5º) ação de varredura.

Ao adicionar um coagulante à água, este se hidrolisa e pode produzir a desestabilização das partículas, por simples adsorção específica dos produtos de hidrólise

(geralmente com carga positiva) na dupla camada que rodeia os colóides negativamente carregados (compressão da dupla camada ou neutralização das cargas) ou por interação química com os grupos ionizáveis de sua superfície (1ª fase).

Por outro lado, os produtos das hidrólises dos coagulantes sofrem reações de polimerização, se transformando em grandes cadeias tridimensionais com extremos ativos (2ª fase).

Estas cadeias podem ser facilmente adsorvidas nos sítios vagos de adsorção dos colóides existentes na suspensão, deixando os extremos estendidos na água (3ª fase).

Tais extremos podem aderir-se a outros colóides que também tenham sítios vagos, formando assim massas esponjosas de partículas de suspensão ligadas por cadeias poliméricas (4ª fase). Este processo deve ser ajudado por uma lenta agitação da água.

Ao sedimentarem-se, estes coágulos fazem um efeito de varredura (5ª fase), arrastando em sua queda novas partículas que se incorporam aos microflocos em formação. A Figura 3.3 apresenta, de forma esquemática, as cinco fases descritas.

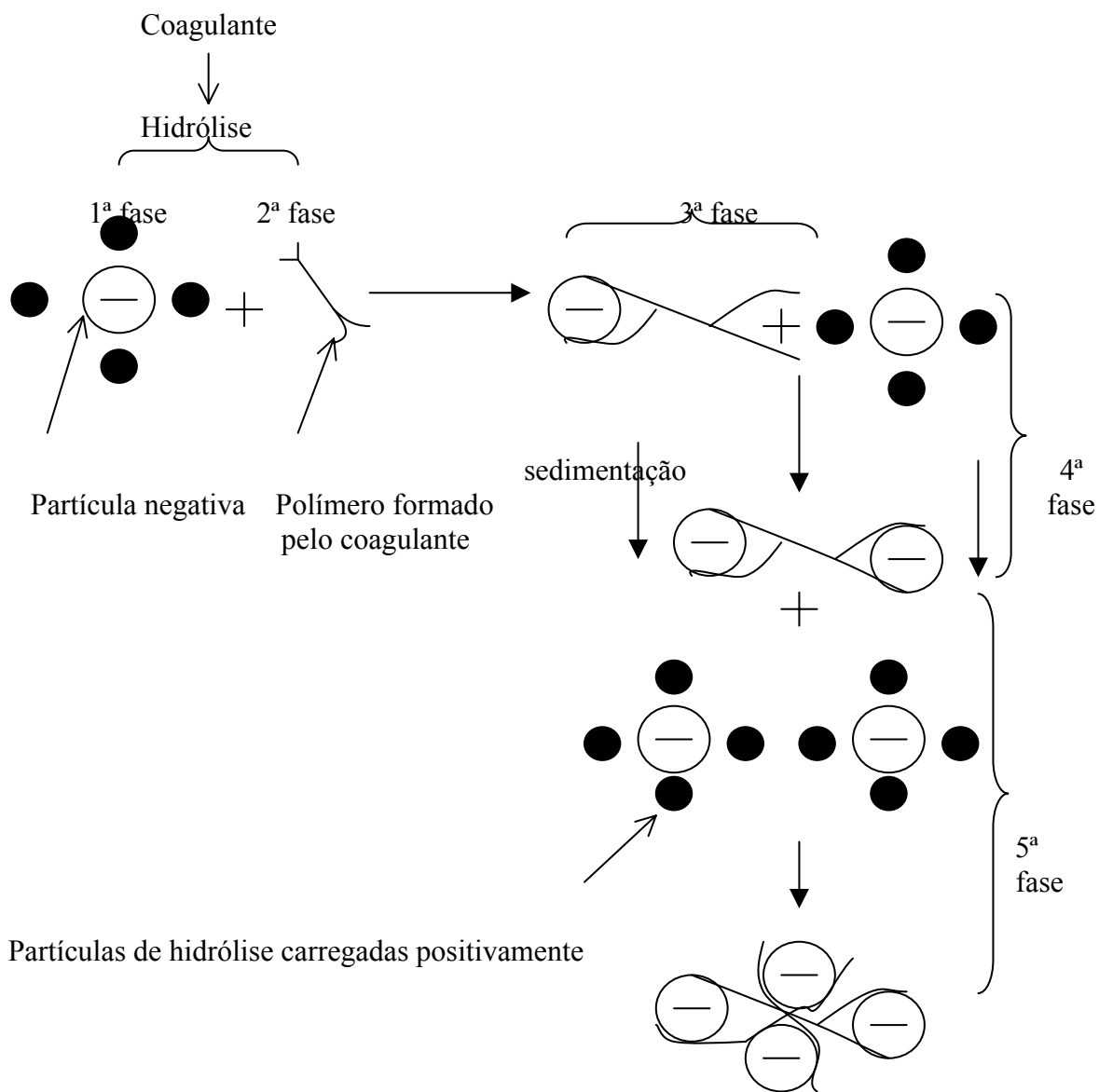
É importante salientar que este é um modelo de coagulação simplificado, e que as fases podem coexistir e, em certas ocasiões, inverterem-se. As fases 1 e 3 poderiam ser simultâneas, por exemplo, quando se agregam polieletrólitos à água, pois quando do uso destes, a causa da desestabilização das partículas pode ser a adsorção das cadeias poliméricas agregadas com o polieletrólito.

Quando se usam coagulantes metálicos, a desestabilização e formação de polímeros podem ocorrer como fenômenos separados, mas não necessariamente consecutivos. Os polímeros formados pelos coagulantes metálicos são menos efetivos como aglutinantes para ligar as partículas que os orgânicos ou sintéticos, que já estão formados quando se agregam à água.

Pode ocorrer, também, que um colóide adsorva a outro de carga oposta sem aglutinante nenhum, sendo este fenômeno chamado de coagulação mútua. Todas estas reações são dependentes da alcalinidade da água, do pH e da temperatura (ARBOLEDA, 1973).

LEAL e LIBÂNIO (2002) comentam que a eficiência da coagulação na remoção da matéria orgânica dissolvida presente é dependente da concentração inicial das substâncias húmicas na água, da dosagem do coagulante empregado e do pH ótimo de coagulação, com a remoção mais efetiva sucedendo-se para faixas mais baixas de pH do que as normalmente requeridas para remoção de turbidez. Relatam, ainda, que estudos desenvolvidos por outros pesquisadores indicam que a remoção da matéria orgânica dissolvida, e conseqüentemente da cor, ocorre por mecanismos similares aos da remoção da turbidez, ou seja, quando se considera a tecnologia convencional de tratamento da água, pelos mecanismos de adsorção-

neutralização de cargas, varredura, ou conjugação de ambos, e formação de pontes químicas quando do emprego de polímeros.



**Figura 3.3.** Modelo esquemático do processo de coagulação-floculação.

(Fonte: ARBOLEDA, 1973)

### 3.2. Descrição da ETA de Novo Hamburgo.

A Companhia Municipal de Saneamento (COMUSA) assumiu os serviços de tratamento e distribuição de água em Novo Hamburgo em dezembro de 1998. O município de Novo Hamburgo está localizado na bacia hidrográfica do rio dos Sinos, no qual é captada a água bruta que abastece a ETA, ocupando uma área de 217 km<sup>2</sup>, e tem uma população de aproximadamente 220.000 habitantes. A bacia hidrográfica do rio dos Sinos, situada a nordeste do Estado, entre os paralelos 29° e 30° Sul, possui área de 3.820 km<sup>2</sup>, correspondendo a 4,5% da bacia hidrográfica do Guaíba e 1,5% da área total do Estado do Rio Grande do Sul, com população aproximada de 975.000 habitantes, sendo que 90,6 % ocupam as áreas urbanas e 9,4 % estão nas áreas rurais (FEPAM, 1991 apud COMITESINOS, 2001). Esta bacia é delimitada, a leste, pela Serra Geral, e pela bacia do Caí a oeste e ao norte, e ao sul pela bacia do Gravataí. Seu curso d'água principal tem a extensão de 190 km, e precipitação pluviométrica anual de 1.350 mm.

Para efeitos de caracterização hidrológica o rio dos Sinos é dividido em três sub-trechos (SILVEIRA, 1980 apud COMITESINOS, 2001):

- trecho superior: cerca de 25 km envolvendo a cota 600 m até a cota 60 m, e declividade na ordem de 0,02 m/m;
- trecho médio: com declividade de 0,005 m/m e extensão de aproximadamente 125 km. Neste trecho o rio dos Sinos recebe os rios Paranhana, Rolante e da Ilha, drenando, respectivamente para cada um destes rios, áreas de 580, 500 e 330 km<sup>2</sup>. Além disso, possui alto índice pluviométrico tornando seus afluentes importantes na definição do regime hídrico do rio;
- trecho inferior: os últimos quilômetros do rio dos Sinos caracterizam-se por declividades suaves a quase nulas próximas a Campo Bom, ocorrendo alguns trechos de contra-declives, característica de rio de planície, com formação de meandros e zona de sedimentação.

Portanto, Novo Hamburgo está localizado no trecho inferior do rio dos Sinos e, segundo COMITESINOS (2001), neste ponto, as águas do rio estão classificadas como Classe IV da Resolução n° 20 do CONAMA.

O sistema de abastecimento de água de Novo Hamburgo é dotado basicamente de um ponto de captação de água bruta, na localidade de Lomba Grande. O tratamento ocorre praticamente todo em uma única ETA convencional, distante aproximadamente 6 km do ponto de captação. A adução da água bruta do ponto de captação até o tratamento é feita através de duas adutoras de 500 mm. A vazão de água bruta que chega na estação está em

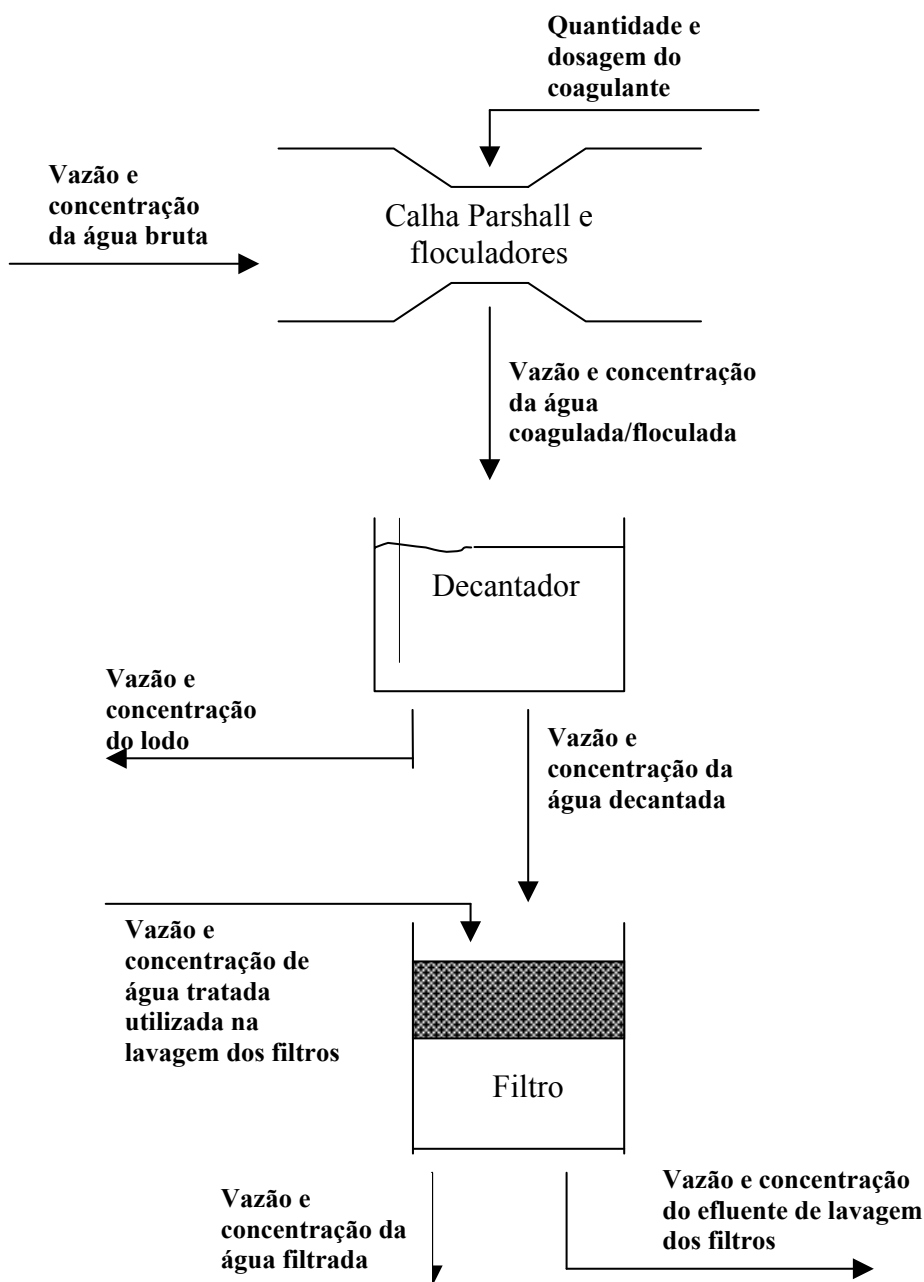


torno de 800 L/s, 25% acima da vazão máxima de projeto. A estação possui uma única entrada para a água bruta, dotada de calha Parshall, onde ocorre a mistura do coagulante através da turbulência provocada pelo ressalto hidráulico da mesma. A aglutinação das partículas se dá nos floculadores hidráulicos com chicanas verticais e horizontais. A água floculada é encaminhada para três decantadores com 33 metros de comprimento, largura de 11 metros e 3,7 metros de profundidade. Devido ao fato da ETA tratar uma vazão maior que a máxima de projeto, ocorre muito arraste de flocos para os filtros. A filtração é feita através de 8 filtros rápidos de fluxo descendente. O leito filtrante é constituído de camadas de areia de granulometria variada (ALTMANN, 2002). Os produtos químicos adicionados durante o processo de tratamento são:

- *Veta Organic*: coagulante orgânico derivado do tanino;
- dióxido de cloro: desinfetante formado pela reação entre o clorito de sódio e o ácido clorídrico (eventualmente é adicionado o hipoclorito de sódio para reduzir a quantidade de clorito de sódio);
- ácido fluossilícico.

A lavagem dos filtros é feita em fluxo ascensional com o auxílio de ar. A COMUSA não trata a água de lavagem, mas, após a lavagem, a água usada é encaminhada para um reservatório (na realidade, uma unidade desativada do processo de tratamento que funciona hoje como reservatório da água de lavagem). Parte da água usada na retrolavagem retorna ao início processo de tratamento, pois, em virtude da impossibilidade de regular a vazão captada no rio, da limitação na capacidade operacional da ETA e da alta concentração de poluentes na água de lavagem, é inviável reutilizar todo o volume do resíduo. O excedente vai para a tubulação de esgoto pluvial que deságua no arroio Luiz Rau. É interessante este reúso, considerando que o mesmo representa redução do volume de água captado no rio dos Sinos e aduzido até a ETA, gerando economia de energia, pois, conforme já foi mencionado, o ponto de captação está seis quilômetros distante da ETA e, além disso, a diferença de nível é de aproximadamente 60 metros.

A limpeza dos decantadores é feita em ciclos, nos quais os três tanques de decantação são lavados em seqüência com intervalo de um ou dois dias entre tanque. Este ciclo se repete a cada 14 ou 15 dias. O lodo descartado nas limpezas também vai para o arroio Luiz Rau. Este arroio, na confluência com o rio dos Sinos, segundo COMITESINOS (2001), é um dos pontos mais críticos, do ponto de vista ambiental, da bacia hidrográfica dos Sinos, apresentando valores muito baixos de concentração de oxigênio dissolvido e valores altos de DBO e teor de metais pesados. Na Figura 3.4, é apresentado o balanço de massa do processo de clarificação da água na ETA de Novo Hamburgo (ETA-NH). A Figura 3.5 é uma foto aérea da ETA-NH.



**Figura 3.4.** Balanço de massa do processo de clarificação da ETA-NH.

(Adaptado de: CORDEIRO, 2001a).

Na Figura 3.4, coagulação e floculação foram consideradas como uma única etapa (coagulação/floculação) devido ao fato da floculação não interferir no balanço de massa do processo. Neste trabalho, estão apresentados valores de diversas características da ETA-NH, como parâmetros da água bruta, água tratada, resíduos, dosagem de coagulantes e custos.



**Figura 3.5.** Foto aérea da ETA-NH.

### 3.3. Caracterização dos coagulantes.

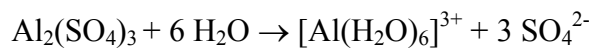
#### 3.3.1. Caracterização do coagulante sulfato de alumínio.

O uso sulfato de alumínio na coagulação/floculação é uma prática muito comum no processo de clarificação da água no Brasil (BIDONE, SILVA e MARQUES, 2001). Os sais de alumínio formam um floco ligeiramente pesado. Os mais conhecidos são o sulfato de alumínio, o sulfato de alumínio amoniacal e o aluminato de sódio. O primeiro é o coagulante que, por seu baixo custo e manejo relativamente simples, é usado com maior frequência nas plantas de tratamento de água potável (ARBOLEDA, 1973).

Sais contendo o íon  $Al(III)$  são coagulantes químicos muito comuns no tratamento de água. Usualmente, o  $Al(III)$  é adicionado diretamente na água a ser tratada na forma de líquido concentrado, e os íons de  $Al(III)$  se hidrolisam rapidamente, produzindo uma gama de

espécies Al (III) que são essenciais no processo de coagulação (GAO, HAHN e HOFFMANN 2002).

O sulfato de alumínio  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$  é um pó de cor marfim, extraído da bauxita, originalmente hidratado, que com a armazenagem pode converter-se em torrões relativamente duros. Atualmente, é fornecido às estações na forma líquida, em soluções concentradas a 50%. Além disso, é um eletrólito trivalente, bom coagulante para águas que contenham matéria orgânica, e fácil de transportar, já que é produzido em várias regiões brasileiras (DI BERNARDO, 1993). Quando está em solução, se encontra hidrolisado, isto é, associado com água.



Esta é uma propriedade comum a todos os cátions metálicos, que não podem permanecer puros quando estão rodeados por moléculas de água. Portanto, íons tais como  $\text{Al}^{3+}$  ou  $\text{Fe}^{3+}$  não existem em solução aquosa.

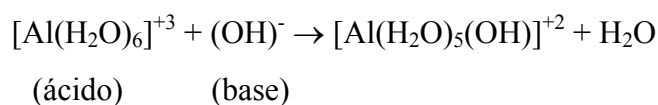
Os íons de alumínio hidratados  $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{+3}$  atuam como ácido no sentido Brønsted (segundo definição de Brønsted, se considera uma molécula atuando como ácido quando doa um próton ( $\text{H}^+$ ) e como base quando recebe um próton ( $\text{H}^+$ )) e reagem, portanto, com as bases existentes na água. Os íons de alumínio hidratados reagem com as bases existentes na água na seguinte ordem:

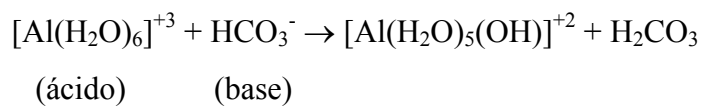
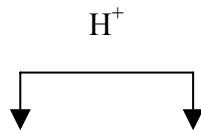
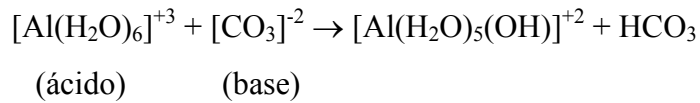
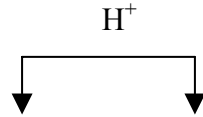
1º) com a alcalinidade –  $(\text{OH})^-$ ,  $(\text{CO}_3)^{-2}$ ,  $(\text{HCO}_3)^-$ ;

2º) com as moléculas de água.

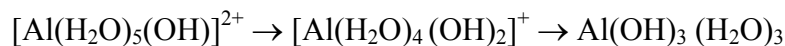
Como as bases que constituem a alcalinidade são mais fortes que a água, o  $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{+3}$  reagirá sempre antes com as mesmas, e apenas depois com as moléculas de água. Isto acarretará consumo de alcalinidade e decréscimo no valor do pH.

As reações com a alcalinidade podem ser expressas da seguinte forma:





$[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})]^{+2}$  é um composto instável e transitório que se hidrolisa rapidamente, substituindo uma molécula de  $\text{H}_2\text{O}$  por uma hidroxila ( $\text{OH}^-$ ):



Este produto é um hidróxido de alumínio insolúvel que precipita a certos valores de pH e que pode não ter carga ou tê-la negativa ( $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ). As espécies monoméricas (um íon de Al) se polimerizam, reagindo entre si:



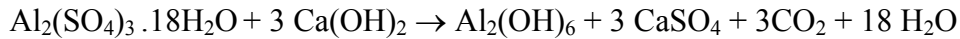
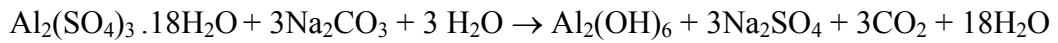
Estas reações de polimerização continuam com o tempo, formando compostos tais como  $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}$ ,  $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}$  e, finalmente,  $\text{Al}(\text{OH})_3$  ou  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ , segundo o pH. Tanto os íons de alumínio hidratados quanto os compostos poliméricos podem ser adsorvidos rapidamente pelas partículas de água, produzindo sua desestabilização.

Quando toda a alcalinidade é consumida, o íon de alumínio hidratado reage com a água, que é uma base fraca. A reação com a água está apresentada abaixo:



A polimerização se dá de maneira idêntica à anterior (ARBOLEDA, 1973).

BABBITT, DOLAND e CLEASBY (1962) apresentaram a reação do sulfato de alumínio com alcalinidade artificial (quando ocorre insuficiência de alcalinidade natural, como  $\text{CaCO}_3$ , deve ser adicionado carbonato de sódio ou cal):



O que realmente acontece é mais complicado do que as reações antecedentes indicam. A quantidade de sulfato de alumínio necessário para provocar uma coagulação perfeita não pode ser predita por análise química ou por outras hipóteses. Teoricamente, 0,02 gramas por litro de sulfato de alumínio comercial  $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}]$  necessitam 7,7 miligramas por litro de alcalinidade como  $\text{CaCO}_3$ . Na prática, a quantidade necessária pode variar entre 4 miligramas por litro, para águas altamente coloridas, até 6 a 7 miligramas por litro. Geralmente, é usado mais do que as quantidades teóricas, porque parte dos íons de alumínio aparentemente combinam diretamente com impurezas da água (BABBITT, DOLAND e CLEASBY, 1962).

A concentração de íons hidrogênio da mistura final de água e sulfato de alumínio é de fundamental importância na formação do floco, visto que, em todas as reações entre o  $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$  e a água, os íons  $[\text{H}]^+$  e  $[\text{OH}]^-$  estão envolvidos.

Assim, o pH da água assume grande importância no processo de coagulação, não só porque governa a carga das impurezas coloidais presentes, mas, também, porque determina a natureza dos produtos de hidrólise formados. Valores baixos de pH tendem a favorecer cargas positivas. Em geral, os complexos de maior carga positiva são mais efetivos, aumentando a eficiência e a taxa de coagulação.

Segundo ARBOLEDA (1973), o pH ótimo para remoção dos colóides negativos varia com a natureza da água, mas usualmente situa-se na faixa de 5,0 a 6,5. BABBITT, DOLAND e CLEASBY (1962) indicam a faixa de pH para melhor coagulação entre 5,5 e 8,0.

DI BERNARDO, CONCEIÇÃO e DI BERNARDO (1996) comentam que existem situações em que o sulfato de alumínio granulado não deveria ser empregado, notadamente quando a água apresenta-se com valores relativamente altos de pH e alcalinidade. A formação intensa do precipitado de alumínio,  $\text{Al}(\text{OH})_3\text{p}$ , desejável quando a coagulação é realizada no mecanismo da varredura, geralmente ocorre para valores de pH entre 6,0 e 7,5. Devido as reações de hidrólise do alumínio, são produzidos íons  $\text{H}^+$ , os quais reagem com os produtos responsáveis pela alcalinidade, com maior consumo de sulfato de alumínio. O uso do sulfato

de alumínio no tratamento de águas dessa natureza torna-se mais anti-econômico quando é utilizada a filtração direta, ascendente ou descendente, pois a coagulação é realizada no mecanismo de neutralização de cargas, geralmente em valores de pH menores que 6,0 (AMIRTHARAJAH et al., 1982 apud DI BERNARDO, 1993).

Segundo BRATSKAYA, SCHWARZ e CHERVONETSKY (2004), o método mais utilizado de coagulação-floculação para a remoção de cor, com eficiência acima de 90%, é através do uso de coagulantes inorgânicos auxiliados por polímeros sintéticos. As principais desvantagens do tratamento por este método são a alta sensibilidade dos coagulantes inorgânicos às variações de pH e a possibilidade de contaminação da água tratada por elementos tóxicos, em quantidades traços, oriundos dos floculantes poliméricos sintéticos ou íons residuais de ferro e alumínio.

FRANCESCHI et al. (2002) constatam, em suas análises, que ocorre influência antagonica entre importantes parâmetros. A turbidez residual depende primariamente da quantidade e do tipo de colóides argilosos, da quantidade da matéria orgânica e do pH. A concentração de sulfato de alumínio depende muito da concentração de ácido húmico e do pH. Deste principalmente quando a concentração de ácido húmico for alta. Durante a coagulação-floculação de ácidos húmicos e argilas, três fenômenos competem entre si:

- hidrólises de alumínio em solução provocam a formação de  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , isto pode acarretar decréscimo no valor do pH, se a alcalinidade da solução for baixa;
- interação dos produtos destas hidrólises com os colóides para baixos valores de pH ( $< 6,4$ ), mecanismos da ação do sulfato de alumínio dependem da adsorção das formas hidrolisadas, gerando a neutralização das cargas dos colóides;
- redução da polimerização do alumínio por ação de composto orgânico.

Para KIRSTEN e VANLOON (2003) a presença de matéria orgânica geralmente acarreta aumento na dosagem necessária de coagulante. Há pesquisas indicando que o alumínio hidrolisado reage com substâncias húmicas ou fúlvicas produzindo uma solução coloidal que sedimenta de forma muito lenta. Para dosagens mais elevadas do coagulante, os complexos formados pelo alumínio e matéria orgânica podem ser removidos por incorporação ao floco de  $\text{Al}(\text{OH})_3$ .

Embora a eficiência do alumínio como coagulante seja muito menor em temperaturas mais baixas (em torno de 5 °C) em comparação a temperaturas mais amenas (em torno de 22 °C), este elemento demonstra dependência similar em relação à concentração de matéria orgânica em ambas as faixas de temperatura (KIRSTEN e VANLOON, 2003). Além disso, para FEARING et al. (2004), a matéria orgânica presente na água bruta é o principal precursor dos trihalometanos e afeta a eficiência da coagulação na remoção da turbidez.

Segundo DI BERNARDO, CONCEIÇÃO e DI BERNARDO (1996), o sulfato de alumínio líquido tem sido adotado em muitas ETAs de comunidades que não se encontram muito distantes do fabricante, pois apresenta grau de impureza bem menor que o granulado em concentrações relativamente altas (da ordem de 45 a 50%). No Brasil, segundo a norma NBR 11176, antiga EB2005 (1989), o sulfato de alumínio em estado líquido deve ser produzido com acidez livre máxima de 0,5% em massa de  $H_2SO_4$ . Enquanto nos Estados Unidos, segundo AWWA (1990), a acidez livre do sulfato de alumínio é objeto de acordo entre o usuário e o fornecedor, o que parece ser lógico quando se consideram, principalmente, a alcalinidade e pH da água bruta. Se a alcalinidade da água bruta for baixa (inferior a 5 mg/litro de  $CaCO_3$ ), seria recomendável o uso de sulfato de alumínio líquido com acidez livre menor que 0,5%, enquanto, para água com alcalinidade alta, seria interessante obter, junto ao produtor, sulfato de alumínio com acidez livre maior. Em resumo:

- a) a acidez livre da solução de sulfato de alumínio influi consideravelmente na eficiência da coagulação, e seu valor, além de possivelmente depender da qualidade da água bruta, é influenciado pelo mecanismo de coagulação e, conseqüentemente, pela tecnologia do tratamento;
- b) a coagulação no mecanismo da varredura é mais eficiente quando empregadas soluções de sulfato de alumínio com menor valor de acidez livre;
- c) a coagulação no mecanismo de adsorção-neutralização de cargas resulta mais eficiente quando são empregadas soluções de sulfato de alumínio com maiores valores de acidez livre.

A faixa de dosagem de sulfato de alumínio fica entre 24 a 60 mg/L (FINGER et al., 1995). KAWAMURA (1976) apud FRANCESCHI et al. (2002) comentam a importância da natureza da argila em suspensão na água bruta nos níveis de sulfato de alumínio para o ponto de floculação ótimo.

Existem algumas dificuldades práticas com relação ao uso do sulfato de alumínio. Quando o sulfato de alumínio reage com a alcalinidade natural da água, forma-se o sulfato de cálcio. A dureza a carbonatos é levemente reduzida e a dureza a não carbonatos é aumentada em igual valor, com a evolução do dióxido de carbono. O aumento do dióxido de carbono livre pode ser objetável, devido a sua natureza corrosiva, devendo ser removido por subseqüente descarbonatação.

Quando há quantidades apreciáveis de compostos de sódio e potássio, pode ocorrer o aparecimento de floco de sulfato de alumínio em partículas diminutas, as quais são quase coloidais. Além de ineficazes na coagulação, estas partículas não decantam e passam através de um filtro de areia. Esta dificuldade pode, algumas vezes, ser remediada aumentando-se a



dose de sulfato de alumínio, mas nem sempre esta medida funciona (BABBITT, DOLAND e CLEASBY, 1962).

Conforme já foi dito, em alguns casos é necessário acrescentar alcalinidade na água. Quando o carbonato de sódio ou cal for adicionado para aumentar a alcalinidade da água, a substância química deve ser completamente misturada com a água bruta durante um curto período antes do sulfato de alumínio ser adicionado. Se esta for adicionada muito antes do coagulante, pode ocorrer alguma ação de abrandamento, necessitando a aplicação de mais substâncias químicas. As doses usadas na prática variam entre 0,004 e 0,04 gramas por litro. Na adição de alcalinidade para melhorar a coagulação, ainda há o risco de fixação de cor se o álcali for muito forte. Raramente a reação se completa totalmente e, algumas vezes, altas concentrações de matéria coloidal alteram a reação, resultando que sulfato de alumínio residual permaneça na água que vai para os filtros. Além disso, é difícil ajustar a coagulação pelo controle de pH, porque é pequena a faixa de valores ativos deste parâmetro, e porque a aplicação de sulfato de alumínio causa o seu rebaixamento. Algumas recomendações para a manipulação do sulfato de alumínio em pó podem ser feitas: usar máscaras, armazenar em local seco e limpo, e não em pilhas altas, usar roupa protetora, não usar ar comprimido para limpar os dosadores, evitar misturar com cal virgem devido ao risco de explosão, evitar a formação de pó no ambiente e colocar proteção anticrosta nas bombas de solução (BABBITT, DOLAND e CLEASBY, 1962). Segundo GAO, HAHN e HOFFMANN (2002), uma desvantagem do uso dos sais de Al (III) é a dificuldade de controlar as espécies formadas rapidamente na diluição do coagulante, em função das características da água bruta e da interferência com outras reações. Como resultado, a performance dos coagulantes convencionais de Al (III) pode piorar com mudanças de temperatura e das características da água bruta, requerendo mudança na dosagem do coagulante e no pH da coagulação.

De acordo com KANG et al. (2003), a concentração de alumínio na água tratada deve ser limitada para evitar problemas no tratamento e abastecimento, incluindo a redução na eficiência do desinfetante e a diminuição na capacidade do sistema de distribuição devido à deposição de alumínio hidratado nas paredes das tubulações.

Outro aspecto a ser considerado é a corrosão das tubulações do sistema público de abastecimento, dos prédios residenciais, industriais e comerciais que utilizam a água tratada com sulfato de alumínio. LANE (1995) lista os tipos de águas com tendências mais corrosivas:

- águas muito suaves (dureza menor que 60 mg/L);
- águas com pH e alcalinidade baixos;
- águas com alta concentração de cloretos ou sulfatos (> 150 mg/L);

- águas que contenham quantidades apreciáveis de oxigênio dissolvido;
- águas com baixa intensidade de amortização (também denominada capacidade de amortização). Estas águas tendem a ser mais corrosivas, pois lhes falta intensidade de amortização para contrapor a produção local de ácidos na reação de corrosão. A intensidade de amortização se define como a concentração em moles por litro da base forte  $\text{OH}^-$ . As hidroxilas quando se agregam a uma solução causam alteração no pH. A água com pelo menos 0,5 meq/L de intensidade de amortização terá suficiente capacidade de amortização para neutralizar as concentrações de ácidos gerados no cátodo, fazendo com que a reação de corrosão seja mais cancelada do que promovida;
- águas com baixo pH ( $< 6,0$ ) e alta condutividade ( $> 500 \mu\text{S}/\text{cm}$ );
- águas com presença de cloro livre ( $> 1 \text{ mg/L}$ ) e cloramina ( $> 2 \text{ mg/L}$ );
- águas com presença de sólidos suspensos, como areias e sedimentos. Estes sólidos tendem a aumentar as tendências erosivas ou de erosão-corrosão (que é um tipo de corrosão) e também contribuem com o incremento de sujeira para formar depósitos nas tubulações. Estes depósitos podem conduzir a corrosão por células de concentração (outro tipo de corrosão) causada pela diferença de concentração de oxigênio debaixo do local do depósito.

A adição de cálcio, alcalinidade e produtos químicos para ajustar o pH tem sido eficaz no combate à corrosão de águas baixas em dureza e alcalinidade. Para águas com dureza baixa ( $< 100 \text{ mg/L}$ ) e moderada (até  $150 \text{ mg/L}$ ) em tubulações de cobre e aço galvanizado recomenda-se um incremento na alcalinidade ( $50$  a  $100 \text{ mg/L}$ ) e no pH ( $8,3$  a  $9,0$ ). Se a concentração de sulfatos e cloretos é mais alta ( $80$  a  $200 \text{ mg/L}$ ) recomenda-se o pH próximo a  $9,0$  (LANE, 1995). No caso de algumas ETAs que utilizam o sulfato de alumínio, esta recomendação significa aumento considerável no gasto com produtos alcalinizantes.

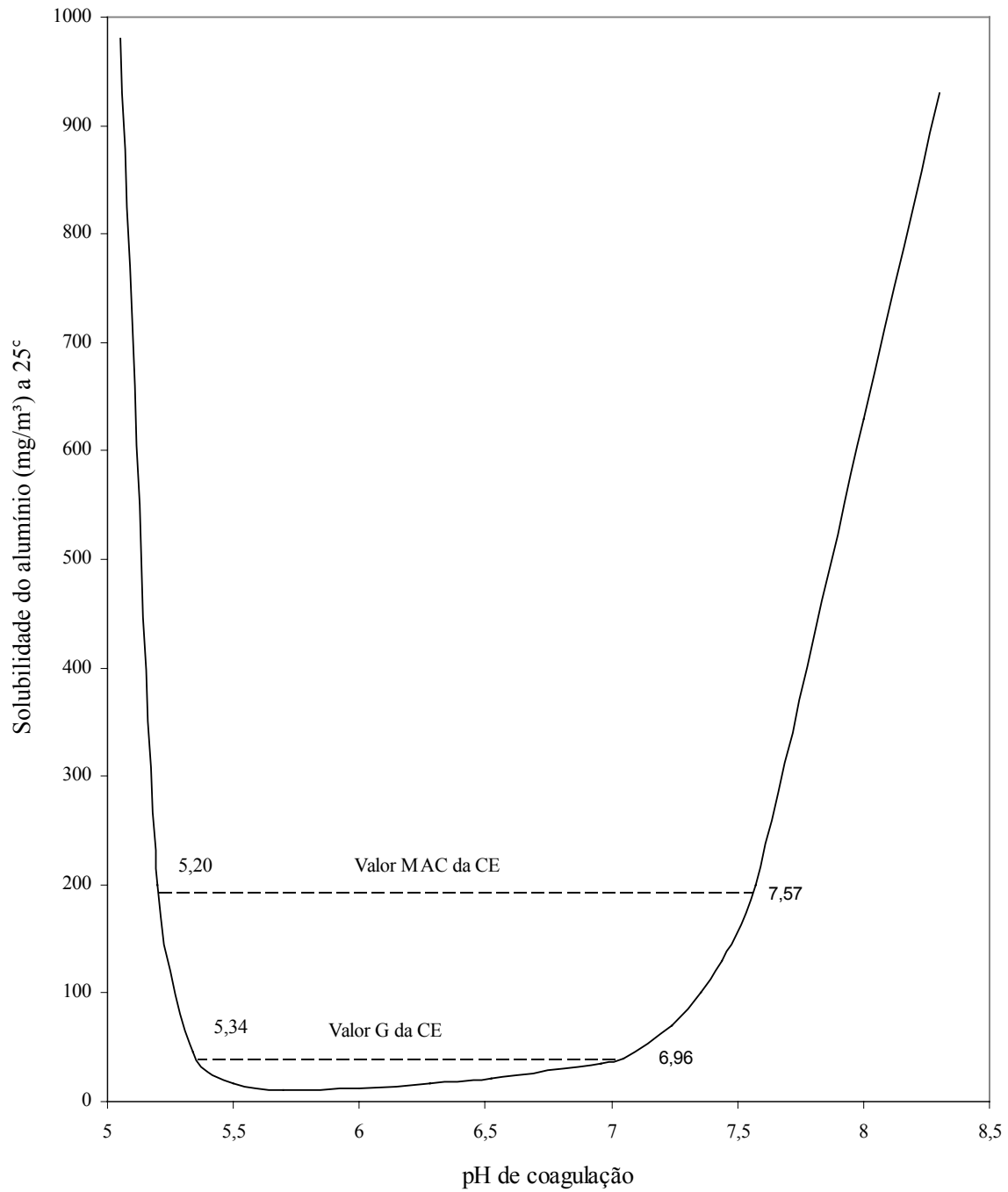
A presença de substâncias húmicas na água natural, em função da sua propriedade quelante, também interfere no processo de coagulação-floculação com sulfato de alumínio. Segundo MASON et al. (2000) apud FRANCESCHI et al. (2002), o alumínio é pobremente polimerizado nos flocos formados por coagulação-floculação de matéria orgânica. No caso de VILGÉ-RITTER et al. (1999) apud FRANCESCHI et al. (2002), a remoção da matéria orgânica não depende somente do tipo de coagulante, mas, também, dos compostos orgânicos: para o sulfato de alumínio, por exemplo, foi observada uma boa eficiência em  $\text{pH} = 7,0$ , com afinidade do sulfato de alumínio com compostos poli-hidróxi aromáticos. Enquanto, polissacarídeos, proteínas e amino açúcares não são bem coagulados pelo sulfato de alumínio (FRANCESCHI et al., 2002).

O alumínio é um elemento muito abundante e se encontra como constituinte normal de todos os solos, plantas e tecidos animais. É especialmente comum nos alimentos, originando uma ingestão diária típica entre 5 e 20 mg dependendo das variações individuais nos hábitos alimentares. O alumínio também pode lixiviar-se dos utensílios de cozinha. Se tem observado que cozinhar alimentos ácidos como cítricos e tomates pode levar ao aumento no lixiviado de alumínio das panelas. Outros utensílios de cozinha como chaleiras e bules, especialmente quando estão novos, podem contribuir na quantidade de alumínio na dieta. Mas, não é possível estimar o percentual de alumínio ingerido devido ao lixiviado de utensílios de cozinha. Existem estudos indicando que a quantidade de alumínio lixiviado de panelas se intensifica se a água ou os alimentos contêm flúor (GRAY, 1996).

O alumínio pode estar presente na água devido ao lixiviado de solos e rochas. A chuva ácida têm aumentado a quantidade de alumínio lixiviado dos solos de modo que as águas superficiais têm maior concentração de alumínio. Em áreas de águas ácidas, a concentração pode chegar a 200-300  $\mu\text{g/L}$ , aumentando até 600  $\mu\text{g/L}$  onde estas áreas foram reflorestadas. Áreas próximas à costa e sujeitas a ventos marinhos também tendem a ter concentrações maiores de alumínio em suas águas superficiais, já que recebem precipitações contendo cargas mais altas de sais, o que também incrementa a acidez do solo e a sua lixiviação (GRAY, 1996).

Como o objetivo do tratamento de água é produzir uma água que seja quimicamente e microbiologicamente segura para o consumo humano, tem havido uma preocupação crescente acerca da quantidade de produtos químicos na forma solúvel ou insolúvel, oriundos do manancial ou acrescentados durante o processo de tratamento, que permanecem na água após o tratamento e seus efeitos para a saúde dos consumidores. O produto que mais preocupação causa é o sulfato de alumínio (GRAY, 1996).

Como já foi dito, a dose de sulfato de alumínio adicionado à água bruta depende de uma série de fatores. Entre estes, pode-se destacar a temperatura e, principalmente, o pH. A faixa de solubilidade do alumínio é apresentada na Figura 3.6. Para alcançar os valores MAC (concentração máxima admissível) estipulados na Europa, o pH da coagulação deve estar entre 5,2 e 7,6 ou 5,3 a 7,0 para alcançar o valor G (valor guia) mais restritivo. Se o pH sai desta faixa a solubilidade cresce rapidamente (GRAY, 1996).



**Figura 3.6.** Solubilidade do alumínio a 25°C.  
(Fonte: GRAY, 1996)

A adição de sulfato de alumínio à água como coagulante deixa, portanto, algum alumínio residual solúvel ou insolúvel. As partículas insolúveis devem ser removidas no processo de filtração. A efetividade da remoção depende da eficácia da filtração. Onde as

concentrações residuais são altas, pode ocorrer a deposição do alumínio no sistema de distribuição. Qualquer perturbação destes sedimentos de alumínio aumenta a concentração do mesmo na água potável.

As razões para o incremento dos níveis de alumínio na água potável estão normalmente associadas com problemas operacionais na estação de tratamento. Não obstante, têm ocorrido acidentes com derrames de sulfato de alumínio ou vazamentos, atingindo a água final e, em consequência, a rede de distribuição. Um grave acidente ocorreu na Sowermour Water Treatment Plant em Cornwall, na Inglaterra, em 6 de julho de 1988. Esta planta atendia mais de 20.000 pessoas nos arredores da cidade inglesa de Camelford. Uma carga inteira de sulfato de alumínio em dissolução foi posta no tanque de contato em vez de ser colocada no tanque de armazenamento. Em consequência, concentrações muito acima dos padrões foram verificadas na água de abastecimento e, em função disso, nas águas servidas da comunidade, resultando na morte de mais de 30.000 peixes nos rios Camel e Allen na Inglaterra (CLAYTON, 1991 apud GRAY, 1996). Consumidores desta água apresentaram úlceras bucais, irritações na pele, garganta inflamada, diarreia, erupções no couro cabeludo e outros sintomas.

É difícil estimar a contribuição que tem o alumínio da água potável na ingestão diária deste metal. Se considerarmos, por exemplo, uma ingestão diária de 20 mg de alumínio para um adulto que bebe em torno de dois litros de água/dia a 200  $\mu\text{g Al/L}$ , então ao beber água só haverá consumo de 2% da ingestão total de alumínio para esta pessoa. Em contrapartida, se assumirmos uma ingestão diária de alumínio mais baixa de 5 mg, então dois litros de água a 200  $\mu\text{g Al/L}$  representariam 8%. Portanto, concentrações crescentes de alumínio na água potável podem representar uma contribuição significativa na quantidade ingerida diariamente deste metal. Além disso, há evidências de que o alumínio da água potável é biodisponível, isto é, pode ser absorvido rapidamente pelo organismo. Isto não ocorre com alumínio de outras procedências, inclusive dos alimentos. Portanto, a água potável pode representar uma contribuição maior do que se pensa para a quantidade de alumínio absorvido pelo corpo (GRAY, 1996). Considerando o consumo médio diário de 20 mg de alumínio por pessoa, REITER, KUKULL e STANDISH (1995) informam que desta quantidade 99% é eliminada pelas fezes e menos que 0,1% pela urina, sendo que o restante absorvido pelo organismo é complexado com outros compostos.

A Organização Mundial da Saúde não classifica o alumínio como um produto químico da água potável significativo para a saúde. Atualmente, está classificado como uma substância que pode dar origem a queixas por parte dos consumidores. Em uma investigação da água potável a nível nacional realizada em 1989, na Inglaterra, foram encontradas altas

concentrações de alumínio, superando a concentração máxima admissível, na maioria das áreas do sudoeste e noroeste da Inglaterra (GRAY, 1996). Mesmo que os valores médios de concentração de alumínio estejam dentro dos padrões, as variações registradas são muito amplas com abastecimentos muitas vezes excedendo os limites estabelecidos em norma. Este é um problema mundial, onde se utiliza o sulfato de alumínio como coagulante, encontrando-se níveis crescentes de alumínio na água potável (SOLLARS, 1989 apud GRAY, 1996).

Além disso, deve-se levar em consideração a concentração de alumínio nos resíduos gerados no tratamento. Segundo BIDONE, SILVA e MARQUES (2001) o lodo sedimentado no fundo dos decantadores contém, entre outras substâncias, hidróxido de alumínio em grande quantidade. A água de lavagem dos filtros contém pequenos flocos formados pela aglomeração de colóides e hidróxido de alumínio.

A Norma Técnica nº 01/89 da Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 1989) fixa em 10 mg/L de Al (III) a concentração máxima permitida para lançamento de efluentes e, dependendo do uso a que se destina um corpo d'água, a Resolução do CONAMA nº 20/1986 fixa limites para o Al (III) e termos de concentração máxima: 0,1 mg/L para as águas de classe especial e 1,5 mg/L para as águas de classe 5 (BIDONE, SILVA e MARQUES, 2001).

Com relação a toxicidade do alumínio existem muitas pesquisas realizadas, mas as informações são contraditórias. Segundo REITER, KUKULL e STANDISH (1995), o alumínio é um elemento neurotóxico. A longo prazo, o seu acúmulo no sistema circulatório pode causar problemas encefálicos.

Segundo GRAY (1996), o alumínio foi primeiramente considerado como não tóxico, somente originando problemas estéticos a altas concentrações, na água potável. Mas, durante as últimas décadas, cada vez mais evidências têm mostrado a relação do alumínio com certas enfermidades neurológicas degenerativas.

