

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS,
METALURGIA E DOS MATERIAIS – PPGE3M**

**TRATAMENTO COMBINADO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS E
ESGOTO DOMÉSTICO**

Mestrado Acadêmico em Engenharia
Área de Concentração: Tecnologia Mineral, Ambiental e Metalurgia Extrativa

**Porto Alegre, RS
JUNHO/2010**

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS,
METALURGIA E DOS MATERIAIS - PPGE3M**

**TRATAMENTO COMBINADO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS E
ESGOTO DOMÉSTICO**

MARCO ANTONIO DA SILVA NUNES

Esta dissertação foi realizada no Laboratório de Estudos Ambientais para a Metalurgia-LEAmet- do Centro de Tecnologia da Escola de Engenharia da UFRGS, dentro do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais – PPGE3M, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Área de Concentração: Tecnologia Mineral, Ambiental e Metalurgia Extrativa

**Porto Alegre, RS
JUNHO/2010**

Esta dissertação foi julgada adequada para obtenção do título de Mestre em Engenharia, área de concentração Tecnologia Mineral, Ambiental e Metalurgia Extrativa e aprovada em sua forma final, pelo Orientador e pela Banca Examinadora do Curso de Pós-Graduação.

Orientador: Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr Carlos Hoffmann Sampaio

Prof Dr Jean Carlo Salomé dos Santos Menezes

Dr^a Cristina Alfama Costa

**Prof. Dr. Carlos Pérez Bergmann
Coordenador do PPGE3M**

*Este trabalho eu dedico a minha esposa, Mirtes e a
nossos filhos, Rebeca e Thiago*

AGRADECIMENTOS

Sobretudo a **Deus**, pela proteção e pelo dom da vida que permitiu que eu conhecesse pessoas incansáveis na missão de tornar o mundo melhor.

Especialmente ao meu orientador **Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider**, pela dedicação, respeito e profissionalismo e pelo grande empenho em motivar-me na realização deste trabalho e pela amizade desenvolvida nesses anos de convívio.

A **UFRGS, Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, em especial a coordenação do **Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais – PPGE3M**, por propiciar a realização de disciplinas do curso de mestrado no município de Criciúma através do deslocamento de seus professores, permitindo que os profissionais daquela região obtivessem acesso facilitado ao curso de mestrado.

Agradeço ao **CNPq** pelos recursos financeiros e bolsas de iniciação científica concedidas ao projeto “Tratamento Conjunto de Drenagem Ácida de Minas com Esgoto Doméstico e Drenagem Ácida de Minas com Chorume” (**processo CNPq 484881/2007-8**).

Em especial, agradeço a **Indústria Carbonífera Rio Deserto Ltda**, que suportou financeiramente os custos dos meus estudos e disponibilizou o tempo necessário à realização do trabalho, condição indispensável para a conclusão do mesmo.

Ao **Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de Orleães – SAMAE** por permitirem a coleta de amostras de esgoto sanitário essenciais para o desenvolvimento do trabalho.

A **MSc Eng^a Química Rosimeri Venâncio Redivo**, a **Química Industrial Ana Janete Bez Gonçalves** e a **Técnica em Química Sabrina Tavares**, das Empresas Rio Deserto Ltda, e ao **MSc Quím. Rodrigo de Almeida Silva** pelo empenho e auxílio na realização dos testes e ensaios.

A **todos os amigos e colegas**, que de alguma forma estiveram acompanhando e incentivando a realização deste trabalho.

RESUMO

Muitos locais de mineração de carvão estão próximos a centros urbanos, coexistindo, nestas regiões, a drenagem ácida de minas (DAM) e os esgotos domésticos, sendo que, ambos os efluentes afetam a qualidade da água dos corpos receptores se ali lançados sem o devido tratamento. A drenagem ácida de minas afeta a qualidade da água baixando o pH, aumentando a acidez e acrescentando quantidades indesejáveis de ferro, manganês, alumínio, sulfatos e outros metais enquanto que o esgoto doméstico caracteriza-se pela presença de alcalinidade, matéria orgânica e microrganismos potencialmente patogênicos. Estudos anteriores demonstraram que a DAM pode ser utilizada como agente coagulante no tratamento físico-químico dos esgotos e, baseado nisto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o tratamento combinado da DAM com o esgoto doméstico de modo que também ocorra a redução dos metais e acidez presentes na DAM. O processo baseia-se no fato de que a alcalinidade do esgoto pode, pelo menos em parte, neutralizar a acidez da DAM, proporcionando uma economia no consumo de reagentes para a correção do pH. Com a elevação do pH, o ferro e o alumínio presentes na DAM sofrem hidrólise e coagulam na forma de hidróxidos dos referidos metais, separando-se da fase líquida na forma de um precipitado gelatinoso que carrega consigo os sólidos suspensos presentes no esgoto constituídos, principalmente, de matéria orgânica e microrganismos patogênicos, fósforo e nitrogênio. Assim, a metodologia do presente trabalho consistiu em realizar o tratamento em laboratório de ambos os efluentes considerando diferentes proporções de mistura. Nas condições empregadas no presente trabalho, obteve-se um efeito coagulante ótimo, em pH próximo a 7,0, para a proporção DAM:esgoto de 1:2, correspondendo a concentrações de Fe e Al acima de 80 mg/L na mistura. Para estas condições a redução de carga orgânica, nutrientes, metais e microrganismos foi elevada. A remoção de carga orgânica em termos de DQO foi 67%, a redução de nitrogênio foi de 40%, a redução de fósforo foi de 90% e a remoção de bactérias do grupo coliforme comparável aos processos convencionais de tratamento de esgoto sanitário. Dos metais presentes na DAM, o Fe e Al sofreram reduções de 99% e o Zn de 95%. O Mn, reduziu apenas 13 % na faixa de pH 7,0 utilizada no trabalho, sendo necessário tratamento adicional para atingir os limites de emissão previstos em legislação. A partir dos resultados obtidos, pode-se concluir que a

mistura dos fluxos é uma alternativa para o tratamento combinado dos efluentes DAM e esgoto doméstico, onde coexistam em proporções e características físico-químicas definidas neste trabalho.

Palavras-chave: drenagem ácida de minas, esgoto doméstico, coagulação, tratamento de efluentes.

ABSTRACT

Many coal mining places are close to inhabited concentrations, where there are the acid mine drainage (AMD) and domestic sewage and both effluent affect the quality of water bodies if released without proper treatment. The AMD affects water's quality decreasing pH, increasing acidity and the concentration of undesirable metals such as iron, manganese, aluminum, sulphates and other metals while the domestic sewage is characterized by the presence of alkalinity, organic matter and microorganisms, with possible presence of pathogenic. Previous studies have shown that the AMD can be used as a coagulant agent on physico-chemical treatment of sewage and, based on this, the aim of this work was to study the combined treatment of AMD and domestic sewage so that also occur metals and acidity reduction present in the AMD. The process is based on the fact that the sewage's alkalinity could neutralize part of the AMD acidity, providing an economy in reagents for pH correction. At the same time, the pH increasing provides that the iron and aluminium present in the AMD, became hydrolyzed in the form of hydroxides of these metals, and provide a coagulation effect separating themselves from the liquid phase like as gelatinous precipitate which carry on suspended solids present in domestic sewage constituted mainly of pathogenic micro-organisms and organic matter, nitrogen and phosphorus. Thus, the methodology of the present work consisted of laboratory experiments considering different proportions of mixtures. Over the conditions employed in this work, the best coagulant effect was obtained with pH value around 7,0 and effluent proportion of 1:2 (DAM:sewage) corresponding to concentrations of Fe and Al above 80 mg/L in the mixture. For these conditions the organic load reduction, nutrients, metals and microorganisms was high. Removal of organic load in terms of COD was 67%, the reduction of nitrogen was 40%, phosphorus was 90% and the removal of bacteria of coliform bacteria group comparable to conventional processes for the treatment of sewage. The metals present in the AMD also was removed; the Fe and Al cut of 99% each and the Zn cut of 95%. The Mn, reduced only 13% in the range of pH 7.0 used at work, and additional treatment is needed to achieve the emission limits laid down in legislation for this metal. It was concluded that the combined treatment of AMD and sewage can be an alternative to reduce the pollutants load in sanitary effluents. From the results

obtained, it can be concluded that the mixture flows is an alternative to the combined treatment of domestic sewage and DAM effluents, where they could coexist in the proportions and physico-chemical properties defined in this work.