A maioria das informações acerca dos efeitos do alumínio na água potável vem de pacientes que realizam hemodiálise. Foi inicialmente descrita, no começo dos anos 70, uma síndrome que caracterizava-se por alteração de comportamento, demência, perturbação da fala, contrações musculares e convulsões. A *demência da hemodiálise*, como ficou conhecida esta síndrome, foi fatal na maioria dos casos. Constatou-se correlação entre a concentração de alumínio na água utilizada para preparar o fluído da hemodiálise, e a incidência da síndrome (GRAY, 1996).

O alumínio parece ser um fator importante em outras severas enfermidades neurodegenerativas, inclusive o mal de Parkinson. Estas enfermidades são extremamente comuns no Pacífico Oeste, especialmente na ilha de Guam, onde a água de consumo e os

solos são pobres em cálcio e magnésio, mas ricos em ferro, alumínio e silicatos. Diferentes estudos têm indicado correlação entre a concentração de alumínio na água potável e a incidência da doença de Alzheimer (VOGT, 1986 apud GRAY, 1996). Somente nos EUA, 1,2 milhões de pessoas têm esta demência de forma severa, outros 2,5 milhões têm esta doença de forma média a moderada, com 20% de risco acumulado para cada indivíduo de chegar a um nível severo durante a sua vida. O alumínio está relacionado à doença por estar implicado na formação de placas senis no cérebro dos pacientes com a enfermidade de Alzheimer, tendo sido verificada uma concentração de alumínio 1,5 a 2 vezes maior no material coletado nas pessoas afetadas pela doença do que em pessoas saudáveis. Portanto, está claro que o alumínio está associado com as alterações patológicas da doença, apenas não se pode afirmar se esta relação é casual ou incidental (GRAY, 1996).

### 3.3.2. Caracterização dos coagulantes orgânicos.

Segundo DI BERNARDO, DI BERNARDO e FROLINI (1998), os polímeros, principalmente os sintéticos catiônicos, têm sido utilizados de maneira cada vez mais intensiva no tratamento de águas de abastecimento, tanto como auxiliares na floculação e/ou filtração, como também na forma de coagulantes primários. Seu uso, no Brasil, ainda tem sido restrito ao primeiro caso, pois as dosagens necessárias para o seu emprego como coagulante tornariam seu uso desvantajoso no aspecto econômico.

Os coagulantes orgânicos são polímeros, ou seja, cadeias de pequenas subunidades ou monômeros. Os polímeros sintéticos podem conter apenas um monômero ou conter dois ou três tipos de subunidades diferentes. O número total de subunidades em um polímero sintético pode ser variada, produzindo materiais com diferentes pesos moleculares e, se as subunidades forem carregadas eletricamente, com densidades de carga diferentes. Cadeias poliméricas podem ser lineares ou ramificadas em maior ou menor grau.

Se uma unidade monomérica em um polímero contém grupos ionizáveis, tipo carboxil ou amino, o polímero é chamado polieletrólito. Os polieletrólitos são polímeros originários de proteínas e polissacarídeos de natureza sintética. A massa molecular dos polieletrólitos é geralmente muito alta, podendo variar de 5.000 até 10.000.000 g. Os de massa molecular maior são adequados para efetuar a floculação. Os polímeros de massa molecular alta têm cadeias muito longas e, por isso, são capazes de estabelecer ligações entre partículas diminutas dispersas na água, facilitando sua aglutinação e as transformando, conseqüentemente, em partículas relativamente grandes. Para que a aglutinação de partículas suspensas na água se verifique, é necessário que a molécula do polímero seja adsorvida na


superfície de duas ou mais dessas partículas. Dependendo do tipo de grupo ionizável na unidade monomérica, um polieletrólito pode ser considerado catiônico, aniônico ou anfótero (contém tanto grupos positivos quanto negativos – exemplo: proteínas). Um polímero catiônico é aquele que, quando dissolvido em água, se ioniza, adquirindo carga positiva e atuando como um autêntico cátion. O aniônico, de maneira semelhante, adquire carga negativa e atua como ânion. Nos polímeros catiônicos, a carga positiva fica ligada ao corpo do polímero, ou seja, à cadeia do mesmo, e, nos aniônicos, a carga negativa é a que fica ligada ao corpo do polímero. Polímeros sem grupos ionizáveis são chamados não-iônicos (FILHO, 1985). Exemplos destas substâncias são apresentados na Tabela 3.4.

Como regra, qualquer polímero é adsorvido em qualquer superfície (VERWEY et al., 1948 apud AMIRTHARAJAH e O'MELIA, 1990). Muitos segmentos de polímeros podem estar em contato com a superfície simultaneamente. Até baixa energia atrativa para cada segmento produz uma afinidade coletiva para uma superfície bastante grande, e sua adsorção parece ser virtualmente irreversível. Em muitos casos, esta adsorção pode ser bastante específica. Ligações podem ser formadas entre grupos funcionais particulares nas moléculas poliméricas e sítios específicos na superfície sólida. Outras propriedades dos polímeros que afetam sua performance são peso molecular, densidade de carga e grau de ramificação. As características da solução são também importantes. Em particular, o pH pode afetar a carga no polieletrólito bem como as partículas sólidas a serem agregadas. Por exemplo, ácido poliacrílico e poli(acrilamida) hidrolisada (um copolímero de ácido acrílico e acrilamida) são descarregados para níveis de pH abaixo de 4 e ficam negativamente carregados para valores de pH maiores, devido à química ácido-base do grupo carboxil ( $-\text{COOH} + \text{H}_2\text{O} = -\text{COO}^- + \text{H}_3\text{O}^+$ ). Polidialil-dimetil cloreto de amônia (Poly-DADMAC) tem carga positiva constante abaixo do pH 10 em consequência da acidez dos átomos de nitrogênio quaternário na molécula.

Polieletrólitos carregados positivamente são os tipos mais comumente usados no tratamento de água. Eles podem funcionar como agentes desestabilizantes pela formação de pontes, neutralização de cargas ou ambos. Uma consequência prática da capacidade dos polímeros catiônicos em adsorver colóides carregados negativamente por interações químicas e eletrostáticas e neutralizar a carga negativa primária nas partículas naturais é que estes polímeros não necessitam peso molecular grande para serem efetivos na desestabilização.



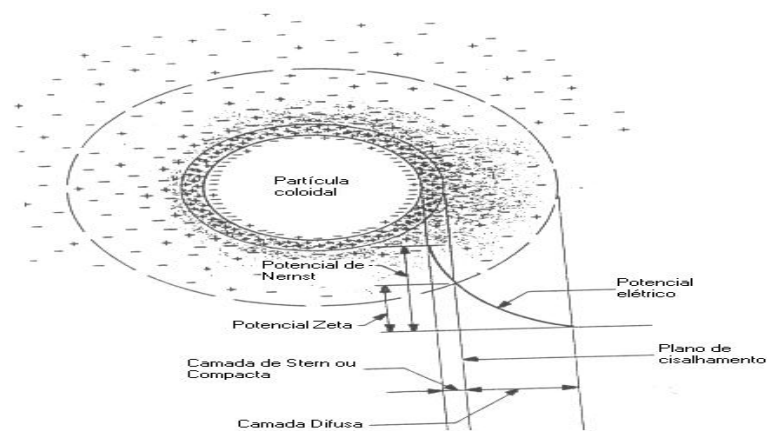
**Tabela 3.4.** Exemplos de polímeros sintéticos.

Não iônicos	Aniônicos	Catiônicos
$\left[ \begin{array}{c} -\text{CH}-\text{CH}_2- \\   \\ \text{CONH}_2 \end{array} \right]_n$ <p>poliacrilamida massa molecular <math>\approx 10^6</math> g</p>	$\left[ \begin{array}{c} -\text{CH}-\text{CH}_2- \\   \\ \text{COO}^- \text{Na}^+ \end{array} \right]_n$ <p>Poliacrilato de sódio Massa molecular <math>\approx 10^6</math> g</p>	$[-\text{CH}_2-\text{CH}_2-\text{NH}_2-]$ <p>Polietileno imina Massa molecular <math>\approx 600</math> a 100.000 g</p>
$\text{CH}_2=\text{CH}-\text{C}-\text{NH}_2$ $\begin{array}{c}     \\ \text{O} \end{array}$ <p>Acrilamida</p>	$[-\text{CH}-\text{CH}_2-]_n$  $\text{SO}_3^- \text{Na}^+$ <p>Poliestireno sulfonado de sódio</p>	$\begin{array}{c} \text{CH}_2 \\   \\ [-\text{CH} \quad \text{CH}-\text{CH}-]_n \\   \quad   \\ \text{CH}_2 \quad \text{CH}_2 \\   \quad   \\ \text{N}^+ \text{Cl}^- \\   \quad   \\ \text{CH}_3 \quad \text{CH}_3 \end{array}$ <p>Polidialil-dimetil cloreto de amônia ("Cat-Floc") Massa molecular = 100.000 a 1.000.000 g</p>
$\left[ \begin{array}{c} -\text{CH}-\text{CH}_2- \\   \\ \text{OH} \end{array} \right]_n$ <p>polivinil álcool</p>		$(\text{CH}_2=\text{CH}-\text{CH}_2)_2 (\text{CH}_3)_2 \text{N}^+$ <p>Íon dialil-dimetil amônia (monômero)</p>
$[-\text{CH}_2-\text{CH}_2-\text{O}]_n$ <p>Óxido de polietileno</p>		$\left[ \begin{array}{c} \text{CH}_2 \\   \\ -\text{CH} \quad \text{CH}-\text{CH}_2- \\   \quad   \\ \text{CH}_2 \quad \text{CH}_2 \\   \quad   \\ \text{N}^+ \\   \quad   \\ \text{CH}_3 \quad \text{CH}_3 \end{array} \right]_n$ <p>Polidialil-dimetil amônia (polímero)</p>
		$[-\text{CH}-\text{CH}_2-]_n$ $\text{N}^+ \text{HBr}^-$ <p>Polivinilpirídio brometo</p>

(Adaptado de: DI BERNARDO, 1993)

A maior parte dos polímeros catiônicos usados em tratamento de água tem peso molecular menor que um milhão. Sua eficácia, também, é menos afetada pelas condições da solução (pH, força iônica, dureza) do que outros polímeros. Os polieletrólitos catiônicos podem ser usados sem a aplicação do coagulante primário (para os tipos de águas mais comuns). Os catiônicos podem baixar o potencial zeta a valores bastantes reduzidos e ainda promover a floculação.

Próximo à superfície de uma partícula coloidal existe um campo elétrico devido a presença de íons positivos. Este campo é dividido em duas camadas. A camada com elevada concentração de íons positivos junto à superfície do colóide é denominada camada de Stern ou compacta, a partir da qual se forma a camada difusa, na qual a concentração de íons é menor. O potencial elétrico criado pela presença do colóide na água diminui com a distância, a partir da superfície do mesmo, onde é denominado potencial de Nernst. Até determinada distância entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária o potencial elétrico decresce linearmente. A partir deste ponto, na fronteira das camadas compacta e difusa, a diminuição é exponencial, região na qual o potencial elétrico é conhecido como potencial zeta (DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002). Na Figura 3.7, está apresentada a configuração esquemática da dupla camada elétrica.



**Figura 3.7.** Configuração esquemática da dupla camada elétrica.

(Fonte: DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002)

A maioria das partículas na água é carregada negativamente e a repulsão eletrostática entre elas depende da força iônica da solução. Em soluções diluídas, a camada circundante difusa das partículas carregadas pode ser extensa e impedir o contato entre partículas. A forma principal como os polímeros aniônicos e não-iônicos desestabilizam as partículas carregadas negativamente é através da formação de pontes sobre os espaços causados pelas forças de repulsão. Os polímeros catiônicos de alto peso molecular também podem formar estas pontes, mas, em geral, polímeros catiônicos desestabilizam os colóides a partir da adsorção e neutralização de cargas.

Em função da espessa camada em soluções diluídas, polímeros aniônicos e não-iônicos devem ter alto peso molecular para formar pontes efetivas. O alto peso molecular é fundamental por estar diretamente relacionado com o comprimento da cadeia polimérica. Em águas salinas, polímeros de baixo peso molecular podem ser efetivos, pois, neste caso, a desestabilização dos colóides ocorre por compressão da camada difusa. O limite sugerido para o peso molecular mínimo de polímeros aniônicos e não-iônicos efetivos é da ordem de um milhão. Com polímeros aniônicos, uma concentração eletrolítica crítica é necessária para promover a adsorção nas partículas carregadas negativamente. Íons como o  $\text{Ca}^{2+}$  promovem adsorção através da formação de complexos com grupos iônicos nas cadeias poliméricas e sítios negativos nas superfícies das partículas. Concentrações críticas de  $\text{Ca}^{2+}$  para adsorção de polímeros aniônicos são da ordem de 1mM (100 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ ), correspondendo a uma dureza moderada da água.

Além das vantagens que se tem na melhoria da decantação e filtração com a adição de polímeros, tem-se grande redução do volume de lodo nos decantadores, em vista dos flocos serem mais compactos e da menor quantidade de coagulante aplicado (AMIRTHARAJAH e O'MELIA, 1990).

Muitas águas são muito bem clarificadas quando se aplica pequena quantidade de sulfato de alumínio e de polieletrólito catiônico. O uso puro e simples de sulfato de alumínio produziria floco miúdo e demoraria muito a sedimentar. Outras vezes, a água exige superdosagem de sulfato e o uso de polieletrólito aniônico para alcançar a melhor clarificação e rápida sedimentação dos flocos. Os polieletrólitos não-iônicos são empregados muitas vezes como coadjuvantes de coagulação. Os flocos pequenos de hidróxido de alumínio se juntam ao polímero via ligação com hidrogênio para formar grandes flocos (FILHO, 1985).

Águas de alta turbidez floculam com menores concentrações de coagulantes que as de baixa turbidez. Águas de turbidez relativamente alta floculam com o uso de apenas polieletrólitos catiônicos. O uso de polieletrólitos dispensa a adição de álcalis à água, mesmo

quando sua alcalinidade natural for baixa. Isto demonstra que os polieletrólitos ampliam a faixa de pH ótimo para a floculação de uma água (FILHO, 1985).

Segundo ARBOLEDA (1973), uma diferença importante entre os polieletrólitos e os coagulantes metálicos é que, nos primeiros, as cadeias poliméricas já estão formadas quando estes são agregados à água, enquanto, nos coagulantes metálicos, a polimerização se inicia quando se põe o coagulante na água. Depois, vem a etapa de adsorção pelos colóides presentes na fase aquosa.

Um estudo de caso interessante foi apresentado por DIVAKARAN e SIVASANKARA (2002), utilizando como coagulante, unicamente, um produto derivado da quitina. A quitina (poli N-acetil glucosamina) é um biopolímero largamente distribuído na natureza. O coagulante, chamado quitosan, é descrito como um polieletrólito catiônico que, acredita-se, reaja com as partículas suspensas carregadas negativamente, que são encontradas na turbidez natural da água. Quimicamente, é um polímero de unidades monoméricas de glucosamina com um grau de polimerização  $10^4$  unidades monoméricas e massa molecular  $10^6$  aproximadamente, com estrutura muito similar à celulose. Nos estudos realizados em águas do rio, utilizando somente o quitosan como coagulante, foram feitas análises com várias concentrações do produto e de partículas suspensas oriundas do rio e diferentes valores de pH. A conclusão destes estudos foi que a eficácia do quitosan na coagulação das partículas finas do rio depende do pH do meio e da concentração do produto, sendo mais efetivo para valores de pH entre 7,0 e 7,5. A efetividade cai rapidamente para valores maiores de pH. A concentração de 0,5 mg/L de quitosan reduziu a turbidez a valores menores que 5 UNT sem filtração, independentemente da turbidez inicial. A reestabilização da suspensão é observada para concentrações altas de quitosan, e a quantidade de coagulante requerida para a reestabilização aumenta junto com a concentração de sólidos suspensos. Os flocos produzidos são grandes, fibrosos e sedimentam rapidamente. O tempo total requerido para a floculação e sedimentação é menor do que uma hora. Sendo o pH ótimo para a floculação em torno de 7,0, não se faz necessário a adição de produtos alcalinizantes. A acidez introduzida pela adição de quitosan no tratamento é desprezível (0,01 meq/L), comparada com a alcalinidade da água bruta.

A teoria da ponte química postula um modelo racional para a ação de polímeros nos processos de desestabilização de partículas coloidais. Esta teoria propõe que uma parte da cadeia de um polímero, por exemplo, um conjunto de moléculas, sofra aderência na partícula coloidal, sendo que a parte remanescente da cadeia molecular pode interagir com demais partículas coloidais (FILHO, 1993).

Segundo STUMM et al. (1968) apud FILHO (1993), algumas importantes ramificações do modelo interparticular são que:

- a ótima desestabilização ocorre somente quando uma parte dos sítios ativos de adsorção da partícula coloidal estão cobertos;
- uma dosagem de polímeros que porventura cause saturação nos sítios ativos de adsorção pode causar a reestabilização das partículas uma vez que, não existem mais sítios ativos disponíveis para a formação de pontes;
- uma partícula desestabilizada pode voltar a seu estado de estabilidade quando submetida a uma agitação intensa. Esta agitação causa a quebra dos ligantes entre polímeros e a partícula coloidal. Este fenômeno é conhecido como curto-circuito da floculação;
- existe uma relação estequiométrica entre dosagem ótima de polímero, para a desestabilização das partículas coloidais, e a área superficial da fase dispersa.

Com relação à ação dos polímeros em condicionamento dos lodos, CORDEIRO (2001b) comenta que vários foram estudados e chegou-se à conclusão de que a resistência específica diminuía com o aumento das dosagens de polímeros. E o polímero catiônico de alta densidade apresentou melhores resultados para o condicionamento do lodo.

3.3.3. Polímero orgânico utilizado na estação de tratamento de água de Novo Hamburgo.

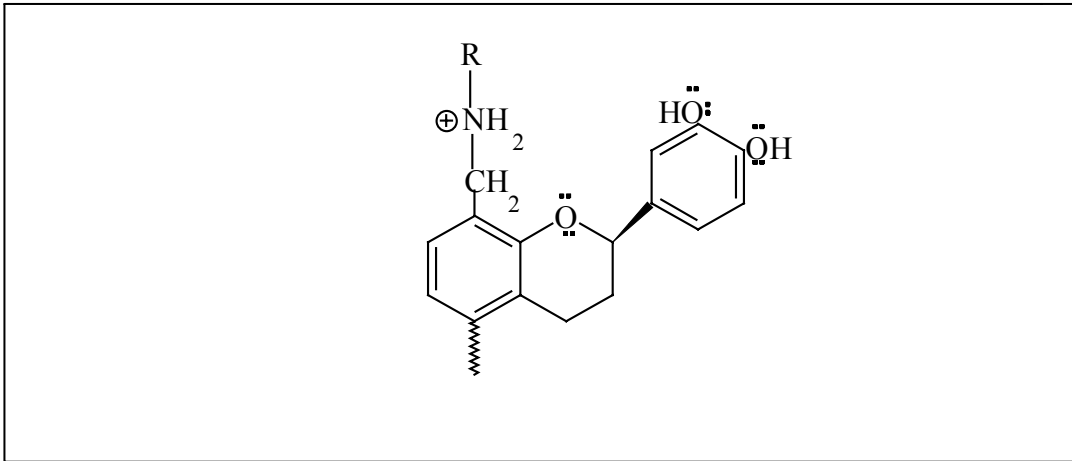
Os taninos condensados são compostos polifenólicos naturais obtidos pela lixiviação aquosa da casca da *Acacia mearnsii* De Wild (a acácia negra), que sob determinadas condições atuam como agente coagulante/floculante. Neste caso, é produzido um polieletrólito catiônico vegetal de baixo peso molecular (se comparado a outros polieletrólitos), que atua, em ampla faixa de pH, como agente único no tratamento de água para abastecimento (JONG et al., 2001).

O coagulante utilizado na estação de tratamento de Novo Hamburgo é produzido pela empresa BWE – Brazilian Wattle Extract, localizada no município de Canoas - RS. O nome comercial do produto é *Veta organic* e já é aplicado nas estações de tratamento de água de indústrias de alimentos as quais possuem legislação específica no controle de água tratada, controlando parâmetros tais como matéria orgânica, não contemplada na portaria 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004). O *Veta Organic*, segundo informação do fornecedor, possui autorização de uso de produto (AUP) expedida pelo Ministério da Agricultura,

Pecuária e Abastecimento em 21/09/2001, sob o número 1171/2001, liberando este produto em estabelecimentos que possuem o Serviço de Inspeção Federal (SIF).

Algumas características do *Veta organic* apresentadas pelo fornecedor do produto (BWE, 2002) são listadas a seguir:

- não incorpora sais, sulfatos, carbonatos e alumínio no processo de tratamento;
- por sua característica na composição química, atua quelando metais, desta forma reduz os metais normalmente contidos na água bruta, principalmente o ferro;
- não altera significativamente o pH da água tratada. Esta facilidade é um diferencial importante, principalmente quando tem-se variações de carga orgânica da água bruta, pois na necessidade de se aumentar a dosagem de floculante não há a preocupação de corrigir o pH da água tratada ou então realizar pré-alkalinização (isto é verificado na estação de tratamento de Novo Hamburgo. Com o uso do *Veta organic*, foi dispensada adição de cal ou soda no tratamento e o pH continua dentro dos limites estabelecidos para água potável);
- produto orgânico, gerando lodos passíveis de serem dispostos em solo - *landfarming*;
- a solução aquosa de trabalho do *Veta organic* não tem ação corrosiva;
- a solução aquosa de trabalho do *Veta organic* é totalmente solúvel em água, não formando precipitados ou materiais insolúveis, o que acarreta menor manutenção nas bombas dosadoras;
- é comercializado na forma líquida, sendo este um aspecto diferencial, pois sua dissolução em água é instantânea, sem agitação vigorosa na preparação da solução aquosa de trabalho. Quando armazenado ao Sol, não apresenta redução da sua vida útil. Apenas, aumenta a viscosidade;
- a aplicação do *Veta organic* é totalmente compatível com os sistemas tradicionais de tratamento de águas;
- pela sua forma de comercialização líquida, não é higroscópico, de fácil manipulação e de baixo impacto à saúde ocupacional dos operadores (não há formação de pó);
- pela sua característica orgânica, não adiciona íons na água tratada, ou seja, a água tratada possui baixa condutividade, essa característica peculiar é um fator diferencial em sistemas que necessitam utilizar resinas de troca iônica ou osmose reversa, sendo que nestes casos a condutibilidade baixa é uma questão fundamental para se ter uma vida útil prolongada nestes sistemas. A estrutura química do *Veta organic* encontra-se na Figura 3.8.



**Figura 3.8.** Estrutura química da substância ativa do *Veta organic*.

(Fonte: BWE, 2002)

Um produto similar é produzido pela empresa TANAC, com sede em Montenegro - RS. O produto chama-se *Tanfloc* e, a seguir, apresenta-se a sua descrição, segundo o fabricante (TANAC, 1999):

O *Tanfloc* é extraído da casca de um vegetal, a acácia negra, portanto, trata-se de um produto extremamente natural e que não agride a natureza. É biodegradável e não consome alcalinidade do meio, por isso, não altera o pH da água tratada, além de que os resíduos produzidos em decantadores são em torno de 10% em peso do produzido com outros produtos similares.

O *Tanfloc SG*, também conhecido como tanato quaternário de amônio, é um eficiente floculante natural que atua como polímero catiônico na clarificação da água. É um polímero orgânico-catiônico, de baixa massa molecular, de origem essencialmente vegetal, não tóxico, que atua como coagulante/floculante recomendado para o tratamento de águas de abastecimento em geral e é solúvel em água fria.

Experiências demonstraram que quanto mais diluída a solução de *Tanfloc*, maior é a sua eficiência. A concentração da solução de cada estação deve ser adaptada para cada caso.

Diversos são os fatores determinantes na dosagem do produto na água bruta, entre eles a turbidez, cor, dureza, matéria orgânica e sólidos dissolvidos.

Recomenda-se antes do início da dosagem em planta, que seja realizado teste de jarro (*jar-test*), para definir a dosagem ideal. A prática tem demonstrado variação da dosagem do *jar-test* para planta de aproximadamente 10%.

Como o coagulante não consome alcalinidade do meio onde atua, o pH da água de abastecimento fica praticamente inalterado. O pH ideal se encontra na faixa de 7 a 8 .

Não são requeridas geralmente alterações significativas em relação às instalações da estação de tratamento e ao processo utilizado para o sulfato de alumínio e cloreto férrico além do *Tanfloc* possuir uma eficiência muito maior.

O floco originado pela adição de *Tanfloc* possui forma irregular, apresentando uma superfície relativamente maior, o que proporciona maior área de contato, do que o floco originado pelo sulfato de alumínio. Assim consegue-se clarificação mais eficiente, com uma menor valor para cor e turbidez finais.

O lodo gerado no decantador não possui alumínio incorporado, podendo ser utilizado na agricultura, como demonstrado em laudos de toxicologia.(VERANUSSO, 1999).

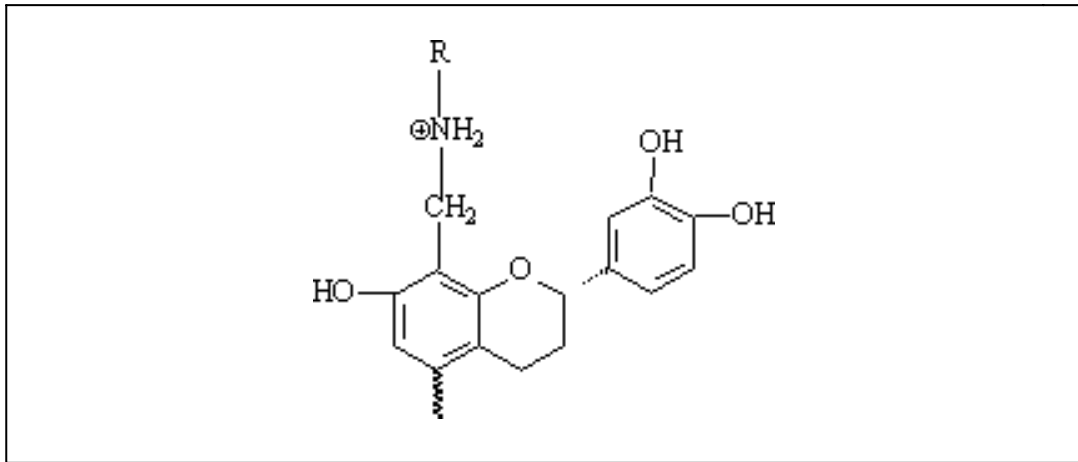
DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO (2002) descrevem o produto da seguinte forma:

- uso na coagulação;
- fórmula química de tanato quaternário de amônio;
- fornecimento em pó ou líquido;
- a preparação da solução em laboratório é feita pesando 10 ou 20 gramas do produto líquido e diluindo em balão de 1 litro contendo água destilada (no caso de 10 gramas, resulta em uma solução para a qual cada mililitro da solução conterà 10 miligramas do produto comercial líquido ou em pó); se a dosagem prevista do produto for inferior a 20 mg/L, pode-se trabalhar com uma solução mais diluída, por exemplo, contendo 2 miligramas do produto por mililitro da solução; para obter a dosagem de 20 mg/L, serão necessários 20 mililitros da solução em reatores de 2 litros;
- o tempo de uso da solução a 2 mg/mL é de uma semana;
- o nome comercial é *Tanfloc SG*;
- é um polímero orgânico de pequena massa molecular, de origem essencialmente vegetal;
- a umidade do produto em pó varia entre 4,5 a 6,5%;
- o pH da solução preparada a 100 g/L (pó) varia entre 1,8 e 2,7;
- o pH do produto comercial líquido varia entre 1,7 a 2,3;
- a massa específica do produto comercial líquido varia de 1,15 a 1,20 kg/L;
- a massa específica aparente do produto comercial em pó é 0,4 kg/L;
- é muito solúvel em água;



- o *Tanfloc*, quando comercializado na forma líquida, pode ser fornecido em bombonas de 50 kg ou contêiner de 1.000 kg. Quando comercializado em pó, é fornecido em sacos de 25 kg.

A estrutura química do *Tanfloc* encontra-se na Figura 3.9.



**Figura 3.9.** Estrutura química da substância ativa do *Tanfloc*.

(Fonte: VERANUSSO, 1999 e DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002)

Além disso, deve-se ressaltar que tanto o *Tanfloc* quanto o *Veta organic*, por serem de origem vegetal, são renováveis. O seu uso estimula o plantio da acácia negra que, segundo EMBRAPA (2002), é uma planta útil ao meio ambiente devido às seguintes características:

- recuperadora de solos de baixa fertilidade através da deposição de folhedo rico em nitrogênio;
- efetiva no controle da erosão devido à sua facilidade de adaptação a diferentes locais mesmo em áreas que tenham perdido o solo superficial.

O *Tanfloc* está sendo usado por indústrias químicas e petroquímicas do Brasil e da Europa para o tratamento de lodos industriais e água para consumo humano. Algumas refinarias da Petrobrás, como a Presidente Bernardes, em São Paulo, a Gabriel Passos, de Minas Gerais, a Getúlio Vargas, no Paraná, além da Petroquímica União, já utilizam o *Tanfloc*. O produto é utilizado ainda durante o processo de lavagem da cana para a obtenção de álcool e açúcar, em mineradoras e indústrias cerâmicas. A TANAC, a partir de 2002, começou a exportá-lo para empresas terceirizadas, especializadas no tratamento de água potável da Inglaterra, França, Alemanha, Espanha, Itália e Portugal (CASTRO, 2002).

O *Veta organic* tem sido usado na indústria alimentícia no tratamento de água e em curtumes no tratamento dos efluentes do processo fabril. O seu uso no tratamento de água para abastecimento público é inédito no país.

Com relação aos efeitos do tanino na saúde, JONG et al. (2001) apresentam o resultado de suas análises. Estas análises ocorreram devido ao fato dos taninos, do ponto de vista toxicológico, virem sendo considerados como antinutrientes, tendo como principal efeito o decréscimo da conversão alimentar e da digestibilidade. Danos hepáticos e da mucosa intestinal de animais de experimentação são atribuídos à ingestão de dietas ricas em taninos.

O Instituto de Ciência e Tecnologia da Alimentação da UFRGS, fez um trabalho de avaliação do aspecto toxicológico de águas de abastecimento tratadas com diferentes concentrações de um polieletrólito catiônico vegetal, mais especificamente taninos condensados de *Acacia mearnsii*, com o intuito de verificar problemas decorrentes da ingestão do tanino através da água. O ensaio biológico foi realizado com 24 ratos albinos, divididos em 4 grupos de 6 animais cada que receberam ração comercial especialmente formulada para suprir as necessidades nutricionais dos roedores. Um grupo recebeu água tratada pelo método convencional (coagulação com sulfato de alumínio) e os demais grupos receberam água tratada com 10 ppm (concentração proposta para o tratamento de água), 60 ppm e 110 ppm de polieletrólito catiônico vegetal, respectivamente. Os índices de avaliação nutricional, NPR (Coeficiente de Eficiência Líquida da Proteína), PER (Coeficiente de Eficiência Protéica), CEA (Coeficiente de Eficiência Alimentar) foram calculados e a digestibilidade verdadeira avaliada no início e final do experimento, que teve duração de 90 dias. Os animais que apresentaram maior eficiência em todas as respostas, embora sem diferença significativa, foram os que receberam água tratada com 10 ppm de taninos condensados. No final do período experimental, os animais foram sacrificados e retiradas amostras do fígado e do intestino, para histologia. Pelos testes biológicos pôde-se observar que os níveis de tanino utilizados para tratamento da água oferecida aos animais experimentais, não afetaram significativamente a curva de crescimento, consumo de alimentos ou de água e nenhum dos índices que avaliaram o valor da proteína ingerida. A digestibilidade da proteína não foi afetada no início ou no final do experimento, indicando que a presença de resíduos de taninos na água não afetou a absorção protéica. Através do exame microscópico, não foram observadas alterações no fígado nem lesões duodenais em nenhum dos animais necropsiados. As respostas obtidas no experimento indicam que os níveis de taninos, até 110 ppm, não apresentaram nenhuma alteração toxicológica visível (JONG et al., 2001).

### 3.4. Caracterização dos efluentes de estações de tratamento de água.

Os sistemas de tratamento de água de abastecimento possuem características que os identificam como indústria, na qual determinada matéria-prima é trabalhada por intermédio de diversas operações e processos, resultando em um produto final. Esses sistemas geram resíduos em diversas etapas, os quais podem possuir as mais diferenciadas características, relacionadas à matéria-prima, aos produtos químicos adicionados, ao *layout* da estação, às etapas definidas no projeto, às condições de operação, etc. (CORDEIRO, 2001a).

Tradicionalmente, no Brasil, a maior preocupação tem sido em relação aos resíduos gerados em estações de tratamento de esgoto (ETEs), e pouco tem sido discutido em relação aos rejeitos gerados em ETAs. Ressalte-se que, segundo dados da ABES, existem, no Brasil, cerca de 7.500 estações de tratamento de água de ciclo completo ou convencionais das mais diversas capacidades. Esses sistemas geram rejeitos nos decantadores e filtros. Em função de questões operacionais e de projeto, os resíduos gerados nos decantadores possuem maior concentração de sólidos. Esses caracterizam-se por possuírem grande umidade, maior que 95%, estando, geralmente, sob forma fluída (CORDEIRO, 2001a).

A AWWA (1987) classifica os resíduos gerados em ETAs em quatro tipos:

- resíduos gerados durante processos de tratamento de água visando a remoção de cor e turbidez. Fazem parte deste tipo de resíduo lodos gerados nos decantadores (ou nos flutadores com ar dissolvido) e as águas de lavagem dos filtros;
- resíduos sólidos gerados durante processos de abrandamento da água;
- resíduos gerados em sistemas avançados de tratamento, visando a redução de compostos orgânicos presentes na água bruta, tais como carvão ativado granular saturado, proveniente de processos de arraste com ar;
- resíduos líquidos gerados durante processos visando a redução de compostos inorgânicos presentes na água bruta, tais como processos de membrana (osmose reversa, ultrafiltração, nanofiltração).

#### 3.4.1. Caracterização do lodo dos decantadores.

Os lodos gerados nos decantadores das ETAs são resultados dos processos e operações de coagulação/floculação e sedimentação das partículas presentes na água bruta. Essas partículas sofrem ação de reações químicas e operação física de formação de flocos que se tornam propícios para a operação de sedimentação ou de flotação. O material removido da

água bruta é retido em tanques por um certo tempo e disposto, quase sempre, em cursos d'água (CORDEIRO, 2001a).

As características dos lodos de estações de tratamento de água variam profundamente quando se consideram estações diferentes, e em uma estação, dependendo das condições climatológicas. As chuvas carregam para os mananciais grandes quantidades de minerais e material orgânico depositados nas bacias hidrográficas, fazendo com que a água a ser tratada receba estas substâncias e, também, quantidades diferentes de partículas e produtos químicos; as variações de temperatura influenciam o crescimento de plantas e algas nos lagos. Os lodos produzidos variam também com o tipo de coagulante e auxiliares utilizados no tratamento (CORDEIRO, 1981). O coagulante orgânico, devido a sua composição, tende a aumentar a carga orgânica dos efluentes da estação de tratamento de água, mas reduz os teores de metais no lodo, isto pode ser verificado nos resultados apresentados mais adiante.

A turbidez da água bruta afeta, por exemplo, a quantidade e a característica do lodo formado nos decantadores (BIDONE, CASTRO e ABOY, 1997b). No que concerne ao tipo de coagulante utilizado, em geral ETAs que utilizam o sulfato de alumínio produzem lodo de coloração marrom, com viscosidade e consistência pastosa que lembram chocolate líquido. Esse lodo é tixotrópico, isto é, apresenta-se no estado gel quando em repouso, mas torna-se relativamente fluído quando submetido a esforços cizalhantes, e, geralmente, é de difícil sedimentação ou flotação no estado natural (CASTRO et al., 1997).

A coagulação com sulfato de alumínio ocasiona a formação de lodo de consistência gelatinosa e que requer condicionamento para posteriormente ser desaguado. A facilidade de secagem do lodo depende da composição do mesmo, o tipo de condicionamento e o equipamento para remoção da água. Algumas experiências têm relacionado as dificuldades no desaguamento do lodo e a necessidade no aumento da dosagem de condicionadores (polímeros) com o aumento na proporção de hidróxidos contidos no lodo. Estes hidróxidos se formam nas reações de hidrólise do sulfato de alumínio na água (BACHE e PAPAVALOPOULOS, 2003).

Quando a coagulação é feita com sais de ferro, o lodo também é de difícil flotação ou sedimentação. Portanto, se faz necessária, assim como na coagulação com sulfato de alumínio, a adição de polímeros na etapa de espessamento. Esse tipo de lodo geralmente tem coloração marrom avermelhada (REALI, 1999).

Entre os principais parâmetros para caracterização dos lodos estão os sólidos totais, sólidos voláteis, pH, demanda química de oxigênio, concentração de íons metálicos de interesse, concentração de fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl e alguns índices biológicos e bacteriológicos (REALI, 1999).

O sistema de remoção dos lodos dos decantadores ou flutuadores é responsável por parte das características finais dos mesmos, principalmente no que se refere à concentração de partículas. As concentrações de metais são mais elevadas nos sistemas que efetuam limpezas em grandes intervalos de tempo, evidenciando o prejuízo que o acúmulo de lodos nos tanques de decantação pode acarretar quando descartados (CORDEIRO, 2001a). Na Tabela 3.5, estão apresentadas variáveis físico-químicas para o lodo das ETAs Araraquara, Rio Claro e São Carlos. Na ETA Araraquara, o lodo é removido até três vezes ao dia, não sofrendo acúmulo nos tanques. Já as ETAs de São Carlos e Rio Claro efetuam a limpeza dos decantadores de forma tradicional, ou seja, deixando acumular quantidade grande de lodo no decantador para então fazer um descarte único. No item 5.10.9.1 da NBR 12216 (ABNT, 1992), está dito que nos decantadores convencionais, com remoção manual de lodo, deve ser prevista altura adicional suficiente para acumular o lodo resultante de 60 dias de funcionamento.

Segundo SILVA (1999), o pH dos lodos varia entre 5,0 e 7,0, sendo o lodo insolúvel na faixa natural de pH da água. O nível de  $\text{DBO}_5$  geralmente é da ordem de 30 a 100 mg/L. A alta DQO, entre 500 a 10.000 mg/L mostra que, embora o lodo seja pouco biodegradável, ele é prontamente oxidável. A matéria orgânica que acarreta o alto valor da DQO pode originar-se da decomposição de plantas existentes nas margens e no fundo dos mananciais e de despejos industriais.

Nas ETAs da Tabela 3.5, os valores de pH estão mais elevados na ETA Araraquara devido, provavelmente, ao tipo e a dosagem do alcalinizante utilizado no processo de tratamento da água. Acredita-se que, na ETA Araraquara, foi utilizado quantidade excessiva de produto para elevar o pH, não tendo sido o mesmo consumido por inteiro pela acidez da água coagulada.

Pode-se observar, na Tabela 3.5, que as concentrações de metais, sólidos e matéria orgânica (DQO) são menores na ETA com remoção diária de lodo. Isto é facilmente explicável, considerando que nas outras ETAs (Rio Claro e São Carlos) ocorre acúmulo e conseqüente adensamento do lodo no próprio tanque de decantação.

Os lodos de estações de tratamento de águas são fluidos não-Newtonianos de consistência gelatinosa, compostos de hidróxido de alumínio ou ferro (se o coagulante utilizado for o sulfato de alumínio ou sulfato ferroso, respectivamente), partículas inorgânicas como argila, silte e areia e colóides que produzem cor e microrganismos, incluindo plancton e outras substâncias orgânicas e inorgânicas removidas durante o tratamento da água (ALBRECHT, 1972 apud CORDEIRO, 1981). Podem conter substâncias utilizadas como auxiliares no processo de coagulação-floculação, tais como: sílica, polieletrólitos, etc., bem

como controladores de sabor e odor (carvão ativado, por exemplo) e  $\text{CaCO}_3$  para correção da alcalinidade. Na Tabela 3.6, está apresentada a composição genérica básica dos lodos de ETA.

**Tabela 3.5.** Características de lodos de ETAs de São Paulo.

Variável	Características do lodo bruto		
	Araraquara	Rio Claro	São Carlos
Concentração de sólidos (%)	0,14	5,49	4,68
PH	8,93	7,35	7,2
Cor (mg Pt/Co / L)	10.650	250.000	4.300.000
Turbidez (UNT)	924	36.000	800.000
DQO (mg/L)	140	5.450	4.800
Sólidos totais (mg/L)	1.620	57.400	58.630
Sólidos suspensos (mg/L)	775	15.330	26.520
Sólidos dissolvidos (mg/L)	845	42.070	32.110
Alumínio (mg/L)	2,16	30	11.100
Zinco (mg/L)	0,10	48,53	4,25
Chumbo (mg/L)	0,00	1,06	1,6
Cádmio (mg/L)	0,00	0,27	0,02
Níquel (mg/L)	0,00	1,16	1,80
Ferro (mg/L)	214	4.200	5.000
Manganês (mg/L)	3,33	30	60
Cobre (mg/L)	1,70	0,91	2,06
Cromo (mg/L)	0,19	0,86	1,58

(Fonte: CORDEIRO, 2001a)

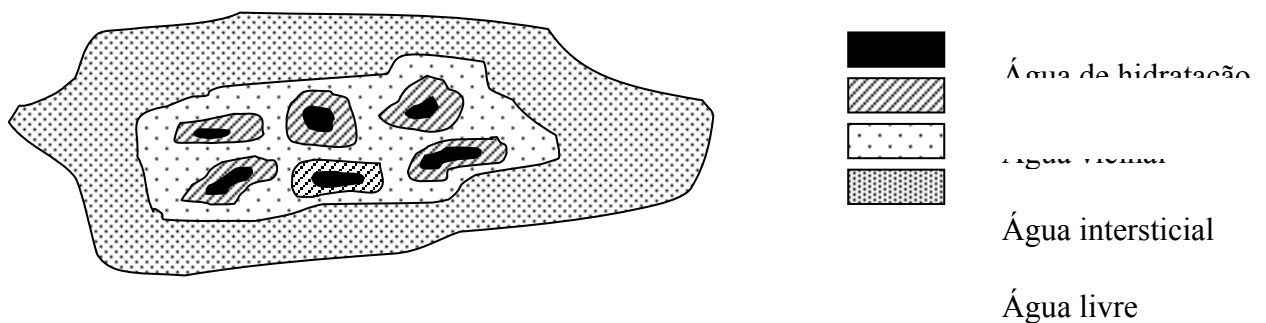
A grande maioria das pesquisas sobre o assunto refere-se aos lodos de estações de tratamento que utilizam coagulantes metálicos. Portanto, a maioria dos lodos das ETAs referidos nas bibliografias apresenta algumas características diferentes do lodo analisado neste trabalho. Tendo a COMUSA utilizado sulfato de alumínio até a metade de 2001, pode-se apresentar as características do lodo do decantador para mesma estação de tratamento de água utilizando o sulfato de alumínio e o coagulante a base de tanino.

**Tabela 3.6.** Componentes básicos dos lodos de ETAs.

Lodo dos decantadores	Água de lavagem dos filtros
Maioria da matéria orgânica suspensa na água	Partículas argilosas muito finas que não sedimentaram
Carbonato de cálcio e hidróxido de magnésio, resultantes de adição de cal	Hidróxido de ferro e alumínio
Hidróxido de alumínio ou ferro, se esses compostos foram utilizados na coagulação	Óxido de ferro, quando é efetuada a remoção de ferro por aeração antes da filtração
Plancton	Plancton
Matéria orgânica	Matéria orgânica

(Fonte: CORDEIRO,1981)

A caracterização qualitativa e quantitativa dos lodos de ETAs convencionais passa pela análise das frações de água presentes nos lodos. SMOLLEN et al. (1994) apud REALI (1999) apresentam um modelo (Figura 3.10) das frações de água presentes nos lodos, considerando que há diferentes formas físicas do líquido nos mesmos, as quais influenciam no seu desaguamento.

**Figura 3.10.** Distribuição da água no floco de lodo.

(Fonte: SMOLLEN et al., 1994 apud REALI, 1999)

Os diferentes estados da água apresentados na Figura 3.10 estão listados abaixo, na ordem crescente de dificuldade de separação da fase líquida da sólida:

- água livre: água não associada com partículas sólidas;
- água intersticial ou capilar: água ligada mecanicamente, a qual se encontra presa aos interstícios dos flocos;
- água vicinal: constituída por múltiplas camadas de moléculas de água fisicamente ligadas, as quais se encontram firmemente presas à superfície da partícula por meio de pontes de hidrogênio;
- água de hidratação: água quimicamente ligada à superfície das partículas sólidas.

Dois parâmetros importantes para a caracterização de lodos de ETAs, no que concerne facilidade de secagem, são resistência específica à filtração e densidade úmida. Esta última é função inversa do teor de umidade, podendo ser calculada com o emprego da equação (3.2), válida para lodos de ETAs com concentrações de sólidos totais menores que 50% (em massa):

$$D_{\text{úmida}} = \frac{100}{\frac{ST(\%)}{\theta_{\text{sólidos}}} + \frac{100 - ST(\%)}{\theta_{\text{água}}}} \quad (3.2)$$

onde:  $D_{\text{úmida}}$  = densidade úmida do lodo;

ST = teor de sólidos totais;

$\theta_{\text{sólidos}}$  = densidade dos sólidos;

$\theta_{\text{água}}$  = densidade da água.

(Fonte: REALI, 1999)

A densidade dos sólidos pode ser determinada experimentalmente ou assumida igual a 2.500 kg/m<sup>3</sup> para lodos de ETAs que utilizam sais de ferro ou alumínio como coagulante. Saliente-se que, apesar do autor - REALI, 1999 - ter escrito *densidade*, o correto é *massa específica*, considerando-se que é um parâmetro dimensional.

As características relacionadas à secagem do lodo vão piorando a medida que aumenta o teor de matéria orgânica incorporada na matriz sólida do efluente (BACHE e PAPAVALOPOULOS, 2003).



Segundo SUTHERLAND (1969) apud CORDEIRO (1981), a quantidade de sólidos totais dos lodos dos decantadores varia de 3.000 a 15.000 mg/L, sendo a parcela suspensa (SS) entre 75 a 90% do total. Outros autores falam em valores em torno de 1 a 2% de sólidos (VIESSMAN e HAMMER, 1998). O peso específico seco dos lodos varia entre 1,205 gf/cm<sup>3</sup> a 1,521 gf/cm<sup>3</sup> (CORDEIRO, 1981).

Lodos contendo alumínio deverão passar por uma avaliação cuidadosa antes de serem dispostos no solo, pois o alumínio possui grande afinidade de ligação com o fósforo presente no solo, indisponibilizando-o para as plantas. As preocupações decorrentes da aplicação do lodo de ETA no solo são, segundo ABOY (1999):

- o possível desenvolvimento de déficit de fósforo (P);
- toxicidade do alumínio para as plantas, que pode ocorrer a partir de concentrações tão baixas quanto 1 ppm;
- absorção pelas plantas de metais pesados de produtos químicos, usados tanto na conservação quanto no tratamento da água.