Key-words: acid mine drainage, domestic sewage, coagulation, wastewater treatment.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	v
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	viii
SUMÁRIO	x
LISTA DE FIGURAS.....	xii
LISTA DE TABELAS.....	xiii
LISTA DE ABREVIATURAS	xv
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	6
3. REVISÃO DA LITERATURA	7
3.1. A Drenagem Ácida de Mina	7
3.1.1. Reações de oxidação e geração de acidez.....	7
3.1.2. Estágios da geração de drenagem ácida.....	8
3.1.3. Controle da drenagem ácida de mina.....	10
3.1.4. Tratamento da DAM por neutralização e precipitação	12
3.1.5. Parâmetros de controle da drenagem ácida de mina.....	20
3.2. Esgoto Doméstico	20
3.2.1. Origem e Características dos Esgotos Domésticos.....	21
3.2.2. Tratamento do esgoto doméstico	23
3.2.3. Parâmetros de controle do tratamento de esgotos.....	29
3.3. Tratamento de efluentes por coagulação-floculação.....	29
3.3.1. Coagulação.....	31
3.3.2. Floculação	32
3.3.3. Separação Sólido-Líquido.....	33
3.4. Tratamento Combinado da Drenagem Ácida de Minas e Esgoto Doméstico	34
4. MATERIAIS E MÉTODOS	37
4.1. Materiais	37
4.1.1. Amostras de efluentes.....	37
4.1.2. Equipamentos.....	38
4.1.3. Reagentes.....	39

4.2. Métodos	40
4.2.1. Experimentos de mistura e coagulação.....	40
4.2.2. Experimentos de Floculação.....	41
4.2.3. Critérios de Controle de Qualidade.....	43
4.2.4. Análises do Efluente e Lodo Gerado	43
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
5.1. Mistura dos efluentes e estudos de coagulação.....	45
5.2. Estudos de Floculação.....	51
6. CONCLUSÕES	56
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	59
8. REFERÊNCIAS.....	60