Na Tabela 3.7, estão apresentados valores para algumas características de lodos de ETAs de acordo com pesquisas feitas por SILVA (1999).

**Tabela 3.7.** Características dos lodos de tratamento de água.

<b>Característica</b>	<b>Média</b>	<b>Variação</b>
Alumínio (porcentagem em peso seco)	21,2	2,8 – 30
Cálcio (porcentagem em peso seco)	2,7	0,3 – 5
Ferro (porcentagem em peso seco)	3,2	1,2 – 6,6
Potássio (porcentagem e peso seco)	1,7	0,04 – 5
Magnésio (porcentagem em peso seco)	0,45	0,24 – 8
Silício (porcentagem em peso seco)	20	-
Fósforo (porcentagem em peso seco)	0,35	-
PH	7,0	5,1 – 8,0
Carbono orgânico total (porcentagem em peso seco)	3,1	0,85 – 6,5
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	45	2 – 104
DQO (mg/L)	500	100 – 10.000
Nitrogênio Total Kjeldahl (porcentagem em peso seco)	0,68	0,44 – 1,0
Equivalência em carbonato de cálcio (porcentagem)	15	10 – 20
Coliformes (número/g)	< 20	-

(Fonte: ELLIOTT & DEMPSEY, 1991, apud SILVA, 1999)

A Tabela 3.8 apresenta características dos lodos gerados em ETAs, com valores obtidos por diversos autores.

**Tabela 3.8.** Características de lodos de ETAs.

<b>Autor (ano)</b>	<b>DBO (mg/L)</b>	<b>DQO (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>ST<sup>(1)</sup> (mg/L)</b>	<b>SV<sup>(2)</sup>/ST (%)</b>	<b>SS<sup>(3)</sup>/ST (%)</b>
Neubauer (1968)	30 a 150	500 a 15.000	6,0 a 7,6	1.100 a 16.000	20% a 30%	-
Sutherland (1969)	100 a 232	669 a 1.100	7,0	4.300 a 14.000	25%	80%
Bugg (1970)	380	1.162 a 15.800	6,5 a 6,7	4.380 a 28.580	20%	-
Albrecht (1972)	30 a 100	500 a 10.000	5,0 a 7,0	3.000 a 15.000	20%	75%
Culp (1974)	40 a 150	340 a 5.000	7,0	-	-	-
Nilsen (1974)	100	2.300	-	10.000	30%	-
Singer (1974)	30 a 300	30 a 5.000	-	-	-	-
Cordeiro (1981)	320	5.150	6,5	81.575	20,75%	-
Vidal (1990)	449	3.487	6,0 a 7,4	21.972	15%	-
Vidal (1990)	173	1.776	6,7 a 7,1	6.300	73%	-
Cordeiro (1993)	-	5.600	6,4	30.275	26,3%	-
Patrizze (1998)	-	-	5,55	6.112	19%	-
Patrizze (1998)	-	-	6,8	6.281	-	-

(1) - ST = sólidos totais; (2) - SV = sólidos voláteis totais; (3) - SS = sólidos suspensos.

(Fonte: REALI, 1999)

A Tabela 3.9 apresenta a concentração de metais presentes em lodos de ETAs localizadas no estado de São Paulo.

SANTOS et al. (2000) realizaram a análise química do lodo da estação Imperatriz Leopoldina em São Leopoldo, cidade vizinha de Novo Hamburgo. Esta análise foi por fluorescência de raios – X para os óxidos SiO<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, CaO, MgO, K<sub>2</sub>O e TiO<sub>2</sub>, em amostras fundidas por Li<sub>2</sub>B<sub>4</sub>O<sub>7</sub> (tetraborato de lítio), e por espectrometria de absorção atômica para Na<sub>2</sub>O. O FeO foi analisado por titulação com KMnO<sub>4</sub> (permanganato de potássio).

A análise química do lodo está apresentada na Tabela 3.10.

**Tabela 3.9.** Teor de metais em lodos de ETAs.

<b>Metal</b>	<b>ETA 01</b>	<b>ETA 02</b>	<b>ETA 03</b>
Alumínio (mg/L)	3.965	391	325
Bário (mg/L)	-	0,22	0,18
Cádmio (mg/L)	0,14	0,02	0,02
Cálcio (mg/L)	142	-	0,08
Chumbo (mg/L)	2,32	0,2	0,3
Cloreto	-	35	36,3
Cobre	1,47	0,12	0,20
Cromo total	3,82	0,06	0,09
Ferro total	3.381,00	129	166
Ferro solúvel	-	6,14	0,12
Magnésio	27,00	2,87	1,38
Manganês	1,86	7,80	3,44
Manganês solúvel	-	4,57	1,00
Merúrio	-	-	-
Níquel	2,70	0,14	0,12
Potássio	49,97	7,37	7,55
Sódio	311,00	29,3	63,0
Zinco	2,13	0,70	0,98

(Fonte: REALI, 1999)

**Tabela 3.10.** Análise química do lodo da estação Imperatriz Leopoldina, em São Leopoldo.

<b>Composição Química</b>	<b>Lodo da ETA</b>
SiO <sub>2</sub> (%)	34,8
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	22,3
TiO <sub>2</sub> (%)	0,94
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	6,6
CaO (%)	0,4
K <sub>2</sub> O (%)	0,57
Na <sub>2</sub> O (%)	0,23
MgO (%)	0,69
MnO (%)	0,17
S (ppm)	2990
FeO (%)	2,9
P. F. <sup>(1)</sup> (%)	27,99

(1) – P.F. = perda ao fogo – material calcinado a 1.000 °C.

(Fonte: SANTOS et al., 2000)

Os resultados da análise química, apresentados na Tabela 3.10, mostram que este resíduo tem em seus principais constituintes, valores semelhantes aos das argilas normalmente usadas como matéria-prima de produtos cerâmicos (SANTOS et al., 2000).

Na caracterização mineralógica do resíduo, feita através de difração de raios-X, foi constatada a presença de quartzo ( $\text{SiO}_2$ ), de argilominerais do grupo das caolinitas ( $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ ), de feldspato e traços de hematita ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ).

A toxicidade potencial dos lodos de estações de tratamento de água, para plantas, seres humanos e organismos aquáticos, depende de fatores tais como características da água bruta, produtos químicos utilizados no tratamento, possíveis contaminantes contidos nesses produtos, reações químicas ocorridas durante o processo de tratamento, forma de remoção e tempo de retenção dos resíduos nos decantadores, características hidráulicas, físicas, químicas e biológicas do corpo receptor.

Quando é utilizado o sulfato de alumínio como coagulante primário, os possíveis compostos formados no processo dependerão do pH do meio, da presença de ligantes e hidróxidos na água bruta, segundo DRISCOLL (1987) apud REALI (1999). A compreensão dos caminhos da transferência do alumínio no tratamento da água é complexa e poucos têm sido os trabalhos no sentido de melhor esclarecimento desses caminhos. Esse transporte de formas de alumínio no processo pode se dar através da água filtrada e distribuída à população ou para as partículas retidas nos decantadores e nos filtros das ETAs.

CORDEIRO (1999) cita alguns problemas gerados pelo descarte sem critério dos lodos das ETAs, especialmente referente ao alumínio. Em diversos estudos, ficou demonstrado que o alumínio, principalmente na forma inorgânica, pode ser tóxico para peixes e comunidades bentônicas. ABOY (1999) realizou os ensaios de lixiviação e solubilização de resíduos, recomendados pela NBR 10004 para a classificação de lodo de ETA e os resultados obtidos possibilitaram classificar o lodo como resíduo classe II – não-inerte. As concentrações de metais encontradas no extrato obtido no teste de lixiviação ficaram abaixo dos limites da Listagem nº 7 da NBR 10004 e, segundo este critério, o lodo não é tóxico; portanto, não se enquadra como resíduo classe I – perigoso. Todavia, a menor concentração de alumínio encontrada no extrato obtido no teste de solubilização ultrapassou o limite máximo da Listagem nº 8 da referida norma e o lodo deve ser classificado como resíduo classe II – não-inerte. O mesmo resultado foi encontrado por SANTOS et al. (2000). Nas Tabelas 3.11, 3.12 e 3.13, são apresentados os resultados obtidos por SANTOS et al. (2000) no estudo de periculosidade do resíduo, o qual congrega os estudos da origem e composição do resíduo, da inflamabilidade, da corrosividade, da reatividade, da toxicidade e da patogenicidade, conforme as normas NBR 10004/87, 10005/87 e 10006/87.

**Tabela 3.11.** Análise de resíduo sólido do lodo da ETA Imperatriz Leopoldina, em São Leopoldo.

<b>Parâmetro</b>	<b>Lodo da ETA</b>
Umidade (%)	68,7
pH (Solução a 5%)	6,4
Óleos e graxas (%)	0,05
Cianetos (%)	Não detectado
Sulfetos (ppm H <sub>2</sub> S)	120,0
Alumínio (%)	6,0
Ferro total (%)	4,8
Coliformes totais (NMP/100 mL)	480.000
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	320.000
Cinzas (%)	83,2

(Fonte: SANTOS et al., 2000)

A análise do extrato de lixiviação do lodo é apresentada na Tabela 3.12.

**Tabela 3.12.** Análise do extrato de lixiviação do lodo da ETA Imperatriz Leopoldina, em São Leopoldo.

<b>Parâmetro</b>	<b>Lodo da ETA</b>
Fluoretos (mg/L)	Não detectado
Arsênio (mg/L)	Não detectado
Bário (mg/L)	0,3
Chumbo (mg/L)	Não detectado
Cromo total (mg/L)	0,04
Cádmio (mg/L)	Não detectado
Mercúrio (mg/L)	Não detectado
Prata (mg/L)	Não detectado
Selênio (mg/L)	Não detectado

(Fonte: SANTOS et al., 2000)

A análise do extrato de solubilização do lodo é apresentada na Tabela 3.13.

SANTOS et al. (2000) realizaram, também, ensaios de granulometria por peneiramento e sedimentação, segundo a NBR 7181/84, concluindo que, da fração mineral do resíduo, a argila corresponde a 6%, silte a 15%, areia fina a 21% e areia média a 58%. Para os limites de liquidez e plasticidade, realizados de acordo com a NBR 6459/84 e NBR 7180/84 respectivamente, os resultados obtidos foram os seguintes:

- limite de liquidez igual a 43,7%;

– limite de plasticidade igual a 27,94%.

Uma importante observação diz respeito à componente orgânica do lodo. BIDONE e ABOY (1997a) analisam como a provável causa para a baixa carga de alumínio no líquido drenado em experimentos com leitos de secagem a capacidade adsortiva/quelante da matéria orgânica, tendo esta “aprisionado” o metal, proporcionando a formação de complexos metálicos estáveis, pouco ou não solúveis. Isto favoreceria o lançamento, em corpos receptores, do líquido drenado do lodo de ETA, disposto em leitos de secagem. O uso de um coagulante orgânico provavelmente aumentará ainda mais a capacidade quelante dos lodos das ETAs.

**Tabela 3.13.** Análise do extrato de solubilização do lodo da ETA Imperatriz Leopoldina, em São Leopoldo.

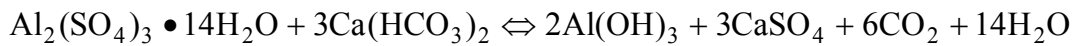
<b>Parâmetro</b>	<b>Lodo da ETA</b>
Fenóis (mg/L)	0,06
Surfactantes (mg/L)	0,13
Cianetos (mg/L)	Não detectado
Cloretos (mg/L)	50,0
Fluoretos (mg/L)	Não detectado
Sulfatos (mg/L)	135,3
Nitratos (mg/L)	2,7
Dureza (mg/L)	250,0
Alumínio (mg/L)	0,34
Arsênio (mg/L)	Não detectado
Bário (mg/L)	0,33
Chumbo (mg/L)	Não detectado
Cobre (mg/L)	0,02
Cromo total (mg/L)	0,16
Cádmio (mg/L)	Não detectado
Ferro total (mg/L)	2,56
Manganês (mg/L)	1,0
Mercúrio (mg/L)	Não detectado
Prata (mg/L)	Não detectado
Selênio (mg/L)	Não detectado
Sódio (mg/L)	3,66
Zinco (mg/L)	0,02

(Fonte: SANTOS et al., 2000)

Sobre o aspecto quantitativo, CORDEIRO (2001a) comenta que a quantidade de lodo produzida em determinada ETA depende de fatores como: partículas presentes na água bruta, que conferem cor e turbidez à mesma; concentração de produtos químicos aplicados ao tratamento; tempo de permanência do lodo nos tanques; forma de limpeza dos mesmos; eficiência da sedimentação.

Para lodos originados do processo de tratamento de água bruta colorida e com baixa turbidez usando alumínio, em torno de 45 % da massa seca originada no tratamento é devida ao coagulante (BACHE e PAPAVALOPOULOS, 2003).

Segundo RICHTER (2001), é possível estimar a produção de resíduo resultante da adição de sulfato de alumínio à água a partir da reação química entre o coagulante e a alcalinidade da água. A reação está apresentada abaixo.



Conforme a estequiometria desta reação, 594 g de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$  formam 156 gramas de  $2\text{Al}(\text{OH})_3$ . Portanto, teoricamente, 1,0 grama do coagulante sulfato de alumínio produz 0,26 gramas de hidróxido de alumínio. Na prática, verifica-se a formação de 0,44 gramas de  $2\text{Al}(\text{OH})_3$  a partir da adição de 1,0 grama de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ . No lodo, também estarão contidos os sólidos removidos da água. Pode-se considerar que a relação entre turbidez da água bruta e peso dos sólidos removidos está na faixa de 0,5 a 2,0 mg/UNT, com valor médio de 0,75 mg/UNT. Para o tratamento com o sulfato de alumínio, o cálculo de produção estimada de lodo seria (VIESSMAN e HAMMER, 1998):

$$[\text{T}_{\text{água bruta}} (\text{UNT}) \times 0,75 (\text{mg sólidos/UNT})] + [\text{C}_{\text{sulf de alum}} (\text{mg Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{H}_2\text{O/L}) \times 0,44 (\text{mg sólidos / mg Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{H}_2\text{O})] \times \text{Q} = \text{Quantidade de lodo produzido}$$

(3.3)

onde,

$\text{T}_{\text{água bruta}}$  = turbidez da água bruta;

$\text{C}_{\text{sulf de alum}}$  = dosagem de sulfato de alumínio;

Q = vazão de água tratada.

CORNWELL et al. (1987) apud CORDEIRO (2001a) afirmam que a concentração de sólidos que entra no decantador pode ser relacionada à turbidez da água bruta através de um fator que pode variar de 1,5 a 2,2. Ou seja, a relação entre concentração de partículas que

entram no decantador e a turbidez da água bruta pode ser escrita da seguinte forma (equação 3.4):

$$C_e = T \cdot 1,5(2,2) \quad (3.4)$$

onde:

$C_e$  = a concentração de partículas que entram no decantador;

$T$  = a turbidez da água bruta.

A Figura 3.11 é a fotografia do lodo da ETA-NH.



**Figura 3.11.** Lodo da ETA de Novo Hamburgo (ETA-NH).

### 3.4.2. Caracterização do efluente da lavagem dos filtros.

Atualmente, muitas estações de tratamento de água operam com vazões acima da sua vazão máxima de projeto. Isto acarreta uma velocidade no fluxo da água nos decantadores



muito alta, não permitindo a decantação de todos os flocos. O arraste destes flocos para os filtros afeta a sua eficiência, podendo comprometer a qualidade da água tratada sempre que os flocos, inteiros ou quebrados em partículas menores, conseguem atravessar o meio filtrante.

Por outro lado, se os flocos ficam retidos nos filtros, a qualidade da água tratada pode ser satisfatória. Mas, surgem problemas operacionais como:

- redução na carreira dos filtros (intervalo entre lavagens), aumentando o consumo de água com lavagem dos filtros;
- alteração nas características do efluente gerado na lavagem dos filtros;
- alteração no tempo de duração de cada lavagem, podendo, também, aumentar a quantidade de água tratada gasta nesta atividade;
- redução na vida útil do meio filtrante.

Em relação às características qualitativas das águas de lavagem pode-se dizer que existe grande variabilidade de ETA para ETA em função das características da água bruta, do processo de tratamento e dos produtos químicos adicionados durante o tratamento. Mesmo, em análises feitas na mesma estação, os resultados são variados. Em geral, os resíduos decorrentes das lavagens de filtros apresentam concentrações baixas de sólidos totais, entre 100 e 500 mg/L (DI BERNARDO et al., 1999a).

As ETAs relacionadas na Tabela 3.14 apresentam as seguintes características (DI BERNARDO, SCALIZE e SOUZA FILHO, 1999a):

- ETA 1 e ETA 2: lavagem por insuflação de ar, seguida da lavagem com água no sentido ascensional; filtração com taxa declinante; o coagulante utilizado é o cloreto férrico;
- ETA 3: lavagem com água no sentido ascensional; filtração com taxa constante; o coagulante utilizado é o sulfato de alumínio;
- ETA 4: lavagem com água no sentido ascensional; filtração direta ascendente com taxa constante; o coagulante utilizado é o sulfato de alumínio.

Na Tabela 3.15, é apresentado o resultado parasitológico das caracterizações das amostras da água de lavagem da ETA 3. Na tabela 3.16, está caracterizado o lodo da ETA de Descalvado em São Paulo.

**Tabela 3.14.** Características de águas de lavagens de filtros de ETAs.

Parâmetro	Estações de tratamento de água			
	ETA 1	ETA 2	ETA 3	ETA 4
Turbidez (uT)	130	171	58	76
Cor aparente (uC)	200	2690	310	400
DQO (mg/L)	40,8	52	35	48
pH	7,1	8,0	6,9	7,3
Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	37	*	17	12,6
Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	40,8	*	12	*
Condutividade (µS/cm)	95	*	38	37,1
Sólidos Totais (mg/L)	367	*	88	130
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	157	*	65	*
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	210	*	23	*
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	250	313	59	95
Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	210	230	42	*
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	40	83	17	*
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	74	41	3,4	8
Nitrogênio Total (mg/L N)	*	*	4,0	*
Fosfato (mg/L PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	0,037	*	0,022	*
Carbono Orgânico Total (mg/L)	11,8	*	6,3	6,4
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	241.920	17.329	1.640	1.095
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	17.820	20	72	3
Metais: Ferro (mg/L)	700	170	6,9	6,5
Alumínio (mg/L)	*	*	0,30	0,80
Manganês (mg/L)	2,19	1,17	0,10	0,10
Zinco (mg/L)	2,00	0,10	0,64	*
Cobre (mg/L)	0,35	0,84	0,06	*
Chumbo (mg/L)	0,58	ND	ND	*
Níquel (mg/L)	0,35	ND	ND	*
Cromo (mg/L)	0,09	ND	ND	*
Cádmio (mg/L)	0,01	ND	ND	*
Cálcio (mg/L)	95,6	*	*	*
Magnésio (mg/L)	22,8	*	*	*

ND = não detectado; (\*) não pesquisado.

(Fonte: DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002)

**Tabela 3.15.** Características das amostras utilizadas nos ensaios de clarificação, por sedimentação, da água de lavagem proveniente da ETA 3.

Parâmetro	Amostras		
	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3
Parasitológico:			
Cisto de <i>Entamoeba coli</i>	+	+	+
Larva de <i>Strongyloides stercoralis</i>	+	+	+
Larva de <i>Ancylostomatidae</i>	ND	+	+
Ovo de <i>Hymenolepis nana</i>	ND	ND	ND
Ovo de <i>Ancylosmadias</i>	+	ND	+

ND = não detectado; (+) positivo.

(Fonte: SCALIZE, 1997 apud DI BERNARDO, SCALIZE e SOUZA FILHO, 1999a)

**Tabela 3.16.** Caracterização do resíduo líquido gerado pela ETA de Descalvado.

Parâmetro	Valor
Turbidez (UNT)	76
pH	7,25
Cor aparente (mg (Pt/Co)/L)	400
Sólidos Totais (mg/L)	130
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	95
Sólidos Sedimentáveis (mL/L) - 1 hora	8
Coliformes Totais (NMP/100mL)	1.095
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	03
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	37,1
COT (mg/L)	48
DQO (mg/L)	6.436
Alcalinidade (mg/L $\text{CaCO}_3$ )	12,6
Ferro (mg/L)	6,5
Manganês (mg/L)	0,1
Alumínio (mg/L)	0,8

ND = não detectado.

(Fonte: DI BERNARDO, SCALIZE e SOUZA FILHO, 1999a)

Com relação ao aspecto quantitativo da água de lavagem dos filtros, o volume de água usada varia entre 1% e 5% do volume de água tratada (DOE, 1990). A perda na região metropolitana de São Paulo devido às descargas de decantadores e lavagens de filtro, segundo

a SABESP (1987), era de aproximadamente 4% do volume diário de água tratada, suficiente para abastecer uma população da ordem de 400 mil habitantes. O tipo de coagulante empregado tem influência direta na quantidade de resíduos líquidos gerados durante a lavagem dos filtros (DI BERNARDO, SCALIZE e SOUZA FILHO, 1999a).

As alternativas para manuseio da água de lavagem dos filtros incluem o lançamento direto em corpos d'água receptores e o reciclo para o início da estação de tratamento. A água de lavagem dos filtros pode retornar à câmara de chegada de água bruta para ser misturada com a mesma, sem ou com sua clarificação (SOUZA FILHO, 1998 apud DI BERNARDO et al., 1999b). A recirculação da água de lavagem, no processo completo de tratamento, deve ser feita através do acúmulo da mesma em um tanque de recepção e equalização dos resíduos líquidos. Este tanque servirá para regularizar a vazão de retorno, no máximo igual a 10% da vazão da água bruta. Em processos de clarificação por sedimentação, a recirculação do sobrenadante pode comprometer o funcionamento da ETA ou prejudicar a qualidade da água final, pela presença de sólidos suspensos totais ou microrganismos indesejáveis como cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium*, de metais como manganês e ferro, de carbono orgânico total, de precursores dos trihalometanos e substâncias que conferem sabor e odor. Então para cada tipo de água deve-se estudar os possíveis métodos a serem empregados, levando em consideração a eficiência do sistema, o que poderá ser feito em relação à remoção de sólidos suspensos totais (DI BERNARDO et al., 1999b).

Segundo MIRANDA (1969), as águas de barragem, lagos, lagoas e açudes (águas coradas de baixa turbidez) produzem flocos leves e de baixa resistência mecânica, os quais são carregados em maior proporção para os filtros, penetrando mais profundamente no leito filtrante. As unidades filtrantes para essas águas têm menor período de trabalho, isto é, são lavadas mais freqüentemente, e também, necessitam maior quantidade de água de lavagem do que se trabalhasse com águas correntes. A experiência com águas mais paradas conduz aos seguintes dados de operação de filtros:

- água de lavagem: 2,5 a 3,0 %;
- turbidez da última água de lavagem: 15 a 20 mg/L SiO<sub>2</sub>.

As águas correntes produzem flocos mais densos e mais resistentes, conseqüentemente sedimentam melhor e não penetram profundamente no leito filtrante. Os filtros que trabalham com água corrente têm maior período de trabalho e necessitam menos água de lavagem, conforme apresentado abaixo (MIRANDA, 1969):

- água de lavagem: 0,3 a 0,8 %;
- turbidez da última água de lavagem: 60 a 70 mg/l SiO<sub>2</sub>.

A Tabela 3.17 apresenta dados referentes às características da água bruta, decantada e tratada e do efluente da lavagem dos filtros de ETAs localizadas no estado do Rio Grande do Sul.

**Tabela 3.17.** Caracterização da água de lavagem de ETAs do Rio Grande do Sul.

Localidade	pH		Turbidez (mg SiO <sub>2</sub> /L)			Cor (mg Pt/Co /L)		Dosa-gem Al <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mg/L)	Água de lavagem/ água tratada (%)	Tamanho efetivo da areia no leito filtrante (mm)	Turbidez do efluente da lavagem (mg SiO <sub>2</sub> /L)
	B	T	B	D	T	B	T				
Itaqui	7,1	6,6	28	0,6	0,1	67	0	25	0,6	1,16	50
Jaguarão	7,3	7,9	18	1,8	0,3	105	2	47	0,3	1,10	56
Santa Maria	6,8	6,4	10	1,1	0,3	82	4	20	1,0	1,16	55
Uruguaiana	7,2	6,4	24	0,5	0,3	113	5	34	0,9	1,13	45
Gravataí	6,7	5,5	8,5	0,7	0	154	3	47	2,9	0,43	18
Torres	6,3	5,8	4,6	2,3	0,6	153	2	22	2,7	0,37	15
Guaíba	7,0	5,9	20	2,0	0,8	90	6	42	0,3	0,43	60
Lajeado	7,3	6,4	13	1,5	0,2	36	2	27	0,5	0,33	70

(Fonte: MIRANDA, 1969).

Na tabela 3.18, estão apresentados parâmetros atualizados da água de lavagem de uma ETA que capta a água do rio dos Sinos localizada em um município próximo a Novo Hamburgo. Esta ETA é convencional e utiliza o sulfato de alumínio como coagulante do tratamento.

**Tabela 3.18.** Características da água de lavagem de uma ETA localizada em município vizinho a Novo Hamburgo para as condições de início e final de lavagem.

Parâmetro	Início da lavagem	Final da lavagem
PH	5,6	6,4
Turbidez (uT)	637	1,29
Cor (uC)	4.184	11,8
Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	6,0	10,0
Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	-	19,0
CO <sub>2</sub> Livre (mg/L CO <sub>2</sub> )	-	14,6
Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> )	-	9,6
Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> consumido)	36,8	2,8
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	366,0	107,0
Condutividade elétrica (µS/cm)	433,0	109,0

### 3.4.3. Caracterização do lodo da ETA-NH.

ALTMANN (2002) realizou análises no lodo dos decantadores da ETA-NH e na água do arroio Luiz Rau a montante e a jusante do ponto onde o lodo é despejado quando da lavagem dos decantadores. As análises foram feitas tanto para o tratamento com sulfato de alumínio quanto para o tratamento com *Veta organic*. A Tabela 3.19 apresenta concentrações de vários elementos na água do arroio Luiz Rau a montante e a jusante do ponto de descarga do lodo da ETA-NH. A jusante do ponto de descarga são apresentadas concentrações em duas condições distintas:

- logo após descarga do lodo oriundo do tratamento com sulfato de alumínio;
- logo após descarga do lodo oriundo do tratamento com *Veta organic*.

**Tabela 3.19.** Concentrações na água do arroio Luiz Rau a montante e a jusante (após descarte do lodo oriundo do tratamento com sulfato de alumínio e do lodo oriundo do tratamento com *Veta organic*) do ponto de descarga do lodo da ETA-NH.

Elemento	Concentrações (mg/L)		
	Montante	Jusante - sulfato de alumínio	Jusante - <i>Veta organic</i>
Fósforo total	1,50	7,75	0,75
Nitrogênio total	2,47	1,65	12,07
Sódio	12,00	11,00	14,00
Alumínio	14,00	158,00	50,00
Arsênio	0,005	< 0,002	< 0,002
Bário	< 1	< 1	< 1
Cádmio	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cálcio	22,00	18,00	18,00
Cobre	0,05	0,13	0,08
Cromo total	0,08	0,31	0,16
Ferro	14,00	122,00	37,00
Magnésio	2,40	8,50	3,60
Manganês	0,39	2,00	1,20
Mercúrio	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Potássio	5,40	9,00	7,00
Selênio	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Zinco	0,01	0,34	0,21

(Fonte: ALTMANN, 2002)

As coletas das amostras para a condição de jusante, tanto para o tratamento com sulfato de alumínio quanto para o tratamento com *Veta organic*, do ponto de descarga do lodo da ETA-NH, além de terem sido realizadas logo após o descarte do lodo, distaram menos de cinco metros do ponto de descarga.

Na Tabela 3.20, estão as concentrações de vários elementos nos lodos originados no tratamento com sulfato de alumínio e no tratamento com *Veta organic*.

**Tabela 3.20.** Concentrações nos lodos da ETA-NH originados no tratamento com sulfato de alumínio e no tratamento com *Veta organic*.

Elemento	Concentração (mg/L)	
	Tratamento com sulfato de alumínio	Tratamento com <i>Veta organic</i>
Fósforo total	115,50	183,00
Nitrogênio total	146,90	130,00
Sódio	475,00	-
Alumínio	76.000,00	5.250,00
Arsênio	0,13	-
Bário	74,00	-
Cádmio	< 2	0,00
Cálcio	1.800,00	-
Chumbo	-	1,15
Cobre	69,00	-
Cromo total	118,00	11,00
Ferro	51.000,00	4.350,00
Magnésio	5.800,00	-
Manganês	1.000,00	-
Merúrio	0,051	0,003
Níquel	-	4,76
Potássio	4.100,00	-
Selênio	0,012	-
Zinco	110,00	-

(Fonte: ALTMANN, 2002)

Para o lodo originado do tratamento com *Veta organic*, ALTMANN (2002) encontrou os seguintes valores médios para DBO e DQO:

- $DBO_5 = 547,00 \text{ mg O}_2/\text{L}$ ;
- $DQO = 2.955,00 \text{ mg O}_2/\text{L}$ .

### 3.5. Influência da operação da ETA na qualidade da água tratada e nos efluentes gerados.

Diversos fatores afetam as características qualitativas e quantitativas dos resíduos gerados em uma ETA. Entre os principais fatores que influem na composição dos lodos originados dos tanques de decantação ou flotação podemos citar:

- características da água bruta;
- tipo e dosagem de produtos químicos utilizados no processo de coagulação/floculação;
- eficiência das unidades de floculação;
- tipo e eficiência dos decantadores aliados ao modo de operação de descarte do lodo acumulado nos mesmos.

A escolha adequada do tipo de coagulante e determinação da dosagem ótima são fundamentais para a obtenção de eficiência satisfatória dos processos de floculação, decantação e filtração. O *Jar-test* é um ensaio muito utilizado nas ETAs na definição da dosagem adequada para determinado coagulante. Convém salientar que as características da água bruta, principalmente em mananciais superficiais, são variáveis no tempo (REALI, 1999).

Com relação às técnicas de tratamento de água, existe uma tendência de se procurar sistemas que gerem quantidades menores de lodos, principalmente se comparados com estações de tratamento convencionais. Estas empregam unidades de decantação antecedendo o processo de filtração da água.

A filtração direta está entre as tecnologias que utilizam a coagulação química para a remoção de impurezas da água e que apresentam menor produção de lodo. Nos sistemas que adotam a filtração direta, não são necessários os decantadores e, algumas vezes, até mesmo os floculadores podem ser eliminados (REALI, 1999). Mas, em função da qualidade da água bruta, muitas vezes torna-se impossível o emprego da filtração direta. Outra alternativa que está tornando-se mais freqüente é a flotação por ar dissolvido no lugar da decantação.

Sobre o sistema de filtração direta DI BERNARDO, DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO (2002) comentam que o tratamento requer menor quantidade de



coagulante, uma vez que a coagulação é realizada no mecanismo de adsorção-neutralização de cargas, pois não há necessidade de produção de flocos para posterior sedimentação. Na filtração direta, ocorre a retenção de partículas primárias ou, no máximo, de pequenos flocos formados pelas mesmas, enquanto na filtração de água decantada tem-se, principalmente, a retenção de fragmentos de flocos. Sem dúvida, a filtração apresenta comportamento diferente em cada sistema, assim como são distintas as características do efluente líquido gerado na lavagem dos filtros.

No entanto, no Brasil, a grande maioria das ETAs operam no sistema convencional, com remoção periódica do lodo dos decantadores (REALI, 1999), sendo este tipo de tratamento considerado no presente trabalho.

REALI (1999) apresenta os principais fatores relacionados à operação de uma ETA convencional que interferem nas características dos resíduos líquidos, pois os decantadores convencionais (sem equipamento de extração de lodo) geralmente são limpos em intervalos de tempo de 0,6 a 5 meses em função da qualidade da água bruta, gerando resíduos bem mais concentrados que os observados em decantadores de alta taxa ou convencionais com dispositivos de extração de lodo, os quais são limpos diariamente com frequência que depende da qualidade da água bruta.

O procedimento utilizado na limpeza dos decantadores também interfere na qualidade dos resíduos líquidos gerados, principalmente no que diz respeito à concentração de sólidos. A remoção de lodo dos decantadores pode ser manual ou mecanizada (remoção intermitente ou contínua). O emprego de equipamento para extração de lodo é justificado quando a água bruta possui alta concentração de sólidos suspensos ou for elevada a concentração de matéria orgânica, ou quando a matéria removida for rapidamente degradada. Adicionalmente, em ETAs relativamente grandes (em geral, com capacidade para tratamento de vazão maior que 1 m<sup>3</sup>/s) os decantadores são providos de dispositivos automáticos para extração do lodo.

Nos decantadores convencionais, sem equipamentos de extração de lodo, a limpeza é feita quando torna-se intenso o arraste de flocos para as calhas vertedoras da água decantada ou quando, devido a sua fermentação, o lodo gera odor desagradável e surgem bolhas que dificultam a decantação.

A limpeza manual ocasiona a produção de resíduo líquido em bateladas, dificultando o gerenciamento do mesmo. Além de permitir maior eficiência e controle do sistema de tratamento, a descarga contínua ou semi-contínua de lodo evita ocorrência de condições anaeróbias. O armazenamento do lodo por longo período, para aumentar sua concentração, não é recomendado. O intervalo entre limpezas manuais sucessivas em um mesmo decantador varia entre 20 e 150 dias e o local de descarga do resíduo gerado é, normalmente, o curso

d'água mais próximo da ETA. Além disso, cabe ressaltar que, em ETAs convencionais e trabalhando acima da sua vazão de projeto, caso de ETA-NH, a limpeza dos decantadores acarreta (REALI, 1999):

- perda de água tratada utilizada nos hidrojetos;
- perda da água floculada sobrenadante no tanque a ser lavado;
- redução na carreira dos filtros, pois a água decantada nos tanques que continuam operando, enquanto um deles está isolado para lavagem, apresenta maior quantidade de flocos arrastados em função do aumento da velocidade do fluxo no decantador. Isto representa maior consumo de água tratada utilizada na retrolavagem, maior desgaste do leito filtrante e menor produção de água. Em alguns casos, pode haver piora na qualidade da água tratada.

### 3.6. Disposição dos efluentes de ETA no solo.

A água residuária tratada pode ser reutilizada de uma maneira planejada, para diversas finalidades. O reúso intencional de despejos tratados não é prática nova, entretanto, ultimamente, tem havido interesse crescente em relação a esta reutilização.

BRAILE e CAVALCANTI (1979) apud CORAUCCI FILHO et al. (1999) listam reúsos intencionais para efluentes tratados adequadamente:

- água não potável municipal, de emprego não nobre;
- água para abastecimento público;
- água para piscicultura;
- água para aplicação no solo;
- água para utilização em finalidades secundárias.

Todavia, dependendo do uso, as águas residuárias prescindem tratamento. Se faz necessária apenas a caracterização dessas águas a fim de verificar se os resíduos contidos nelas poluem o meio. Isto se faz com intuito de preservação do ambiente e da saúde pública.

No caso da aplicação das águas residuárias no solo, podem haver dois objetivos distintos (AISSE et al., 1999):

- um possível sistema de tratamento;
- método apropriado de disposição final.

No primeiro caso, o intuito é de tratar as águas residuárias domésticas e industriais por vários métodos e, simultaneamente, recuperar a água e atender à finalidade de seu reúso. No

segundo caso, a intenção é desfazer-se da água e recarregar os aquíferos. Ambos os casos conferem os padrões de qualidade satisfatórios quando aplicados adequadamente e de acordo com os critérios e propósitos do projeto.

A parte do despejo que infiltra no terreno sofre tratamento no interior do solo, com este último se comportando como camada "filtrante". Isso possibilita as ações de adsorção e as atividades dos microrganismos, os quais usam a matéria orgânica contida nos despejos como alimento, mineralizando-a, ou seja, transformando-a em nutriente que fica à disposição da vegetação. A matéria mineralizada tem um papel importante na recuperação dos solos agrícolas e a água que percola no interior dos solos pode, em diversas ocasiões, recarregar os lençóis subterrâneos.

Portanto, o emprego de águas residuárias no solo tem os seguintes propósitos:

- reúso;
- recarga de aquíferos;
- finalidades agrícolas.

Em resumo, a definição do método de aplicação depende basicamente das considerações acima, da finalidade a que se propõe e dos fatores ligados ao projeto. Entre tais fatores, pode-se incluir tipo e geologia do solo, área do terreno disponível, características dos efluentes, etc.. Todos os métodos de disposição no solo são mundialmente usados com sucesso, tanto para esgotos domésticos quanto para águas residuárias industriais (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

As substâncias mais importantes dos efluentes a serem consideradas para sua disposição e tratamento no solo, segundo CORAUCCI FILHO et al. (1999), são nitrogênio, fósforo, metais pesados e compostos orgânicos complexos.

O despejo dos resíduos no solo visa a melhoria da qualidade do efluente aplicado. Essa melhoria é alcançada com a remoção dos compostos orgânicos e inorgânicos contidos nesses efluentes no local de tratamento. O tratamento adequado promove a reposição de todos os sais minerais (macro e micronutrientes) para seu local de origem no meio ambiente (carbono, oxigênio e nitrogênio na atmosfera; fósforo, potássio, enxofre, além de outros, na crosta terrestre).

GEHLING (1985) apresenta entre outras as seguintes conclusões de suas pesquisas para o tratamento de esgotos em meio poroso:

- redução muito alta de coliformes totais do esgoto bruto, verificando-se remoções médias de 92,8% em 20 centímetros e de 99,8% em 170 centímetros;

- redução de aproximadamente 98% da DBO dos esgotos bruto e decantado através da percolação vertical de 170 centímetros nos filtros, sendo que grande parte desta remoção ocorreu nos 20 centímetros superficiais;
- as percentagens médias de remoção de DQO em 20 e 70 cm, para aplicação de 2 x 4,5 cm/dia de esgoto decantado, foram respectivamente 60% e 91%. No entanto, ao se dobrar a taxa de aplicação de esgoto decantado, baixaram para 47% e 83%. Já na série dos filtros que recebiam esgoto bruto à razão de 2 x 4,5 cm/dia, houve redução de 69% para 20 cm e 90% para 70 cm de percolação vertical. Saliente-se que as taxas de aplicação referem-se a altura de esgoto que era aplicada nos dias de alimentação.

Os parâmetros de controle e operação do sistema de disposição e tratamento no solo, como por exemplo a taxa hidráulica, o período e a frequência de aplicação, devem ser utilizados de forma que o sistema solo-planta (quando existir esta última) possa suportar para atingir o objetivo. As condições apresentadas pelo solo, como por exemplo a sua característica, o seu estado natural e o seu grau de manejo, também são muito importantes e são elas que, basicamente, regulam a quantidade de efluente a ser aplicado (CORAUCCI FILHO et al., 1999). Além disso, é fundamental a determinação das características do efluente.

Solos que recebem alta concentração de matéria orgânica e nutrientes têm, em pouco tempo, seu desempenho no tratamento prejudicado, exigindo, quando isso ocorrer, interrupção na atividade de disposição. É muito importante que o projeto contemple a aplicação de taxas (ou cargas) hidráulicas em turnos de rega adequados ao tipo de solo. A aplicação dos despejos no solo modificam constantemente o pH e o potencial de equilíbrio no sistema, afetando a remoção de nutrientes.

Os principais nutrientes utilizados pelas plantas são o nitrogênio, o fósforo e o potássio, além de outros igualmente importantes como o enxofre, o cálcio e o magnésio que, devido às suas concentrações na planta, são denominados macronutrientes (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

RICHTER (2001) informa que a aplicação de lodos de sulfato de alumínio ou de cal como condicionadores do solo atuam tornando-o mais poroso que, assim, retém mais umidade, aumentando sua coesividade. A principal restrição que se faz ao sulfato de alumínio fundamenta-se na tendência que o lodo de alumínio tem de fixar o fósforo no solo, evitando a sua assimilação pelas raízes das plantas. Desse modo para prevenir este inconveniente, limita-se a aplicação anual de lodo de sulfato de alumínio a um máximo de 2,2 a 4,4 kg/m<sup>2</sup>.

Para lodos oriundos do tratamento de água com polímeros sintéticos, segundo BRATSKAYA, SCHWARZ e CHERVONETSKY (2004), a limitação, em especial para reciclagem, deve-se a não biodegradabilidade destes polímeros.

A aplicação do lodo consiste em esperrar o lodo no solo natural ou na agricultura, podendo ser aplicado em forma líquida, semi-sólida ou sólida, dependendo do meio de transporte. O transporte por caminhão exige uma torta de lodo sólido. A aplicação em forma líquida é desejável, porém impõe o bombeamento e, assim, a proximidade da estação de tratamento com a área de aplicação. O volume aplicado geralmente corresponde a cerca de 2 a 4 cm/ano, conforme a necessidade, porém a taxa de aplicação que o solo pode assimilar deve ser devidamente determinada por pesquisas no local. O custo de transporte e a pouca aceitação pelos lavradores são os principais obstáculos para um maior desenvolvimento deste método de disposição (RICHTER, 2001).

MANCUSO e SANTOS (2003) comentam que, apesar dos obstáculos citados acima, o uso de esgotos para irrigação de culturas aumentou significativamente nas duas últimas décadas. Isto ocorreu devido aos seguintes fatores:

- dificuldade crescente de identificar fontes alternativas de águas para irrigação;
- custo elevado de fertilizantes;
- a segurança de que os riscos de saúde pública e impactos sobre o solo são mínimos, se as precauções adequadas são efetivamente tomadas;
- os custos elevados dos sistemas de tratamento, necessários para descarga de efluentes em corpos receptores;
- o aumento na aceitação sociocultural da prática do reúso agrícola;
- o reconhecimento, pelos órgãos gestores de recursos hídricos, do valor intrínseco da prática.

Com relação à legislação sobre aplicação de resíduos sólidos e líquidos de ETAs e ETEs no solo, no Brasil, não existe uma legislação específica sobre o assunto. Enquanto, os Estados Unidos, através da EPA (Agência de Proteção Ambiental), possui regulamentações mais específicas. A Resource Conservation and Recovery Act (RCRA) de 1979 tem como ênfase à regulamentação de práticas de gerenciamento de resíduos sólidos a fim de proteger a saúde humana e o meio ambiente enquanto promove a conservação e recuperação de locais de disposição dos resíduos sólidos.

Assistência técnica e financeira a nível local, estadual e federal e para a iniciativa privada, treinamento, planejamento de ações, programas regulatórios de gerenciamento de resíduos perigosos e proibições de lançamento indiscriminado de lixo estão entre os objetivos

da RCRA. Além disso, promove práticas de recuperação de resíduos para reciclagem ou aproveitamento energético.

Nos Estados Unidos, qualquer lodo produzido por uma estação de tratamento pública que seja um resíduo perigoso deve ser armazenado, transportado e disposto de acordo com a RCRA (40 CFR Parte 260-270). Mesmo não estando listado como um resíduo perigoso, o lodo pode ser considerado como tal, se apresentar uma das seguintes características:

- reatividade;
- inflamabilidade;
- corrosividade;
- toxicidade.

Também, será considerado um resíduo perigoso se for derivado do tratamento de outro resíduo perigoso recebido por uma estação. Somente a RCRA permite o tratamento, armazenagem e destinação final por incineração, disposição no solo ou aterro sanitário de resíduos sólidos perigosos. Felizmente, a maioria das estações de tratamento não gera resíduos perigosos conforme definição da regulamentação 40 CFR Parte 261 (BASTIAN et al., 1992).

Crítérios a nível federal (40 CFR Parte 257) identificando “práticas aceitáveis de disposição de resíduos sólidos”, incluindo disposição no solo e aterros sanitários, foram editados em 1979 por uma junta formada por autoridades da RCRA (e a CWA – Clean Water Act em se tratando de lodo de estações). Estes critérios foram utilizados por agências estaduais para eliminar práticas inaceitáveis de disposição de resíduos sólidos, que estão proibidas, mais especificamente, na Seção 405 da RCRA. Limites para quantidades anuais e acumulativas de cádmio no lodo aplicado em solos agrícolas, necessidade de manutenção do pH do solo acima de 6,5 foram definidos entre outros critérios. Também, foram definidos limites de patogênicos para aplicação no solo e definidas condições de operação para vários processos de tratamento do lodo para redução de patogênicos.

Regulamentações mais específicas sobre lodos podem ser encontradas na Seção 405 da CWA, inclusive leis federais de controle de poluição das águas, tais como a PL 92-500 de 1972, a Clean Water Act de 1977 (PL 95-217) e a Water Quality Act de 1987 (100-4). A CWA se preocupa com a proteção, restauração e manutenção da integridade das características químicas, físicas e biológicas das águas norte americanas. As metas da CWA são eliminar a descarga de poluentes nas águas navegáveis e, ao mesmo tempo, tornar as águas propícias para recreação e sobrevivência e propagação de peixes, comunidades aquáticas e da vida selvagem. Isto será obtido através do uso de práticas adequadas de gerenciamento e controle tecnológico ou eficiente reúso e recuperação dos efluentes dos

esgotos. Através da CWA, os estados definem padrões para descarga de efluentes em corpos de água e valores para concentração de poluentes (KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992).

A Seção 405, acrescida da emenda da Water Quality Act de 1987, requereu da EPA o desenvolvimento de padrões técnicos abrangentes com os seguintes objetivos:

- identificar os principais métodos de uso e disposição dos lodos;
- identificar poluentes tóxicos que podem, em certas concentrações, interferir com determinado método de uso ou disposição;
- estabelecer níveis aceitáveis de determinados poluentes para cada tipo de uso e disposição a fim de proteger a saúde e o meio ambiente;
- estabelecer práticas de manejo dos resíduos sempre que necessário.

A primeira etapa das regulamentações técnicas para lodos requeridas pela Seção 405 da CWA foi sua publicação em 6 de fevereiro de 1989 no Registro Federal (Vol. 54, No 23:5746-5902) como “Padrões Propostos para a Disposição de Lodos” para análise pública. Esta nova proposta de regulamentação técnica, editada como 40 CFR Part 503, cobre o uso e disposição final do lodo quando incinerado, aplicado no solo, distribuído e armazenado, disposto em aterros específicos para este fim ou em sítios de disposição superficial.

A Parte 503 contém regras para cada método de disposição e uso final consistindo de valores limites para vinte oito poluentes na forma de concentrações limites no lodo ou cargas limites dos poluentes (KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992).

Desde 1973, quando foram definidos pela primeira vez valores limites para a concentração de metais no lodo a ser aplicado no solo, muitas propostas têm sido apresentadas referentes a este assunto. A Tabela 3.21 apresenta os limites máximos de acumulação para solos de textura média da região Centro-Norte dos EUA, sendo o pH do solo maior que 6,5. Esta tabela foi definida por um comitê (Cooperative State Research Technical Committee – NC-118) reunido em 1974. O comitê sugeriu vários itens, entre os quais foi considerado mais significativo a taxa de aplicação anual de cádmio que não poderia exceder 2,24 kg/ha e concentração acumulativa máxima de 11,2 kg/ha.