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Solubilidade de hidróxidos metálicos em função do logaritmo da concentração do metal em solução (fonte: Sawyer et.al. 2003)	13
Figura 2: Solubilidade de hidróxidos de ferro($\text{Fe}(\text{OH})_3$) em função do pH da solução (fonte - Crittenden, J.C., 2005).....	14
Figura 3: Solubilidade de hidróxidos de alumínio($\text{Al}(\text{OH})_3$) em função do pH da solução (fonte: Crittenden, J.C., 2005).....	15
Figura 4: Solubilidade de hidróxidos de zinco ($\text{Zn}(\text{OH})_{2(s)}$) em função do pH da solução.(fonte: Sawyer et.al.,2003)	16
Figura 5: Faixas de equilíbrio da solubilidade iônica (Fonte: Barbosa et al, 2002).....	18
Figura 6: A e B Sedimentador de Lamelas Utilizado no Tratamento da DAM em Empresa de Mineração de Carvão na Região Carbonífera de Santa Catarina (Fonte: Renato Dantas, 2008).	18
Figura 7: A e B: Ponto de coleta da DAM no Rio Carvão, Urussanga/SC	37
Figura 8: A - Vista geral da ETE de Orleães/SC. Em B-Ponto de coleta das amostras na caixa de entrada.....	38
Figura 9: (A) Concentração residual de sólidos suspensos para as diferentes diluições nos testes realizados em pH próximo a 7,0. (B) Fotografia das amostras tratadas com correção de pH próximo a 7,0 com diferentes níveis de diluição DAM:esgoto. Da esquerda para a direita: DAM bruta; diluições 1:1; 1:2; 1:4; 1:8; esgoto bruto.	49
Figura 10: Resultado da floculação: A – Resultados do ensaio de floculação utilizando poliacrilamina aniônica (Superfloc A-100) nas dosagens 0,0 mg/L, 1,0 mg/L, 2,0 mg/L e 4,0 mg/L; e B- Resultados do ensaio de floculação utilizando poliacrilamina catiônica (Superfloc C-492) nas dosagens 0,0 mg/L, 1,0 mg/L, 2,0 mg/L e 4,0 mg/L.	52
Figura 11: Teste de jarros. No jarro da esquerda pode-se observar o efeito da coagulação na mistura DAM:esgoto doméstico na proporção 1:2 e pH próximo a 7,0 e sem a adição de polímero floculante e no jarro da direita a mesma mistura com adição de 2,0 mg/L do floculante aniônico Superfloc A-100.....	54
Figura 12: Ensaio em cone Imhoff nas misturas em estudo com e sem a utilização de polímero floculante. A - após 1 minuto de floculação; e B - após 60 minutos de floculação.	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Métodos de controle da drenagem ácida de minas	11
Tabela 2: Estações de tratamento de efluentes da DAM em operação no Brasil (Fonte: Schneider, 2006; Menezes, 2009; consulta pessoal do autor, 2010).	19
Tabela 3: Características físico-químicas dos esgotos sanitários (adaptado de Von Sperling, 2005).	22
Tabela 4: Ocorrências típicas de microrganismos patogênicos e microrganismos indicadores em esgotos brutos (Von Sperling 2005).	23
Tabela 5: Sistemas de tratamento para esgotos sanitários (Von Sperling, 2005).	25
Tabela 6: Níveis de tratamento e valores típicos dos principais parâmetros de qualidade nos efluentes.	25
Tabela 7: Capacidade de diversas tecnologias de tratamento de águas residuárias em atingir consistentemente os níveis indicados de qualidade do efluente em termos de coliformes fecais (termotolerantes). (Von Sperling, 2005)	27
Tabela 8: Capacidade de diversas tecnologias de tratamento de águas residuárias em atingir consistentemente os níveis indicados de qualidade do efluente em termos de DBO, DQO e SS. (Von Sperling, 2005).	28
Tabela 9: Equipamentos Utilizados	38
Tabela 10: Relação de reagentes utilizados	39
Tabela 11: Plano experimental para definição da melhor proporção de mistura entre DAM e esgoto doméstico e pH de tratamento.	41
Tabela 12: Proporção das misturas de DAM e esgoto doméstico	41
Tabela 13: Plano experimental para definição da melhor dosagem de polímero floculante.	43
Tabela 14: Metodologias utilizadas nas análises dos efluentes brutos, tratados e lodo gerados.	44
Tabela 15: Tratamento combinado pela mistura simples de esgoto doméstico e DAM sem ajuste de pH.	46
Tabela 16: Tratamento combinado pela mistura simples de esgoto doméstico e DAM com ajuste de pH a 7,0.	47
Tabela 17: Tratamento combinado pela mistura simples de esgoto doméstico e DAM com ajuste de pH a 9,0.	48

Tabela 18: Eficiência do tratamento combinado entre a DAM e o esgoto doméstico na proporção de mistura 1:2 em pH 7,2 levando em conta a média ponderada dos valores individuais de cada efluente e os resultados reais obtidos no tratamento combinado.....	50
Tabela 19: Concentração de Fe e Al nas diferentes diluições empregadas no tratamento combinado de DAM e esgoto doméstico.....	51
Tabela 20: Estudos de qualitativos de floculação na mistura DAM:esgoto de 1:2 e ajuste de pH para próximo a 7,0 com uma poliacrilamida catiônica e uma poliacrilamida aniônica.	51
Tabela 21: Tratamento combinado pela mistura simples de esgoto doméstico e DAM na proporção de 1:2 em pH 7,0 com e a adição de polímero floculante aniônico (2 mg/L).	53
Tabela 22: Velocidades de sedimentação do resíduo sedimentável no Cone de Imhoff pela mistura simples de esgoto doméstico e DAM na proporção de 1:2 em pH 7,0 com e sem a adição de polímero floculante aniônico (2 mg/L).	54