**Tabela 3.21.** Limites máximos de acumulação de alguns metais para solos de textura média da região centro-Norte dos EUA.

<b>Metal</b>	<b>Concentração (lb/acre)</b>	<b>Concentração (kg/ha)</b>
Chumbo	1.000	1.120
Zinco	500	560
Cobre	250	280
Níquel	100	112
Cádmio	10	11,2

(Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992)

Em 1976, uma pesquisa promovida pela EPA analisou a presença de diversos metais no lodo e avaliou sua potencial toxicidade para as plantas, animais e pessoas. Manganês, ferro, alumínio, cromo, arsênio, selênio, antimônio, chumbo e mercúrio, desde que corretamente manejados, apresentam risco relativamente pequeno para a produção agrícola e acumulação nas plantas, quando aplicados no solo.

Por outro lado, metais como cádmio, cobre, molibdênio, níquel e zinco, porque podem acumular nas plantas, representam, sob determinadas circunstâncias, risco para plantas, animais e pessoas. O teor sugerido de aplicação máxima segura para cada metal varia de solo para solo em função da sua capacidade de troca iônica. Por exemplo, foi proposta uma acumulação equivalente máxima de zinco de 5% da capacidade de troca iônica.

A EPA, agências estaduais e comunidade acadêmica investiram muito, nos anos 70 e 80, em esforços para apurar o impacto do manejo e disposição do lodo na saúde pública e no meio ambiente. Estes esforços culminaram na proposta da EPA, em 6 de fevereiro de 1989, "40 CFR Part 503 Standards" para gerenciamento e disposição do lodo, a qual é a mais abrangente e fundamentada tecnicamente regulamentação sobre o assunto no mundo (KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992).

Estão regulamentadas práticas de disposição e manejo em terras agricultáveis e não agricultáveis, distribuição e comercialização, incineração e disposição superficial do lodo. Foram criados critérios numéricos, através de modelos matemáticos baseados no risco de contaminação, para a carga máxima de poluente em função do nível de exposição - "most exposed individuals (MEI)" - limite para cada um das quatorze rotas dos contaminantes, classificadas conforme a Tabela 3.22.



**Tabela 3.22.** Rotas de exposição potenciais associadas à transferência de poluentes de biosólidos (lodos) para receptores terminais.

<b>Código</b>	<b>Caminho do contaminante</b>	<b>Forma de contaminação / contaminado</b>
1	Lodo – solo – planta – homem	Consumo humano da produção rural
1F	Lodo – solo – planta – homem	Jardinagem Doméstica
2F	Lodo – solo – criança	Contatos através de brincadeiras
3	Lodo – solo – planta – animal – homem	Criadores de gado
4	Lodo – solo – animal – homem	Criadores de gado
5	Lodo – solo – planta – animal	Gado mais sensível aos contaminantes
6	Lodo – solo – animal	Gado mais sensível aos contaminantes
7	Lodo – solo – planta	Plantas mais sensíveis aos contaminantes
8	Lodo – solo – biota do solo	Animais que vivem no solo (minhocas, vermes, ...)
9	Lodo – solo – biota do solo – predadores da biota do solo	Pássaros que consomem animais que vivem no solo
10	Lodo – solo – poeira – homem	Trabalhadores do campo no local de aplicação (operadores de trator, ...)
11	Lodo – solo – águas superficiais	Qualidade da água dos mananciais que recebem o escoamento
12 A	Lodo – solo – ar – homem	Pessoas que moram próximo a locais de aplicação (problemas respiratórios)
12 W	Lodo – solo – água subterrânea – homem	Pessoas que bebem água de lençol próximo a locais de aplicação

(Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992 e MANCUSO e SANTOS, 2003)

Segundo KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ (1992), a EPA dividiu o lodo em três categorias - A, B e C - para definir regras a fim de reduzir patógenos e vetores. A Tabela 3.23 apresenta os limites de cada categoria de lodo.

**Tabela 3.23.** Categorias de lodos.

<b>Categoria</b>	<b>Critério</b>
A	Bactérias patogênicas, vírus, protozoários e ovos de helmintos em quantidade abaixo dos limites detectáveis. ou lodo aquecido até 53 °C por 5 dias ou lodo aquecido até 70 °C por 3 dias e densidade de coliformes fecais e streptococcus por grama de sólidos suspensos voláteis menor ou igual a 100.
B	Densidade de bactérias patogênicas e vírus por grama de sólidos suspensos voláteis é 100 vezes menor no lodo do que no esgoto afluente. ou densidade de coliformes fecais e streptococcus fecais por grama de sólidos suspensos voláteis é menor ou igual a $10^6$ .
C	Densidade de bactérias patogênicas e vírus por grama de sólidos suspensos voláteis é 31,6 vezes menor do que o esgoto afluente ou densidade de coliformes fecais e streptococcus fecais por grama de sólidos suspensos voláteis é menor ou igual a $10^{6,7}$ .

(Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992)

Os lodos da categoria A não apresentam restrição de disposição em função dos coliformes e patogênicos. Para lodos da categoria B, os vegetais cujas partes a serem colhidas estão acima do solo, mas que podem ter contato com o lodo disposto, não podem ser colhidos antes de 18 meses após a aplicação do lodo. Se a parte colhida está abaixo do solo, a colheita somente poderá ser feita 5 anos depois da aplicação. Para solos que receberam lodo da categoria B, foi proposto ter o acesso público restringido por no mínimo 20 meses após a aplicação ter cessado. Para lodos categoria C, são adotadas as mesmas restrições que os da categoria B, exceto pelo período mínimo entre a aplicação do lodo e a colheita para alimentação dos animais ou a pastagem direta no local. Para o lodo classe B o período mínimo é 30 dias, enquanto que para o lodo classe C é 60 dias.

A EPA propôs vários critérios alternativos objetivando reduzir a atração de vetores, tais como moscas, ratos e mosquitos. Um dos critérios é que os lodos deveriam ter 38% a menos de sólidos voláteis, depois de processados (digestão anaeróbia) que o afluente, ou ter

taxa de consumo de oxigênio igual ou menor que 1 miligrama por hora para cada miligrama de lodo sólido (KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992).

Entre as práticas de manejo para a aplicação do lodo em solos agrícolas criadas pela regulamentação Part 503 está que o lodo bruto não deve ser aplicado em solos em taxas de dosagem de nitrogênio que excedam as necessidades dos vegetais ou em taxas acima de 50 t/ha. Com relação ao teor de metais, foram feitos muitos debates envolvendo agências nacionais, estaduais e municipais, poder público e outras entidades e empresas de saneamento nos EUA. A Tabela 3.24 apresenta uma comparação entre a proposta original e a primeira revisão para limites acumulativos de carga de alguns elementos, em função da rota do contaminante (KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992).

**Tabela 3.24.** Cargas cumulativas limites em função da rota do contaminante.

Metal	Caminho do contaminante		Proposta original	1ª revisão
			kg/ha (lb/acre)	kg/ha (lb/acre)
Arsênio	1	Lodo – solo – planta – homem	6.920 (6.208)	-
	1F	Lodo – solo – planta – homem	382 (341)	-
	2F	Lodo – solo – homem	14 (12,5)	1.628 (1.452)
Cobre	5	Lodo – solo planta – animal	153 (136)	> 2.390 (2.132)
	6	Lodo – solo – animal	458 (409)	3.930 (3.506)
	7	Lodo – solo – planta	46 (41)	1.160 (1.035)
	9	Lodo – solo – biota do solo – predador	224 (200)	1.200 (1.070)
Níquel	1F	Lodo – solo – planta – homem	206 (184)	>> 500 (>>446)
	7	Lodo – solo – planta	78 (70)	500 (446)
Chumbo	1	Lodo – solo – planta – homem	1.190 (1.060)	>> 1.000 (>> 892)
	1F	Lodo – solo – planta – homem	195 (174)	>> 1.000 (> 892)
	2F	Lodo – solo – homem (Ag land)	378 (337)	580 (517)
	2F	Lodo – solo – homem (D & M)	378 (337)	300 (em mg/kg)
	7	Lodo – solo – planta	-	>> 1.000 (>> 892)
	9	Lodo – solo – biota do solo – predador	125 (112)	>> 1.000 (> 892)
Zinco	7	Lodo – solo – planta	172 (153)	2.750 (2.453)
	9	Lodo – solo – biota do solo – predador	452 (403)	2.600 (2.319)

(Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992)

Nas Tabelas 3.25 e 3.26, são apresentadas algumas propostas da EPA de concentrações máximas de poluentes aceitáveis nos lodos.

**Tabela 3.25.** Limites para metais propostos em 9 de novembro de 1999 - "Notificação para não haver efeitos adversos devido ao lodo".

<b>Metal</b>	<b>Limite de concentração (mg/kg)</b>
Arsênio	382
Cádmio	18,4
Cromo	530
Cobre	1160
Mercúrio	14,9
Níquel	500
Chumbo	300
Zinco	2.600

(Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992).

**Tabela 3.26.** Limites alternativos de poluentes para a não ocorrência de efeitos adversos do lodo definidos com base na regra original proposta e regra final antecipada.

<b>Poluente</b>	<b>Limite alternativo</b>	
	<b>Baseado na regra proposta em 06/02/1989 (mg/kg)</b>	<b>Baseado na regra final antecipada (mg/kg)</b>
Arsênio	14	30
Cádmio	18	40
Cromo	530	3.000
Cobre	46	1.600
Mercúrio	15	100
Molibdênio	5	75
Níquel	78	500
Chumbo	125	300
Selênio	32	57
Zinco	170	2.800
PCB	0,0056	4

(Fonte: KUCHENRITHER, LUE-HING e ZENZ, 1992).

A regra final antecipada ocorreu devido às reclamações das agências municipais de saneamento nos EUA que consideraram a proposta original excessivamente conservativa.

Outra legislação a respeito é a Norma P4230 cujos valores de alguns metais estão apresentados na Tabela 3.27. Na Tabela 3.28, estão apresentados os limites recomendados para alguns constituintes em águas de reúso para irrigação agrícola.

**Tabela 3.27.** Concentrações máximas de alguns metais de acordo com a Norma P4230.

<b>Metal</b>	<b>Concentração Limite (mg/kg)</b>
Zinco	7.500
Selênio	100
Chumbo	850
Arsênio	75
Mercúrio	58
Molibdênio	75
Cobre	4.300
Cádmio	82
Níquel	410

(Fonte: ALCUTEN DE MELO, LOVO e BUENO, 2003.)

**Tabela 3.28.** Limites recomendados para alguns constituintes em águas de reúso para irrigação agrícola.

<b>Constituinte</b>	<b>Limite recomendado (mg/L)</b>		<b>Significado</b>
	<b>Limite LP<sup>(1)</sup></b>	<b>Limite CP<sup>(2)</sup></b>	
Alumínio	5,0	20,0	Pode causar improdutividade em solos ácidos, porém solos com pH de 5,5 a 8,0 precipitam o íon e eliminam a toxicidade.
Cádmio	0,01	0,05	Tóxico para feijões, beterraba e nabo, em concentrações da ordem de 0,1 mg/L em solução de nutrientes. Recomenda-se adotar limites conservadores.
Cromo	0,1	1,0	Não é considerado essencial para o crescimento de plantas. Recomenda-se adotar limites conservadores em razão da falta de conhecimento sobre sua toxicidade para as plantas.
Cobre	0,2	5,0	Tóxico para vários tipos de plantas em teores entre 0,1 e 1,0 mg/L em solução de nutrientes.
Ferro	5,0	20,0	Não tóxico para plantas em solos aerados, mas pode contribuir para a acidificação e perda de fósforo e molibdênio.
Chumbo	5,0	10,0	Em concentrações muito altas, pode inibir o crescimento das células vegetais.
Níquel	0,2	2,0	Tóxico para vários tipos de plantas em teores entre 0,5 e 1,0 mg/L. A toxicidade é reduzida em pH neutro ou alcalino.
Zinco	2,0	10,0	Tóxico a várias plantas em concentrações bastante variadas. A toxicidade é reduzida em pH acima de 6,0 e em solos orgânicos ou de textura fina.

(1) LP – limites para uso da água por longos períodos (acima de 20 anos).

(2) CP – limites para uso da água por curtos períodos (até 20 anos).

(Fonte: MANCUSO e SANTOS, 2003 e EPA, 1999)

## 4. METODOLOGIA

O tratamento de água para abastecimento público convive com questões de ordem econômica e ambiental. Estas questões, e mais o aumento no nível de exigência da qualidade do produto final, são, os pontos que geram maior preocupação e demandam maior atenção dos gestores das estações de tratamento de água (ETAs). O tripé formado pela qualidade da água tratada, custo do tratamento e impacto ambiental gerado durante o processo de potabilização da água é o referencial para as decisões relativas ao funcionamento de uma estação de tratamento de água.

A visão holística do processo permite que as ações sejam mais eficazes. Alterações em alguma das etapas do processo, em algum dos produtos químicos utilizados ou em uma das unidades físicas da ETA podem afetar o custo do tratamento, a qualidade e quantidade do produto final e os impactos ambientais ocasionados. Por exemplo, antes de se avaliar um destino mais adequado aos resíduos gerados, deve-se procurar formas, dentro do processo de tratamento da água, de reduzir o volume ou o grau de contaminação destes resíduos.

Neste capítulo, busca-se descrever os procedimentos adotados para que fossem atingidos os objetivos do trabalho. Está relatada a parte prática deste trabalho, incluindo-se as ações e cuidados tomados e métodos utilizados para se chegar a resultados que representassem a realidade e que fornecessem informações para a elaboração das conclusões. As atividades desenvolveram-se nas instalações da ETA-NH, por isso, foram consideradas as características e peculiaridades desta estação na escolha dos locais para as coletas e observações de campo. Os resultados foram obtidos a partir de dados gerenciais e de controle dos operadores da ETA-NH, de pesquisas e medições de campo feitas durante o processo de tratamento e de análises da água bruta, do lodo dos decantadores e da água de lavagem dos filtros.

### 4.1. Obtenção dos dados gerenciais e de controle da ETA-NH.

Pode-se dizer que existem dois tipos de dados que são observados em uma estação de tratamento de água:

- dados de controle;
- dados gerenciais.

Os dados de controle são aqueles utilizados por operadores da ETA, laboratoristas, químico ou biólogo responsável pelo tratamento e outros funcionários que atuam diretamente no processo de tratamento. Estes dados geralmente são de uso em curto prazo, ou seja, são

necessários em determinado instante logo após a sua obtenção. A sua utilidade é informar se os procedimentos operacionais adotados e as dosagens aplicadas de produtos químicos estão garantindo que a água tratada esteja dentro dos padrões estabelecidos pela legislação e na quantidade necessária para o atendimento à população. Na ETA-NH, a maioria destes dados não estava tabulada em meio digital, mas, arquivada em planilhas de papel.

Os dados gerenciais interessam aos responsáveis pela avaliação da forma como a ETA está operando, para que sejam buscadas alternativas para tornar mais eficiente o processo de tratamento. Estas informações estão armazenadas em meio digital para que possam ser processadas e analisadas ao longo do tempo. Tanto dados gerenciais quanto de controle são motivos de interesse no presente trabalho. Portanto, foi desenvolvida uma atividade de pesquisa e compilação das informações geradas durante os últimos quatro anos na ETA-NH. Alguns valores apresentados neste trabalho foram calculados a partir de dados que não são de interesse direto, mas que, em conjunto com outros dados, resultam em informações valiosas.

Os principais dados de controle utilizados no presente trabalho foram referentes à dosagem de coagulante, volume de água bruta, qualidade da água bruta, decantada e tratada, exceto teor de metais e outros elementos químicos.

Os principais dados gerenciais que influenciaram nos resultados apresentados no presente trabalho foram teor de metais e outros elementos químicos na água tratada, consumo de coagulante e demais produtos químicos utilizados no tratamento, perda de água na lavagem dos filtros e custos diversos.

Em uma estação de tratamento de água antiga, são feitas adaptações e melhorias ao longo do tempo. No caso da ETA-NH, muitas melhorias foram feitas com intuito de tornar as informações operacionais mais confiáveis. Por exemplo, para medir a vazão de água bruta, até o final de 2002, era utilizada calha Parshall. A partir de 2003, a vazão de água bruta começou a ser medida através de medidores eletromagnéticos inseridos nas adutoras que abastecem a ETA-NH. Os dados passaram a ser mais confiáveis, tendo-se constatado, inclusive, que havia um erro de 10% nos valores obtidos a partir da calha. Os valores aqui apresentados estão corrigidos. Também foram instalados equipamentos para medir o consumo de produtos químicos, facilitando a dosagem do coagulante e do desinfetante.

#### 4.2. Pesquisas e medições de campo.

As pesquisas de campo foram feitas com o objetivo de definir o volume de lodo gerado na decantação, verificar características do tratamento utilizando o *Veta organic*,

condições do leito filtrante, variações na dosagem do coagulante, dificuldades operacionais e o comportamento de outras etapas do processo que podem sofrer influência do tipo de produto utilizado na coagulação.

O volume de lodo descartado não pôde ser determinado com exatidão, mas, através da observação de diversas lavagens dos três decantadores da estação de tratamento, foi possível calcular este volume com razoável precisão. O volume de cada tanque de decantação é 1.340 metros cúbicos, com 33 metros de comprimento, 11 metros de largura e 3,7 metros de altura. A limpeza dos decantadores é feita seqüencialmente com intervalo de um ou dois dias entre os tanques. Após 14 ou 15 dias, é recommençado este ciclo, acarretando, em média, seis lavagens por mês. O descarte é feito isolando-se um decantador e abrindo, através de adufa, uma tubulação ligada à rede pluvial pública. Este procedimento, devido ao formato do tanque (a saída para o pluvial está no ponto mais baixo no fundo do decantador), faz com que a água floculada sobrenadante que está no tanque e o lodo mais fluido sejam descartados por gravidade, escoando naturalmente para a saída no pluvial. Após esta ação, resta no tanque o lodo mais denso que, em função da sua consistência pastosa, não flui para o pluvial. Então, dois operadores descem até o fundo do tanque e, utilizando jato de água sob pressão e rodos de madeira, encaminham o lodo restante para a saída no pluvial (Figura 4.1).

Para verificar o volume de lodo despejado na rede pluvial adotou-se o seguinte procedimento: enquanto uma pessoa ficava observando, no primeiro poço de visita da rede pluvial após a saída da ETA, a qualidade do líquido esgotado, outra ficava junto ao tanque decantador que estava sendo limpo. Quando a pessoa que estava no poço de visita verificava que o efluente tornava-se mais viscoso e escuro, informava a que estava no tanque. Esta media o nível do líquido que permanecia no tanque. Desta forma foi possível determinar aproximadamente o volume total do lodo produzido no sedimentador.

A operacionalidade da ETA-NH com o *Veta organic* foi verificada através do acompanhamento das atividades dos operadores, as dificuldades com relação à dosagem do coagulante, lavagem dos filtros, duração da carreira de filtração, facilidade com relação à estabilidade do pH.

Com relação à coagulação e floculação, não houve muitas avaliações a serem feitas em observações a estas etapas, pois as mesmas são hidráulicas e não foram alteradas com a substituição do sulfato de alumínio pelo *Veta organic*.





**Figura 4.1.** Limpeza de um decantador da ETA-NH.

Uma das características consideradas na avaliação da influência da escolha do coagulante no funcionamento dos filtros foi a carreira de filtração, ou seja, o intervalo de tempo entre retrolavagens consecutivas do mesmo filtro. Quanto maior a carreira de filtração maior a eficiência e a capacidade da estação. Na prática, o momento definido para lavar o filtro é quando a água decantada começa a transbordar e verter para as calhas de recebimento da água de lavagem do filtro. Fatores que afetam a carreira de filtração e a capacidade do filtro como um todo e que foram avaliados foram:

- grau de colmatação do leito filtrante;
- perda de carga no filtro;
- necessidade de manutenções periódicas nos filtros.

Estes fatores mantêm relação de dependência entre si. O grau de colmatação foi avaliado através da verificação das camadas de areia dentro do filtro, da observação da água na passagem pelo filtro e da retirada de amostras do leito filtrante. Nos locais onde a colmatação torna-se mais intensa, a agitação provocada pelo fluxo da água, durante a retrolavagem do filtro, é menor.

Outros fatores observados foram o tempo necessário e o volume de água utilizado em cada retrolavagem. Com estas informações, foi possível determinar a quantidade de água gasta na lavagem dos filtros. O tempo foi medido cronometrando-se o período entre a abertura e o fechamento da válvula de controle da água de lavagem de determinado filtro.

O operador da ETA observa a qualidade da água utilizada na retrolavagem. Quando esta apresenta turbidez reduzida, o operador finaliza a lavagem. Em geral, na ETA-NH, a lavagem de um filtro dura sete minutos.

O volume de água utilizado na retrolavagem foi determinado através da variação do nível dentro do reservatório da água de barrela. As medições dos níveis, durante o período da pesquisa, foram feitas toda a vez que um filtro foi retrolavado. Na ETA-NH, cada filtro é retrolavado de duas a três vezes por dia.

A perda de carga no leito filtrante não foi medida. Apenas, por observação, foi avaliado o modo como o efluente da lavagem após atravessar a camada filtrante chegava à superfície do filtro. Através da visualização da superfície do filtro, do tempo que levava para a água de lavagem atravessar o leito filtrante e da morosidade com que a água decantada ia sendo filtrada foi possível avaliar o grau de colmatação da camada filtrante e sua conseqüente perda de carga.

A manutenção observada nos filtros ocorreu, em geral, nos difusores ranhurados instalados no fundo falso de cada filtro. Estes difusores têm duas funções:

- durante a filtração, permitir o fluxo da água filtrada pela laje do fundo falso e daí para a câmara de contato do desinfetante. Este fluxo é descendente;
- durante a retrolavagem, permitir a injeção de água e ar sob pressão na camada filtrante.

Na segunda função, devido à forte pressão exercida de baixo para cima pela água de retrolavagem, é que ocorrem problemas de arrancamento dos difusores da laje do fundo falso. Quando ocorre o arrancamento de um difusor, se observa, na superfície da camada filtrante, um borbulhamento maior da água exatamente sobre o ponto onde foi arrancado o difusor. Portanto, o coagulante que gera maior colmatação no leito do filtro, causa, também, aumento no arrancamento dos difusores, pois gera maior número de lavagens e necessidade de pressão maior da água de retrolavagem. Para a recolocação do difusor arrancado se faz necessária a remoção de toda a areia do filtro no qual ocorreu o arrancamento. Entre janeiro de 2001 a dezembro de 2003, o arrancamento dos difusores ocorreu, em média, uma a duas vezes por ano. A pressão maior na água de retrolavagem aumenta a necessidade de manutenção nas válvulas de manobra, pois aumenta o desgaste nos anéis de vedação.

Outro tipo de manutenção é a troca de toda a areia ou a reposição da camada filtrante. A troca ocorre quando a colmatação está gerando perda de carga excessiva e a reposição torna-se necessária devido à perda de areia durante a retrolavagem.

A respeito da operação da estação, foi feito um acompanhamento da rotina de trabalho dos operadores e laboratoristas da ETA-NH. Foram verificadas as atividades de dosagem dos produtos químicos, de procedimentos operacionais, de controle de qualidade do produto final de cada etapa, de manutenção e de regulação de vazão. Este acompanhamento foi feito diariamente, com relação aos serviços normais e especiais desenvolvidos pelos funcionários da ETA-NH. Também foram feitas entrevistas com operadores e encarregados do tratamento, onde foram relatadas as experiências vividas durante o processo e as opiniões de cada empregado relacionadas a suas atividades.

### 4.3. Análises qualitativas.

#### 4.3.1. Caracterização da água bruta da ETA-NH.

Para que se possa avaliar a influência do coagulante orgânico na composição dos efluentes da estação, se faz necessária avaliação da composição da água que chega à ETA. A COMUSA já fazia a análise da água bruta em relação aos seguintes parâmetros: pH, turbidez, cor, alcalinidade, condutividade, oxigênio dissolvido e matéria orgânica. Portanto, sobre estes parâmetros é possível se obter um histórico completo, posto que estas análises eram feitas diariamente em intervalos de duas horas conforme exigência da Portaria 1469/00 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2000) que estava vigente na época das análises. Além destas, foram feitas as análises listadas na Tabela 4.1.

Os ensaios especificados nesta tabela foram realizados fora da ETA da COMUSA. Para estes ensaios eram feitas duas coletas diárias de água bruta, uma pela manhã e outra à tarde. No dia definido para levar as amostras do período ao laboratório, estas eram misturadas, homogeneizadas e encaminhadas para ensaio.

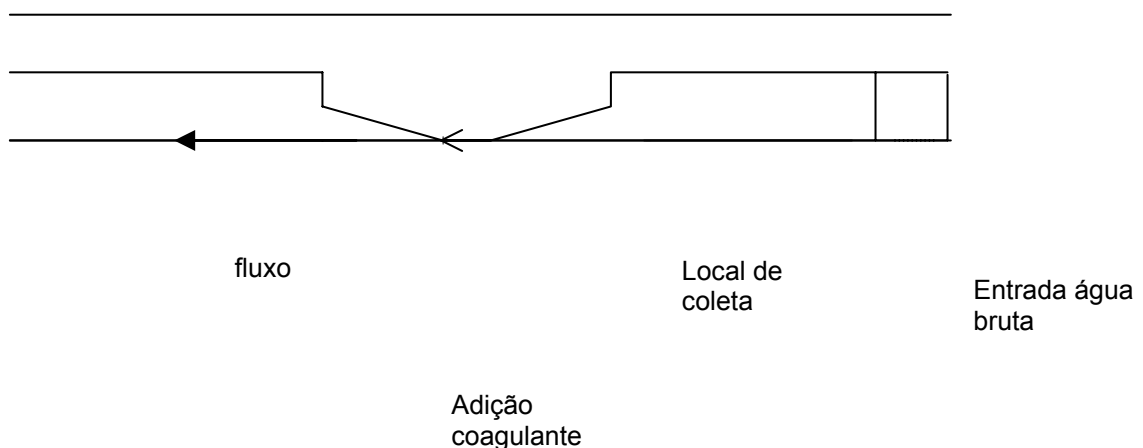
O local de coleta das amostras foi o canal de chegada da água bruta na estação de tratamento (a estação possui uma única chegada). O ponto de coleta foi a montante da calha Parshall, já que nesta ocorre a adição do coagulante. As amostras eram coletadas na metade da altura da lâmina d'água.

Na Figura 4.2, está indicado o local onde eram feitas as coletas da água bruta. Na Figura 4.3, está apresentada uma fotografia deste local.

**Tabela 4.1.** Métodos e frequências das análises dos teores de elementos químicos na água bruta da ETA-NH.

Análise	Método	Frequência
Cromo	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	1 vez por semana
Alumínio	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	1 vez por semana
Arsênio	Espectofotometria de absorção atômica (3114)	1 vez por semana
Bário	Espectofotometria de absorção atômica (3113)	1 vez por semana
Cádmio	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	1 vez por semana
Chumbo	Espectofotometria de absorção atômica (3113)	1 vez por semana
Cobre	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	1 vez por semana
Ferro	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	1 vez por semana
Mercúrio	Espectofotometria de absorção atômica (3112)	1 vez por semana
Prata	Espectofotometria de absorção atômica (3113)	1 vez por semana
Selênio	Espectofotometria de absorção atômica (3114)	1 vez por semana
Zinco	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	1 vez por semana
Níquel	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	1 vez por semana

Os números e letras entre parênteses referem-se à identificação do método no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th edition* (1998).



**Figura 4.2.** Planta esquemática da chegada da água bruta



**Figura 4.3.** Entrada da água bruta com o ponto de coleta ao fundo e, em primeiro plano, a dosagem do coagulante.

#### 4.3.2. Análise da água de lavagem dos filtros.

Na ETA de Novo Hamburgo, foi posto em operação um soprador de ar que auxilia na lavagem dos 8 filtros rápidos que existem na estação. Estes são filtros de fluxo descendente e a lavagem dos mesmos é contracorrente, isto é em fluxo ascendente. Apesar do auxílio do soprador, devido ao fato da ETA operar em condições de sobrecarga (tratar uma vazão maior que sua capacidade de projeto), se faz necessária mais de uma lavagem por dia, acarretando maior volume da água utilizada neste processo.

Foram feitas quatro coletas diárias em cada filtro: duas no segundo minuto após início da lavagem e duas quando faltavam aproximadamente dois minutos para finalizar a lavagem. Em média, cada lavagem dura 7 minutos. Sempre foram feitas duas coletas em cada instante devido à necessidade de realizar a análise de teor de elementos e substâncias químicas e presença de organismos parasitas em laboratórios fora da estação. O motivo para realizar coletas em instantes diferentes da lavagem é a grande variação na qualidade do efluente durante a lavagem. Os demais ensaios foram feitos no laboratório da COMUSA. Na Tabela 4.2, estão relacionados os metais verificados na fração sólida da água de lavagem.

**Tabela 4.2.** Análises de teor de metais na fração sólida água de lavagem da ETA-NH.

Análise	Método	Frequência
Alumínio	Espect. de absorção atôm. (3111B)	1 vez
Cromo	Espect. de absorção atôm. (3111B)	1 vez
Níquel	Espect. de absorção atôm. (3111B)	1 vez
Cádmio	Espect. de absorção atôm. (3111B)	1 vez
Chumbo	Espect. de absorção atôm. (3113)	1 vez

Para as análises parasitológicas foram adotadas as seguintes técnicas descritas por UENO et al. (1994):

- método de Sheather Faust para protozoários em geral, especialmente *Giardia lamblia* e *Giardia muris*;
- método de Ziehl Neelsen modificado por Angus para *Cryptosporidium*;
- método de Willis Mollay para nematódeos;
- método de Dennis Stones e Swanson para cestódeos e trematódeos.

As amostras para as análises parasitológicas foram coletadas duas horas antes dos ensaios e transportadas em embalagem resfriada. Foram feitas duas análises no período mais frio (agosto e setembro de 2003) e duas no período mais quente (dezembro de 2003 e janeiro de 2004). As análises referentes aos métodos de Sheather Faust e Ziehl Neelsen modificado por Angus foram realizadas no laboratório de protozoologia da faculdade de Veterinária da UFRGS. Enquanto as análises referentes aos métodos de Willis Mollay e Dennis Stones e Swanson foram realizadas no setor de helmintoses da mesma faculdade.

Na Tabela 4.3, estão apresentados os ensaios para verificar o teor de determinadas substâncias na água de lavagem dos filtros.

Para os ensaios de concentrações de substâncias químicas, as amostras foram acidificadas em pH < 2,0 com ácido nítrico e conservadas em refrigerador a 4°C. Os ensaios apresentados na tabela 4.3 foram realizados com uma amostra homogeneizada composta por material coletado de todas as lavagens realizadas no período (agosto a novembro de 2003). No laboratório, a amostra foi dividida em duas parcelas e o resultado apresentado no capítulo 5 é a média dos resultados das duas parcelas. É importante salientar que os resultados não diferiram, para todos os metais, mais de 5 % entre si.

**Tabela 4.3.** Análises de teor de substâncias na água de lavagem da ETA-NH.

<b>Análise</b>	<b>Método</b>	<b>Frequência</b>
Nitrogênio Total	Cromatografia (4500-N C)	1 vez
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cromatografia (4500-NO <sub>3</sub> C)	1 vez
Fósforo	Redução com ácido ascórbico (4500-P E)	1 vez
Cobre	Espect. de absorção atôm. (3111B)	1 vez
Zinco	Espect. de absorção atôm. (3111B)	1 vez
Mercúrio	Espect. de abs. atôm. - vapor a frio	1 vez
Cianeto	Colorimetria	1 vez
Alumínio	Espect. de absorção atôm. (3111B)	1 vez
Cromo	Espect. de absorção atôm. (3111B)	1 vez
Níquel	Espect. de absorção atôm. (3111B)	1 vez
Cádmio	Espect. de absorção atôm. (3111B)	1 vez
Chumbo	Espect. de absorção atôm. (3111B)	1 vez

Os números entre parênteses são os mesmos utilizados para o ensaio no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20<sup>th</sup> edition* (1998).

Na Tabela 4.4, estão relacionadas as análises feitas na COMUSA. As amostras coletadas apresentam duas condições distintas:

- momento em que foi feita a coleta - dois minutos após o início ou dois minutos antes do final da operação de retrolavagem;
- retrolavagem com ou sem o auxílio de ar.

Foram ensaiadas 240 amostras em lavagens com ar e 166 para lavagens sem ar.

**Tabela 4.4.** Métodos e frequências das análises diárias da água de lavagem dos filtros realizadas na COMUSA.

<b>Análise</b>	<b>Método ou Equipamento</b>	<b>Frequência</b>
pH	pHmetro Digimed DM2	4 vezes por dia
Cor	Colorímetro Aqualytic Pcompact	4 vezes por dia
Turbidez	Turbidímetro HACH 2100 P	4 vezes por dia
Condutividade	Condutivímetro Digimed DM 31	4 vezes por dia
Fluor	Fluorímetro Analyser Ph/ION 450M	4 vezes por dia
Alcalinidade	Titulação (2320)	4 vezes por dia
Teor de matéria orgânica	Oxigênio cons. em meio ácido	4 vezes por dia

Na Tabela 4.5, estão outros parâmetros importantes da água de lavagem dos filtros analisados no laboratório da COMUSA. Estas análises foram feitas com amostras compostas por frações coletadas em diversas lavagens de um mesmo filtro ou partes de volume idêntico de diversos filtros. Estas amostras compostas sempre eram homogeneizadas antes dos ensaios. A água ensaiada é a de início de lavagem, até dois minutos após o começo da lavagem do filtro, pois, esta é a que apresenta maior teor de contaminantes.

**Tabela 4.5.** Métodos e frequências das análises da água de lavagem dos filtros realizadas na COMUSA.

<b>Análise</b>	<b>Método ou Equipamento</b>	<b>Nº de ensaios</b>
DQO	CTC-EF/03.001 (SENAI)	10
DBO	Winkler c/ mod. azida (4500B; 5210B)	18
Coliformes totais	Colilert CLT 100 - IDEXX	16
Coliforme fecais	Colilert CLT 100 - IDEXX	16

A quantificação de lodo oriundo da água de lavagem foi determinada através da multiplicação da vazão de água usada na lavagem pelo valor médio de sólidos totais. A importância de se determinar as características da água de lavagem dos filtros deve-se aos descartes no arroio e a eventual reutilização da água de lavagem no processo de tratamento que pode representar redução na dosagem do coagulante e/ou aumento nos teores de substâncias químicas, contaminantes biológicos e sólidos (incluindo metais pesados) na água bruta.

O teor de sólidos foi determinado a partir de amostras coletadas separadamente das amostras para as demais análises. Foi feita uma análise diária com amostra composta por porções de 250 mL coletadas em cada filtro. Após a coleta do último filtro do dia, as porções eram homogeneizadas e realizada a análise.

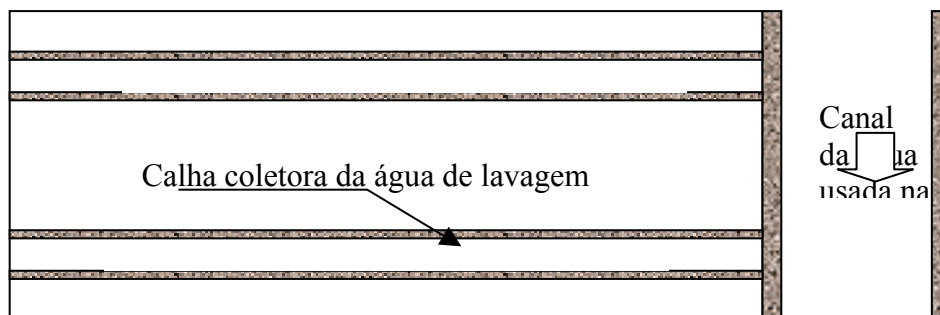
Na Tabela 4.6, estão os ensaios que foram repetidos entre dezembro de 2003 e fevereiro de 2004. Estas análises foram feitas com o intuito de comparar os resultados obtidos com temperaturas mais baixas aos obtidos no período de verão. Estas análises foram feitas com amostras compostas por porções coletadas em cada um dos oito filtros durante o dia em que foi realizado o ensaio.

O ponto de coleta selecionado foi na parte superior do filtro, em uma das calhas coletoras da água utilizada na lavagem (vertedores) conforme demonstra a Figura 4.4.



**Tabela 4.6.** Quantidade e frequência das análises da água de lavagem dos filtros repetidos no período de verão.

Análise	Frequência	Nº de ensaios
Temperatura	semanal	8
DBO	semanal	8
DQO	semanal	8
Teor de matéria orgânica	semanal	8
Concentração de sólidos sedimentáveis	semanal	8
Concentração de sólidos totais	semanal	8
Concentração de sólidos fixos	semanal	8
Concentração de sólidos voláteis	semanal	8
pH	semanal	8
Turbidez	semanal	8
Cor	semanal	8
Condutividade	semanal	8
Teor de flúor	semanal	8
Alcalinidade	semanal	8
Coliformes fecais	semanal	8
Coliforme totais	semanal	8



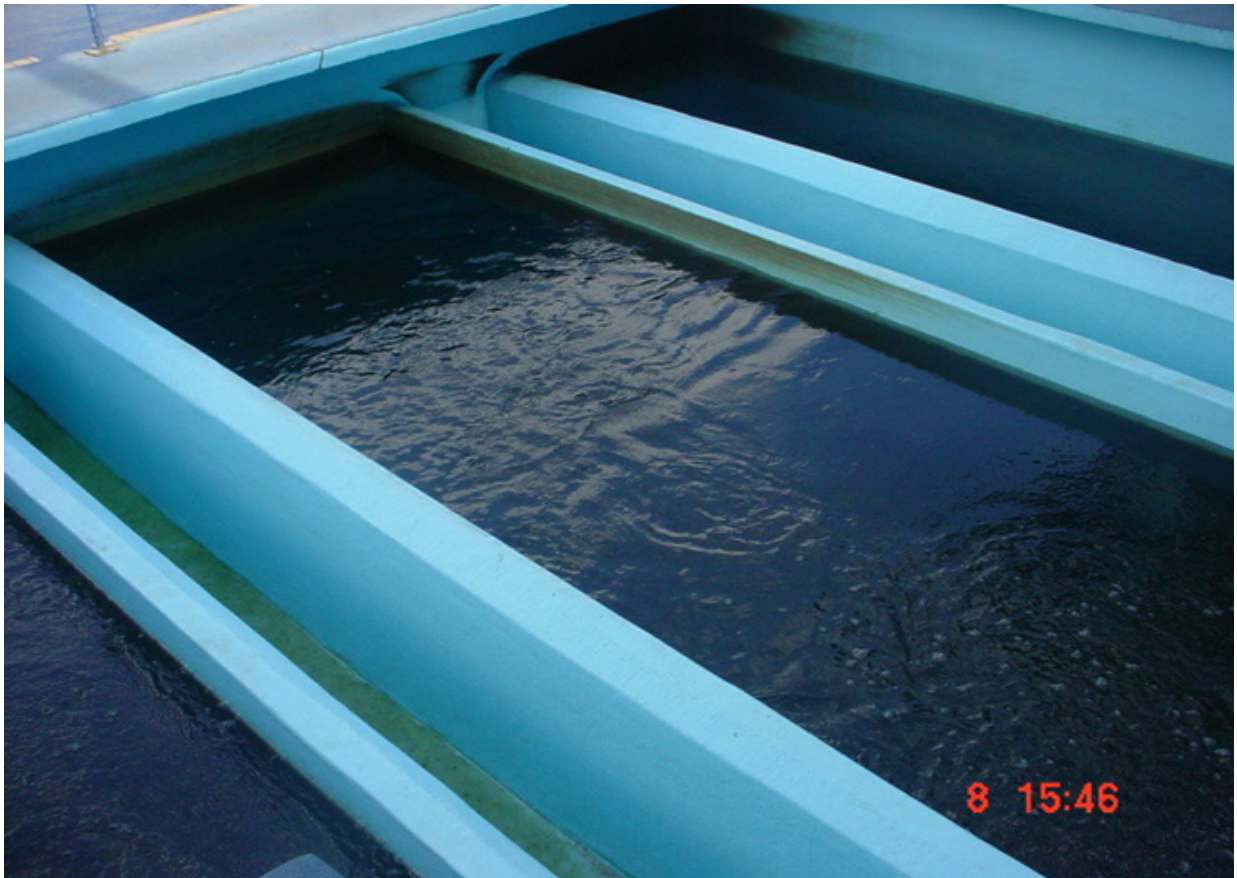
Local da coleta

Calha coletora da água de lavagem

para o  
reser-  
vatório  
da água  
usada na  
lavagem

**Figura 4.4.** Planta esquemática de um filtro.

Na Figura 4.5, está apresentado um filtro da ETA-NH durante a carreira de filtração.



**Figura 4.5.** Filtro da ETA da COMUSA em Novo Hamburgo.

#### 4.3.3. Análise do lodo dos decantadores.

Durante a campanha de coleta e análise, entre os meses de agosto e novembro de 2003, nos dias de lavagem dos decantadores, foram feitas coletas do lodo fluido (ou líquido) e do lodo mais consistente (ou pastoso). O lodo líquido era coletado no primeiro poço de visita da rede pluvial após a saída da ETA. Este poço dista 30 metros da ETA e não recebe contribuições de outros locais ou da água da chuva. Além disso, o lodo líquido, na rede pluvial, era misturado por turbilhonamento, tornando-se mais homogêneo. Durante um intervalo de meia a uma hora, tempo que durava o escoamento do lodo mais fluido, eram feitas coletas periódicas até que se obtivesse um litro de amostra de lodo fluido.

Quando restava apenas o lodo pastoso no tanque de decantação, antes de começar a remoção manual do mesmo, eram feitas medidas da altura da camada de lodo em diversos pontos do tanque, para se determinar a altura média de lodo restante. As coletas, também,

foram feitas em diversos pontos do decantador, para composição das amostras para as análises, conforme SOUZA e DERISIO (1977). Na Tabela 4.7, estão listados os parâmetros, exceto teor de metais, verificados para os lodos líquido e pastoso (ou sólido).

**Tabela 4.7.** Métodos e quantidade das análises do efluente do decantador.

Parâmetro	Método ou equipamento	Número de ensaios	
		Líquido	Pastoso
DBO	Winkler c/ Mod. Azida (4500B; 5210B)	8	8
DQO	CTC-EF/03.001	7	8
Sólidos totais	Gravimétrico (2540B; 2540E)	9	10
Sólidos voláteis	Gravimétrico (2540B; 2540E)	9	10
Sólidos fixos	Gravimétrico (2540B)	9	10
Teor de matéria orgânica	Oxigênio consumido em meio ácido	10	11
Coliformes totais	Colilert CLT 100 – IDEXX	7	8
Coliformes fecais	Colilert CLT 100 – IDEXX	7	8
pH	pHmetro Digimed DM2	10	11
Condutividade	Condutivímetro Digimed DM31	10	11
Sólidos decantáveis	Cone de Imhoff	4	2

Para a determinação de teor de metais, foram utilizadas amostras compostas com porções de igual volume de lodo removido de cada decantador durante um ciclo de limpeza. O ciclo de limpeza começa com a lavagem de um dos decantadores e termina com a lavagem do último decantador, antes que o primeiro seja lavado novamente. Após a lavagem do último decantador, foi feita a homogeneização das amostras do lodo líquido dos três decantadores, criando-se uma amostra composta. O mesmo era feito com o lodo pastoso. Este procedimento foi adotado para reduzir o número de análises. As amostras, até serem encaminhadas para ensaio, eram mantidas na geladeira. Na Tabela 4.8, constam os metais analisados no lodo.

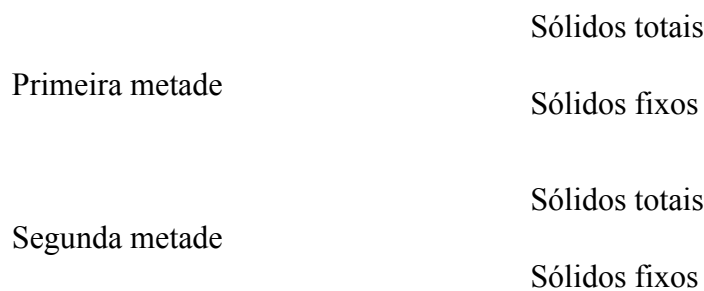
Os números e letras entre parênteses, nesta tabela, referem-se à identificação do método no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998).

**Tabela 4.8.** Métodos e quantidade das análises para determinar o teor de metais no efluente dos decantadores.

Análise	Método	Número de ensaios	
		Líquido	Sólido
Alumínio	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	4	4
Cromo	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	4	4
Níquel	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	4	4
Cádmio	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	3	3
Chumbo	Espectofotometria de absorção atômica (3111B)	4	4
Mercúrio	Espectofotometria de absorção atômica (3112)	2	2

A determinação da massa específica foi feita para os sólidos totais e fixos. Devido à alta umidade do lodo, foi necessário grande volume do resíduo *in natura* para obter-se quantidade razoável de material para o ensaio de massa específica, especialmente para sólidos inorgânicos. O procedimento adotado foi separar, em cada coleta feita para as outras análises, 100 mililitros de lodo para ser seco a 100 °C. Durante a primeira metade da campanha de coleta, foi repetido este procedimento para cada lavagem de decantador. No final deste período, todo o material obtido com a secagem do lodo foi misturado e homogeneizado, formando uma amostra.

Para a segunda metade da campanha de coleta, foi repetido todo o processo descrito acima, obtendo-se, assim, duas amostras (uma relativa à primeira metade e outra relativa à segunda metade do período de análise) do material sólido contido no efluente dos decantadores. Cada uma destas amostras foi dividida em duas partes. Uma parte de cada amostra foi calcinada a aproximadamente 550 °C, obtendo-se assim duas amostras (uma relativa à primeira metade e outra relativa à segunda metade do período de análise) de sólidos fixos do lodo. Na Figura 4.6, está apresentado um diagrama das amostras obtidas com os procedimentos descritos acima.



**Figura 4.6.** Diagrama das amostras para determinação da massa específica dos sólidos totais e fixos do efluente dos decantadores.

Os ensaios foram realizados no laboratório de solos da Fundação de Ciência e Tecnologia (CIENTEC). O método utilizado foi o do picnômetro para determinação da massa específica dos grãos, conforme NBR 6508/84. O valor apresentado, no capítulo 5 do presente trabalho, é a média dos resultados das amostras para cada metade do período de campanha.

Para o ensaio citado no parágrafo acima, a amostra foi novamente colocada em estufa a 100 °C até o peso do material tornar-se constante. Isto é feito com o objetivo de retirar qualquer umidade retida nos poros dos grãos, de forma que a massa específica medida foi real (apenas do material sólido) e não aparente (material sólido mais água existente nos vazios dos grãos).