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al: Alumínio
 $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$: Hexa hidrato de alumínio
 $\text{Al}(\text{OH})(\text{H}_2\text{O})_5^{2+}$:Penta hidrato monobásico de alumínio
 $\text{Al}(\text{OH})_3$: Hidróxido de alumínio
 $\text{Al}_3(\text{OH})_{32}^{7+}$:Hidroxi-polímero de alumínio
 $\text{Al}(\text{OH})_2^+$:Íon dihidroxi alumínio
 $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$: Íon monohidroxi alumínio
 $\text{Al}(\text{OH})_4^-$: Íon tetrahidroxi alumínio
 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$: Sulfato de alumínio hidratado
APHA: American Public Health Association
ASTM: American Society for Testing and Material
°C: graus Celsius
 Ca^{+2} : Íon cálcio
 $\text{Ca}(\text{ClO})_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$: Hipoclorito de cálcio
 CaCO_3 : Carbonato de cálcio/calcário
 CaO : Óxido de cálcio/cal virgem
 CaO_2 :Peróxido de cálcio
 $\text{Ca}(\text{OH})_2$: Hidróxido de cálcio/cal hidratada
 CaSO_4 : Sulfato de cálcio
 $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$: Sulfato de cálcio di-hidratado
CETEM: Centro de Tecnologia Mineral
CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CF : Coliformes fecais
 Cl_2 : Cloro
 CO_2 : Dióxido de carbono
CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr : Cromo

Cu : Cobre
DAM: Drenagem ácida de minas
DNA : Ácido desoxirribonucleico
EPA: Environmental Protection Agency
ETE : Estação de tratamento de esgoto
 Fe^{2+} : Íon ferroso
 Fe^{3+} : Íon férrico
 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: Cloreto férrico hexahidratado
 $\text{Fe}(\text{OH})_3$: Hidróxido férrico
 FeOOH : Oxi-hidróxido de ferro II
 $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$: Íon di-hidróxido férrico
 $\text{Fe}(\text{OH})_2$: Hidróxido ferroso
 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$: Sulfato férrico hidratado
 $\text{FeSO}_4 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$: Sulfato ferroso hidratado
 FeOHSO_4^- : Sulfato básico de ferro II
 FeS_2 : Pirita ou marcassita
FAD: Flotação por ar dissolvido
g: Gramas
GTA: Grupo Técnico de Assessoramento a Execução da Sentença
 H^+ : Íon hidrogênio
ha : Hectare
HCl: Ácido clorídrico
 H_2O : Água
 H_2O_2 : Peróxido de hidrogênio/água oxigenada
 H_2SO_3 : Ácido sulfuroso
 H_2SO_4 : Ácido sulfúrico
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
kg: Quilograma
KOH : Hidróxido de potássio
 KMnO_4 : Permanganato de potássio
Me: Metal
 Me^{+2} : Íon de metal divalente
mg: Milígrama

MgO : Óxido de magnésio
mL: Milílitro
mm: Milímetros
Mn : Manganês
Mn²⁺: Íon manganês bivalente
Mn⁴⁺ : Íon manganês tetravalente
Mg(OH)₂ : Hidróxido de magnésio
MeS: Sulfeto metálico
mV: Milivolts
NaClO : Hipoclorito de sódio
Na₂CO₃ : Carbonato de sódio
NaOH: Hidróxido de sódio
NBR: Norma Brasileira Registrada
NH₃ : Amônia
nm: Nanômetro
NMP : Número mais provável
Ni : Níquel
O₂: Oxigênio
O₃ : Ozônio
OH⁻ : Íon hidróxido
P.A.: Pureza analítica
PAC : Policloreto de alumínio
Pb : Chumbo
pH: Potencial hidrogeniônico
RNA: Ácido ribonucléico
SAMAE: Serviço Autônomo Municipal de Águas e Esgoto
SATC: Associação Beneficente da Indústria Carbonífera de Santa Catarina
SIECESC: Sindicato das Indústrias de extração de Carvão do Estado de Santa Catarina
SL: Sedimentação lamelar
SO₄²⁻: Íon sulfato
UASB : Reator anaeróbico com manta de lodo e fluxo ascendente
UFRGS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Zn : Zinco

Zn(OH)_2 : Hidróxido de Zinco

$\mu\text{S/cm}$: microsiemens por centímetro

μm : micrômetro

1. INTRODUÇÃO

As atividades mineradoras são reconhecidas como potencialmente grandes contribuintes da poluição do solo e das águas superficiais e um dos mais sérios riscos observados na atividade de mineração é o surgimento da drenagem ácida de minas (DAM), resultante de reações químicas de sulfetos na presença de ar e água. Este tipo de reação é comum em áreas de mineração de carvão, uma vez que os minerais pirita e marcassita (ambos FeS_2 , porém em formas cristalinas distintas) são encontrados nas jazidas de carvão na forma de nódulos discretos ou disseminados na matriz carbonosa das camadas de carvão. As operações de lavra, beneficiamento e deposição de rejeitos de carvão podem expor este mineral a ação da água e do ar, iniciando os processos de geração de DAM. Os poluentes da drenagem ácida afetam a qualidade da água baixando o pH, reduzindo a alcalinidade natural, aumentando a dureza total e crescendo quantidades indesejáveis de ferro, manganês, alumínio, sulfatos e eventualmente outros metais pesados (KONTOPOULOS, 1998).

O expressivo impacto ambiental negativo proveniente destas atividades, na Região Carbonífera do Sul de Santa Catarina, justificou a proposição, pelo Ministério Público Federal, no ano de 1993, de uma ação civil pública solicitando a condenação das empresas mineradoras e seus diretores a repararem os danos ambientais causados pela atividade de exploração do carvão mineral.

Após uma série de fatores, que vão desde um maior rigor na legislação ambiental, passando por uma atuação firme do Ministério Público Ambiental e órgãos de fiscalização e controle até uma maior conscientização e capacitação técnica do setor carbonífero, houve um aumento na adoção de medidas de controle e mitigação dos impactos da mineração de carvão, além da retomada dos projetos de recuperação de passivos ambientais. Como reflexo, houve uma nítida melhora no controle dos depósitos de rejeitos, nas operações em subsolo, no controle da drenagem e no tratamento de efluentes, culminando com a implantação de Sistemas de Gestão Ambiental nas empresas do setor, o que resultou na certificação ISO-14.001 de toda a cadeia produtiva de carvão de Santa Catarina (GTA, 2009).

Apesar disto, no ano 2000 foi proferida uma sentença que condenou os réus a, solidariamente, apresentarem projetos de recuperação ambiental da região que compõe a Bacia Carbonífera do Sul do Estado, resultado daquela ação civil pública proposta pelo Ministério Público Federal em 1993. Nesta sentença, foram condenados o Estado de Santa

Catarina, a União Federal e as empresas de exploração de carvão mineral na região, inclusive seus diretores (GTA, 2009).

De forma a promover, em consenso, a plena recuperação do passivo ambiental na região, foi instituído um Grupo Técnico de Assessoramento a Execução da Sentença (GTA), composto por representantes técnicos das partes. Dentre os seus objetivos, este grupo tem a missão de maximizar os entendimentos no nível técnico e, em consequência, minimizar os conflitos que devam ser decididos pelo Juízo. Para tanto, segue as atribuições de integrar dados, elaborar relatórios técnicos, propor ações de recuperação, priorizar ações, avaliar e propor alterações nos monitoramentos e responder a questionamentos do Juízo (GTA, 2009).

De acordo com o Terceiro Relatório Técnico de Monitoramento dos Indicadores Ambientais, apresentado em setembro/2009 pelo GTA a avaliação das áreas degradadas pela exploração, beneficiamento e deposição de rejeitos do carvão mineral resulta na existência de 6.341,87 hectares de áreas impactadas pela mineração de carvão, abrangendo as bacias hidrográficas do Rio Tubarão, Rio Urussanga e Rio Araranguá. Deste total:

- a) 3.313,76 ha estão incluídos em cronogramas e projetos de recuperação das empresas;
- b) 957,50 ha são pátios de operação;
- c) 821,28 ha estão ocupados pela urbanização; e
- d) 1.249,33 ha são áreas órfãs, ou de responsabilidade da união.