Com relação à análise parasitológica, foi analisada a presença de helmintos e protozoários. Os exames foram feitos nos lodos líquido e pastoso, em condições de temperatura mais baixa (aproximadamente 12 °C) e de temperatura mais alta (aproximadamente 28 °C). As amostras foram coletadas durante a limpeza de um decantador e imediatamente encaminhadas para os laboratórios na Faculdade de Veterinária da UFRGS.

Os métodos utilizados, descritos por UENO et al. (1994), foram:

- método de Willis-Mollay;
- método de Dennis-Stones & Swanson;
- método Sheather Faust.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Caracterização da água bruta da ETA de Novo Hamburgo (ETA-NH).

Na Tabela 5.1, estão apresentados os resultados obtidos para as análises referentes a concentrações de alguns elementos químicos na água bruta da ETA-NH.

**Tabela 5.1.** Teor de metais e outros elementos na água bruta da ETA-NH no ano de 2003, durante o período de campanha de coleta e pesquisa.

Data	15/08	21/08	28/08	05/09	12/09	22/09	29/09	09/10	15/10	21/10	30/10
Metais	Concentrações em mg/L										
Cromo	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,06	0,03	<0,02	ND	ND	ND
Alumínio	2,37	1,56	1,92	1,01	0,74	7,1	1,24	1,2	0,46	1,4	0,76
Arsênio	<0,001	0,17	0,05	ND	ND	ND	0,02	<0,005	0,001	0,005	0,002
Bário	0,04	0,56	0,96	0,07	0,09	0,11	0,34	<1,0	0,06	0,3	ND
Cádmio	ND	0,03	0,05	0,01	0,02	0,02	ND	<0,01	ND	ND	ND
Chumbo	<0,001	0,02	0,09	0,09	0,07	ND	0,02	<0,05	0,008	0,002	ND
Cobre	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	<0,02	ND	0,005	ND
Ferro	1,58	2,15	2,5	1,38	2,75	9,0	3,25	1,9	4	2,5	1,67
Mercúrio	<0,0001	0,03	0,03	0,03	0,05	ND	ND	0,045	ND	ND	ND
Prata	<0,0005	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,52	ND	ND	ND
Selênio	<0,001	0,05	0,01	0,03	0,04	0,003	0,01	<0,005	0,002	0,02	ND
Zinco	<0,02	<0,02	0,3	0,42	0,21	ND	0,02	0,03	ND	0,08	ND
Níquel	<0,01	0,05	0,01	0,01	0,08	0,03	0,03	<0,01	0,02	ND	ND

ND = não detectado.

Através da análise dos valores da Tabela 5.1, observa-se que todos os elementos, com exceção do alumínio e do ferro, apresentaram concentração abaixo do limite de detecção do ensaio em uma ou mais amostra. Por outro lado, todos os elementos analisados, foram detectados pelo menos uma vez. Comparando-se com as determinações estabelecidas pela Resolução N° 20 do CONAMA (BRASIL, 1986), verifica-se que, exceto o ferro e o alumínio, os elementos têm teores, em mais de 50% das amostras, abaixo do limite para águas de Classe 3 e 4. O ferro e o alumínio excedem o limite estabelecido pelo CONAMA em todas as amostras ensaiadas. Isto acaba se refletindo nos teores destes metais no lodo dos decantadores, na água de lavagem dos filtros e, possivelmente, na água para abastecimento.

Portanto, torna-se fundamental, evitar crescer quantidades de ferro e alumínio na água durante o processo de tratamento.

Na Tabela 5.2, estão médias mensais de características importantes da água bruta da ETA-NH no ano de 2003.

**Tabela 5.2.** Parâmetros médios mensais da água bruta da ETA-NH no ano de 2003.

Mês	pH	Turbidez	Cor	Alcalinidade	Condutividade	Oxigênio dissolvido	Matéria orgânica
		UNT	mg PtCo/L	mg CaCO <sub>3</sub> / L	µS/cm	mg/L	mgO <sub>2</sub> /L
Jan/03	6,63	57,7	349,26	23,59	71,99	6,81	5,57
Fev/03	6,45	98,97	578,88	19,96	66,98	7,30	6,82
Mar/03	6,46	50,12	332,30	23,18	69,39	6,93	5,20
Abr/03	6,51	28,37	194,42	24,06	81,76	5,39	3,58
Mai/03	6,62	29,49	204,00	22,64	83,33	5,47	3,99
Jun/03	6,56	71,61	434,33	19,63	73,91	5,83	4,86
Jul/03	6,54	76,69	446,07	19,31	66,48	6,25	5,19
Ago/03	6,68	22,46	155,18	24,49	80,94	6,37	4,21
Set/03	6,64	29,69	210,04	25,30	76,68	6,18	5,60
Out/03	6,52	62,73	383,06	23,74	73,67	5,17	6,90
Nov/03	6,48	53,23	337,70	23,06	69,72	4,41	6,88
Dez/03	6,94	61,06	398,73	22,29	67,24	4,17	7,25

5.2. Comparação entre o uso do sulfato de alumínio e do *Veta organic* como coagulantes primários no processo de tratamento da água da ETA-NH.

Inicialmente, nas Tabelas 5.3 e 5.4, estão apresentadas a turbidez média mensal da água bruta, o volume de água tratada e o consumo de coagulante para o sulfato de alumínio e para o *Veta organic* respectivamente. Foram utilizados dados de janeiro a dezembro de 2000 para o sulfato de alumínio e de outubro de 2002 a setembro de 2003 para o *Veta organic*. Estes foram os períodos escolhidos em função de que em outros meses foram feitas tentativas com outros coagulantes, mascarando a quantidade real utilizada de coagulante. Além disso, nestes períodos, os dados sobre turbidez da água bruta estão mais consistentes. É importante ressaltar que a dosagem de coagulante utilizada é definida na ETA-NH da forma mais usual, através do teste de jarros e, após, observação da eficiência do tratamento.

**Tabela 5.3.** Relação entre turbidez da água bruta e dosagem de sulfato de alumínio.

Mês	Turbidez média da água bruta (UNT)	Produção de água (m <sup>3</sup> )	Consumo de coagulante (kg)	Relação dosagem/turbidez (g/m <sup>3</sup> .UNT)
Jan/00	33,06	1.764.747,9	44.059	0,755
Fev/00	42,23	1.622.962,8	44.352	0,647
Mar/00	39,35	1.769.567,4	49.372	0,709
Abr/00	37,60	1.565.832,6	46.629	0,792
Mai/00	21,80	1.601.099,1	37.829	1,084
Jun/00	41,04	1.512.007,2	46.344	0,747
Jul/00	38,99	1.559.988,0	27.669	0,455
Ago/00	36,30	1.440.525,6	39.229	0,750
Set/00	49,10	1.488.873,6	46.834	0,641
Out/00	67,39	1.650.227,4	48.680	0,438
Nov/00	39,71	1.505.489,4	47.529	0,795
Dez/00	51,76	1.681.561,8	44.770	0,514
Média	41,53	1.596.906,9	43.608	<b>0,694</b>
Mínimo	21,80	1.440.525,6	27.669	<b>0,438</b>
Máximo	67,39	1.769.567,4	49.372	<b>1,084</b>
Desvio Padrão				<b>0,176</b>

**Tabela 5.4.** Relação entre turbidez da água bruta e dosagem de *Veta organic*.

Mês	Turbidez média da água bruta (UNT)	Produção de água (m <sup>3</sup> )	Consumo de coagulante (kg)	Relação dosagem/turbidez (g/m <sup>3</sup> .UNT)
Out/02	63,1	1.866.233	79.088	0,671
Nov/02	44,4	1.804.972	65.992	0,824
Dez/02	60,1	1.980.065	77.386	0,650
Jan/03	57,7	1.974.832	65.093	0,571
Fev/03	99,0	1.941.050	90.607	0,472
Mar/03	50,1	2.107.881	84.394	0,799
Abr/03	28,4	1.962.540	51.121	0,918
Mai/03	29,5	2.018.376	67.930	1,141
Jun/03	71,6	1.939.104	130.551	0,940
Jul/03	76,7	2.060.820	97.388	0,616
Ago/03	22,5	1.973.386	54.661	1,233
Set/03	29,7	1.837.779	74.742	1,370
Média	52,7	1.955.586	78.246	<b>0,850</b>
Mínimo	22,5	1.804.972	51.121	<b>0,472</b>
Máximo	99,0	2.107.881	130.551	<b>1,370</b>
Desvio Padrão				<b>0,280</b>



Os resultados apresentados nas Tabelas 5.3 e 5.4 demonstraram o que foi evidenciado na operação diária da estação, o *Veta organic* é um coagulante que apresenta variações maiores na sua dosagem em relação ao sulfato de alumínio. Possivelmente isso se deva aos seguintes fatores:

- característica intrínsecas do produto;
- processo de fabricação do produto, considerando que o *Veta organic* é produzido em uma empresa pequena, sem um controle de qualidade tão rígido. Este fato deve se modificar com o aumento do uso do produto.

Outro dado relevante verificado na comparação entre o uso do sulfato de alumínio e o *Veta organic*, é a presença de metais na água tratada. O sulfato de alumínio foi substituído definitivamente pelo *Veta organic*, na ETA-NH, a partir de outubro de 2001. Nas Tabelas 5.5 e 5.6, estão demonstrados os teores de metais e outros elementos químicos na água tratada da ETA-NH utilizando sulfato de alumínio e *Veta organic* respectivamente.

**Tabela 5.5.** Teor de metais e outros elementos químicos na água tratada da ETA-NH com sulfato de alumínio.

Elemento	Concentração (mg/L)							
	08/03/99	08/03/99	21/02/00	22/03/00	18/10/00	08/03/01	03/04/01	29/08/01
Cromo	ND	ND	ND	< 0,02	0,02	0,04	0,01	< 0,01
Alumínio	0,08	1,31	0,34	< 0,20	0,19	0,32	0,26	0,33
Ferro	0,06	0,05	0,1	< 0,03	0,3	0,1	0,1	0,02
Cobre	ND	0,002	ND	< 0,02	0,01	ND	0,01	0,01
Zinco	ND	0,07	ND	0,01	0,03	ND	0,16	0,19
Arsênio	ND	0,008	0,001	< 0,005	0,02	ND	ND	ND
Bário	ND	0,36	0,08	< 1,0	0,78	0,09	0,02	0,01
Cádmio	ND	ND	ND	< 0,01	ND	0,01	ND	ND
Chumbo	ND	0,001	0,006	< 0,05	0,02	ND	0,03	0,02
Mercúrio	ND	ND	ND	0,0019	ND	ND	0,02	ND
Prata	ND	ND	ND	< 0,01	ND	ND	ND	ND
Selênio	ND	0,003	0,03	< 0,005	0,01	0,001	0,01	0,01

**Tabela 5.6.** Teor de metais e outros elementos químicos na água tratada da ETA-NH com *Veta organic*.

Elemento	Concentração (mg/L)			
	11/03/02	11/09/02	26/09/02	17/01/03
Cromo	< 0,01	< 0,01	< 0,01	ND
Alumínio	< 0,01	< 0,1	< 0,1	-
Ferro	0,1	< 0,02	0,08	-
Cobre	< 0,01	0,01	< 0,01	0,005
Zinco	0,12	< 0,02	< 0,02	-
Arsênio	ND	0,09	< 0,001	0,02
Bário	0,31	0,12	< 0,007	0,055
Cádmio	0,01	0,01	-	< 0,0003
Chumbo	0,03	0,01	< 0,001	ND
Mercúrio	ND	0,007	< 0,0001	ND
Prata	ND	ND	< 0,0005	-
Selênio	ND	0,02	< 0,001	0,01

A análise das Tabelas 5.5 e 5.6 mostra que, com o uso do sulfato de alumínio, há acréscimo na concentração deste metal na água tratada. Ou seja, conforme já foi observado por BARROSO e CORDEIRO (2003), o sulfato de alumínio pode influir de forma decisiva na concentração de alumínio presente na água tratada. Nas amostras da água tratada com *Veta organic*, os teores ficaram abaixo do limite de detecção. Enquanto, com o coagulante metálico, a concentração média foi de 0,35 mg/L que corresponde a 3,5 vezes o limite de detecção de 0,1 mg/L. Além disso, das oito amostras de água tratada com o sulfato apenas uma resultou teor de alumínio abaixo do limite de detecção. Cabe salientar que as amostras apresentam grandes intervalos de coleta para análise entre as mesmas, o que elimina a possibilidade dos dados estarem influenciados por uma condição particular da água bruta, por exemplo um despejo com alta dosagem de alumínio, ou por um problema com o produto utilizado na coagulação.

A tabela 5 da Portaria N° 518 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004) apresenta o padrão de aceitação para consumo humano para certas substâncias, não constantes na tabela 3 - padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde – da mesma portaria. O valor máximo permitido para o alumínio é 0,2 mg/L. Das oito amostras de água tratada com sulfato de alumínio, cinco apresentaram concentração de alumínio acima do valor

máximo permitido. Portanto, de acordo com a Portaria N° 518, 63% das amostras de água tratadas com sulfato de alumínio estariam com teor de alumínio acima do permitido. Das quatro amostras de água tratada com *Veta organic*, nenhuma apresentou concentração de alumínio acima do valor máximo permitido.

Os parâmetros especificados pela Portaria N° 518 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004) e que não constam nas Tabelas 5.5 e 5.6 não têm sua concentração influenciada pelo troca do sulfato de alumínio por *Veta organic*.

A ETA-NH, por trabalhar acima da sua capacidade de projeto, precisou reduzir o intervalo entre limpezas de cada decantador, operando atualmente com intervalo médio de 15 dias. Com o uso do *Veta organic* como coagulante/floculante observou-se que o mesmo gera um floco que tende a se fixar mais no leito filtrante em relação ao floco gerado no tratamento com sulfato de alumínio. Os leitos dos filtros vão colmatando com o uso, reduzindo a carreira dos filtros. Na ETA-NH, foi instalado um sistema de retrolavagem com ar. O resultado foi muito bom, pois o ar causa maior expansão do leito e aumenta o atrito entre os grãos, podendo-se aumentar o intervalo entre retrolavagens.

Neste aspecto, um comparativo entre o *Veta organic* e o sulfato de alumínio, considerando as condições de operação da ETA-NH, ou seja, trabalhando acima da capacidade, remete ao seguinte:

- o sulfato de alumínio produz flocos que colmatam menos o leito filtrante, mas que, principalmente no início da carreira de filtração, podem passar pelo filtro e piorar a qualidade da água tratada;
- o *Veta organic* produz flocos que vão aderindo ao leito filtrante e, com o uso, vão colmatando o mesmo. Isto ocasiona aumento na perda de carga durante a filtração, reduz a capacidade (vazão) dos filtros e gera maior número de retrolavagens. Por outro lado, a água tratada tem sua qualidade mantida durante toda a carreira de filtração. Na Figura 5.1, é possível verificar-se o grau de colmatação que pode atingir o leito filtrante com o uso do *Veta organic*.

Com a utilização do *Veta organic* como coagulante, produtos para corrigir o pH e auxiliar na floculação, necessários quando o coagulante era o sulfato de alumínio, deixaram de ser utilizados. Isto representou a redução no número de tanques para a preparação de produtos, reduziu o tempo no qual os operadores se dedicam ao processo de coagulação/floculação e reduziu o risco de expor funcionários a condições insalubres na ETA-NH.

Por outro lado, devido às características do *Veta organic*, ocorre com mais frequência, em comparação ao sulfato de alumínio, a necessidade de se alterar a dosagem do coagulante

em virtude de alterações na qualidade da água bruta. E houve um aumento na necessidade de manutenções nos filtros.



**Figura 5.1.** Parte do leito filtrante colmatado no tratamento com *Veta organic*.

5.3. Análise qualitativa e quantitativa do lodo da ETA-NH gerado no processo de tratamento com o *Veta organic*.

Por observação pode-se verificar que, na média, o nível de lodo no decantador é 0,5 metros, sendo o restante água floculada. São descartados, em média, em cada limpeza 1.158,5 metros cúbicos de água floculada e 181,5 metros cúbicos de lodo propriamente dito. Deste volume de lodo, aproximadamente, 70% é um resíduo de consistência mais líquida que flui por gravidade para a rede pluvial. Este resíduo será chamado, no presente trabalho, de lodo líquido. Os 30% restantes correspondem a um material de consistência pastosa e que necessita ser removido do tanque através de hidrojato e rodo de madeira. Este resíduo será chamado de lodo pastoso. As análises foram feitas tanto para o lodo líquido quanto para o lodo pastoso. Na Tabela 5.7, estão as médias dos resultados das análises de alguns parâmetros de amostras

coletadas entre agosto e outubro de 2003, período no qual já era utilizado o *Veta organic* como coagulante.

A relação DBO/DQO é 0,07 para o lodo líquido e 0,10 para o lodo pastoso. Esta baixa relação entre DBO/DQO e o valor alto de DQO mostra, conforme SILVA (1999) que, embora o lodo seja pouco biodegradável, ele é prontamente oxidável. A título de comparação, SCALIZE et al. (2004) apresentam a relação DBO/DQO para esgotos brutos de duas ETEs da cidade de Araraquara, sendo o valor médio obtido em torno de 0,50. O valor médio da DBO, para esgoto bruto, está em torno de 400 e da DQO em torno de 800.

**Tabela 5.7.** Características do lodo da ETA-NH com o *Veta organic*.

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Lodo líquido</b>	<b>Lodo pastoso</b>
DBO	mg/L	910,2	2.204,7
DQO	mg/L	12.971,4	21.200,0
Sólidos totais	mg/L	30.448	72.781
Sólidos voláteis	mg/L	11.665	39.011
Sólidos fixos	mg/L	18.783	33.770
Teor de matéria orgânica	mg O <sub>2</sub> /L	4.885	10.527
Coliformes totais	NMP	20.342.857	42.087.500
Coliformes fecais	NMP	2.972.857	7.762.500
PH		6,6	6,8
Condutividade	μS/cm	290,5	621,0
Sólidos decantáveis	mL/L	923	999

Na literatura, os valores de DBO e DQO para lodos de ETAs que utilizam coagulantes metálicos são mais baixos do que os valores da Tabela 5.7. Considerando que a água bruta da ETA-NH, proveniente do rio dos Sinos, não apresenta características que justifiquem grande elevação no teor de matéria orgânica, conclui-se que o *Veta organic* tende a aumentar a carga orgânica dos efluentes do tratamento de água.

Com relação ao teor de metais no lodo da ETA-NH, na Tabela 5.8 são apresentados os resultados médios mensais das amostras compostas do lodo da ETA-NH.

Pode-se notar a redução no teor de alumínio no lodo com a substituição do coagulante sulfato de alumínio por *Veta organic* através da Tabela 5.9. Nesta tabela, estão os valores das análises feitas por ALTMANN (2002) com o lodo da ETA-NH, utilizando como coagulante o sulfato de alumínio e o *Veta organic*.

**Tabela 5.8.** Teor de metais do lodo da ETA-NH com o *Veta organic*.

Data	Tipo de lodo	Umidade (%)	Densidade	Cádmio mg/kg	Cromo mg/kg	Níquel mg/kg	Chumbo mg/kg	Alumínio mg/kg	Mercurio mg/kg
28/08/03	Líquido	97	1	<1,00	248	40	28	198	0,1
28/08/03	Pastoso	95	1	<1,00	206	48	28	204	0,08
17/09/03	Líquido	98	1	<1,00	96	48	16	61.000	ND
17/09/03	Pastoso	93	1	<1,00	114	50	20	61.000	ND
09/10/03	Líquido	97	1	<1,00	181	54	14	59.000	
09/10/03	Pastoso	95	1	<1,00	122	53	14	54.000	
30/10/03	Líquido	97	0,94		<1,00	126	56	18	
30/10/03	Pastoso	95	1		<1,00	103	50	16	
Médias finais	Líquido	97,5	0,985	<1,00	131,5	67	28,5	30.054	
	Pastoso	94,5	1	<1,00	110,75	63,5	28	28.805	
Média lodo		95,87	0,993	<1,00	121,13	65,25	28,25	29.429	0,09
Média do lodo (mg/L)				<0,1	4,91	2,66	1,16	1.247	0,0035

**Tabela 5.9.** Teores de alumínio no lodo do decantador da ETA-NH com sulfato de alumínio e com *Veta organic*.

Sulfato de alumínio*	Veta organic*	Veta organic**
76.000 mg/L de Al	5.250 mg/L de Al	1.247 mg/L de Al

\* Fonte: ALTMANN, 2002; \*\* Média dos ensaios realizados entre agosto e outubro de 2003.

Os resultados obtidos por ALTMANN (2002) estão apresentados no item 3.4.3 da revisão bibliográfica. Fica clara a redução no teor de alumínio no efluente do tanque de sedimentação com o uso do *Veta organic*. Durante os ensaios realizados entre agosto e outubro de 2003, foi observada grande variação na concentração de alumínio – entre 16 e 61.000 mg/kg. Possivelmente, isto se deve às características da água bruta, em função do rio dos Sinos ter solo erodido em suas margens, o que faz com que em períodos de chuva aumente o carreamento de elementos do solo, incluindo o alumínio. A fonte do metal também pode ser a forte poluição urbana que chega ao rio através das águas pluviais. O esgoto

industrial é responsável por uma parcela do alumínio que chega à ETA, mas esta parcela não deve causar a variação verificada na composição do lodo, considerando que cada amostra representa um intervalo de aproximadamente vinte dias. Além disso, o *Veta organic* tem em sua composição quantidade pequena de alumínio, que é responsável pelo início do processo de neutralização das cargas das partículas coloidais. Na fórmula química do coagulante, apresentada na revisão bibliográfica, não consta a presença do metal em função de estar ali apenas a estrutura química ativa do produto.

O teor de alumínio no lodo analisado por ALTMANN (2002) é maior do que os valores obtidos no presente trabalho. Acredita-se que isto ocorreu devido ao período em que foram feitas as coletas das amostras. O período de coletas do autor foi menor do que o período de coletas no presente trabalho, sendo, portanto, os seus resultados mais suscetíveis à influência de fatores externos. Por exemplo, aumento na concentração de alumínio na água bruta devido a chuvas.

No caso do lodo produzido na ETA Novo Hamburgo utilizando o *Veta organic*, a densidade foi determinada em laboratório para os sólidos totais e os sólidos fixos. Os resultados estão na Tabela 5.10. Para o cálculo da densidade úmida foi considerada a massa específica dos sólidos totais, pois, o processamento e a secagem serão feitos em todo o lodo e não apenas na sua fração mineral.

**Tabela 5.10.** Massa específica dos grãos da ETA-NH com o *Veta organic*.

Sólidos totais (kg/m <sup>3</sup> )	Sólidos inorgânicos ou fixos (kg/m <sup>3</sup> )
2.271	2.586

Pode-se observar que a massa específica dos sólidos totais para a ETA-NH é em torno de 9 % menor que a massa específica (2.500 kg/m<sup>3</sup>) dos sólidos indicada na literatura para lodos de ETAs que utilizam sais de ferro ou alumínio na coagulação. Provavelmente, um dos motivos seja a redução no teor de metais.

O teor de sólidos foi obtido através de ensaios tanto para o lodo de fundo, de consistência mais pastosa, quanto para o sobrenadante, descartados durante a lavagem do decantador, sendo este último de consistência mais líquida. As médias dos resultados dos ensaios estão apresentadas na Tabela 5.11.

**Tabela 5.11.** Teor de sólidos da ETA-NH com o *Veta organic*.

<b>Lodo Líquido (%)</b>	<b>Lodo Pastoso (%)</b>
2,75	5,50

O teor de sólidos e a quantidade de lodo pastoso aumenta a medida que o intervalo entre limpezas do decantador é ampliado. Utilizando os valores apresentados nos parágrafos acima e a equação 3.2 (Item 3.4.1 do presente trabalho), foi determinada a densidade úmida dos lodos. Para tal, considerou-se a massa específica da água igual a 1.000 kg/m<sup>3</sup>. Os valores obtidos para a densidade úmida estão apresentados na Tabela 5.12.

**Tabela 5.12.** Densidade úmida do lodo da ETA-NH com o *Veta organic*.

<b>Lodo Líquido</b>	<b>Lodo Pastoso</b>
1.016	1.032

No cálculo da produção de lodo em sistemas de tratamento de água, é fundamental a determinação de:

- massa de sólidos secos presente no lodo, resultantes do processo de tratamento;
- volume de água descartada, que atua como veículo da massa de sólidos citada no item anterior.

Com os dados da Tabela 5.7 é possível determinar a quantidade de sólidos descartada mensalmente através do lodo gerado no processo de sedimentação. A Tabela 5.13 apresenta os resultados obtidos.

**Tabela 5.13.** Quantidade média mensal de sólidos descartada na limpeza dos decantadores da ETA-NH no período de agosto/2003 a outubro/2003.

<b>Lodo líquido</b>		<b>Lodo pastoso</b>		<b>Total</b>
Volume (m <sup>3</sup> )	762,3	Volume (m <sup>3</sup> )	326,7	1.089
Sólidos voláteis (t)	8,89	Sólidos voláteis (t)	12,74	21,63
Sólidos fixos (t)	14,32	Sólidos fixos (t)	11,04	25,36
Sólidos totais (t)	23,21	Sólidos totais (t)	23,78	46,99



Os valores apresentados na Tabela 5.13 foram determinados multiplicando-se a concentração de sólidos pelo volume de lodo. O volume de lodo descartado em um mês foi determinado multiplicando-se o volume médio descartado em uma limpeza do tanque decantador pelo número de limpezas mensais. Para cada tipo de lodo, líquido ou pastoso, multiplicou-se o volume total pelo percentual médio de cada tipo.

Considerando o volume de água bruta aduzida mensal médio para os meses de agosto a outubro de 2003, 1.916.586 metros cúbicos, considerando 47.000 kg de sólidos descartados nos decantadores e considerando a quantidade de sólidos descartada na retrolavagem dos filtros como 36.629 kg (concentração média de sólidos de 347,42 mg/L e volume de água de lavagem médio mensal de 105.430,78 m<sup>3</sup> estes dados estão apresentados no Item 5.5). Pode-se determinar a relação entre a turbidez da água bruta e a concentração de partículas que entram no decantador.

- Turbidez média da água bruta para os meses de agosto a outubro de 2003 = 42,03 UNT.
- Concentração de partículas que entram no decantador =  $(47.000 + 36.629) / 1.916.586 = 43,63 \text{ mg/L}$ .

Para ETA-NH:

$$C_e = T \cdot 1,04 \quad (5.1)$$

onde:

$C_e$  = a concentração de partículas que entram no decantador;

T = a turbidez da água bruta.

Na literatura, esta relação ( $C_e/T$ ) para lodos de ETAs varia entre 1,5 a 2,2. O valor determinado acima para a ETA-NH é um indício de que coagulantes não metálicos produzem quantidade menor de lodo que produtos contendo metais em sua composição.

Outra consideração a ser feita com relação ao volume de lodo formado é o comparativo entre a equação da produção de lodo por sulfato de alumínio, determinada estequiometricamente, e os resultados obtidos com o *Veta organic*. O cálculo utilizado para estimar a quantidade de lodo formado em virtude da adição de sulfato de alumínio está apresentado no final do Item 3.4.1 da revisão bibliográfica.

Para determinar a parcela de lodo produzida na ETA-NH em função da adição do *Veta organic*, adequou-se a equação 3.3 (Item 3.4.1) da seguinte forma:

$$[T_{\text{água bruta}} (\text{UNT}) \times 0,75 (\text{mg sólidos/UNT})] + [C_{\text{veta organic}} (\text{mg Veta organic/L}) \times \Delta (\text{mg sólidos / mg Veta organic})] \times Q = \text{Quantidade de lodo produzido} \quad (5.2)$$

onde,

$T_{\text{água bruta}}$  = turbidez da água bruta = 42,03 UNT.

$C_{\text{veta organic}}$  = dosagem média de *Veta organic* = 35,980 mg/L.

Q = vazão de água tratada mensal = 1.919.570 m<sup>3</sup>/mês

Quantidade de lodo = 83.629 kg de sólidos/mês.

$\Delta$  = parcela de sólidos produzida em função da adição de *Veta organic*.

Os valores apresentados acima são as médias mensais de agosto a novembro de 2003, período em que o único coagulante adotado foi o *Veta organic*.

A resolução da equação acima resulta em  $\Delta = 0,33$  mg sólidos / mg *Veta organic*. Ou seja, para cada grama de *Veta organic* adicionado formou-se 0,33 gramas de sólidos. Portanto, o *veta organic* produziu em torno de 25% menos de lodo do que a produção definida na literatura para o sulfato de alumínio. Este resultado se aproxima do que foi observado quando se comparou a relação entre a turbidez da água bruta e a concentração de partículas que entram no decantador para o tratamento com sulfato de alumínio e com *Veta organic*.

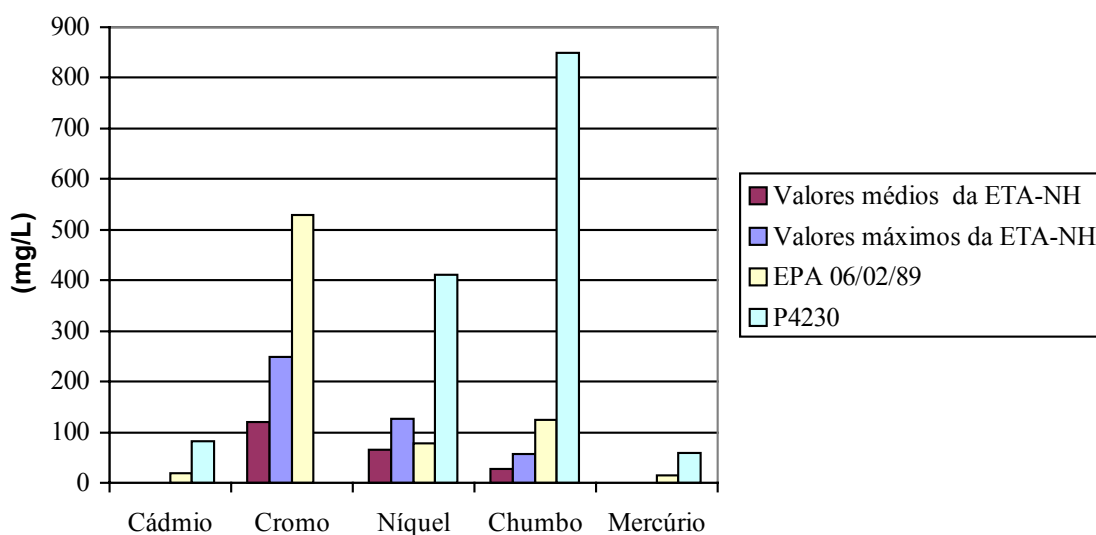
Com relação à possibilidade de dispor o lodo da ETA-NH no solo, na Tabela 5.14 são apresentadas as concentrações médias de sólidos suspensos voláteis e coliformes fecais para os lodos líquido e pastoso da ETA-NH, e a classificação dos lodos em função destas características, conforme regra estabelecida pela EPA (ver Tabela 3.23 Item 3.6 do presente trabalho).

**Tabela 5.14.** Categoria dos lodos da ETA-NH em função da concentração de coliformes no tratamento com o *Veta organic*.

Característica	Lodo líquido	Lodo pastoso
Sólidos Voláteis (mg/L)	11.665	39.011
Coliformes fecais (NMP de Org/ 100 mL)	2.972.857	7.762.500
Coliformes fecais / Sól. Voláteis (NMP / g)	2.548.396 (10 <sup>6,406</sup> )	1.989.849 (10 <sup>6,3</sup> )
Classificação (Categoria)	C	C

O critério apresentado na Tabela 3.23 utiliza sólidos suspensos voláteis no denominador, enquanto, na Tabela 5.14, foram utilizados sólidos voláteis. Isto se deve ao fato de não haver quantidade suficiente de dados da ETA-NH sobre sólidos suspensos voláteis. Além disso, considerando que a quantidade de sólidos suspensos voláteis seria menor que sólidos voláteis totais, o lodo da ETA-NH continuaria se enquadrando na categoria C, que é a última.

Com relação ao teor de metais, na Figura 5.2, está apresentado gráfico comparativo entre os valores da Tabela 5.8 para o lodo da ETA-NH e os limites especificados na regra proposta pela EPA em 06/02/1989 (Tabela 3.26 do presente trabalho), adotada por ser a mais restritiva, e a norma P4230 (Tabela 3.27 do presente trabalho).



**Figura 5.2.** Teor de metais na ETA-NH e limites de norma.

Na Figura 5.2, se observa que, na ETA-NH, o único metal cuja concentração excede o limite estabelecido em alguma regra proposta é o níquel. Mesmo para este metal, o teor no lodo da ETA-NH é maior apenas do que o limite da regra mais restritiva proposta. Em relação à legislação em vigor atualmente nos Estados Unidos, a concentração de metais no lodo da ETA-NH está abaixo dos limites estabelecidos.

A quantidade de lodo a ser disposto no solo em função da presença de metais foi determinada através dos limites impostos por regulamentações norte americanas (tabelas 3.21 e 3.22). Os resultados estão apresentados na Tabela 5.15.

**Tabela 5.15.** Massa do lodo da ETA-NH passível de ser disposto por unidade de área, a considerar o coagulante *Veta organic*.

<b>Metal</b>	<b>Carga limite (kg/ha.)</b>	<b>Concentração lodo ETA-NH (mg/kg)</b>	<b>Quantidade de lodo passível de disposição (t/ha.)</b>
Cádmio	11,2	1,0	11.200
Chumbo	580	28,25	20.531
Níquel	112	65,25	1.716,5

A possibilidade de disposição do lodo de ETA em determinado local deve passar por uma análise mais criteriosa, onde pesam o tipo e o uso do solo no local, a proximidade a corpos d'água, etc. O lodo da ETA-NH, por conter menor teor de alumínio em relação às ETAs que utilizam sais de alumínio na coagulação, tem menor risco de causar prejuízo às plantas no que se refere a reagir com o fósforo presente no solo, indisponibilizando-o às mesmas. A título de comparação, RICHTER (2001) informa que o limite de aplicação do lodo das ETAs que utilizam sulfato de alumínio é 2,2 a 4,4 kg/m<sup>2</sup>, equivalentes a 22 e 44 t/ha. Pode-se observar que este limite é muito menor do que os valores da Tabela 5.15.

Os resultados dos ensaios parasitológicos foram negativos, não tendo sido detectada a presença de protozoários ou helmintos no lodo. Entre os parasitos verificados, foi dada atenção especial a:

- cistos de *Giardia sp*;
- oocistos de *Cryptosporidium spp*;
- ovos de nematódeos;
- ovos de cestódeos.

Foram selecionados estes parasitos por serem os mais freqüentes quando há contaminação humana e animal. Foram feitas coletas no inverno e no verão, com temperaturas entre 14 °C e 30 °C.

#### 5.4. Viabilidade econômica da utilização do *Veta organic* como único coagulante da ETA-NH.

Em 2001, a COMUSA fez um estudo de viabilidade econômica para o uso do *Veta organic*, concluindo que este coagulante era viável do ponto de vista econômico. Este estudo

foi feito substituindo, por 27 dias, o sulfato de alumínio por *Veta organic* na planta da estação de tratamento de água de Novo Hamburgo (ETA-NH).

O custo para tratar a água da ETA-NH com *Veta organic*, naquela época, foi calculado em:

- sem considerar o desinfetante: 0,0244 R\$/m<sup>3</sup>;
- considerando o desinfetante: 0,0644 R\$/m<sup>3</sup>, ver Anexo A1.

O custo para tratar a água da ETA-NH com sulfato de alumínio, naquela época, foi calculado em:

- sem considerar o desinfetante: 0,0248 R\$/m<sup>3</sup>;
- considerando o desinfetante: 0,0806 R\$/m<sup>3</sup>, ver Anexo A2.

A redução de consumo do desinfetante (dióxido de cloro), neste estudo, ocorreu devido à modificação no sistema de desinfecção. Face a característica orgânica do produto clarificante foi necessário realizar-se a mudança do ponto de aplicação de dióxido de cloro. Na época, era realizada ainda no processo de floculação, como pré-desinfecção, devido às características do sulfato de alumínio. Modificou-se para uma forma intermediária, após a floculação, mas ainda na etapa de decantação, após o primeiro terço do decantador, quando o floco já está perfeitamente formado e ocorre significativa redução da matéria orgânica oxidável, permitindo desta forma uma redução estimada no consumo do agente desinfetante da ordem de 30 a 35 %.

Devido às variações na dosagem do coagulante, os custos oscilaram. Em média, o custo mais alto do *Veta organic* era compensado pela economia com polieletrólitos, alcalinizantes e redução na dosagem do desinfetante.

No presente trabalho, a comparação entre o custo do tratamento com sulfato de alumínio e *Veta organic* foi realizada considerando apenas a etapa da coagulação. Nas Tabelas 5.16 e 5.17, estão os produtos químicos utilizados para realizar a coagulação no processo de tratamento da ETA-NH nos anos de 2000 e 2002 respectivamente.

Os custos unitários de mercado dos produtos químicos em junho de 2004 estão na Tabela 5.18. Estes custos unitários são preços médios de mercado. Os polieletrólitos utilizados como referência são catiônicos, tendo sido selecionados os mais vendidos para ETAs pelos respectivos fabricantes.

**Tabela 5.16.** Consumo de produtos químicos na etapa de coagulação da ETA-NH no ano de 2000, com sulfato de alumínio.

Mês	Consumo do produto químico (kg)				Produção de água (m <sup>3</sup> )
	Cal	Sulfato de alumínio	Hidróxido de sódio	Polieletrólito	
Jan/2000	11.580,0	44.059,0	-	0,0	1.764.747,9
Fev/2000	10.780,0	44.351,8	-	7,0	1.622.962,8
Mar/2000	12.180,0	49.372,0	-	10,5	1.769.567,4
Abr/2000	11.860,0	46.629,1	-	6,1	1.565.832,6
Mai/2000	13.700,0	37.828,6	-	7,7	1.601.099,1
Jun/2000	12.620,0	46.343,7	-	13,5	1.512.007,2
Jul/2000	8.180,0	27.668,9	-	9,9	1.559.988,0
Ago/2000	1.060,0	39.229,1	-	11,4	1.440.525,6
Set/2000	2.700,0	46.834,0	-	20,5	1.488.873,6
Out/2000	540,0	48.680,0	19.425,0	11,2	1.650.227,4
Nov/2000	0,0	47.529,0	25.818,0	14,8	1.505.489,4
Dez/2000	0,0	44.770,0	13.616,0	0,0	1.681.561,8
Total	85.200,0	523.295,2	58.859,0	112,6	19.162.882,8

**Tabela 5.17.** Consumo de produtos químicos na etapa de coagulação da ETA-NH no ano de 2002, com *Veta organic*.

Mês	Consumo de <i>Veta organic</i> (kg)	Produção de água (m <sup>3</sup> )
Jan/2002	57.529,2	1.746.342,0
Fev/2002	46.609,3	1.574.737,2
Mar/2002	66.256,4	1.862.224,2
Abr/2002	70.701,5	1.793.527,2
Mai/2002	107.819,5	1.849.096,8
Jun/2002	81.565,8	1.693.587,6
Jul/2002	64.406,7	1.782.603,0
Ago/2002	67.180,5	1.789.304,4
Set/2002	65.316,0	1.776.085,2
Out/2002	79.088,5	1.866.232,8
Nov/2002	65.991,6	1.804.971,6
Dez/2002	77.386,1	1.980.064,8
Total	849.851,0	21.518.776,8

**Tabela 5.18.** Custo unitário de produtos químicos utilizados na etapa de coagulação.

<b>Produto químico</b>	<b>Sulfato de alumínio</b>	<b>Cal</b>	<b>Polieletrólitos</b>	<b>Hidróxido de sódio</b>	<b><i>Veta organic</i></b>
Custo unitário (R\$/kg)	0,45	0,40	15,00	0,60	1,00

A partir das Tabelas 5.17 e 5.18 é possível determinar o gasto com produtos relacionados à etapa de coagulação/floculação na ETA-NH nos anos de 2000 (sulfato de alumínio) e 2002 (*Veta organic*), considerando o custo unitário dos produtos atualizado em junho de 2004. Os resultados obtidos são:

- utilizando o sulfato de alumínio – R\$ 0,016 / m<sup>3</sup>;
- utilizando o *Veta organic* – R\$ 0,039 / m<sup>3</sup>.

Comparando-se os valores acima com a análise de viabilidade feita pela COMUSA em 2001, observa-se aumento de 60 % no custo do metro cúbico de água tratada, para a etapa de coagulação, utilizando o *Veta organic*. Utilizando o sulfato de alumínio, houve redução de 35 %. O aumento, no custo unitário, com a utilização do *Veta organic* deve-se a dois motivos básicos.

O primeiro motivo é econômico. O sulfato de alumínio é fabricado por diversas empresas, o que facilita negociações de preço, principalmente no caso de grandes consumidores como as companhias de saneamento.

O segundo motivo é o fato do processo de produção do *Veta organic* não ter o nível de controle do sulfato de alumínio, causando algumas variações na sua composição. Isto faz com que ocorram dosagens elevadas do coagulante, aumentando excessivamente o seu consumo. Como exemplo, pode-se citar o consumo no mês de maio de 2002.

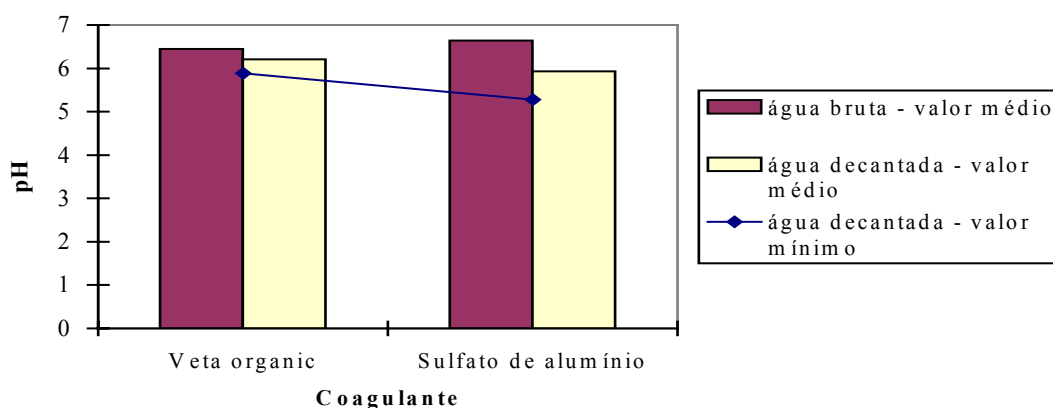
Com relação à redução no custo com o sulfato de alumínio, no período analisado no presente trabalho (ano de 2000), estava se utilizando cal como alcalinizante, enquanto, no período de testes na COMUSA, utilizou-se o hidróxido de sódio, que tem custo mais elevado. Além disso, no período dos testes, a qualidade da água bruta pode ter causado aumento na dosagem e, conseqüentemente, no consumo de sulfato de alumínio.

O comparativo do custo do tratamento, incluindo a etapa de desinfecção na ETA-NH nos anos de 2000 (sulfato de alumínio) e 2002 (*Veta organic*) não faz sentido devido ao fato de serem diferentes os desinfetantes utilizados em cada período. A análise das planilhas de consumo dos produtos químicos nos anos de 2001, 2002 e 2003 (ver Anexos) não confirma a redução no consumo de dióxido de cloro quando o *Veta organic* é o coagulante utilizado. A análise destas planilhas leva a conclusão de que o consumo do dióxido de cloro não foi

influenciado pela alteração do coagulante. Considerando que a etapa da coagulação representa em torno de 25 % do custo total com produtos químicos na ETA-NH e que esta etapa torna-se 2,4 vezes mais cara com o *Veta organic* do que com o sulfato de alumínio, conclui-se que o *Veta organic*, quando comparado ao sulfato de alumínio, aumenta o gasto com produtos químicos no tratamento em 35 %. Portanto, as conclusões dos testes feitos em 2001 na COMUSA, com relação a economia obtida com uso do *Veta organic*, não se confirmaram no presente trabalho.

O custo do tratamento com *Veta organic* é mais do que o triplo do gasto com o sulfato de alumínio, se considerarmos os coagulantes unicamente. Em parte esta diferença é compensada pelo gasto com produtos alcalinizantes (cal ou hidróxido de sódio) necessários quando o coagulante é o sulfato de alumínio.

Com relação à redução do pH, os Anexos A7 e A8 apresentam respectivamente as características da água bruta, decantada e tratada no mês de fevereiro 2003, utilizando o *Veta organic*, e no mês de fevereiro de 2001, utilizando o sulfato de alumínio. Na Figura 5.3, estão graficados os valores médios de pH da água bruta e decantada e o valor mínimo de pH da água decantada.



**Figura 5.3.** Gráfico com os valores de pH para água bruta e decantada em fevereiro/2001 (sulfato de alumínio) e fevereiro/2003 (*Veta organic*).

A relação entre o pH médio mensal da água decantada e da água bruta resultou em:



- 0,962 (= 6,21/6,45) para o *Veta organic*, ou seja, o coagulante gerou redução de 3,8% no valor do pH da água decantada em relação à água bruta;
- 0,894 (= 5,93/6,64) para o sulfato de alumínio, ou seja, o coagulante gerou redução de 10,6% no valor do pH da água decantada em relação à água bruta.

Os valores mínimos de pH para água decantada foram:

- 5,89 em fevereiro de 2003, utilizando o *Veta organic*;
- 5,28 em fevereiro de 2001, utilizando o sulfato de alumínio.

A partir dos valores apresentados acima e da Figura 5.3, constata-se que o sulfato de alumínio, se comparado ao *Veta organic*, causa redução maior no pH durante o tratamento da água, mas a diferença nos valores é pouco significativa do ponto de vista sanitário. No Anexo A8, o pH da água tratada é mais elevado que o pH da água decantada devido à utilização de alcalinizantes (cal ou hidróxido de sódio). No Anexo A7, não consta o pH da água tratada por ser igual ao da água decantada.

5.5. Considerações sobre a interferência da operação da ETA-NH nas características dos seus efluentes e caracterização da água de lavagem dos filtros.

Segundo REALI (1999), a lavagem dos filtros pode ser efetuada de diversas formas, podendo gerar maior ou menor volume de resíduos líquidos. Na ETA-NH, passou-se a adotar o sistema de lavagem com ar e água, o que resultou em redução na duração da lavagem e aumento na carreira dos filtros. Portanto, o atual sistema é com água e ar em fluxo ascendente. A utilização do ar tornou-se praticamente obrigatória em função da colmatação causada pelos flocos retidos no processo de filtração.

A perda de água na retrolavagem da ETA-NH foi determinada para os meses de agosto, setembro e outubro de 2003, chegando-se aos valores médios apresentados na Tabela 5.19.

Nas Tabelas 5.20 e 5.21, estão apresentados valores de parâmetros importantes obtidos na caracterização da água de lavagem dos filtros.

**Tabela 5.19.** Perda de água na lavagem dos filtros na ETA-NH, utilizando o *Veta organic* como coagulante.

<b>Mês</b>	<b>Média diária (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Total mês (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Relação ao volume de água bruta (%)</b>
Agosto/2003	3.702,75	114.785,28	5,82
Setembro/2003	3.276,46	98.293,80	5,35
Outubro/2003	3.329,46	103.213,26	5,30
Média	3.436,22	105.430,78	5,49

**Tabela 5.20.** Características da água de lavagem dos filtros – retrolavagem com auxílio de ar, utilizando o *Veta organic* como coagulante.

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Início da lavagem</b>	<b>Final da lavagem</b>
pH	-	6,56	6,37
Cor	mg PtCo/L	1.634	131
Turbidez	UNT	200	15
Condutividade	μS/cm	76,4	84,3
Fluor	mg/L	0,11	0,59
Alcalinidade	mg CaCO <sub>3</sub> /L	30	19
Teor de Matéria Orgânica	mg O <sub>2</sub> /L	100	-

**Tabela 5.21.** Características da água de lavagem dos filtros – retrolavagem sem auxílio de ar, utilizando o *Veta organic* como coagulante.

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Início da lavagem</b>	<b>Final da lavagem</b>
pH	-	6,46	6,31
Cor	mg PtCo/L	1.321	126
Turbidez	UNT	152	16
Condutividade	μS/cm	78,4	84,6
Fluor	mg/L	0,10	0,57
Alcalinidade	mg CaCO <sub>3</sub> /L	29	19
Teor de Matéria Orgânica	mg O <sub>2</sub> /L	80	-

Os parâmetros apresentados nas Tabelas 5.20 e 5.21 foram obtidos a partir das médias de ensaios realizados durante os meses de agosto a novembro de 2003, com temperaturas variando entre 14,3 °C e 26 °C. Na coluna "Início da lavagem", estão os resultados obtidos com as amostras coletadas do resíduo líquido gerado até o segundo minuto inicial da retrolavagem. Ao contrário, na coluna "Final da lavagem", estão os resultados obtidos com amostras coletadas nos dois últimos minutos da retrolavagem. O teor de matéria orgânica foi verificado apenas para a situação mais crítica, ou seja, início da lavagem.

Na Tabela 5.22, estão os resultados de outros parâmetros químicos e biológicos analisados, no período de agosto a outubro de 2003, na água de lavagem dos filtros.

**Tabela 5.22.** Parâmetros químicos e biológicos da água de lavagem dos filtros da ETA-NH entre agosto a outubro de 2003, utilizando o *Veta organic* como coagulante.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor médio</b>	<b>Valor mínimo</b>	<b>Valor máximo</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Quantidade de ensaios</b>
DQO (mg/L)	104,6	47,5	160	41,8	10
DBO (mg/L)	26,5	5,3	83,7	24,3	18
Coliformes totais (NMP org / 100 mL)	316.113	79.400	1.067.000	245.028	16
Coliformes fecais (NMP org / 100 mL)	29.738	5.200	74.000	20.869	16

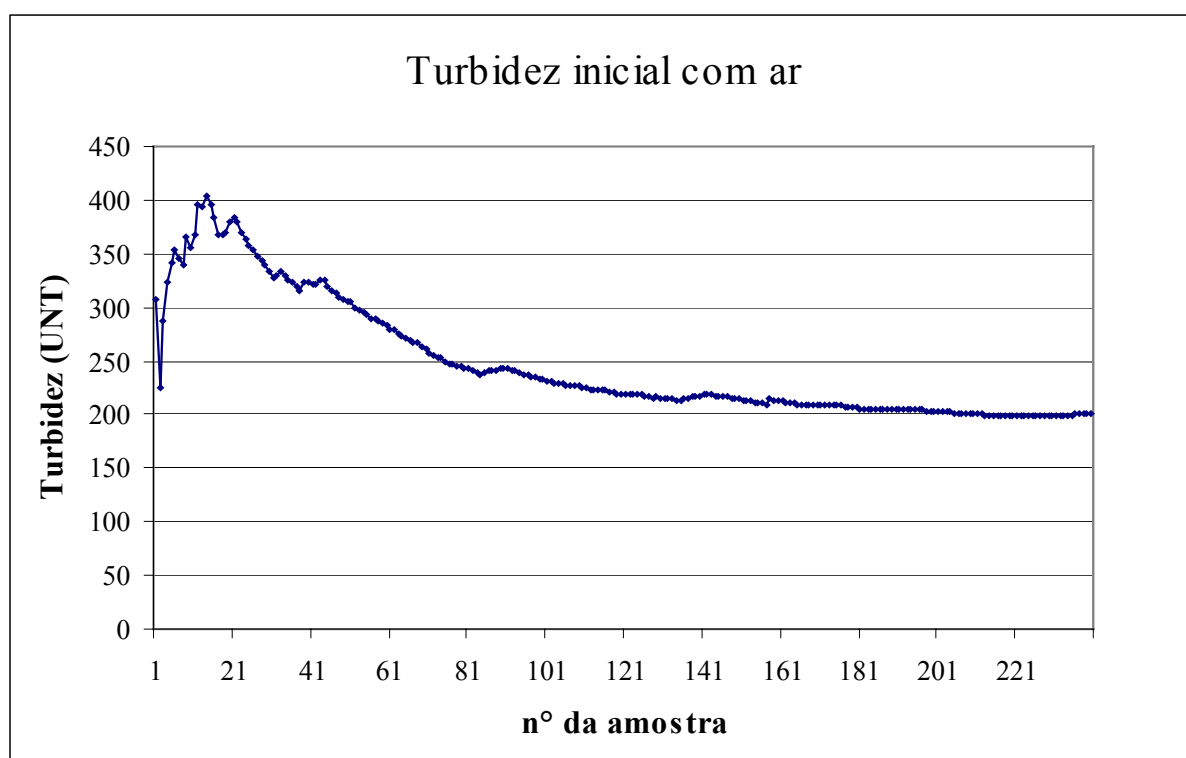
A Tabela 3.14, Item 3.4.2, apresenta as características de águas de lavagem de algumas ETAs que operam com sulfato de alumínio e cloreto férrico. Os resultados apresentados nas Tabelas 5.20 e 5.21 ficaram dentro da faixa limitada pelos valores da Tabela 3.14. Com relação à Tabela 5.22, a DQO para água de lavagem da ETA-NH resultou no dobro do valor apresentado para o mesmo resíduo em outras ETAs. Esta diferença deve-se a dois motivos:

- momento escolhido para a coleta, pois a água de lavagem apresenta variação muito grande durante a mesma retrolavagem e, como já foi dito, no presente trabalho, a DQO foi analisada para o resíduo gerado no início do processo de lavagem, quando a água está mais poluída;
- tipo de coagulante utilizado, pois o *Veta organic* ocasiona carga orgânica maior nos efluentes, se comparado com os coagulantes metálicos.

Quanto ao elevado número de coliformes totais, deve-se, também, ao momento escolhido para a coleta das amostras.

Pode-se observar que os valores de turbidez e cor das, Tabelas 5.20 e 5.21, são mais elevados no início da lavagem. Além disso, a lavagem com auxílio de ar apresenta turbidez e cor maiores que a lavagem sem auxílio de ar.

Também notou-se que, durante o período dos ensaios, houve redução e estabilização nos valores de turbidez e cor na condição de início da lavagem com auxílio de ar. Isto se deve ao uso do ar, que começou durante o período de ensaios e foi aos poucos removendo os flocos aderidos aos grãos do leito filtrante. Nas Figuras 5.4 e 5.5, estão apresentados os gráficos para os resultados de turbidez e cor obtidos durante o período de ensaios na condição de início de lavagem e com uso de ar.

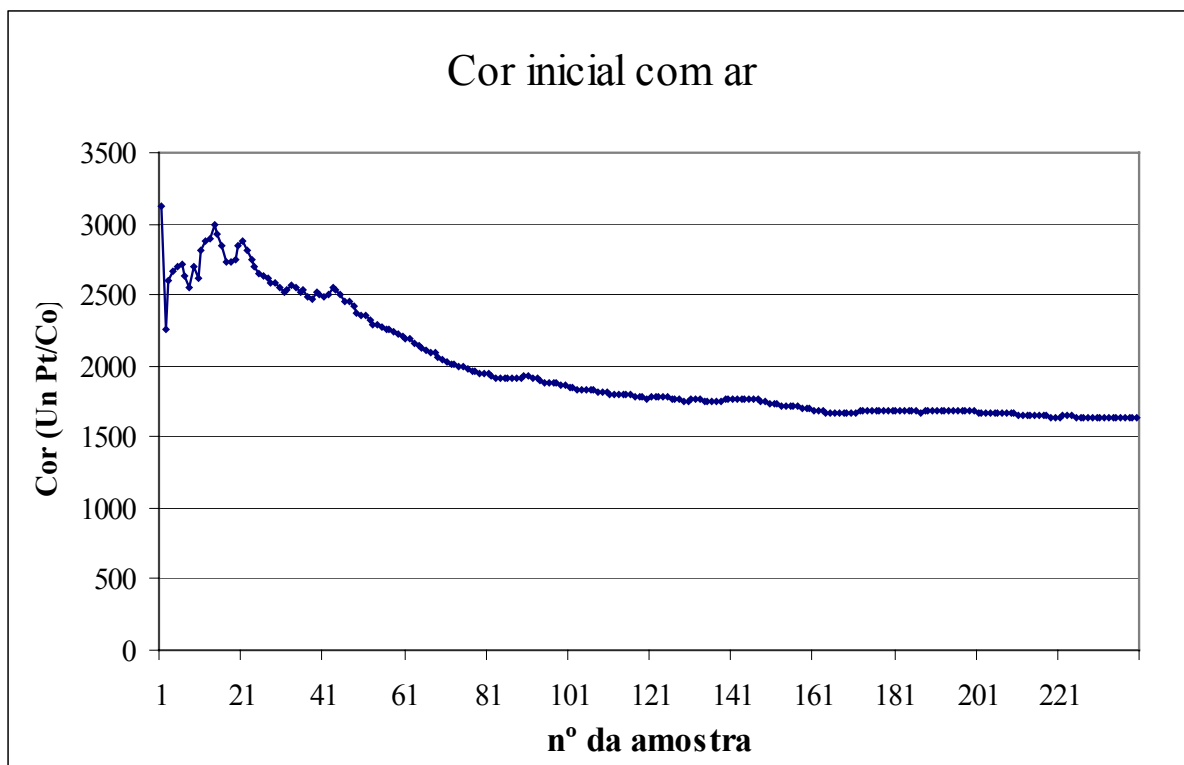


**Figura 5.4.** Turbidez da água de lavagem dos filtros com ar nos dois minutos iniciais, utilizando o *Veta organic* como coagulante.

O teor de sólidos da água de lavagem dos filtros determinado através da composição de amostras dos oito filtros foi 347,42 mg/L.

Na Tabela 5.23, está o teor de metais verificado na água de lavagem dos filtros da ETA-NH. A amostra para esta análise foi composta de frações de coletas feitas para os ensaios das características apresentadas anteriormente a fim de representar, em uma única

amostra, parte do período analisado. Este procedimento foi utilizado para reduzir custo com os ensaios.



**Figura 5.5.** Cor da água de lavagem dos filtros com ar nos dois minutos iniciais, utilizando o *Veta organic* como coagulante.

**Tabela 5.23.** Teor de metais na fração sólida da água de lavagem dos filtros da ETA-NH, utilizando o *Veta organic* como coagulante.

Parâmetro	Resultado
Umidade (%)	> 99
Densidade	1
Cádmio total (mg/kg)	< 1
Cromo total (mg/kg)	< 5
Níquel total (mg/kg)	< 5
Chumbo total (mg/kg)	< 10
Alumínio total (mg/kg)	22

Considerando que os resultados da Tabela 5.23 foram obtidos a partir de ensaios feitos apenas nos sólidos da água de lavagem, cujo teor é muito baixo, e que apenas o alumínio apresentou resultado acima do limite de detecção, a concentração dos demais metais foi pouco representativa neste resíduo líquido. E o alumínio, se comparado com as ETAs que utilizam sulfato de alumínio na coagulação, apresentou-se em baixa concentração na água de lavagem da ETA-NH. Isto pode ser verificado comparando-se os resultados acima com os valores da Tabela 3.14, do Item 3.4.2 deste trabalho. Para as ETAs 3 e 4, que utilizam o sulfato de alumínio, foram verificados, respectivamente, teores do metal de 0,3 e 0,8 mg/L, enquanto para a ETA-NH este valor é menor que 0,01 mg/L (22 mg de Al / kg de sólidos x 347,42 mg de sólido/ L de água de lavagem = 0,008 mg/L).

Para o resíduo líquido no início da lavagem, foram obtidos os resultados apresentados na Tabela 5.24.

**Tabela 5.24.** Teor de metais e outras substâncias na água de lavagem dos filtros da ETA-NH para condição início de lavagem, com o uso do coagulante *Veta organic*.

Parâmetro	Concentração	
	Unidade	Valor
Nitrogênio Total (= soma do NTK com Nntrico (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ))	mg/L	4,8
Fósforo total	mg/L	0,48
Cobre total	mg/L	0,02
Zinco total	mg/L	0,11
Alumínio total	mg/L	11
Cádmio total	mg/L	0,01
Cromo total	mg/L	0,06
Chumbo total	mg/L	0,06
Níquel total	mg/L	< 0,03
Mercúrio total	µg/L	< 0,2
Cianeto total	mg/L	< 0,02
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	1,5

Verifica-se a alta concentração de alguns poluentes se comparado à literatura e a concentração obtida na fração sólida da água de lavagem (Tabela 5.23). Isto se deve ao fato

de que nos resultados da Tabela 5.24 a amostra foi composta de coletas feitas no início de diversas lavagens, sendo esta a condição onde o teor de poluentes é mais elevado.

Entre dezembro de 2003 e fevereiro de 2004, foram repetidas algumas análises físico-químicas para água de lavagem dos filtros, utilizando amostras compostas de material coletado de todos os filtros no início da lavagem. Os resultados estão apresentados na Tabela 5.25.

**Tabela 5.25.** Características físico-químicas das águas de lavagem analisadas entre dezembro/2003 e fevereiro/2004, com o uso do coagulante *Veta organic*.

Data	17/12/03	22/12/03	29/12/03	08/01/04	12/01/04	20/01/04	28/01/04	03/02/04
Temperatura (°C)	24,0	24,7	25,0	29,0	27,0	28,2	27,4	26,8
DBO (mg/L)	22,8	59,4	20,6	24,5	30,0	55,3	11,3	53,5
DQO (mg/L)	217,3	320,0	80,0	48,0	192,0	208,0	128,0	144,0
Matéria orgânica (mg O <sub>2</sub> /L)	70,0	160,0	80,0	55,0	98,0	114,0	115,0	98,0
Sól. Sedimentáveis (mL/L)	15,0	27,0	17,0	8,0	16,0	20,0	13,0	13,0
Sól. Totais (mg/L)	667	660	487	600	328	243	900	317
Sól. Fixos (mg/L)	373	500	439	465	20	198	219	145
Sól. Voláteis (mg/L)	294	160	48	135	308	45	681	172
PH	6,92	7,39	7,18	6,69	7,04	-	7,31	7,08
Turbidez (UNT)	288	335	137	103	192	233	208	197
Cor (mgPtCo/L)	1.945	2.600	1.400	450	1.120	2.150	2.120	1.640
Condutividade (µS/cm)	59,4	66,9	72,5	85,3	77,4	80,4	76,7	78,2
Flúor (mg/L)	0,19	0,43	0,25	0,49	0,26	0,46	0,30	0,11
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	20	22	44	30	23	22	32	30
Col. Fecais (NMP org / 100 mL)	4.100	9.600	9.700	69.100	37.300	83.900	36.900	25.000
Col. Totais (NMP org/ 100 mL)	106.300	218.700	59.400	410.600	238.200	648.800	307.600	416.000
Condição de operação	com ar	com ar	com ar	sem ar	com ar	com ar	com ar	com ar

Os ensaios listados na tabela 5.25 foram realizados, também, para avaliar as características dos resíduos gerados na ETA-NH no verão. Comparando estes valores com

aqueles realizados com temperatura mais baixa, apresentados nas Tabelas 5.20, 5.21 e 5.22, verifica-se o seguinte:

- a relação DBO/DQO permanece praticamente a mesma, em torno de 0,25, mas houve aumento no valor dos dois parâmetros. Este acréscimo no valor era de se esperar, considerando o aumento da temperatura;
- houve um ligeiro aumento nos valores de parâmetros como turbidez, cor, sólidos totais, mas os resultados continuam dentro dos limites verificados na literatura para este tipo de efluente. A diferença observada é plenamente justificada pela grande variação da qualidade do líquido gerado durante uma mesma lavagem;
- as diferenças nos resultados de outros parâmetros estão relacionadas à justificativa do item anterior e, também, a variações na qualidade da água bruta. De qualquer forma, a ordem de grandeza no resultado de todos os ensaios é mantida tanto na condição de temperatura mais baixa, quanto para temperatura mais alta.

No exame parasitológico, os resultados foram negativos para protozoários em todas as amostras. Em uma das amostras coletadas no verão foi detectada a presença ovos e larvas de helmintos.



## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Antes de apresentar as conclusões deste trabalho, faz-se necessário salientar alguns aspectos importantes referentes as características das atividades que culminaram no presente documento. As pesquisas foram realizadas em uma estação de tratamento de água convencional que opera em condições similares a de muitas outras ETAs:

- trata um volume de água acima da capacidade máxima de projeto;
- foi construída a mais de três décadas, tendo sofrido adaptações ao longo do tempo, mas apresentando, na sua essência, conceitos oriundos de um projeto com mais de trinta anos de idade;
- é responsável pelo abastecimento de praticamente toda a população do município de Novo Hamburgo. Eventuais paradas para reparos ou melhorias nas suas instalações representam prejuízos financeiros ao município e incômodo aos usuários;
- necessita de muitas melhorias e ampliações para trabalhar em condições próximas ao ideal. Melhorias estas que representam um aporte de recursos bastante elevado, levando a companhia de saneamento a buscar financiamentos junto ao governo federal ou instituições de fomento (bancos internacionais e agências de desenvolvimento). Enquanto estes financiamentos não são obtidos, as companhias de saneamento tomam as medidas mais urgentes para que a estação continue operando.

Considerando as características operacionais e as instalações da ETA-NH, observa-se que as conclusões deste trabalho podem ser estendidas a outras estações convencionais sem maiores ressalvas ou adaptações. O cuidado maior deve ser tomado com relação às características da água bruta, material do leito filtrante e desinfetante utilizado. Destes três itens, o primeiro é, sem dúvida, o que merece mais atenção.

### 6.1. Conclusões.

As conclusões do presente trabalho são as seguintes:

- 1) o *Veta organic* pode ser utilizado no tratamento de uma ETA convencional com características semelhantes às da ETA-NH, em substituição ao sulfato de alumínio, sem que sejam necessárias alterações drásticas nas instalações físicas da estação;

- 2) na ETA-NH, o *Veta organic* pôde ser utilizado como produto único da coagulação/floculação, dispensando a adição de produtos alcalinizantes e auxiliares na floculação;
- 3) de acordo com as dosagens verificadas e características do tratamento e dos produtos químicos, o principal mecanismo da floculação com o sulfato de alumínio é a neutralização de cargas. No tratamento com o *Veta organic*, os principais mecanismos são a neutralização de cargas e a formação de pontes;
- 4) o *Veta organic* apresentou variações de dosagem maiores que o sulfato de alumínio, sendo, portanto, um produto mais difícil de manter a dosagem correta. Isto acarretou consumo maior do coagulante, pois ocorrem com mais freqüência excessos de dosagem;
- 5) não foi verificada influência da troca do sulfato de alumínio pelo *Veta organic* sobre a dosagem do desinfetante (dióxido de cloro);
- 6) no ano de 2000, a dosagem média de sulfato de alumínio na ETA-NH foi 27,3 mg/L, confirmando os valores apresentados na literatura;
- 7) no tratamento com *Veta organic*, o volume de efluente líquido gerado na lavagem dos filtros é aproximadamente cem vezes maior do que o volume de lodo oriundo da limpeza dos decantadores, mas, devido à baixa concentração de sólidos na água de lavagem, a massa de sólidos descartada na limpeza dos decantadores é em torno de 25% maior do que a massa de sólidos descartada na água de lavagem dos filtros. O teor de sólidos considerado é a média das situações de início e final de lavagem de forma a representar a qualidade do efluente durante todo o período de uma lavagem;
- 8) o aumento do custo com a substituição do sulfato de alumínio pelo *Veta organic* na ETA-NH representa 35% do gasto total em produtos químicos no tratamento e 5% dos gastos totais da companhia de saneamento. Os gastos de uma companhia de saneamento incluem consumo de energia elétrica, manutenção do sistema de abastecimento, folha de pagamento de funcionários, gastos administrativos e outros de menor valor. Com relação à viabilidade do emprego do *Veta organic* sob as óticas econômica e administrativa, deve-se considerar, além do custo direto do coagulante, outros fatores. Entre estes pode-se incluir a redução no teor de alumínio na água tratada e nos efluentes, a menor exposição dos funcionários da ETA a condições insalubres, a imagem da empresa perante a sociedade. No caso da COMUSA, o seus dirigentes optaram pelo manutenção do coagulante orgânico a base de tanino em detrimento de outros produtos disponíveis no mercado;

- 9) o uso do sulfato de alumínio aumentava muito o teor de alumínio na água tratada pela ETA-NH. Com o sulfato de alumínio, a água tratada e disponibilizada aos usuários apresentou, em muitas análises, teores de alumínio acima do limite máximo estabelecido pela legislação;
- 10) a substituição do sulfato de alumínio pelo *Veta organic* gerou redução considerável na concentração de alumínio no efluente dos decantadores da ETA-NH;
- 11) com relação à concentração de outros metais na água tratada, no resíduo dos filtros e dos decantadores, não houve alterações significativas com a troca do sulfato de alumínio pelo *Veta organic*;
- 12) o lodo gerado no tratamento com *Veta organic* é passível de disposição no solo. A quantidade a ser disposta por área e os intervalos entre cada disposição dependem das características e do uso do solo, das características geomorfológicas locais e da vegetação existente;
- 13) o volume de efluente gerado no processo de tratamento na ETA-NH está acima dos valores verificados na literatura (1% a 5% do volume de água bruta), sendo que a maior parcela desta quantidade de efluente deve-se à água de lavagem dos filtros;
- 14) o volume de água de lavagem tende a aumentar consideravelmente em estações de tratamento que operam acima da sua capacidade máxima de projeto. Isto se deve ao incremento no número de retrolavagens dos filtros que se fazem necessárias;
- 15) a recirculação do efluente da lavagem dos filtros na ETA-NH durante o tratamento com *Veta organic* não causou redução na qualidade da água tratada ou necessidade de aumento na dosagem dos produtos químicos. Cabe salientar que esta recirculação foi feita sempre com o efluente *in natura*, ou seja, sem nenhum tratamento. O fator limitante para o reaproveitamento da água de lavagem é a capacidade da ETA-NH. O incremento da vazão de água bruta causado pela recirculação da água de lavagem dos filtros é suportado pela estação apenas quando os filtros estão recém lavados. A medida que a capacidade do leito filtrante vai reduzindo, este incremento de vazão acarreta o transbordamento da água nas chicanas de floculação, nos decantadores ou no canal que leva a água floculada para os tanques de decantação. Para tornar possível o reaproveitamento de toda a água de lavagem dos filtros faz-se necessária a instalação de um inversor de frequência ou outro dispositivo de controle de vazão no bombeamento responsável pela adução da água bruta até a ETA-NH;
- 16) o *Veta organic*, na ETA-NH, produziu volume de lodo menor do que a quantidade de lodo produzida pelo sulfato de alumínio, segundo a literatura sobre o assunto;

- 17) o uso de ar na retrolavagem dos filtros melhora as condições de operação do tratamento, reduzindo a perda de água, o volume de efluente gerado e ampliando o intervalo entre limpezas e, em consequência, aumentando a carreira de filtração e a capacidade de produção da estação. Além disso, aumenta a durabilidade do leito filtrante;
- 18) a relação DBO/DQO verificada no lodo da ETA-NH confirma os valores informados na literatura, ou seja, o valor da DBO está em torno de 10% da DQO, sendo esta bastante elevada. Isto demonstra que o lodo contém elevado teor de matéria orgânica pouco biodegradável. A relação entre DBO e DQO observada no lodo oriundo do tratamento com o *Veta organic* é a mesma informada na literatura para lodos oriundos do tratamento com coagulantes metálicos, porém os valores de DBO e DQO são maiores no lodo do tratamento com *Veta organic*;
- 19) a massa específica dos sólidos do lodo produzido na ETA-NH com *Veta organic* é menor do que a massa específica dos sólidos do lodo gerado no tratamento com produtos que contenham íons metálicos na sua composição;
- 20) a água de lavagem dos filtros gerada no tratamento com *Veta organic* apresentou menor concentração de alumínio em relação aos valores da literatura para água de lavagem com sulfato de alumínio. Com relação ao efluente dos decantadores, o lodo produzido no tratamento com sulfato de alumínio apresentou maior concentração de alumínio em comparação ao lodo produzido com *Veta organic*;

## 6.2. Recomendações.

As principais recomendações a serem feitas a partir dos resultados do presente trabalho são:

- 1) estações convencionais que utilizam o *Veta organic* devem avaliar o emprego do ar na lavagem dos filtros, pois o *Veta organic*, principalmente quando ocorre dosagem excessiva do produto, tende a produzir flocos viscosos que colmatam o leito filtrante, sendo o uso de ar na lavagem um meio de reduzir esta colmatação;
- 2) o resíduo líquido gerado durante a lavagem dos filtros apresentou grande variação nas suas características. Isto se deve principalmente à variação na concentração de sólidos totais. Por isso, é muito importante o instante da lavagem escolhido para coletar as amostras para análise da qualidade da água de lavagem;

- 3) antes de definir uma disposição adequada para os efluentes do tratamento da água, deve-se procurar reduzir a produção dos mesmos. Esta redução pode ser obtida através de alterações na operação e nos produtos químicos utilizados no tratamento e adequação das instalações da ETA;
- 4) devido à sua umidade ser alta, é interessante, sob o ponto de vista econômico, que o lodo sofra um processo de adensamento e secagem antes da sua destinação final;
- 5) antes da disposição do resíduo do tratamento de água no solo, além da análise da qualidade do resíduo, devem ser verificados outros parâmetros para definir se é possível a disposição e, caso seja possível, a carga hidráulica de disposição. Os parâmetros a serem verificados estão relacionados com as características do solo, a geologia e o clima locais, o tipo de cobertura vegetal existente, a topografia da área e o uso dado à terra do local. Deve ser analisado o método de disposição mais adequado;
- 6) realização de ensaios comparativos, em instalação piloto, entre o *Veta organic* e o sulfato de alumínio, utilizando água bruta de mesmas características.
- 7) os profissionais que trabalham em companhias de saneamento, em especial os responsáveis por estações de tratamento de água, devem procurar alternativas aos produtos químicos utilizados no tratamento. Não deve ser considerado apenas o aspecto econômico direto, ou seja, o gasto com o produto químico em si. Existem outros fatores importantes tais como:
  - segurança e salubridade das pessoas envolvidas com o tratamento;
  - características dos efluentes gerados no tratamento. É importante dizer que os órgãos de controle ambiental estão atuando de forma cada vez mais enérgica sobre as estações de tratamento para abastecimento público, da mesma maneira como já vêm atuando a mais tempo sobre outras indústrias. Se houvesse legislação mais específica ou fiscalização maior sobre os resíduos gerados durante o tratamento de água para abastecimento público, muitas ETAs teriam que sofrer adaptações para atenderem os padrões estabelecidos;
  - custos indiretos relacionados à manutenção de equipamentos, número de funcionários envolvidos na preparação e dosagem dos produtos químicos, perda na lavagem das unidades do tratamento, inclusive os locais de armazenagem dos produtos químicos;
  - qualidade da água tratada. Neste aspecto, além dos padrões estabelecidos pelo ministério da saúde, deve ser considerada a satisfação do consumidor, principalmente em relação às características estéticas da água.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1992. *Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público – NBR 12216*. Rio de Janeiro: ABNT. 19p.

ABOY, N. 1999. *Secagem natural e disposição final de lodos de estações de tratamento de água*. Porto Alegre: UFRGS. 101 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Porto Alegre – RS, 1999.

AISSE, M.M., ANDRADE NETO, C.O., ANDREOLI, F.N., CHERNICHARO, C.A.L., CORAUCCI FILHO, B., FIGUEIREDO, R.F., LUCAS FILHO, M., MONTEGGIA, L.O., NOUR, E.A., SOUZA, H.N., STEFANUTTI, R. e VON SPERLING, M. 1999. Bases Conceituais da Disposição Controlada de Águas Residuárias no Solo. In: *PROSAB – Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo* - Coordenador: José Roberto Campos. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Capítulo 13, p.321-356.

AISSE, M.M., ANDRADE NETO, C.O., ANDREOLI, F.N., CHERNICHARO, C.A.L., CORAUCCI FILHO, B., FIGUEIREDO, R.F., LUCAS FILHO, M., MONTEGGIA, L.O., NOUR, E.A., SOUZA, H.N., STEFANUTTI, R. e VON SPERLING, M. 1999. Tecnologia do tratamento de águas residuárias no solo: infiltração rápida, irrigação e escoamento superficial. In: *PROSAB – Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Capítulo 14, p. 357-407.

ALCUTEN DE MELO, A., LOVO, E. e BUENO, R.C.R. 2003. Impactos do recebimento de lodo de ETA na ETE-Franca, uma solução viável operacionalmente e ambientalmente correta. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (22.:2003, Joinville)*. CD do Congresso: ABES. Tema II, n. 38.

ALTMANN, D. 2002. *Avaliação do impacto ambiental causado pelo descarte de lodo da estação de tratamento de água de Novo Hamburgo*. Monografia apresentada como pré-requisito para o título de especialista em gerenciamento ambiental. Canoas, BR-RS. 65p.

AMIRTHARAJAH, A. e O'MELIA, C.1990. Coagulation processes: destabilization, mixing, and flocculation. *Water Quality and Treatment*, 4ª ed., capítulo 6. p. 269-365.

ARBOLEDA, J.V. 1973. *Teoria, diseño y control de los procesos de clarificación del agua*. CEPIS, 558p.

AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. *Water treatment plant waste management*. American Water Works Association Research Foundation, Denver, 459 p., 1987.

AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. *Water quality and treatment – a handbook of community water supplies*. 4 ed. USA: Mcgraw-Hill Inc., 1990.

BABBITT, H.E.; DOLAND, J.J. e CLEASBY, J.L. 1962. *Abastecimento de água*. Edgard Blücher Ltda, capítulo 22, 592p.

BACHE, D.H. e PAPAVASILOPOULOS, E.N. 2003. *Dewatering of alumino-humic sludge: impacts of hydroxide*. Water Research: a Journal of the International Water Association, v. 37, n. 14, p. 3289-3298.

BARROSO, M.M. e CORDEIRO, J.S. 2003. Presença de metais no tratamento de água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (22.:2003, Joinville). CD do Congresso: ABES. Tema I, n. 21.

BASTIAN, R., FARREL, J.B., GRANATO, T.C., LUE-HING, C., PIETZ, R.I., RAO, K.C. e SOUTHWORTH, R.M. 1992. *Regulatory issues*. Municipal Sewage Sludge Management: processing, utilization and disposal. Pensilvania: Technomic Publishing Company Inc. v.4 . p.3 - 66. 1992.

BIDONE, F.R.A. e ABOY, N. 1997a. Avaliação do metal pesado alumínio em lodos de ETAs dispostos em leitos de secagem de diferentes espessuras e submetidos a sistemáticas de rega por solução ácida. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE EDIFICAÇÕES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS (1.: 1997, Porto Alegre). 6p..

BIDONE, F.R.A., CASTRO, C.M.B. e ABOY, N. 1997b. Monitoramento de parâmetros físico/químicos de lodos de ETAs durante a sua desidratação em leitos de secagem com diferentes espessuras de leito drenante. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA

SANITÁRIA E AMBIENTAL (19.: 1997, Foz do Iguaçu). Anais. Rio de Janeiro: ABES. Tema II, n. 28, 11p..

BIDONE, F., SILVA, A.P. e MARQUES, D.M. 2001. *Processamento de lodos de estações de tratamento de água (ETAs)*. In: PROSAB 2 – Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: ABES, 2001. Capítulo 9, p. 215-244.

BRASIL. 1986. Resolução n. 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Classificação das águas doces, salobras e salinas no território nacional*. Brasília, 1986.

BRATSKAYA, S., SCHWARZ, S. e CHERVONETSKY, D. 2004. *Comparative study of humic acids flocculation with chitosan hydrochloride and chitosan glutamate*. Water Research: a journal of the International Water Association, v. 38, n. 12, p. 2955-2961.

BWE. *Tratamento de água potável*. BWE – Indústria Química, catálogo. Canoas, RS-BR, 4p. 2002.

CASTRO, A.A., DIAS, A.M.V., RENNÓ, C.R.A., CÉSAR, L.A.S., DEMATTOS, M. e MONTEIRO, T.A.S. 1997. O problema da caracterização qualitativa e quantitativa dos efluentes gerados nas estações de tratamento de água – o caso da proposta para a unidade de tratamento e recuperação de resíduos – UTR do Sistema Rio das Velhas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (19.: 1997, Foz do Iguaçu). Anais. Rio de Janeiro: ABES. Tema II, n. 59, p. 1423-1431.

CASTRO, F. 2002. *Polímero orgânico natural trata água e efluentes*. Site: <[www.quimica.com.br/revista/qd407/atualidades3](http://www.quimica.com.br/revista/qd407/atualidades3)>. São Paulo, SP: Revista Química e Derivados. Acesso em: 4 de ago. 2004.

COMITESINOS. 2001. *O rio dos Sinos*. Site: <[www.comitesinos.com.br](http://www.comitesinos.com.br)>. São Leopoldo, RS: Unisinos. Acesso em: 5 de jul. 2003.

CORDEIRO, J.S. 1981. *Disposição, tratabilidade e reúso de lodos de estações de tratamento de água*. São Carlos: USP. 155 p. Dissertação (Mestrado): Universidade de São Paulo. Departamento de Hidráulica e Saneamento. São Carlos, BR-SP, 1981.



CORDEIRO, J.S. 1999. *Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs*. In: PROSAB 2 – Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Capítulo 1, p.1-18.

CORDEIRO, J.S. 2001a. *Processamento de lodos de estações de tratamento de água (ETAs)*. In: PROSAB 2 – Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: ABES, 2001. Seção 2, p. 119-120.

CORDEIRO, J.S. 2001b. *Processamento de lodos de estações de tratamento de água (ETAs)*. In: PROSAB 2 – Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: ABES, 2001. Capítulo 5, p. 121-142.

DI BERNARDO, A., DI BERNARDO, L. e CENTURIONE FILHO, P.L. 2002. *Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. São Carlos: RiMa Editora, 2002, 237 p.

DI BERNARDO, A., DI BERNARDO, L. e FROLINI, E. 1998. Influência do método de preparação da solução de polímeros naturais, amido natural e amido catiônico, na eficiência da floculação quando utilizados como auxiliares. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (8.:1998, João Pessoa). Anais. Rio de Janeiro: ABES. Tema I, n. 83, p. 77-91.

DI BERNARDO, L. 1993. *Método e técnicas de tratamento de água*. Rio de Janeiro: ABES, 1993,v.1 496p.

DI BERNARDO, L., SCALIZE, P.S. e SOUZA FILHO, A.G.. 1999a. Água de lavagem de filtros rápidos. PROSAB: *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água* - Coordenador: Marco Antonio Penalva Reali. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Capítulo 7, p.143-168.

DI BERNARDO, L., CONCEIÇÃO, R.A.P. e DI BERNARDO, A. 1996. Efeito da acidez da solução de sulfato de alumínio na eficiência da coagulação. Revista *BI*. ABES, Rio de Janeiro, vol. 4, ano 1, p.144-149, Out/Dez.

DI BERNARDO, L., SCALIZE P.S., FRAGIACOMO, P., TROFINO, J.C. e VIUDES, M.P. 1999b. Clarificação da água de lavagem de filtros de sistemas de filtração direta ascendente e desaguamento do lodo por centrifugação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (20.:1999, Rio de Janeiro). Anais. Rio de Janeiro: ABES. Tema II, n. 84, p. 1555-1565.

DIVAKARAN, R. e SIVASANKARA, V.N.P. 2002. *Flocculation of river silt using chitosan*. Water Research: a journal of the International Water Association, v. 36, n. 9, p. 2414-2418.

DOE, P.W. 1990. Water treatment plant waste management. *Water quality and treatment*, 4<sup>a</sup> ed., capítulo 16, p. 955-996.

EMBRAPA. 2002. *Cultivo da acácia negra*. Site: <sisistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br>. Distrito Federal, DF. Acesso em: 19 fev. 2005.

EPA. 1999. *National primary drinking water regulations current drinking water standards*. Office of Water, 1999.

FEARING, D.A., BANKS, J., GUYETAND, S., EROLES, C.M., JEFFERSON, B., WILSON, D., HILLIS, P., CAMPBELL, A.T. e PARSONS,S.A. 2004. *Combination of ferric and MIEX<sup>®</sup> for the treatment of a humic rich water*. Water Research: a journal of the International Water Association, v. 38, n. 10, p. 2551-2558.

FINGER, J.L., COTRIM, S.L.S., SILVA FILHO, J.B. e CARVALHO, M.L. 1995. *Diagnóstico de funcionamento da ETA do Menino Deus*. Porto Alegre: IPH/UFRGS. 19f.

FILHO, D.F.S. 1985. *Tecnologia de tratamento de água*. 3<sup>a</sup> ed. São Paulo: Nobel, 251p.

FILHO, S.S.F. 1993. Determinação dos mecanismos de coagulação para águas com baixa turbidez: estudo experimental. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (17.: 1997, Natal). Anais. Rio de Janeiro: ABES. Tema II. n. 82, p. 1530-1590.

FRANCESCHI, M., GIROU, A., CARRO-DIAZ, A.M., MAURETTE, M.T. e PUECH-COSTES, E. 2002. *Optmisation of the coagulation-flocculation process of raw water by*

*optimal desing method*. Water Research: a journal of the International Water Association, v. 36, n. 14, p. 3561-3572.

GAO, B.Y., HAHN, H.H. e HOFFMANN. 2002. *Evaluation of aluminum-silicate polymer composite as a coagulant for water treatment*. Water Research: a journal of the International Water Association, v. 36, n. 14, p. 3573-3581.

GEHLING, G.R. 1985. *Disposição de esgotos domésticos por infiltração em solos arenosos*. Porto Alegre: UFRGS. 137 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Porto Alegre – RS, 1985.

GRAY, N.F. 1996. *Calidad del agua potable: problemas y soluciones*. Zaragoza: Acribia S.A. 365p.

JONG, E.V., NOLL, I.B., LAMB, L. e GOSMANN, M. 2001. Taninos: novas tendências no tratamento para água de abastecimento. In: Simpósio de toxicologia - agricultura e preservação da qualidade da água; artigo arquivado como folheto (F1309) na biblioteca do ICTA/UFRGS.

KANG, M., CHEN, H., SATO, Y., KAMEI, T. e MAGARA, Y. 2003. *Rapid and economical indicator for evaluating arsenic removal with minimum aluminum residual during coagulation process*. Water Research: a journal of the International Water Association, v. 37, n. 19, p. 4599-4604.

KIRSTEN, N.E. e VANLOON, G.W. 2003. *Effects of raw conditions on solution-state aluminum speciation during coagulant dilution*. Water Research: a journal of the International Water Association, v. 37, n. 14, p. 3341-3350.

KUCHENRITHER, R., LUE-HING, C. e ZENZ, D.R. 1992. *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. Pensilvania: Technomic Publishing Company Inc. 1992. v.4 . 663 p.

LANE, R.W.1995. *Control de incrustaciones y corrosion en instalaciones hidraulicas de edificios*. México: McGraw-Hill/Interamericana de México, 1ª ed., 277p.

LEAL, F.C.T. e LIBÂNIO, M. 2002. Avaliação de metodologia para otimização e controle da remoção da cor em estações de tratamento de água operando com sobrecarga. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. (6.: 2002: Vitória). Anais. Rio de Janeiro: v.1, t.6, 6p..

MANCUSO, P.C.S. e SANTOS, H.F. 2003. *Reúso de água*. Barueri, SP: Ed. Manole. 2003. 1ª ed. 576 p.

MIRANDA, N.M. (CORSAN). 1969. Dificuldades em operação de filtros rápidos de areia. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Recife, 1969.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. 2000. *Portaria MS 1.469 de 29 de dezembro de 2000*. Brasília: Diário Oficial da União.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. 2004. *Portaria MS 518 de 25 de março de 2004*. Brasília: Diário Oficial da União.

PAVANELLI, G. e DI BERNARDO, L. 2002. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com turbidez elevada e cor verdadeira baixa. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. (6.: 2002: Vitória). Anais. Rio de Janeiro: v.1, t.14, 10p..

REALI, M.A.P. 1999. Principais características quantitativas e qualitativas do lodo de ETAs. In: PROSAB2 – *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água*. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Capítulo 2, p.21-39.

REITER, S., KUKULL, W. e STANDISH, P. 1995. *Drinking water aluminum and bioavailability: aluminum solubility and chemical changes that take place in the human intestine make ready assimilation of aluminum in drinking water unlikely*. Journal American Water Works Association, v.87, n.5, p.86-96, may.

RICHTER, C.A. e AZEVEDO NETTO, J.M. 1991. *Tratamento de água - tecnologia atualizada*. São Paulo: Ed. Edgard Blücher Ltda. 1991. 1ª ed. 332 p.

RICHTER, C.A. 2001. *Tratamento de lodos de estações de tratamento de água*. São Paulo: Ed. Edgard Blücher Ltda. 2001. 1ª ed. 102 p.

SABESP. 1987. Recuperação das águas de lavagens, tratamento e disposição de resíduos sólidos das ETAs da RMSP. *Revista DAE*, v.47, n.150, p.216-219, dez.

SANTOS, I.S.S., RAMIRES, M.V.V., KAZMIERCZAK, C.S., SILVA, H.C., KERN, A.P. e CAMARGO, S.A. 2000. Caracterização e identificação do resíduo: lodo da estação de tratamento do município de São Leopoldo. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (27.: 2000). Anais. Rio de Janeiro: ABES. Tema III. n. 01, 8p..

SAWYER, C.N., MCCARTY, P.L. e PARKIN, G.F. 2003. *Chemistry for environmental engineering and science*. New York: McGraw-Hill Companies, Inc. 2003. 5ª ed. 752 p.

SCALIZE, P.S., WELLINGTON, C.A.L., RODRIGUES, J.M., CORREA, M.S., VENUZO, S.B., LOMBARDI, R., OLIVEIRA, S.C. e SANTOS, M.F. 2004. Correlação entre os valores de DBO e DQO no afluente e efluente de duas ETES da cidade de Araraquara. In: ASSEMBLÉIA NACIONAL DA ASSEMAE (34.:2004, Caxias). CD da Assembléia. Tema II.

SILVA, A.P. – *Simulação da codisposição de lodos de estações de tratamento de água em aterros sanitários* – Porto Alegre: UFRGS. 109 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Porto Alegre – RS, 1999.

SINGLEY, J.E. 1972. Coagulation. In: NUEVOS METODOS DE TRATAMIENTO DE AGUA (Memorias del simposio.: 1972, Asuncion, Paraguay). Anais. Lima, Perú: CEPIS. Tema I, p. 9-54.

SOUZA, H.B. e DERISIO, J.C. 1977. *Guia técnico de coleta de amostras de água*. São Paulo: CETESB, 257p..

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 1998. 20 ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation.

TANAC. 1999. *Tanfloc*. Site: <[www.tanac.com.br](http://www.tanac.com.br)>. Montenegro, RS. Acesso em: 20 jul. 2003.

UENO, H. e GONÇALVES, P.C. 1994. *Manual prático para diagnóstico das helmintoses de ruminantes*. 3ª ed. Tokio – Japan.

VERANUSSO, C.E. 1999. *Tanfloc*. Site: <[www.tratamentodeagua.com.br](http://www.tratamentodeagua.com.br)>. Dois Córregos, SP. Acesso em: 20 jul. 2003.

VISSMAN, W. e HAMMER, M.J. 1998. *Water supply and pollution control*. 6ª ed. Menlo Park: Addison-Wesley, 390p..

**8. ANEXOS**

**Custo do tratamento de água utilizando o *Veta organic* - teste feito em 2001**

Período de 27 dias	Produto químico			
	<i>Veta organic</i>	Hidróxido de sódio	Ácido clorídrico	Clorito sódio
Consumo (kg)	50.024	0	14.120	16.798
Preço R\$/kg	0,72	0,50	0,85	2,80
Custo total R\$	36.017,28	0,00	12.002,00	47.034,40

Produção de água no período = 1.475.892 m<sup>3</sup>

Despesa total (R\$)	95.053,68
	Custo dióxido(R\$/m <sup>3</sup> ) 0,04
Custo do m <sup>3</sup>	R\$ 0,0244 sem considerar o desinfetante
Custo do m <sup>3</sup>	R\$ 0,0644 considerando o desinfetante

(Fonte: relatório do eng. responsável pela ETA de Novo Hamburgo)



**Custo do tratamento de água utilizando o sulfato de alumínio em 2001**

Mês	Produção de água (m <sup>3</sup> )	Consumo de produtos químicos (kg)			
		Sulfato de alumínio	Hidróxido de sódio	Ácido clorídrico	Clorito de sódio
Janeiro	1.621.922	94.014	29.445	25.649	28.576
Fevereiro	1.491.291	98.109	23.458	17.872	18.084
Março	1.505.092	87.692	25.442	22.457	25.319
Totais	4.618.305	279.815	78.345	65.978	71.979
Preço R\$/kg		0,27	0,50	0,85	2,8
Custo total R\$	-	75.550,05	39.172,50	56.081,30	201.541,20

Despesa total	(R\$)	372.345,05
		Custo dióxido/m <sup>3</sup>
		0,06

Custo do m <sup>3</sup>	R\$ 0,0248	sem considerar o desinfetante
Custo do m <sup>3</sup>	R\$ 0,0806	considerando o desinfetante

(Fonte: relatório do eng. responsável pela ETA de Novo Hamburgo)

## Consumo de produtos químicos e volume de água produzida na ETA de Novo Hamburgo

Ano: 2000

	Sulfato de alumínio líquido	Cal	Hidróxido de sódio	Polieletrólito	Cloro	Ácido clorídrico	Clorito de sódio	Fluos-silicato de sódio	Ácido fluos-silícico	Produção de água	Consumo de sulfato de alumínio/ m <sup>3</sup> de água produzida	Consumo de sulfato de alumínio/ 1000 m <sup>3</sup> de água produzida
Mês	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	m <sup>3</sup>	(kg/m <sup>3</sup> )	(kg/1000m <sup>3</sup> )
Janeiro/00	44.059	11.580	-	0,00	9.505,0	-	-	2.663,0	-	1.764.748	0,025	24,966
Fevereiro/00	44.352	10.780	-	7,00	6.327,0	-	-	2.391,0	-	1.622.963	0,027	27,328
Março/00	49.372	12.180	-	10,50	4.977,0	-	-	2.505,9	-	1.769.567	0,028	27,901
Abril/00	46.629	11.860	-	6,10	7.093,4	-	-	2.429,2	-	1.565.833	0,030	29,779
Mai/00	37.829	13.700	-	7,70	8.573,7	-	-	2.234,7	-	1.601.099	0,024	23,627
Junho/00	46.344	12.620	-	13,50	6.975,0	-	-	2.325,0	-	1.512.007	0,031	30,650
Julho/00	27.669	8.180	-	9,90	4.912,5	-	-	2.375,4	-	1.559.988	0,018	17,737
Agosto/00	39.229	1.060	-	11,40	6.783,2	-	-	2.444,0	-	1.440.526	0,027	27,232
Setembro/00	46.834	2.700	-	20,50	0,0	-	-	2.950,0	-	1.488.874	0,031	31,456
Outubro/00	48.680	540	19.425	11,20	4.062,0	3.690,0	3.833,0	575,0	2.977	1.650.227	0,029	29,499
Novembro/00	47.529	-	25.818	14,80	1.467,0	21.398,0	18.869,0	181,0	3.607	1.505.489	0,032	31,570
Dezembro/00	44.770	-	13.616	0,00	-	23.080,0	23.105,0	-	9.050	1.681.562	0,027	26,624
Máximo	49.372	13.700	25.818	20,50	9.505,0	23.080,0	23.105,0	2.950,0	9.050	1.769.567	0,032	31,570
Média	<b>43.608</b>	<b>8.520</b>	<b>19.620</b>	<b>9,38</b>	<b>5.516,0</b>	<b>16.056,0</b>	<b>15.269,0</b>	<b>2.097,7</b>	<b>5.211</b>	<b>1.596.907</b>	<b>0,027</b>	<b>27,364</b>
Mínimo	27.669	540	13.616	0,00	0,0	3.690,0	3.833,0	181,0	2.977	1.440.526	0,018	17,737
Total	523.295	85.200	58.859					23.074,2	15.634	19.162.883		

## Consumo de produtos químicos e volume de água produzida na ETA de Novo Hamburgo

Ano: 2001

	Sulfato de alumínio líquido	Sulfato ferroso oxidado	<i>Veta organic</i>	Poli-cloreto de alumínio	Polieletrólito	Ácido clorídrico	Clorito de sódio	Hidróxido de sódio	Ácido fluossilícico	Produção de água	Consumo de sulfato de alumínio/ m³ de água produzida	Consumo de sulfato de alumínio/ 1000 m³ de água produzida
Mês	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	m³	(kg/m³)	(kg/1000m³)
Janeiro/01	94.014	-	-	-	0,010	25.649	28.577	29.445	8.742	1.621.922	0,0579645	57,9645487
Fevereiro/01	98.109	-	-	-	0,025	17.872	18.084	23.458	7.495	1.491.291,0	0,0657880	65,7879649
Março/01	87.692	-	-	-	0,061	22.457	25.319	25.442	9.046	1.505.091,6	0,0582636	58,2635635
Abril/01	91.944	-	-	-	0,050	21.077	22.907	9.876	10.073	1.421.737,2	0,0646702	64,6701796
Mai/01	71.784	-	-	-	0,100	19.060	20.106	9.260	8.649	1.386.822,6	0,0517615	51,7614870
Junho/01	66.270	-	8.675	-	0,000	17.687	21.820	8.237	7.944	1.442.147,4	0,0459523	45,9523070
Julho/01	30.738	-	41.350	-	0,000	11.504	14.390	4.118	5.683	1.482.141,6	0,0207389	20,7389092
Agosto/01	28.211	16.350	-	10.728	0,000	15.140	21.496	7.980	4.334	1.498.451,4	0,0188268	18,8267701
Setembro/01	18.735	-	34.378	4.272	0,010	17.823	21.384	3.274	3.542	1.473.787,8	0,0127121	12,7121421
Outubro/01	-	-	61.342	-	-	25.557	29.408	0.211	4.036	1.618.281,0		
Novembro/01	-	-	50.079	-	-	30.408	39.349	12.778	3.400	1.591.261,2		
Dezembro/01	-	-	56.512	-	-	30.406	30.950	-	3.056	1.662.008,4		

Neste ano, não foram apresentados os totais e as médias em função de terem sido feitos diversos testes na coagulação, alterando o coagulante usado.

## Consumo de produtos químicos e volume de água produzida na ETA de Novo Hamburgo

Ano: 2002

	<i>Veta organic</i>	Ácido clorídrico	Clorito de sódio	Ácido fluo-silícico	Hipo-clorito de sódio	Produção de água	consumo de <i>Veta organic</i> / m <sup>3</sup> de água produzida	consumo de <i>Veta organic</i> / 1000 m <sup>3</sup> de água produzida
Mês	Kg	kg	kg	kg	kg	m <sup>3</sup>	(kg/m <sup>3</sup> )	(kg/1000m <sup>3</sup> )
Janeiro/02	57.529,2	32.659	37.601	3.017	-	1.746.342	0,0329	32,9427
Fevereiro/02	46.609,3	32.154	40.473	3.017	-	1.574.737	0,0296	29,5981
Março/02	66.256,4	42.589	42.467	4.914	-	1.862.224	0,0356	35,5792
Abril/02	70.701,5	33.165	39.097	6.973	-	1.793.527	0,0394	39,4204
Mai/02	107.819,5	30.127	32.235	8.521	-	1.849.097	0,0583	58,3093
Junho/02	81.565,8	17.504	18.216	6.034	-	1.693.588	0,0482	48,1615
Julho/02	64.406,7	16.262	17.148	7.271	-	1.782.603	0,0361	36,1307
Agosto/02	67.180,5	17.906	19.258	11.273	-	1.789.304	0,0375	37,5456
Setembro/02	65.316,0	16.471	18.773	10.880	10.800	1.776.085	0,0368	36,7753
Outubro/02	79.088,5	23.541	22.159	12.288	3.762	1.866.233	0,0424	42,3787
Novembro/02	65.991,6	24.276	23.056	6.733	9.232	1.804.972	0,0366	36,5610
Dezembro/02	77.386,1	25.219	22.640	9.108	15.556	1.980.065	0,0391	39,0826
Máximo	107.819,5	42.589	42.467	12.288	15.556	1.980.065	0,0583	58,3093
<b>Média</b>	<b>70.820,9</b>	<b>25.989</b>	<b>27.760</b>	<b>7.503</b>	<b>9.838</b>	<b>1.793.231</b>	<b>0,0394</b>	<b>39,3738</b>
Mínimo	46.609,3	16.262	17.148	3.017	3.762	1.574.737	0,0296	29,5981
Total	849.851,1	311.873	333.122	90.031	39.350	21.518.777		

## Consumo de produtos químicos e volume de água produzida na ETA de Novo Hamburgo

Ano: 2003

	<i>Veta organic</i>	Ácido clorídrico (G33)	Clorito de sódio (G30)	Ácido fluosilícico	Maxifloc	Hipo-clorito de sódio	Produção de água	consumo de <i>Veta organic</i> / m³ de água produzida	consumo de <i>Veta organic</i> / 1000 m³ de água produzida
Mês	kg	kg	kg	kg	kg	kg	m³	(kg/m³)	(kg/1000m³)
Janeiro/03	65.093,0	31.772,5	28.888,3	6.519,8	-	11.626,0	1.974.832,2	0,0330	33,0
Fevereiro/03	90.607,0	29.854,0	27.145,0	6.994,3	-	12.948,0	1.941.049,8	0,0467	46,7
Março/03	84.393,6	28.040,0	30.989,9	7.393,8	-	11.472,0	2.107.881,0	0,0400	40,0
Abril/03	51.120,9	29.010,0	34.362,5	6.023,3	-	-	1.962.540,0	0,0260	26,0
Maio/03	67.930,1	25.529,8	30.358,6	5.665,6	-	2.136,0	2.018.376,0	0,0337	33,7
Junho/03	130.550,9	25.580,5	27.142,2	6.426,0	-	-	1.939.104,0	0,0673	67,3
Julho/03	97.387,5	26.484,3	27.730,0	4.671,8	-	-	2.060.820,0	0,0473	47,3
Agosto/03	54.661,1	23.553,0	26.200,0	6.940,1	-	-	1.973.386,0	0,0277	27,7
Setembro/03	74.742,1	23.322,8	26.580,0	7.674,9	-	-	1.837.779,0	0,0407	40,7
Outubro/03	78.429,4	23.529,8	36.120,0	7.796,9	1.643,0	-	1.947.546,0	0,0403	40,3
Novembro/03	67.303,3	9.007,8	16.010,0	7.631,1	12.431,0	25.138,4	1.907.631,0	0,0353	35,3
Dezembro/03	98.815,1	10.305,4	17.768,8	6.934,1	3.082,2	27.980,0	1.957.402,0	0,0505	50,5
Máximo	130.550,9	31.772,5	36.120,0	7.796,9	-	27.980,0	2.107.881,0	0,0673	67,3
<b>Média</b>	<b>80.086,2</b>	<b>23.832,5</b>	<b>27.441,3</b>	<b>6.722,6</b>	-	<b>15.216,7</b>	<b>1.969.028,9</b>	<b>0,0407</b>	<b>40,7</b>
Mínimo	51.120,9	9.007,8	16.010,0	4.671,8	-	2.136,0	1.837.779,0	0,0260	26,0
Total	961.034,0	285.989,9	329.295,3	80.671,7	-	91.300,4	23.628.347,0		

**Características das águas bruta, decantada e tratada utilizando o *Veta organic* na ETA de Novo Hamburgo**

B = água bruta; D = água decantada; T = água tratada

Fevereiro de 2003

Médias de cada dia do mês (12 amostras por dia - a cada duas horas)

DIA	pH		Turbidez (UNT)			Cor (mg PtCo /L)			Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)		Dióxido de cloro (mg/L ClO <sub>2</sub> )	Cloro livre (mg Cl/L)	Fluoreto (mgF/L)	Condutividade (µS/cm)	
	B	D	B	D	T	B	D	T	B	T	T	T	T	B	T
1	6,60	6,36	26,98	2,65	0,44	195	20	4	23	13	0,65	0,15	0,65	80,65	93,5
2	6,63	6,36	49,89	2,42	0,39	297	14	4	22	11	0,63	0,11	0,68	79,74	94,5
3	6,52	6,32	81,17	3,17	0,52	584	19	4	23	11	0,70	0,13	0,70	68,82	85,7
4	6,45	6,22	89,08	3,62	0,61	624	21	6	20	10	0,66	0,16	0,73	69,93	85,3
5	6,48	6,28	65,38	3,25	0,46	488	18	4	21	10	0,71	0,15	0,71	77,04	92,8
6	6,58	6,39	46,05	2,36	0,38	302	16	4	22	11	0,69	0,12	0,61	86,68	96,7
7	6,64	6,41	85,10	2,85	0,44	460	18	5	22	11	0,66	0,16	0,68	90,50	101,6
8	6,54	6,29	102,17	2,77	0,43	638	19	4	21	11	0,66	0,12	0,61	78,44	98,6
9	6,60	6,35	95,02	3,61	0,70	607	21	5	22	12	0,72	0,14	0,64	74,00	89,2
10	6,57	6,32	135,00	4,56	0,84	747	26	6	22	11	0,75	0,12	0,65	62,98	83,8
11	6,53	6,19	147,42	4,15	0,79	774	22	7	20	9	0,80	0,13	0,57	58,98	80,6
12	6,49	6,15	74,13	3,78	0,81	475	25	8	19	9	0,72	0,13	0,62	60,26	76,3
13	6,46	6,27	49,25	3,19	0,76	359	26	8	19	9	0,67	0,25	0,77	67,29	83,5
14	6,57	6,31	51,48	2,79	0,55	351	18	6	21	10	0,69	0,14	0,71	71,39	82,8
15	6,48	6,33	72,95	3,85	0,70	459	25	7	21	10	0,68	0,10	0,67	69,30	83,0
16	6,55	6,33	51,27	2,59	0,53	350	19	5	21	10	0,67	0,11	0,67	73,94	86,2
17	6,60	6,32	49,03	2,81	0,49	310	14	5	22	10	0,67	0,13	0,77	70,81	86,2
18	6,63	6,33	39,54	2,57	0,45	266	14	4	20	10	0,72	0,14	0,74	72,98	82,3
19	6,60	6,41	148,22	2,69	0,48	655	17	4	24	13	0,73	0,12	0,71	78,78	88,5
20	6,46	6,20	345,00	3,68	0,67	1647	19	5	20	10	0,73	0,09	0,71	62,17	80,5
21	6,24	5,93	428,25	4,24	0,68	2084	20	5	14	5	0,71	0,10	0,70	46,35	65,1
22	6,31	5,95	157,58	4,03	0,74	850	23	5	14	5	0,74	0,12	0,67	46,69	61,0
23	6,20	6,00	100,38	4,41	0,70	559	24	5	14	5	0,73	0,15	0,74	45,15	61,8
24	6,15	5,92	76,36	3,32	0,62	585	21	5	16	6	0,69	0,10	0,72	48,73	59,6
25	6,18	5,92	68,28	3,63	0,64	537	20	5	17	7	0,60	0,14	0,71	52,39	73,3
26	6,18	5,89	47,28	2,85	0,51	355	19	4	19	9	0,69	0,08	0,72	58,76	71,4
27	6,19	6,07	42,58	3,15	0,52	318	23	4	21	10	0,68	0,14	0,66	61,23	75,6
28	6,20	5,96	36,63	2,90	0,53	283	21	5	20	10	0,63	0,07	0,65	65,19	78,7

**Características das águas bruta, decantada e tratada utilizando o *Veta organic* na ETA de Novo Hamburgo**

B = água bruta; D = água decantada; T = água tratada

**Fevereiro de 2003**

Médias de cada dia do mês (12 amostras por dia - a cada duas horas)

DIA	pH		Turbidez (UNT)			Cor (mg PtCo /L)			Alcalinidade (mg CaCO3/L)		Dióxido de cloro (mg/L ClO2)	Cloro livre (mg Cl/L)	Fluoreto (mgF <sup>-</sup> /L)	Condutividade (µS/cm)	
	B	D	B	D	T	B	D	T	B	T	T	T	T	B	T
Máximo	6,64	6,41	428,25	4,56	0,84	2084	26	8	24	13	0,80	0,25	0,77	90,5	101,6
Média	<b>6,45</b>	<b>6,21</b>	<b>98,97</b>	<b>3,28</b>	<b>0,58</b>	<b>579</b>	<b>20</b>	<b>5</b>	<b>20</b>	<b>9</b>	<b>0,69</b>	<b>0,13</b>	<b>0,68</b>	<b>67,0</b>	<b>82,1</b>
Mínimo	6,15	5,89	26,98	2,36	0,38	195	14	4	14	5	0,60	0,07	0,57	45,2	59,6

<b>Total de amostras:</b>	<b>336</b>
---------------------------	------------

**Características das águas bruta, decantada e tratada utilizando o sulfato de alumínio na ETA de Novo Hamburgo**

B = água bruta; D = água decantada; T = água tratada;

POS = N° de amostras com teor de Al positivo, análise visual.

**Fevereiro de 2001**

Médias de cada dia do mês (12 amostras por dia - a cada duas horas)

DIA	pH			Turbidez (UNT)			Cor (mg Pt Co /L)			Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)		Dióxido de cloro (mg ClO <sub>2</sub> /L)		Fluoreto (mg F/L)	Alumínio (POS)
	B	D	T	B	D	T	B	D	T	B	T	D	T	T	T
1	6,73	5,82	6,56	88,83	3,96	2,59	172	4	4	26	18	0	0,44	0,63	0
2	6,66	5,84	6,49	74,62	3,75	2,11	144	5	5	26	18	0	0,38	0,58	0
3	6,60	5,80	6,37	48,08	3,48	1,82	107	5	3	26	14	0	0,44	0,64	0
4	6,66	5,79	6,63	181,15	4,19	1,39	305	5	4	25	16	0	0,43	0,56	0
5	6,66	5,34	6,28	216,45	6,17	3,46	506	7	6	24	12	0	0,45	0,63	11
6	6,65	5,80	6,28	54,94	4,17	2,66	127	5	4	24	13	0	0,39	4,89	5
7	6,61	5,89	6,38	57,68	3,39	1,45	135	4	3	26	15	0	0,38	0,53	12
8	6,54	5,92	6,09	35,55	3,09	1,53	92	4	3	25	11	0	0,39	0,64	11
9	6,55	6,04	6,77	30,40	3,19	1,25	70	4	3	31	22	0	0,32	0,58	0
10	6,54	6,03	6,57	32,71	3,65	1,68	72	5	3	31	23	0	0,39	0,68	5
11	6,50	6,03	6,69	27,38	2,77	1,07	61	4	3	28	23	0	0,38	0,54	0
12	6,49	6,08	6,55	24,69	3,27	1,37	53	4	3	28	22	0	0,40	0,57	0
13	6,61	6,20	6,50	27,57	3,43	1,34	61	5	3	29	18	0	0,37	0,65	0
14	6,60	6,16	6,49	28,78	3,49	1,24	61	4	3	30	19	0	0,41	0,54	0
15	6,68	6,18	6,66	26,08	2,71	1,16	61	4	3	31	23	0	0,35	0,59	0
16	6,72	6,17	6,70	36,04	2,71	0,89	72	4	3	31	23	0	0,37	0,64	0
17	6,68	6,05	6,67	48,54	3,34	1,05	85	4	3	26	19	0	0,30	0,62	0
18	6,68	6,04	6,64	38,16	3,14	1,00	76	4	3	26	19	0	0,32	0,51	0
19	6,67	6,10	6,78	30,38	3,22	0,84	61	4	3	27	22	0	0,36	0,55	0
20	6,74	6,17	6,67	27,25	2,67	0,96	61	4	3	30	19	0	0,41	0,58	0
21	6,73	6,13	6,42	24,59	2,59	1,12	60	4	3	28	18	0	0,39	0,42	0
22	6,73	6,13	6,68	32,71	3,32	1,11	60	4	3	28	18	0	0,31	0,52	0
23	6,68	5,98	6,78	40,20	3,05	0,91	66	4	3	29	22	0	0,28	0,55	0
24	6,61	6,01	6,69	76,42	3,44	0,91	123	5	3	30	22	0	0,24	0,58	0
25	6,65	5,84	6,68	91,20	3,67	1,24	153	5	3	27	20	0	0,20	0,55	0
26	6,61	5,28	6,57	165,84	4,63	1,11	271	5	3	22	14	0	0,17	0,63	0
27	6,63	5,54	6,51	97,66	4,24	1,42	158	5	3	22	14	0	0,17	0,59	0
28	6,61	5,74	6,64	59,53	4,52	1,27	116	4	3	23	16	0	0,19	0,50	0



**Características das águas bruta, decantada e tratada utilizando o sulfato de alumínio na ETA de Novo Hamburgo**

B = água bruta; D = água decantada; T = água tratada;

POS = N° de amostras com teor de Al positivo, análise visual.

**Fevereiro de 2001**

Médias de cada dia do mês (12 amostras por dia - a cada duas horas)

DIA	pH			Turbidez (UNT)			Cor (mg Pt Co /L)			Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)		Dióxido de cloro (mg ClO <sub>2</sub> /L)		Fluoreto (mg F/L)	Alumínio (POS)				
	B	D	T	B	D	T	B	D	T	B	T	D	T	T	T				
Máximo	6,74	6,20	6,78	216,45	6,17	3,46	505,83	7,33	6,00	31,33	23,42	0,12	0,45	4,89					
<b>Média</b>	<b>6,64</b>	<b>5,93</b>	<b>6,56</b>	<b>61,55</b>	<b>3,54</b>	<b>1,43</b>	<b>120,97</b>	<b>4,47</b>	<b>3,28</b>	<b>27,12</b>	<b>18,21</b>	<b>0,06</b>	<b>0,34</b>	<b>0,73</b>					
Mínimo	6,49	5,28	6,09	24,59	2,59	0,84	52,50	3,83	3,00	21,50	11,25	0,03	0,17	0,42					
														<b>Total</b>	<b>44,00</b>				
<b>Total de Amostras:</b>				<b>336</b>													<b>Total/Total de amostras</b>		<b>13%</b>

### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/01/2003	6,59	60,71	375,17	21,58	64,04	4,70	5,70
02/01/2003	6,65	39,66	276,83	22,67	63,67	4,95	5,85
03/01/2003	6,67	36,89	257,75	22,67	68,04	6,63	4,60
04/01/2003	6,74	36,66	240,83	25,08	71,11	6,48	5,40
05/01/2003	6,74	30,56	217,58	24,75	74,53	6,20	4,80
06/01/2003	6,75	25,21	224,75	25,25	77,50	5,96	4,45
07/01/2003	6,67	28,15	174,33	24,17	76,72	5,97	4,45
08/01/2003	6,71	27,58	189,17	25,75	79,98	5,98	4,50
09/01/2003	6,65	40,37	233,42	25,75	82,04	5,93	4,30
10/01/2003	6,71	117,38	538,17	27,25	78,53	6,38	4,75
11/01/2003	6,55	290,58	1301,50	21,25	58,69	6,13	10,55
12/01/2003	6,55	118,77	718,67	19,42	59,93	6,29	10,04
13/01/2003	6,45	66,38	437,00	19,08	59,35	6,30	6,95
14/01/2003	6,49	46,27	312,75	22,25	68,82	6,88	5,50
15/01/2003	6,61	38,80	259,17	23,08	74,08	7,37	6,30
16/01/2003	6,51	38,05	241,75	24,08	73,94	6,68	5,80
17/01/2003	6,65	36,73	245,08	23,00	76,40	6,02	5,85
18/01/2003	6,56	32,70	218,92	24,33	78,13	6,37	3,50
19/01/2003	6,66	29,81	204,83	25,08	77,13	7,01	3,00
20/01/2003	6,66	65,19	348,75	24,75	79,17	8,57	4,10
21/01/2003	6,66	42,28	298,17	24,08	75,79	8,34	5,20
22/01/2003	6,67	30,24	209,33	24,50	73,88	7,83	5,40
23/01/2003	6,65	113,17	612,33	23,75	76,34	7,50	5,30
24/01/2003	6,56	106,98	621,67	22,50	64,03	7,40	7,80
25/01/2003	6,60	67,30	440,50	21,25	64,62	7,21	6,10
26/01/2003	6,66	46,11	322,42	23,92	67,08	8,07	4,50
27/01/2003	6,61	41,07	270,08	22,83	65,53	8,55	5,20
28/01/2003	6,60	35,28	249,75	23,92	70,03	8,50	5,20
29/01/2003	6,64	35,45	408,17	24,58	75,35	7,54	5,35
30/01/2003	6,63	30,57	188,45	24,27	78,61	7,35	6,30
31/01/2003	6,61	28,29	176,25	24,58	79,18	7,35	6,30
Média mensal	6,63	57,70	349,26	23,59	71,99	6,81	5,57

### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/02/2003	6,60	26,98	194,67	23,08	80,65	-	5,70
02/02/2003	6,63	49,89	297,33	21,50	79,74	-	6,40
03/02/2003	6,52	81,17	583,58	22,58	68,82	8,88	6,20
04/02/2003	6,45	89,08	624,33	19,58	69,93	10,30	5,40
05/02/2003	6,48	65,38	487,83	21,08	77,04	8,98	6,00
06/02/2003	6,58	46,05	302,27	22,18	86,68	7,85	6,30
07/02/2003	6,64	85,10	459,73	22,45	90,50	9,51	6,95
08/02/2003	6,54	102,17	637,58	21,08	78,44	-	-
09/02/2003	6,60	95,02	607,17	22,00	74,00	5,83	7,90
10/02/2003	6,57	135,00	747,25	22,00	62,98	7,31	6,85
11/02/2003	6,53	147,42	774,33	19,67	58,98	7,77	7,40
12/02/2003	6,49	74,13	474,92	19,08	60,26	8,06	6,10
13/02/2003	6,46	49,25	359,27	19,45	67,29	8,39	6,20
14/02/2003	6,57	51,48	350,58	20,50	71,39	6,66	6,90
15/02/2003	6,48	72,95	458,92	20,58	69,30	6,85	7,20
16/02/2003	6,55	51,27	349,83	21,17	73,94	6,74	6,50
17/02/2003	6,60	49,03	309,92	21,58	70,81	7,27	6,80
18/02/2003	6,63	39,54	265,58	20,42	72,98	7,76	6,05
19/02/2003	6,60	148,22	654,50	23,67	78,78	7,95	6,20
20/02/2003	6,46	345,00	1647,42	20,08	62,17	7,66	10,00
21/02/2003	6,24	428,25	2083,50	13,75	46,35	7,92	9,65
22/02/2003	6,31	157,58	849,83	14,00	46,69	3,60	5,05
23/02/2003	6,20	100,38	559,25	14,17	45,15	3,12	4,95
24/02/2003	6,15	76,36	585,08	16,00	48,73	6,65	8,80
25/02/2003	6,18	68,28	537,25	16,92	52,39	6,99	7,75
26/02/2003	6,18	47,28	354,50	18,92	58,76	6,88	6,30
27/02/2003	6,19	42,58	317,67	21,42	61,23	7,12	6,40
28/02/2003	6,20	36,63	283,17	20,33	65,19	6,94	7,05
Média mensal	6,45	98,97	578,88	19,96	66,98	7,30	6,82

### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/03/2003	6,31	32,77	263,17	23,67	69,30	8,67	6,60
02/03/2003	6,37	52,46	360,83	22,17	67,78	5,84	7,40
03/03/2003	6,39	68,56	474,00	22,83	63,28	6,60	7,70
04/03/2003	6,40	90,86	536,00	24,67	62,69	7,61	8,40
05/03/2003	6,46	52,23	366,00	23,42	66,41	7,94	7,20
06/03/2003	6,44	31,58	246,08	24,67	74,09	7,19	6,25
07/03/2003	6,44	30,96	234,50	24,67	74,48	7,16	6,20
08/03/2003	6,41	32,04	270,58	23,42	81,31	7,21	6,50
09/03/2003	6,44	29,43	229,30	25,20	79,63	7,31	6,10
10/03/2003	6,46	26,69	198,75	24,33	78,65	7,94	5,65
11/03/2003	6,47	49,38	276,42	24,00	78,37	8,06	5,15
12/03/2003	6,49	148,26	876,92	25,67	73,23	6,95	7,00
13/03/2003	6,38	79,72	581,33	24,83	65,24	7,21	5,45
14/03/2003	6,56	69,12	521,75	23,17	66,56	7,80	6,25
15/03/2003	6,64	56,51	365,08	21,75	68,59	3,82	3,10
16/03/2003	6,50	38,85	267,25	21,92	68,51	4,08	3,05
17/03/2003	6,44	33,83	232,83	24,42	68,67	8,16	5,20
18/03/2003	6,55	36,03	243,00	23,92	67,93	8,52	5,55
19/03/2003	6,49	48,61	315,00	22,75	68,25	8,15	4,95
20/03/2003	6,39	36,66	272,00	21,90	72,45	8,28	5,45
21/03/2003	6,45	95,83	549,92	21,50	69,89	7,07	5,95
22/03/2003	6,58	79,07	457,44	22,42	67,53	3,54	2,80
23/03/2003	6,60	70,72	-	20,92	64,55	3,76	3,00
24/03/2003	6,59	41,18	270,25	21,25	62,68	8,38	5,25
25/03/2003	6,47	34,91	247,92	22,75	67,07	9,07	4,55
26/03/2003	6,45	37,50	265,00	23,00	67,00	8,04	4,85
27/03/2003	6,45	34,63	249,33	23,17	63,36	8,03	6,00
28/03/2003	6,45	30,73	214,00	22,58	66,35	7,88	5,60
29/03/2003	6,43	29,01	207,92	22,83	67,75	3,74	2,80
30/03/2003	6,42	26,03	185,50	22,08	68,57	4,08	2,35
31/03/2003	6,42	23,93	174,17	22,83	73,15	7,68	4,65
Média mensal	6,46	50,12	332,30	23,18	69,39	6,93	5,20

### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/04/2003	6,42	57,73	374,17	22,25	71,65	4,08	2,35
02/04/2003	6,49	35,84	257,92	23,92	78,37	6,09	4,00
03/04/2003	6,48	29,08	199,50	23,67	78,19	7,75	4,70
04/04/2003	6,54	48,81	268,08	25,33	81,66	7,09	5,20
05/04/2003	6,50	34,34	227,67	24,17	75,22	7,66	4,90
06/04/2003	6,54	33,33	211,75	23,50	80,73	7,48	5,10
07/04/2003	6,63	27,65	184,58	22,92	77,48	7,91	3,50
08/04/2003	6,59	23,51	173,25	24,42	76,63	7,65	3,40
09/04/2003	6,55	24,03	178,42	24,00	78,55	7,41	3,15
10/04/2003	6,56	22,64	164,83	24,50	82,02	7,15	3,55
11/04/2003	6,54	22,14	164,00	25,17	81,50	7,49	3,75
12/04/2003	6,54	20,16	144,33	25,08	80,15	5,00	4,60
13/04/2003	6,63	20,26	141,38	23,88	81,25	2,80	3,70
14/04/2003	6,66	17,85	128,82	24,64	78,35	3,80	3,60
15/04/2003	6,55	18,54	134,17	24,33	83,43	4,56	3,60
16/04/2003	6,48	18,60	135,50	23,75	81,53	4,73	2,40
17/04/2003	6,44	19,98	144,17	23,33	83,63	3,94	3,80
18/04/2003	6,42	32,10	201,75	24,92	83,39	4,35	2,90
19/04/2003	6,44	51,65	319,73	25,00	84,17	4,89	3,20
20/04/2003	6,49	23,63	177,92	24,42	81,65	4,13	3,90
21/04/2003	6,51	18,75	150,42	23,83	80,78	3,58	3,90
22/04/2003	6,66	17,77	132,92	25,33	83,89	4,16	3,10
23/04/2003	6,48	18,12	135,33	24,00	83,78	4,63	1,55
24/04/2003	6,45	16,62	127,00	24,67	84,87	4,49	3,65
25/04/2003	6,40	18,65	162,67	23,17	86,31	4,09	3,45
26/04/2003	6,43	17,77	123,00	24,33	86,05	4,12	3,40
27/04/2003	6,46	47,85	274,67	23,33	86,43	4,28	3,70
28/04/2003	6,49	44,25	291,92	23,08	85,43	4,37	3,90
29/04/2003	6,49	30,18	223,58	22,58	79,74	4,41	3,75
30/04/2003	6,55	38,90	266,33	24,25	95,48	4,23	3,50
Média mensal	6,51	28,37	194,42	24,06	81,76	5,39	3,58

### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/05/2003	6,55	40,95	288,92	24,67	91,65	4,30	5,30
02/05/2003	6,68	45,98	317,17	23,92	89,72	4,58	4,50
03/05/2003	6,65	40,63	278,25	23,42	85,79	5,10	6,00
04/05/2003	6,70	36,37	269,00	24,58	82,98	4,87	6,50
05/05/2003	6,68	31,14	221,42	25,25	79,40	4,32	5,75
06/05/2003	6,63	32,94	224,50	22,83	81,30	5,40	4,55
07/05/2003	6,66	30,07	224,50	23,00	83,36	4,84	3,49
08/05/2003	6,72	30,77	204,33	23,17	81,09	4,90	3,45
09/05/2003	6,74	34,69	229,75	22,83	80,53	5,13	2,90
10/05/2003	6,78	30,74	200,33	23,08	77,80	6,73	2,80
11/05/2003	6,65	28,67	193,92	22,00	72,09	5,43	2,60
12/05/2003	6,63	25,70	176,25	21,92	72,01	5,46	3,75
13/05/2003	6,57	23,96	162,75	21,42	74,26	5,00	3,85
14/05/2003	6,58	22,17	147,42	20,25	77,71	5,11	2,35
15/05/2003	6,54	20,65	142,83	21,92	77,92	-	2,70
16/05/2003	6,46	21,48	144,58	22,08	83,83	-	2,60
17/05/2003	6,45	21,74	138,42	21,67	84,34	-	2,10
18/05/2003	6,44	20,06	147,17	21,75	81,28	-	2,30
19/05/2003	6,53	18,55	132,58	21,00	84,05	-	3,25
20/05/2003	6,55	18,39	141,25	22,92	85,62	-	2,85
21/05/2003	6,52	18,29	150,17	21,83	85,14	5,01	3,00
22/05/2003	6,47	17,71	126,09	21,64	84,21	5,52	2,95
23/05/2003	6,52	67,19	402,33	21,83	92,23	5,18	3,55
24/05/2003	6,54	42,93	278,67	23,25	84,94	5,03	5,10
25/05/2003	6,74	44,00	296,17	24,42	90,15	6,64	6,50
26/05/2003	6,71	38,92	258,08	22,50	83,08	6,57	3,70
27/05/2003	6,73	26,13	211,08	21,92	84,23	7,09	5,55
28/05/2003	6,72	24,12	168,08	22,75	85,44	6,23	12,00
29/05/2003	6,71	20,04	162,83	22,50	87,93	6,44	7,10
30/05/2003	6,73	18,56	132,58	23,42	89,75	6,32	3,95
31/05/2003	6,70	19,82	146,17	22,00	89,54	6,47	3,60
Média mensal	6,62	29,49	204,00	22,64	83,33	5,47	3,99

### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/06/2003	6,67	21,23	164,44	22,56	91,07	-	-
02/06/2003	6,65	18,38	150,67	21,67	92,84	5,95	2,95
03/06/2003	6,62	56,82	340,67	22,83	94,31	5,97	3,60
04/06/2003	6,64	103,16	624,08	21,42	81,30	5,16	5,25
05/06/2003	6,75	112,45	668,17	21,08	69,46	6,86	5,75
06/06/2003	6,72	68,79	430,75	17,42	60,93	7,15	5,50
07/06/2003	6,69	53,58	356,08	20,25	72,58	7,31	5,50
08/06/2003	6,61	42,41	286,08	19,50	74,93	6,10	4,70
09/06/2003	6,61	37,21	270,00	20,83	69,48	6,15	3,40
10/06/2003	6,58	33,38	238,83	18,50	74,86	6,23	2,95
11/06/2003	6,50	68,18	401,50	21,00	75,97	6,61	4,00
12/06/2003	6,53	98,08	633,83	19,75	72,91	6,30	5,75
13/06/2003	6,57	291,34	1394,25	22,25	70,31	6,11	8,10
14/06/2003	6,45	340,00	1472,75	17,42	55,37	6,30	7,20
15/06/2003	6,40	162,58	1063,50	15,58	52,68	6,38	5,10
16/06/2003	6,35	98,67	763,50	14,40	51,89	6,05	3,90
17/06/2003	6,38	78,15	556,08	15,67	58,07	5,45	6,30
18/06/2003	6,44	59,77	402,67	17,17	63,31	5,57	6,25
19/06/2003	6,46	51,56	361,00	18,58	67,89	5,45	6,20
20/06/2003	6,51	43,50	312,58	17,83	69,02	5,36	4,70
21/06/2003	6,55	38,38	281,25	18,75	71,99	5,23	3,30
22/06/2003	6,52	35,78	247,33	20,00	73,94	4,86	6,30
23/06/2003	6,51	96,02	564,12	18,64	67,34	6,05	5,18
24/06/2003	6,52	28,65	192,42	20,58	77,92	4,96	5,85
25/06/2003	6,52	28,48	210,33	20,58	78,55	5,51	4,05
26/06/2003	6,55	25,96	197,08	21,00	80,57	5,52	4,10
27/06/2003	6,57	25,93	195,08	21,25	84,78	5,33	3,85
28/06/2003	6,62	28,42	200,75	20,83	85,78	4,21	4,20
29/06/2003	6,59	28,02	183,60	20,60	86,07	-	-
30/06/2003	6,69	22,49	165,42	20,75	84,93	5,57	2,40
Média mensal	6,56	71,61	434,33	19,63	73,91	5,83	4,86

### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/07/2003	6,69	20,74	142,67	22,00	86,97	4,74	2,45
02/07/2003	6,71	20,11	153,50	21,58	87,14	4,83	2,65
03/07/2003	6,67	19,71	135,25	22,00	90,21	4,90	2,05
04/07/2003	6,68	18,47	135,08	23,25	88,23	5,01	2,10
05/07/2003	6,61	16,78	122,67	23,08	92,91	5,24	2,50
06/07/2003	6,67	120,38	518,58	21,25	92,03	4,85	2,30
07/07/2003	6,63	58,09	389,67	21,08	81,91	4,42	2,75
08/07/2003	6,77	76,44	426,42	23,17	86,30	4,92	2,45
09/07/2003	6,50	501,83	1994,83	19,92	57,57	4,60	8,40
10/07/2003	6,43	289,36	1440,00	12,82	53,26	5,55	8,35
11/07/2003	6,35	156,58	830,67	14,67	51,27	5,33	9,00
12/07/2003	6,39	109,98	743,92	12,83	48,33	5,90	6,80
13/07/2003	6,39	94,34	620,17	13,67	53,73	5,84	6,20
14/07/2003	6,48	82,91	573,33	14,67	52,48	7,18	6,60
15/07/2003	6,37	72,26	487,50	14,33	51,51	7,01	6,30
16/07/2003	6,40	61,66	430,50	14,50	49,58	6,72	6,10
17/07/2003	6,43	54,35	386,92	14,50	54,69	6,70	6,10
18/07/2003	6,56	45,67	317,17	16,92	55,38	6,57	5,55
19/07/2003	6,39	41,71	274,17	17,00	56,98	6,60	5,90
20/07/2003	6,34	35,45	244,08	18,17	58,14	8,18	5,30
21/07/2003	6,37	35,13	229,25	17,92	61,73	7,80	6,20
22/07/2003	6,52	36,91	250,50	20,08	62,11	7,31	5,55
23/07/2003	6,56	80,71	492,67	21,00	64,53	7,42	6,85
24/07/2003	6,13	83,79	510,06	19,17	54,99	9,37	7,78
25/07/2003	6,63	59,29	398,33	20,75	66,60	6,78	6,80
26/07/2003	6,67	41,48	283,50	22,58	63,59	7,25	5,30
27/07/2003	6,69	35,36	224,58	23,33	65,21	7,33	4,90
28/07/2003	6,66	34,38	232,50	22,58	65,25	6,80	4,55
29/07/2003	6,58	34,14	226,58	22,67	66,98	6,56	3,85
30/07/2003	6,63	29,93	206,92	22,92	68,95	5,93	3,85
31/07/2003	6,68	27,69	488,92	23,58	70,49	7,34	3,30
Média mensal	6,54	76,69	446,07	19,31	66,48	6,25	5,19



### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/08/2003	6,68	23,63	175,08	24,08	67,80	6,18	3,60
02/08/2003	6,71	23,38	166,33	24,42	74,42	6,51	2,90
03/08/2003	6,65	22,48	156,17	23,33	73,43	6,41	2,70
04/08/2003	6,59	22,26	152,67	24,17	73,63	6,82	2,55
05/08/2003	6,53	20,56	146,42	23,92	75,38	5,78	2,45
06/08/2003	6,56	19,86	139,83	24,33	74,98	6,47	2,05
07/08/2003	6,69	20,76	146,17	23,75	75,17	6,97	1,90
08/08/2003	6,70	17,38	130,42	24,42	77,39	6,86	2,45
09/08/2003	6,72	16,55	123,50	24,00	80,08	6,54	4,00
10/08/2003	6,71	17,93	126,75	24,17	78,04	6,31	4,40
11/08/2003	6,78	15,27	112,00	24,33	81,17	6,36	3,70
12/08/2003	6,75	18,48	127,83	24,33	82,00	6,43	3,10
13/08/2003	6,75	15,32	120,00	24,36	81,09	7,13	2,50
14/08/2003	6,67	16,80	126,42	23,50	83,84	6,51	3,80
15/08/2003	6,68	17,33	129,33	25,58	85,68	5,63	3,50
16/08/2003	6,67	17,53	132,33	25,67	88,00	6,20	3,70
17/08/2003	6,81	17,01	133,08	25,08	82,33	7,10	3,00
18/08/2003	6,67	19,03	137,25	24,92	80,17	5,77	4,10
19/08/2003	6,72	15,48	118,17	24,83	83,02	5,91	5,05
20/08/2003	6,62	13,65	109,67	24,75	83,71	6,32	4,80
21/08/2003	6,53	13,37	106,92	25,33	87,07	5,41	4,55
22/08/2003	6,52	13,60	100,75	25,67	93,57	4,86	4,70
23/08/2003	6,62	14,16	109,64	26,58	92,46	4,10	4,90
24/08/2003	6,61	72,86	256,25	24,67	95,05	5,68	5,00
25/08/2003	6,65	35,17	248,58	24,75	91,27	5,58	6,25
26/08/2003	6,62	40,23	313,25	24,58	80,62	5,89	6,00
27/08/2003	6,80	28,86	205,33	25,08	90,45	7,20	6,85
28/08/2003	6,79	26,19	199,50	24,42	84,38	7,86	6,70
29/08/2003	6,79	20,97	159,42	23,75	70,19	7,66	5,60
30/08/2003	6,74	29,13	178,58	22,50	73,26	9,22	6,60
31/08/2003	6,73	30,41	216,25	23,83	69,57	6,88	7,10
Média mensal	6,68	22,46	155,18	24,49	80,94	6,37	4,21

### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/09/2003	6,73	34,81	240,83	23,75	61,37	7,14	6,90
02/09/2003	6,81	30,11	224,08	23,75	68,24	7,09	6,50
03/09/2003	6,70	28,64	222,42	25,08	69,09	7,12	6,55
04/09/2003	6,64	23,09	173,92	24,50	73,51	6,48	5,40
05/09/2003	6,54	21,19	153,00	25,83	69,22	6,63	5,15
06/09/2003	6,52	23,24	167,42	24,50	77,31	6,58	5,10
07/09/2003	6,49	21,41	153,00	25,25	72,70	5,46	5,50
08/09/2003	6,49	25,90	184,25	24,83	79,54	6,08	5,70
09/09/2003	6,51	23,29	178,92	24,75	74,54	5,45	5,40
10/09/2003	6,57	36,59	247,58	24,58	79,38	3,92	6,30
11/09/2003	6,71	63,09	422,92	26,25	69,12	6,22	7,70
12/09/2003	6,85	55,75	387,36	25,73	70,99	6,60	6,35
13/09/2003	6,74	44,60	312,33	25,50	70,07	7,26	7,30
14/09/2003	6,76	32,16	228,67	24,42	71,82	7,19	6,80
15/09/2003	6,74	32,94	236,17	25,92	69,00	7,28	6,00
16/09/2003	6,78	31,85	223,17	25,00	71,66	7,09	5,35
17/09/2003	6,72	28,93	213,75	25,00	71,34	7,27	4,95
18/09/2003	6,72	27,06	194,92	26,00	78,00	6,96	5,20
19/09/2003	6,70	26,20	179,17	26,42	79,28	6,16	5,30
20/09/2003	6,56	34,87	229,33	25,17	80,83	7,76	7,60
21/09/2003	6,54	23,31	159,92	25,25	79,81	6,86	6,00
22/09/2003	6,58	20,53	143,92	25,92	84,43	4,78	4,80
23/09/2003	6,53	22,53	165,67	25,92	76,93	5,59	4,45
24/09/2003	6,52	24,08	172,33	24,92	85,43	5,59	4,70
25/09/2003	6,55	24,17	166,25	26,17	81,08	4,66	5,00
26/09/2003	6,62	25,72	182,83	25,67	87,79	5,03	4,30
27/09/2003	6,61	26,41	186,42	25,58	89,04	5,37	3,80
28/09/2003	6,57	21,38	157,67	25,08	87,36	6,14	4,00
29/09/2003	6,64	24,98	180,42	26,42	87,32	5,18	5,00
30/09/2003	6,65	34,15	227,50	25,83	83,74	6,03	5,85
Média mensal	6,64	29,69	210,04	25,30	76,68	6,18	5,60

### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/10/2003	6,70	35,10	235,42	26,67	83,44	6,64	5,85
02/10/2003	6,64	36,52	248,00	26,25	81,34	5,04	5,85
03/10/2003	6,53	51,32	198,00	25,67	77,85	4,81	5,30
04/10/2003	6,60	28,51	204,00	25,00	77,90	5,12	4,70
05/10/2003	6,51	38,98	311,00	25,58	75,97	5,74	4,50
06/10/2003	6,54	38,39	239,58	25,67	78,73	4,79	5,35
07/10/2003	6,55	46,93	328,25	26,25	78,78	4,48	5,55
08/10/2003	6,59	60,85	421,92	26,67	81,51	5,02	5,85
09/10/2003	6,49	172,20	848,75	24,58	70,43	5,33	9,20
10/10/2003	6,51	189,92	1108,33	18,58	60,70	5,58	9,60
11/10/2003	6,56	88,09	614,75	19,67	60,13	5,72	9,20
12/10/2003	6,62	63,06	433,92	22,33	63,78	5,63	7,70
13/10/2003	6,54	52,61	330,92	23,42	66,13	5,71	7,10
14/10/2003	6,59	48,14	337,67	23,08	66,18	5,60	7,50
15/10/2003	6,53	46,39	318,42	23,50	67,53	5,45	6,90
16/10/2003	6,44	44,02	300,00	24,17	70,84	6,02	6,60
17/10/2003	6,40	41,79	269,75	23,58	71,43	5,25	6,55
18/10/2003	6,40	37,50	248,83	23,50	76,39	5,01	7,90
19/10/2003	6,43	32,54	218,42	23,58	77,52	5,61	7,60
20/10/2003	6,49	28,19	190,25	24,50	80,16	4,60	5,90
21/10/2003	6,59	38,28	250,50	24,50	84,97	4,53	6,40
22/10/2003	6,57	29,70	205,75	24,75	85,61	4,60	5,75
23/10/2003	6,56	30,83	207,75	24,42	85,44	5,05	4,90
24/10/2003	6,61	30,52	206,92	25,67	97,11	4,68	6,55
25/10/2003	6,48	99,80	432,58	26,25	95,21	4,41	6,40
26/10/2003	6,47	168,56	872,67	21,58	76,77	6,18	6,50
27/10/2003	6,49	148,01	783,67	21,58	64,76	4,71	6,90
28/10/2003	6,46	72,46	500,58	21,75	50,14	5,47	8,00
29/10/2003	6,44	56,20	381,25	20,92	54,95	4,99	10,20
30/10/2003	6,43	46,51	332,50	20,92	58,45	4,95	8,60
31/10/2003	6,32	42,74	294,67	21,42	62,05	4,43	8,60
Média mensal	6,52	62,73	383,06	23,74	73,67	5,17	6,90

### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/11/2003	6,36	48,16	322,00	21,00	63,72	4,69	9,30
02/11/2003	6,47	72,85	455,45	21,00	60,50	4,56	10,50
03/11/2003	6,62	57,25	389,50	22,33	60,05	5,48	8,45
04/11/2003	6,63	40,32	284,33	22,83	62,01	5,28	6,40
05/11/2003	6,53	57,88	227,25	23,42	62,81	4,90	7,20
06/11/2003	6,54	33,90	232,25	23,08	65,88	5,26	7,40
07/11/2003	6,49	31,81	230,92	24,00	68,11	5,15	7,40
08/11/2003	6,43	34,36	239,25	23,08	68,37	5,18	7,20
09/11/2003	6,49	32,56	234,17	22,92	69,96	5,15	5,60
10/11/2003	6,41	31,66	209,42	23,08	72,38	4,32	5,90
11/11/2003	6,44	27,32	194,00	23,75	74,88	4,10	5,30
12/11/2003	6,39	40,94	242,17	25,25	79,47	3,73	4,15
13/11/2003	6,45	40,48	268,25	26,00	80,89	3,64	6,05
14/11/2003	6,53	31,63	222,70	26,20	75,79	3,65	6,30
15/11/2003	6,57	28,40	191,08	26,00	81,96	3,51	6,40
16/11/2003	6,56	27,95	186,67	26,42	78,79	3,68	6,40
17/11/2003	6,49	29,45	194,27	26,55	76,15	4,10	5,80
18/11/2003	6,48	75,48	453,58	25,67	73,92	4,85	6,60
19/11/2003	6,42	80,03	512,58	23,83	64,74	4,52	5,90
20/11/2003	6,50	50,93	383,83	21,25	69,41	4,70	6,90
21/11/2003	6,55	45,34	310,92	22,75	74,47	4,60	6,15
22/11/2003	6,55	34,52	248,58	23,25	74,14	5,20	6,20
23/11/2003	6,42	31,01	232,42	23,58	75,32	5,50	6,00
24/11/2003	6,38	91,60	494,25	24,17	75,48	4,00	9,00
25/11/2003	6,32	241,58	1298,42	17,00	50,68	4,15	8,15
26/11/2003	6,45	81,85	542,67	18,92	58,71	4,25	8,35
27/11/2003	6,49	54,98	375,75	20,58	62,38	3,53	6,90
28/11/2003	6,54	51,79	360,67	20,75	66,60	3,91	7,00
29/11/2003	6,70	43,00	284,08	21,67	71,45	3,12	7,30
30/11/2003	-	43,84	288,33	22,00	73,28	3,26	7,50
Média mensal	6,48	53,23	337,70	23,06	69,72	4,41	6,88

### Análise físico-química da água bruta da ETA-NH

Médias diárias (12 amostras por dia - a cada duas horas)

Data	pH	Turbidez (UNT)	Cor (mg PtCo/L)	Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Condutividade (µS/cm)	Oxigênio dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> Dissolvido)	Matéria orgânica (mg/L O <sub>2</sub> Consumido)
01/12/2003	6,93	39,76	264,67	23,58	73,92	3,80	5,55
02/12/2003	6,86	36,13	248,67	22,67	75,68	2,92	6,05
03/12/2003	6,92	35,04	245,75	23,50	81,55	2,75	5,55
04/12/2003	6,92	32,98	235,83	24,33	82,91	2,83	6,00
05/12/2003	6,89	52,82	332,67	25,33	87,04	2,20	6,00
06/12/2003	6,88	34,91	517,00	26,08	86,97	2,74	6,30
07/12/2003	6,95	33,78	233,83	25,00	88,03	3,06	6,20
08/12/2003	6,88	45,84	260,58	25,25	87,08	3,45	5,85
09/12/2003	6,84	152,73	773,75	21,08	73,58	2,78	10,30
10/12/2003	6,73	118,32	842,83	17,17	61,50	2,49	8,60
11/12/2003	6,83	87,86	535,92	20,75	72,02	2,49	8,35
12/12/2003	6,84	267,08	1151,92	20,58	56,58	3,04	11,15
13/12/2003	6,87	139,85	760,00	19,25	48,23	2,72	8,30
14/12/2003	6,87	81,53	648,45	16,82	50,19	3,26	8,00
15/12/2003	6,94	73,30	538,17	16,33	53,86	4,43	7,90
16/12/2003	6,98	95,44	722,50	18,00	52,50	5,74	9,35
17/12/2003	6,96	81,83	544,92	17,92	53,44	6,30	8,55
18/12/2003	7,02	54,60	383,67	18,25	51,43	6,24	8,20
19/12/2003	7,01	44,20	317,00	20,42	53,48	6,05	7,95
20/12/2003	6,93	37,13	270,50	22,92	57,03	5,63	7,20
21/12/2003	6,95	35,62	252,25	24,17	61,01	4,40	7,30
22/12/2003	7,03	36,85	266,75	21,75	61,04	5,17	6,55
23/12/2003	7,02	34,51	250,92	21,67	62,57	5,44	7,00
24/12/2003	6,95	34,18	252,50	23,92	63,97	5,13	6,90
25/12/2003	6,98	34,21	263,17	24,33	67,18	5,10	7,20
26/12/2003	6,93	29,99	228,08	24,42	68,67	5,70	6,90
27/12/2003	7,00	32,82	238,00	24,50	70,04	5,33	6,10
28/12/2003	6,98	26,98	203,42	23,83	70,28	5,25	6,00
29/12/2003	6,99	29,55	215,25	24,08	71,23	4,71	5,95
30/12/2003	7,11	27,49	188,08	26,42	69,23	5,05	5,60
31/12/2003	7,07	27,14	194,25	26,17	69,55	4,71	5,00
Média mensal	6,94	61,06	398,73	22,29	67,24	4,17	7,25

**Características do efluente da lavagem dos filtros sem a utilização do ar**

Período das análises: agosto a novembro de 2003.

Nº da amostra	pH		Cor (mg PtCo/L)		Turbidez (UNT)		Condutividade (µS/cm)		Fluor (mg/L)		Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)		Matéria orgânica (mg O <sub>2</sub> /L)
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial
1	6,38	6,36	4180	223	458	28,2	80,8	88,6	-	-	28	17	148,6
2	6,51	6,43	3140	73	396	7,9	75,6	88,3	-	-	26	17	123
3	6,49	6,43	2790	64	400	7,51	81,6	88,3	-	-	27	19	126
4	6,37	6,33	2580	98	321	9,66	81,9	92,7	-	-	34	17	109,2
5	6,38	6,63	2620	130	304	16,3	80,3	80,5	-	-	28	24	108,2
6	6,44	6,32	2050	103	252	10,8	80	87,6	-	-	30	20	109
7	6,37	6,33	1080	120	137	12,1	85,2	87,5	-	-	26	18	66
8	6,47	6,33	1700	62	195	13	85,8	44,8	-	-	25	19	111
9	6,5	6,31	1850	37	267	5,69	87,5	96,3	-	-	25	17	132
10	6,53	6,26	467	54	86,8	5,51	88,3	90,9	-	-	34	20	-
11	6,42	6,29	1320	85	110	10,2	85,5	91,2	-	-	30	22	-
12	6,38	6,25	3180	71	327	6,57	85,4	90,1	-	-	34	18	-
13	6,36	6,25	1960	62	186	6,51	86,1	93,1	-	-	28	24	-
14	6,4	6,28	2710	122	249	13,6	86,3	91,6	-	-	32	20	-
15	6,44	6,21	1770	77	185	6,76	87,7	89,4	-	-	26	18	-
16	6,41	6,21	2150	75	206	6,57	88,3	92,7	-	-	30	20	-
17	6,52	6,24	632	84	101	8,4	89,1	93,8	-	-	28	21	84
18	6,08	6,16	382	114	54,5	10,4	87,9	92,7	-	-	27	24	57
19	6,14	6,29	666	88	107	7,62	87,2	89,5	-	-	27	24	82
20	6,34	6,22	2145	91	208	9,99	89,8	94,6	-	-	27	21	152
21	6,18	6,18	746	214	123	40,8	88,8	92	-	-	26	23	82
22	6,14	6,28	546	78	97,9	12,4	89,4	89,8	-	-	24	25	78
23	6,22	6,28	688	105	158	13,1	89	97,4	-	-	25	19	92
24	6,42	6,23	376	100	60,5	9,52	94,2	94,7	-	-	30	21	42

25	6,46	6,39	444	103	56,4	9,09	93,7	99,8	-	-	30	24	-
26	6,43	6,29	528	133	57	16,9	97,2	99,8	-	-	29	23	-
27	6,42	6,34	374	96	47,6	10,1	96,2	96,5	-	-	32	20	43
28	6,38	6,26	424	252	69	37,3	93,9	95,9	-	-	35	22	40
29	6,24	6,26	756	151	116	13,4	94,2	98,3	-	-	29	19	70
30	6,26	6,23	500	131	89,7	12,3	93,3	97,5	-	-	32	21	52
31	6,17	6,22	775	118	79,9	12,1	96,3	101,9	-	-	23	17	-
32	6,28	6,17	760	142	69,9	16,9	91,6	98,2	-	-	25	19	-
33	6,38	6,33	520	215	65,5	26,2	92,1	97,8	-	-	28	19	-
34	6,33	6,19	676	230	87,4	26,7	92,8	96	-	-	28	20	-
35	6,27	6,26	526	134	64,8	16,2	93,6	99,3	-	-	22	19	-
36	6,47	6,28	1390	105	194	11,3	74,8	80,4	-	-	28	16	-
37	6,46	6,26	1700	134	204	13,6	74,9	81,8	-	-	28	16	-
38	6,43	6,32	2830	196	313	24,6	73,9	80,8	-	-	30	15	-
39	6,51	6,3	1750	138	196	12,6	75,2	81,7	-	-	22	18	-
40	6,43	6,33	2730	186	290	21,6	74,2	82,2	-	-	28	19	-
41	6,49	6,32	1710	175	223	17,8	75,3	80,6	-	-	24	17	-
42	6,46	6,33	1930	154	262	15,9	75,6	83,2	-	-	28	21	-
43	6,48	6,19	688	113	84	13,2	73,6	78,3	-	-	28	14	59
44	6,41	6,23	778	169	92,1	22,1	69,5	74,5	-	-	26	15	69
45	6,49	6,2	1390	170	164	18,4	68,05	72,6	-	-	35	15	107
46	6,43	6,24	1010	240	158	30,9	70,8	82,4	-	-	30	16	110
47	6,4	6,21	906	149	123	19	73,6	74,8	-	-	24	15	78
48	6,46	6,39	944	72	121	7,04	75,8	79,9	-	-	26	18	80
49	6,53	6,34	850	222	102	29,5	71,9	71,9	-	-	26	19	65
50	6,49	6,3	1110	146	119	18,8	76,3	79,3	-	-	30	16	70
51	6,45	6,26	810	111	102	13,7	78,8	80,2	-	-	26	17	69
52	6,37	6,3	1060	100	113	12,3	75	79,2	-	-	24	16	86
53	6,44	6,25	490	140	64,7	17,8	71	78,5	-	-	26	17	38
54	6,37	6,25	960	106	123	10,8	70,6	75,5	-	-	30	16	70

55	6,36	6,25	1112	92	147	10,8	73,1	81,6	-	-	36	16	80
56	6,44	6,27	460	158	58,2	19,8	72,4	75,9	-	-	30	21	46
57	6,32	6,25	570	149	75,2	20,6	75	77,6	-	-	34	20	39
58	6,47	6,3	550	109	68,6	25,3	75,4	81,3	-	-	28	19	38
59	6,57	-	170	-	156	-	66,8	-	-	-	21	-	83
60	6,32	6,24	1380	204	127	27,4	68,7	79,7	-	-	26	19	87
61	6,41	6,28	710	140	75,4	23	72,7	81,9	-	-	32	20	44
62	6,33	6,25	680	87	71,2	10	76,3	82,1	-	-	24	20	49
63	6,36	6,19	670	118	74,5	14,4	74,2	78,8	-	-	26	18	38
64	6,34	6,23	630	158	68,6	18,4	78,6	82,4	-	-	30	19	37
65	6,46	6,25	300	122	49,4	14,8	78,9	83,5	-	-	28	17	25
66	6,48	6,29	400	167	48,5	23,6	78,7	81,5	-	-	26	22	28
67	6,33	6,26	420	172	69,8	16,9	79,1	83,1	-	-	32	21	42
68	6,42	6,11	2530	44	315	5,65	77,3	91,8	-	-	36	22	156
69	6,68	6,1	1890	68	251	10,2	77,6	90	-	-	32	20	130
70	6,52	6,27	390	175	36,5	26	75,9	85,8	-	-	30	18	16
71	6,4	6,33	149	31	146	11,3	70,1	79	-	-	36	20	50
72	6,53	6,66	400	108	47,3	12,3	70,2	74,9	-	-	38	25	40
73	6,64	6,37	1680	97	188	12,5	65,8	70,2	-	-	30	16	80
74	6,37	6,35	1240	205	134	25,8	70	77,4	-	-	26	16	67
75	6,59	6,45	224	124	132	14,5	82	82,8	-	-	50	20	68
76	6,63	6,4	2650	102	70	30,9	84,2	85,2	-	-	38	19	38
77	6,66	6,52	990	44	124	17,6	82,7	84	-	-	40	23	60
78	6,78	6,5	2060	307	272	66,1	83,7	83,7	-	-	36	21	114
79	6,56	6,41	380	37	90,8	16,3	81,8	82,8	-	-	34	20	36
80	6,53	6,39	315	51	80,5	12,8	82,5	85,1	-	-	32	18	46
81	6,44	6,47	970	9	109	10,5	82,8	86,3	-	-	26	21	40
82	6,52	6,26	750	155	92,8	19	79,9	81,4	-	-	34	22	44
83	6,42	6,25	1200	132	134	14,2	75,9	87,7	-	-	34	22	70
84	6,46	6,35	740	76	59	7,39	75,6	88,9	0,08	0,68	34	21	42



85	6,68	6,51	1130	50	115	5,03	87	93,2	0,13	0,48	32	22	95
86	6,61	6,48	1610	51	149	5,95	85,2	93,1	0,1	0,48	34	22	124
87	6,67	6,49	2290	191	159	16,5	82,6	94,5	0,1	0,44	34	23	128
88	6,72	6,49	1540	117	158	10,4	83,2	89,1	0,1	0,41	32	23	111
89	6,82	6,47	2420	307	217	34,4	85,2	94,2	0,1	0,49	34	23	133
90	6,6	6,43	1580	96	168	11	84,9	94	0,08	0,49	32	23	117
91	6,7	6,43	1280	152	80,6	13,8	88,6	84,7	0,09	0,43	36	22	78
92	6,71	6,45	1340	121	928	12,4	86,8	92,1	0,09	0,42	34	22	-
93	6,6	6,38	1260	72	136	8,02	84,7	92,1	0,08	0,63	31	20	89
94	6,57	6,4	1150	104	152	12,4	85,1	94,6	0,1	0,61	33	19	92
95	6,63	6,36	1080	131	106	11,1	83,8	94,8	0,08	0,65	32	20	102
96	6,64	6,41	1310	88	182	15,6	84,2	93,4	0,09	0,59	32	22	95
97	6,55	6,42	1240	210	145	6,24	84,6	94,9	0,08	0,6	28	21	116
98	6,61	6,39	1190	156	203	21,3	85	92,7	0,1	0,62	30	20	121
99	6,62	6,33	1110	117	149	13,4	84,3	93,6	0,11	0,64	28	24	97
100	6,59	6,37	1030	180	122	5,81	85,5	94,1	0,09	0,62	31	19	94
101	6,56	6,58	820	140	147	23,7	87,3	89,7	0,12	0,51	38	21	115
102	6,64	6,51	1890	161	137	14,2	85,3	91,3	0,11	0,58	34	21	128
103	6,61	6,54	1630	93	121	12,1	86,1	92	0,08	0,59	31	19	153
104	6,72	6,58	1270	86	96	8,15	84,8	90,6	0,09	0,57	33	18	138
105	6,69	6,48	2080	187	152	15,2	85,7	91,9	0,1	0,61	36	20	148
106	6,67	6,52	1740	124	142	13,7	82,9	89,8	0,09	0,6	34	19	118
107	6,74	6,48	1590	106	133	11,9	83,5	90,1	0,09	0,63	30	21	145
108	6,65	6,53	1920	122	150	16,4	84,2	91,3	0,08	0,6	35	22	122
109	6,68	6,51	2130	208	161	15,8	84,8	92,7	0,1	0,61	33	22	133
110	6,61	6,39	1300	116	148	10,9	81,3	84,5	0,11	0,69	30	20	88
111	6,58	6,3	930	107	91,2	10,8	86,4	89,1	0,1	0,68	32	21	60
112	6,43	6,44	1070	118	83,9	10,8	81,3	85,2	0,09	0,52	24	18	32
113	6,48	6,39	1590	144	100	19,6	81,8	84,4	0,07	0,48	21	16	63
114	6,46	6,42	790	157	68,8	19,8	82,3	85,3	0,1	0,59	24	19	44

115	6,45	6,43	1120	92	84,3	7,24	82,5	85,6	0,08	0,55	23	20	36
116	6,43	6,46	940	94	76,2	12,4	83,2	86,1	0,1	0,52	24	18	33
117	6,33	6,29	770	89	77,8	9,53	83,5	89,3	0,08	0,6	26	18	23
118	6,4	6,27	1050	251	85,5	32,1	80,1	94,3	0,1	0,71	25	16	38
119	6,04	5,84	3380	65	796	13,6	82,9	91,8	0,08	0,4	32	16	79
120	5,87	5,8	3220	115	179	27,8	85,8	99,8	0,06	0,32	26	14	43
121	6,02	5,93	2950	72	198	23,2	86,7	90,3	0,08	0,4	28	16	61
122	6,06	5,86	3540	101	222	29	86	100,2	0,06	0,36	28	15	55
123	5,98	5,81	3100	91	209	26,1	83,4	92,8	0,1	0,42	30	18	77
124	6	5,92	3180	104	233	19,8	85,6	96,5	0,08	0,38	32	14	69
125	5,85	5,77	3220	117	213	22,5	86,1	97,7	0,06	0,36	26	14	73
126	6,31	6,1	520	100	77,7	10,6	54,3	60,1	0,1	0,46	20	14	46
127	6,35	6,11	610	97	84,8	12,9	52,3	58,6	0,08	0,52	22	14	52
128	6,1	6	1170	169	148	19,5	55,3	59,1	0,07	0,58	17	13	61
129	6,11	6,01	840	155	131	18,8	56,1	57,5	0,07	0,67	18	11	54
130	6,42	6,35	400	67	44,6	14,3	61,9	67,2	0,06	0,52	23	17	27
131	6,38	6,3	788	159	89	26	62	66,2	0,08	0,5	21	15	52
132	6,42	6,48	980	180	192	21,4	63,3	68,8	0,13	0,62	22	16	74
133	6,34	6,52	780	130	88	13,3	63,3	67,9	0,1	0,57	23	16	46
134	6,3	6,23	1010	88	75	20,2	59,3	67,3	0,06	0,51	22	16	28
135	6,34	6,29	570	151	66,1	20,4	62,7	66,5	0,11	0,53	23	15	45
136	6,44	6,2	750	175	69,1	20,1	64,3	69	0,18	0,7	22	14	83
137	6,46	6,19	810	170	81	19,3	65,7	69,1	0,17	0,69	21	15	90
138	6,43	6,23	880	169	90,3	22,4	63,2	70,3	0,16	0,69	22	15	91
139	6,41	6,25	990	153	86,9	18,1	64,4	71,9	0,15	0,71	20	14	107
140	6,45	6,44	1500	75	166	12,6	66,4	73,3	0,12	0,47	20	18	88
141	6,4	6,47	1940	98	242	13,4	60,1	73,5	0,08	0,44	21	16	114
142	6,66	6,44	1370	306	175	38,1	62,4	73,6	0,08	0,53	22	18	97
143	6,69	6,34	1160	167	136	21,8	69,4	75,9	0,1	0,63	25	17	65
144	6,38	6,29	1100	147	130	16,9	72,3	77,1	0,08	0,55	20	17	67

145	6,35	6,27	1570	149	217	16,5	65,9	73,2	0,08	0,63	20	17	67
146	6,67	6,4	2050	114	243	12	68,2	82,8	-	0,58	24	18	115
147	6,66	6,41	2010	135	251	17	70,7	81,9	-	0,61	30	18	95
148	6,62	6,35	1780	92	216	9,34	67,5	75,5	-	0,56	32	20	81
149	6,63	6,37	1690	208	204	27,1	68	75	0,1	0,49	28	19	86
150	6,63	6,39	1750	104	187	12,5	66,7	73	0,12	0,55	28	18	92
151	6,64	6,38	1380	87	155	9,24	72	81,2	0,14	0,55	30	18	88
152	6,57	6,18	800	114	79,2	11,8	69,4	79,8	0,2	0,6	30	19	69
153	6,59	6,24	1480	52	188	5,94	76,5	84,9	0,15	0,55	28	20	110
154	6,46	6,26	1630	93	205	11	68,3	76,8	0,16	0,59	28	19	87
155	6,5	6,14	1330	117	163	11,1	76,4	84,5	0,2	0,67	28	18	135
156	6,53	6,21	1290	108	154	11,6	74,8	83,1	0,17	0,69	28	19	122
157	6,62	6,23	1980	104	200	11,3	77,8	85,4	0,14	0,68	30	18	132
158	6,5	6,25	1340	109	106	12,5	73,7	84,9	0,13	0,65	28	19	90
159	6,6	6,42	980	93	106	10,1	75,1	86,1	0,1	0,7	28	20	91
160	6,61	6,57	1360	133	142	16,8	72,4	83,8	0,11	0,69	28	22	108
161	6,64	6,63	1130	116	171	11,8	73,7	89,9	0,13	0,73	30	22	86
162	6,67	6,6	1240	120	128	13,6	70,1	81,9	0,12	0,72	32	24	112
163	6,59	6,44	1090	102	114	11	71,7	83,4	0,1	0,75	30	22	84
164	6,63	6,58	1270	113	136	12,7	75,6	84,7	0,13	0,74	30	20	94
165	6,64	6,41	1300	141	158	15,8	73,4	85,2	0,11	0,72	28	19	77
166	6,68	6,52	1180	109	120	12,8	73,8	84,3	0,12	0,73	32	19	69
Média	<b>6,46</b>	<b>6,31</b>	<b>1321</b>	<b>126</b>	<b>152</b>	<b>15,9</b>	<b>78,4</b>	<b>84,6</b>	<b>0,10</b>	<b>0,57</b>	<b>29</b>	<b>19</b>	<b>80</b>

**Características do efluente da lavagem dos filtros com a utilização do ar**

Período das análises: agosto a novembro de 2003.

Nº da amostra	pH		Cor (mg PtCo/L)		Turbidez (UNT)		Condutividade (µS/cm)		Fluor (mg/L)		Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)		Matéria orgânica (mg O <sub>2</sub> /L)
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial
1	6,22	6,14	3120	102	308	8,27	90,2	101,7	-	-	30	17	-
2	6,32	6,27	1400	77	144	5,37	89,3	101,7	-	-	20	16	-
3	6,45	6,24	3280	146	408	18,1	82,5	84,8	-	-	28	14	161
4	6,31	6,29	2880	95	435	9,61	80,5	84,2	-	-	28	13	150
5	6,45	6,21	2830	112	415	11,8	80,2	84,6	-	-	32	14	145
6	6,48	6,16	2750	102	417	10,1	81,4	83,5	-	-	26	15	143
7	6,55	6,2	2220	109	286	11	83,5	86,7	-	-	26	15	130
8	6,4	6,2	1960	99	301	17,2	82,5	83,5	-	-	26	14	216
9	6,43	6,15	3840	91	569	8,83	84,1	89,7	-	-	24	14	120
10	6,7	6,44	1860	80	275	7,78	86,8	96,9	-	-	30	20	165
11	6,57	6,36	4890	93	481	8,97	87,5	98,3	-	-	32	19	312
12	6,57	6,37	3560	120	701	13,9	85,8	100,4	-	-	36	18	322
13	6,67	6,42	2990	107	385	10,7	87	97,4	-	-	28	20	230
14	6,67	6,4	4320	132	541	13,5	89,9	98,7	-	-	28	18	299
15	6,68	6,41	2020	119	257	10,2	90,3	99,8	-	-	30	18	180
16	6,64	6,43	1730	98	215	8,81	91	99,5	-	-	32	19	131
17	6,5	6,32	830	107	122	11,4	74,1	82,2	-	-	24	16	84
18	6,57	6,22	2580	76	351	8,18	71,7	77,6	-	-	38	14	157
19	6,45	6,34	3250	84	417	8,12	70,9	73,6	-	-	28	16	184
20	6,43	6,28	4550	109	565	16,9	68,9	73,9	-	-	50	16	278
21	6,3	6,24	3690	100	446	10,4	68,9	72,1	-	-	36	14	221
22	6,5	6,28	1280	217	295	30	68,4	73,6	-	-	30	18	146
23	6,3	6,25	1340	76	163	9,63	76,4	81,9	-	-	28	18	92

24	6,53	6,29	1640	173	236	17,9	82,9	86,9	-	-	32	22	122
25	6,57	6,32	1630	208	186	24,8	84,3	81,5	-	-	30	24	108
26	6,57	6,24	2090	108	263	10,4	75,1	84,4	-	-	32	22	131
27	6,61	6,26	2020	118	213	11,6	73	79,2	-	-	32	20	100
28	6,71	6,27	1980	162	235	23,4	84,2	85,6	-	-	34	20	125
29	6,59	6,29	2350	99	223	8,88	72,8	83,6	-	-	32	24	119
30	6,59	6,24	1540	176	144	17,5	75,6	87,3	-	-	30	20	80
31	6,55	6,23	1530	144	181	15,2	79,6	88	-	-	32	20	94
32	6,34	6,14	3050	99	367	15,1	88,6	92,7	-	-	40	20	177
33	6,29	6,1	3890	91	491	9,32	75,8	81,7	-	-	40	20	214
34	6,61	6,19	1800	81	192	8,03	74,4	84,4	-	-	34	18	118
35	6,6	6,29	1600	109	180	10,8	75,6	78,1	-	-	34	17	118
36	6,51	6,24	2720	145	240	19,5	70,4	84	-	-	34	19	140
37	6,42	6,29	1130	132	145	13,3	69,3	77,9	-	-	26	17	77
38	6,51	6,29	1840	226	171	26,5	75,2	78,6	-	-	36	20	99
39	6,13	6,22	4060	56	685	4,68	87,3	88	-	-	36	20	244
40	6,61	6,33	2080	96	268	9,1	62,6	77,9	-	-	32	19	132
41	6,81	6,39	2110	45,2	269	56,6	72,6	75,7	-	-	42	17	102
42	6,28	6,26	3050	101	326	11,2	73	76,2	-	-	30	16	137
43	6,38	6,29	4090	196	493	23,3	70,4	76,1	-	-	34	18	180
44	6,72	6,36	2110	438	275	54	71,3	78,5	-	-	34	16	117
45	6,6	6,37	800	168	132	18,1	70	73,5	-	-	30	16	62
46	6,59	6,35	630	65	76,7	7,05	73,8	78	-	-	26	15	39
47	6,64	6,37	2140	68	252	8,26	74,6	77	-	-	30	20	131
48	6,7	6,61	1100	96	132	13,2	76,8	77,2	-	-	30	23	71
49	6,62	6,43	182	5	215	13,6	81,1	83,9	-	-	40	22	107
50	6,62	6,34	1780	43	219	2,69	81	91,1	-	-	30	19	124
51	6,46	6,29	1930	74	223	8,66	85,1	85,4	-	-	30	15	131

52	6,33	6,25	550	186	65,4	18,9	85	90	-	-	26	18	58
53	6,58	6,3	1050	71	129	6,59	77,3	85,9	-	-	32	18	83
54	6,68	6,45	1840	670	237	77,7	87,4	92,2	-	-	34	21	137
55	6,78	6,3	1530	107	159	8,64	79,7	90,4	-	-	32	19	102
56	6,63	6,28	1360	131	119	16,3	86,9	92,2	-	-	36	18	84
57	6,3	6,33	2280	122	240	14,2	85,9	92	-	-	36	21	131
58	6,44	6,33	1140	101	140	8,97	81,5	88,4	0,11	0,45	32	21	72
59	6,62	6,41	1820	694	213	72,7	82,3	92,3	0,1	0,41	30	22	108
60	6,57	6,27	1030	193	115	21,5	83	91,1	0,09	0,36	32	20	70
61	6,47	6,3	1100	173	123	15,7	84,4	86,9	0,08	0,5	32	21	67
62	6,43	6,29	1660	99	209	9,44	84,8	95,7	0,08	0,51	32	22	110
63	6,56	6,32	960	48	101	5,25	79,5	87,1	0,12	0,56	32	19	65
64	6,51	6,34	1200	68	148	9,54	79,4	85,5	0,09	0,67	30	19	83
65	6,32	6,33	320	29	47,4	22,6	73,2	78,2	0,1	0,54	30	21	33
66	6,59	6,36	1590	112	170	10,4	72,7	77,8	0,09	0,62	32	20	96
67	6,67	6,39	1150	428	200	46,7	72,3	85,7	0,08	0,64	32	21	114
68	6,57	6,34	1430	126	167	11,3	74,2	82,8	0,07	0,46	32	21	108
69	6,38	6,33	260	88	33,6	11,7	77,4	79,2	0,27	0,72	28	20	23
70	6,57	6,31	460	150	71,6	14,9	81,8	87,5	0,1	0,72	30	20	37
71	6,46	6,35	1120	58	105	5,61	81,1	86,4	0,12	0,65	32	26	60
72	6,56	6,36	1490	79	93,3	7,92	78,4	87,7	0,1	0,55	32	22	70
73	6,69	6,44	1420	486	134	53,3	82,4	87,6	0,09	0,51	34	28	73
74	6,55	6,36	1400	86	115	6,13	81,4	88,5	0,08	0,59	36	22	77
75	6,55	6,36	1110	77	87,8	8,93	81,7	89,2	0,08	0,59	32	23	69
76	6,5	6,35	800	111	97,8	10,5	81,1	89,3	0,07	0,59	34	22	51
77	6,63	6,47	1300	44	124	4,31	84,5	95,2	0,11	0,57	34	14	82
78	6,61	6,47	1180	39	132	2,81	86,1	83,2	0,1	0,51	31	19	88
79	6,67	6,41	1730	88	188	6,78	82,6	92,1	0,1	0,56	27	13	97

80	6,67	6,48	1360	96	143	10,2	87,8	96,8	0,09	0,63	27	19	86
81	6,59	6,26	1440	306	178	30	89,9	95,9	0,12	0,71	28	22	102
82	6,78	6,45	820	84	102	8,97	85,1	96,2	0,1	0,63	26	18	78
83	6,66	6,43	1270	118	125	11,6	86,4	94,4	0,08	0,64	25	18	78
84	6,62	6,42	960	142	118	16,6	86,9	97,2	0,08	0,67	29	19	79
85	6,44	6,69	2220	56	316	11,3	88,1	91,3	0,12	0,35	42	27	181
86	6,65	6,49	2510	159	417	19,1	81,6	85,7	0,11	0,56	32	20	215
87	6,59	6,48	2140	56	336	10,1	83,4	96,8	0,1	0,64	40	21	194
88	6,61	6,35	1990	236	265	27,7	90,5	92,9	0,12	0,68	38	24	132
89	6,6	6,41	1810	46	252	8,58	82	92,1	0,15	0,69	46	24	128
90	6,56	6,36	2810	103	324	13,2	88,1	93,3	0,11	0,67	42	21	196
91	6,45	6,38	1640	70	249	9,79	89,5	92,9	0,1	0,67	44	20	118
92	6,65	6,42	1100	95	130	11,6	75	83,6	0,12	0,55	30	20	72
93	6,45	6,36	830	119	95,3	12,5	79,3	84,5	0,1	0,71	32	20	56
94	6,68	6,39	810	82	89	8,28	89,6	87,6	0,12	0,84	34	19	53
95	6,7	6,35	1150	128	153	13,9	82,2	83,6	0,09	0,69	28	20	83
96	6,45	6,39	1730	88	192	9,46	87	88	0,08	0,75	34	21	97
97	6,6	6,48	1290	41	94,6	3,83	81,4	87,1	0,1	0,68	26	13	36
98	6,4	6,45	2130	88	206	6,44	83,4	85,4	0,09	0,6	25	15	115
99	6,5	6,25	930	61	85	5,66	82,8	88,5	0,11	0,59	27	17	31
100	6,48	6,26	830	88	84,6	6,42	82,4	88,6	0,1	0,58	28	18	34
101	6,52	6,34	1000	88	124	11,5	81,7	92	0,08	0,56	29	18	48
102	6,41	6,29	880	249	103	33,8	86	89,5	0,07	0,21	23	20	26
103	6,42	6,28	790	98	90,4	30,2	81,4	88,6	0,1	0,46	27	19	32
104	6,66	6,46	1260	56	157	6,65	96,8	94,8	0,13	0,65	42	23	73
105	6,54	6,41	1950	107	257	11,1	96,7	94,5	0,11	0,6	46	22	133
106	6,56	6,4	1690	92	178	8,79	99,7	90,3	0,11	0,62	44	23	70
107	6,68	6,45	1600	80	170	9,97	86,9	88,5	0,12	0,65	44	22	90

108	6,67	6,44	1670	790	207	82,3	88	89,5	0,13	0,65	42	24	95
109	6,64	6,53	1120	83	139	10,9	79	85,9	0,11	0,67	42	23	72
110	6,58	6,46	900	126	108	18,2	93	95	0,1	0,59	40	22	50
111	6,66	6,46	970	157	116	24,3	81,5	85	0,12	0,6	46	22	60
112	6,7	6,46	1020	47	91,7	5,23	81,8	92,2	0,1	0,51	30	19	82
113	6,65	6,44	2170	51	223	5,67	82,4	96,1	0,07	0,54	32	19	143
114	6,85	6,44	2180	104	212	9,73	77,9	86,6	0,07	0,54	32	19	125
115	6,64	6,42	1790	91	215	10,4	83,2	93	0,06	0,48	34	20	129
116	6,75	6,41	1320	216	158	19,9	83,8	92,3	0,08	0,54	44	20	98
117	6,87	6,53	980	214	117	24,1	82	92,6	0,06	0,52	34	22	75
118	6,7	6,4	1070	131	122	13,9	84,4	98,1	0,05	0,49	30	20	95
119	6,54	6,4	1120	130	118	15,1	79,8	90,3	0,07	0,5	32	20	80
120	6,87	6,39	880	48	115	5,52	83,2	90,1	0,12	0,66	34	22	78
121	6,64	6,5	2970	89	323	9,47	90,2	97,2	0,12	0,67	26	22	148
122	6,74	6,52	2130	96	218	8,32	84,3	88,9	0,12	0,66	34	23	124
123	6,77	6,46	1650	112	214	10,6	82,8	89,4	0,1	0,65	32	23	110
124	6,85	6,5	1410	204	135	20,1	95	101,5	0,14	0,73	36	21	93
125	7,11	6,53	1260	105	162	10,4	96,3	102,1	0,19	0,78	48	22	81
126	6,74	6,33	1540	140	105	15,5	81,3	89,5	0,15	0,55	30	22	84
127	6,68	6,46	1384	146	128	17,6	83,7	91,3	0,14	0,6	34	21	8,9
128	6,65	6,49	640	60	68,9	5,22	94,2	107	0,12	0,56	36	25	35
129	6,61	6,51	880	86	267	9,73	96,4	106,8	0,14	0,5	36	22	140
130	6,58	6,52	780	135	84,7	14,3	97,9	104,8	0,1	0,5	32	26	40
131	6,59	6,46	3970	95	259	9,28	97,5	108,6	0,1	0,61	36	23	120
132	6,66	6,5	2290	283	205	27,8	94	105,4	0,13	0,6	30	23	98
133	6,58	6,48	810	241	128	11,3	95,3	107,4	0,12	0,55	32	25	83
134	6,68	6,47	640	143	94,6	15,4	96,2	108,6	0,14	0,58	34	24	77
135	6,62	6,53	960	112	136	15,6	97,8	108,8	0,14	0,58	34	26	81



136	5,13	6,12	1830	75	317	9,88	74,5	73,5	0,09	0,41	14	12	118
137	6,27	6,2	1680	42	312	5,42	67,5	70,9	0,11	0,22	26	18	95
138	6,2	6,19	3060	164	593	25	63,4	74,9	0,1	0,55	28	14	156
139	6,22	6,2	2840	126	98,7	17,8	71,2	76,4	0,12	0,56	28	15	110
140	6,21	6,11	1820	205	333	23,3	70,5	79,7	0,11	0,65	24	13	90
141	6,15	6,19	1960	139	324	16,7	72,9	81,4	0,12	0,68	28	16	118
142	6,26	6,18	2090	146	265	14,6	74,3	85	0,1	0,64	24	15	111
143	6,24	6,19	2530	148	148	26,2	76,2	74,6	0,1	0,66	28	14	120
144	6,34	6,12	1460	72	187	9,6	51,9	60,5	0,1	0,48	24	13	104
145	6,27	6,16	490	114	79,1	14,1	54	61,2	0,06	0,57	20	15	39
146	6,37	6,03	1450	122	185	13,1	54,5	57	0,09	0,44	18	12	77
147	6,48	6,15	1590	198	189	23,8	54,9	63,1	0,09	0,63	18	12	84
148	6,59	6,32	780	104	90,9	11,7	57,7	62,9	0,13	0,58	20	14	46
149	6,55	6,33	720	70	76,9	7,76	57,6	62,2	0,09	0,5	19	14	43
150	6,57	6,42	700	97	110	11	57,9	61,5	0,08	0,49	22	15	52
151	6,51	6,28	1000	133	125	16,3	58,4	62,1	0,1	0,42	18	14	53
152	6,49	6,3	840	70	97,4	10,7	56,9	62,4	0,12	0,5	20	14	67
153	6,57	6,26	980	108	100	16,4	59,3	61,6	0,08	0,49	21	15	82
154	6,59	6,28	1020	126	98,7	15,2	57,5	62,7	0,1	0,48	18	15	69
155	6,55	6,27	1540	141	124	14,6	58,1	63,4	0,12	0,46	20	14	60
156	6,73	6,33	960	134	111	19,5	60,4	68,1	0,07	0,62	21	17	54
157	6,48	6,28	1390	89	165	7,45	54,9	61,2	0,06	0,53	22	16	80
158	6,44	6,16	920	50	959	5,69	63,5	69,8	0,1	0,54	20	16	60
159	6,42	6,15	950	83	91,8	7,84	63,7	70,7	0,09	0,54	20	16	60
160	6,5	6,24	770	72	89,6	6,39	63,8	68,4	0,09	0,45	21	16	59
161	6,48	6,21	920	79	96,2	7,8	64	69,2	0,08	0,47	23	17	63
162	6,61	6,16	1000	132	112	17,9	63,7	64,9	0,07	0,41	26	16	69
163	6,18	6,27	710	110	96,8	10,9	63,2	67	0,1	0,31	21	17	65

164	6,51	6,19	930	91	93,4	8,03	63,7	69,1	0,1	0,49	22	17	69
165	6,49	6,24	1190	79	113	9,6	66,9	72,8	0,22	0,67	23	15	70
166	6,44	6,18	1910	164	219	15,2	66,5	68,5	0,16	0,51	20	14	104
167	6,39	6,22	1850	146	244	16,6	65,9	69,3	0,14	0,72	22	15	106
168	6,49	6,38	790	93	90,2	11,7	66,5	71,1	0,15	0,42	32	22	73
169	6,51	6,36	1460	185	187	21,6	60,4	68,7	0,1	0,62	38	19	120
170	6,48	6,34	1150	101	180	11,9	63,4	77,4	0,1	0,74	22	18	147
171	6,62	6,38	1760	212	245	23	62,8	77,9	0,1	0,77	30	21	160
172	6,48	6,37	4740	145	264	17	61,1	70,7	0,08	0,79	32	16	172
173	6,49	6,32	1910	175	171	21,1	64,9	77	0,08	0,71	44	21	135
174	6,39	6,3	2640	168	216	20,6	62,8	71,9	0,07	0,69	30	22	146
175	6,68	6,51	950	114	102	10,9	61,5	72,7	0,08	0,51	26	21	79
176	6,58	6,45	1000	81	107	7,08	67,1	73	0,07	0,48	24	17	50
177	6,55	6,54	1410	105	179	12,7	62,2	75,3	0,07	0,39	34	22	107
178	6,44	6,42	2230	97	84,4	8,9	68,5	76,7	0,14	0,57	21	19	80
179	6,56	6,52	1320	276	145	30,6	64	72,7	0,07	0,51	32	20	102
180	6,68	6,38	1750	94	56,6	8,39	61	78,2	0,06	0,6	25	20	53
181	6,59	6,41	2070	146	87,4	14,4	64,9	77	0,05	0,53	23	17	83
182	6,56	6,54	980	172	130	25,1	64,9	77,4	0,09	0,51	30	21	74
183	6,38	6,48	1710	111	238	14,4	69,6	85,7	0,07	0,67	34	19	110
184	6,46	6,45	1890	143	182	12	63,7	83,5	0,07	0,61	28	21	105
185	6,53	6,49	1620	107	178	12,1	68	83,4	0,06	0,64	30	21	86
186	6,55	6,48	1220	125	111	13,4	64,3	76,5	0,06	0,64	30	20	71
187	6,48	6,6	1220	186	151	18,6	71,8	81,4	0,06	0,51	28	20	84
188	6,67	6,43	1950	210	271	13,9	69,9	80,3	0,09	0,5	30	22	106
189	6,62	6,41	2390	74	218	6,24	68,9	84,8	0,08	0,46	28	21	113
190	6,65	6,41	2200	110	250	10	68,8	78,4	0,08	0,56	30	20	118
191	6,68	6,46	2180	180	238	12,6	69,3	80,4	0,09	0,42	28	20	124

192	6,77	6,4	1850	345	268	40,6	73,7	81	0,08	0,52	30	21	93
193	6,73	6,28	2410	136	282	16,6	77,3	78,6	0,07	0,58	32	21	108
194	6,74	6,42	1890	222	146	17,2	71,4	79,4	0,1	0,48	30	19	98
195	6,78	6,51	1090	143	154	14,6	74	82,3	0,08	0,52	32	20	50
196	6,66	6,52	850	142	85,1	15	75,8	92,1	0,23	0,61	28	18	60
197	6,7	6,53	1410	78	134	7,22	78,8	94,4	0,17	0,58	24	18	123
198	6,72	6,5	1250	100	142	10,3	72,8	86,2	0,2	0,59	28	19	94
199	6,68	6,44	1260	137	152	16	76,5	84,8	0,18	0,59	28	19	73
200	6,76	6,46	1300	238	187	27,7	76,6	85,7	0,15	0,59	28	19	100
201	6,74	6,52	1020	100	145	11,6	74,1	84,6	0,16	0,61	26	20	92
202	6,7	6,51	1320	76	128	8,22	76,3	94,2	0,14	0,58	28	18	90
203	6,72	6,54	1320	110	124	8,6	78,4	94,6	0,15	0,62	28	20	86
204	6,72	6,32	1360	118	155	13,4	71,4	87	0,13	0,63	26	18	83
205	6,7	6,3	1280	109	148	12,3	71,2	86,3	0,1	0,6	28	18	77
206	6,73	6,33	1320	111	152	10,9	70,8	88,2	0,09	0,62	30	18	81
207	6,78	6,38	1910	132	213	13,9	70,4	84,5	0,11	0,61	32	17	96
208	6,74	6,32	1120	97	129	10,5	71,4	89	0,11	0,59	28	19	89
209	6,79	6,39	1410	94	164	11	71,8	83,9	0,1	0,62	28	19	82
210	6,76	6,36	1230	116	132	12,7	75,9	92	0,1	0,59	28	19	60
211	6,71	6,37	800	155	92,8	16,2	73,7	86,4	0,09	0,63	30	18	50
212	6,48	6,58	1330	92	128	10,6	72,4	79,1	0,15	0,64	23	20	84
213	6,6	6,63	1050	87	115	8,31	73,1	80,6	0,18	0,67	26	22	79
214	6,56	6,61	1400	139	173	11,4	71,5	83	0,19	0,66	25	22	96
215	6,55	6,65	1200	102	131	9,78	70,2	78,5	0,17	0,49	20	26	63
216	6,62	6,61	1550	152	164	16,9	77	89,6	0,29	0,67	25	22	66
217	6,44	6,59	1470	51	181	5,55	69,3	84,3	0,16	0,69	25	24	100
218	6,52	6,57	1300	53	157	4,6	75,1	93	0,16	0,69	26	22	109
219	6,52	6,66	610	50	57,4	5,15	71,6	86,7	0,15	0,68	26	23	39

220	6,45	6,44	1750	85	269	9,82	67,9	80,4	0,24	0,69	28	20	94
221	6,4	6,36	1780	136	305	19,9	62	81,3	0,2	0,7	28	19	96
222	6,44	6,38	2160	142	354	20,2	61,5	79,6	0,21	0,7	30	19	113
223	6,43	6,38	1800	224	206	32,6	66	81,7	0,18	0,72	30	20	100
224	6,54	6,41	1260	146	203	19,6	60,8	80,5	0,21	0,69	28	20	76
225	6,41	6,33	1140	135	198	16,6	63,6	81,4	0,21	0,69	28	20	50
226	6,42	6,37	990	203	148	25,6	67,8	81,7	0,19	0,7	28	19	54
227	6,72	6,71	2010	116	188	12,9	76,2	75,1	0,19	0,63	34	19	110
228	6,64	6,59	1200	112	200	12,8	77,5	77,7	0,21	0,62	32	18	70
229	6,63	6,58	1410	128	201	14,9	70	81,2	0,18	0,68	30	18	78
230	6,66	6,46	1520	228	211	29,4	72,3	84,5	0,18	0,64	28	20	73
231	6,67	6,61	1150	115	133	13,9	78,2	84,1	0,19	0,69	28	21	66
232	6,68	6,65	1430	202	202	14,6	71,9	83,2	0,2	0,7	28	20	61
233	6,57	6,55	1310	180	210	15,8	77,6	84,2	0,21	0,67	28	20	67
234	6,59	6,55	1300	149	223	15,3	84,2	91,8	0,11	0,64	34	20	80
235	6,57	6,52	2270	88	336	8,71	85,8	90,9	0,09	0,61	30	21	150
236	6,65	6,45	1700	147	233	22	86,9	90,1	0,09	0,58	30	22	99
237	6,63	6,44	1960	133	311	15,1	78,4	90,8	0,08	0,63	30	20	104
238	6,64	6,57	1260	154	177	17,1	77,9	90,7	0,08	0,61	30	22	79
239	6,69	6,42	1450	95	190	10,3	88,9	90,4	0,08	0,63	32	21	80
240	6,61	6,43	1880	209	222	24,3	76,3	90,7	0,07	0,64	32	23	102
<b>Médias</b>	<b>6,56</b>	<b>6,37</b>	<b>1.634</b>	<b>131</b>	<b>200</b>	<b>14,9</b>	<b>76,4</b>	<b>84,3</b>	<b>0,11</b>	<b>0,59</b>	<b>30</b>	<b>19</b>	<b>100</b>