Por outro lado a maioria das atividades humanas, industriais ou urbanas, gera impactos ambientais não menos importantes que aqueles provenientes da mineração. Por exemplo, o lançamento do esgoto doméstico nos corpos de água é um dos principais problemas ambientais enfrentados atualmente. De abrangência mundial, é também significativo na Região Carbonífera do Sul de Santa Catarina onde a mineração é ou foi realizada próxima a locais habitados ou, até mesmo, responsável pela ocupação de terrenos próximos as áreas onde a atividade foi desenvolvida. O esgoto doméstico caracteriza-se por apresentar uma leve alcalinidade além da presença de matéria orgânica (em suspensão e dissolvida), potencialidade da presença de germes patogênicos, presença de nitrogênio e fósforo. (GONÇALVES, 2003).

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento - PNSB 2008, pouco mais da metade dos municípios brasileiros (55,2%) tinham serviço de esgotamento sanitário por rede coletora, marca pouco superior à observada na pesquisa anterior, realizada em 2000, que registrava 52,2%. Em 2008, a proporção de municípios com rede de coleta de esgoto foi bem inferior à de municípios com rede geral de distribuição de água (99,4%), manejo de resíduos sólidos (100,0%) e manejos de águas pluviais (94,5%). É importante ressaltar que a estatística de acesso à rede coletora de esgoto refere-se apenas à existência do serviço no município, sem considerar a extensão da rede, a qualidade do atendimento, o número de domicílios atendidos, ou se o esgoto, depois de recolhido, é tratado. (IBGE,2010)

A presença de rede coletora de esgoto foi maior nos municípios mais populosos, atingindo cobertura total entre aqueles com população superior a 500 000 habitantes. Nos municípios situados na classe de tamanho da população com 100 000 a 500 000 habitantes, o serviço de coleta de esgoto esteve presente em mais de 90,0%. Com cobertura abaixo da média nacional (55,2%), figuraram apenas os municípios com menos de 50 000 habitantes. Nessa classe populacional, concentra-se um grande número de municípios preponderantemente rurais e com população mais dispersa (densidade demográfica menor que 80 habitantes por quilômetro quadrado), o que acarreta maior dificuldade de fornecimento dos serviços de coleta de esgoto (IBGE 2010).

Para se obter condições sanitárias adequadas, não basta que o esgoto seja adequadamente coletado por meio de uma rede geral. É necessário que também seja tratado, caso contrário, recursos hídricos ficarão poluídos e haverá proliferação de doenças, como a diarreia, devido à contaminação da água por coliformes fecais, causando prejuízo à saúde da população e o aumento da mortalidade infantil. Apenas 28,5% dos municípios brasileiros fizeram tratamento de seu esgoto, o que impacta negativamente na qualidade de nossos recursos hídricos. Mesmo na Região Sudeste, onde 95,1% dos municípios possuíam coleta de esgoto, menos da metade desses (48,4%) o trataram. Além da Região Sudeste, o melhor desempenho nesse sentido foi observado nas Regiões Centro-Oeste (25,3%) e Sul (24,1%) (IBGE, 2010).

À exceção do Distrito Federal, em apenas três Unidades da Federação, mais da metade dos municípios possuíam tratamento de esgoto: São Paulo (78,4%); Espírito Santo (69,2%); e Rio de Janeiro (58,7%). O Estado do Ceará obteve a marca mais elevada da Região Nordeste (48,9%); na Região Centro-Oeste, destacou-se o Estado do Mato Grosso do Sul

(43,6%); e, na Região Sul, o Estado do Paraná (41,1%). Em cinco Unidades da Federação, a proporção de municípios com tratamento de esgoto foi inferior a 10%: Sergipe (9,3%); Amazonas (4,8%); Pará (4,2%); Rondônia (3,8%); Piauí (2,2%); e Maranhão (1,4%). Os Estados de Minas Gerais (22,7%) e Rio Grande do Sul (15,1%), importantes do ponto de vista econômico, tiveram resultados inferiores à média nacional (28,5%) (IBGE, 2010).

Apesar de menos de 1/3 dos municípios brasileiros efetuar tratamento de esgoto, o volume tratado representava, em 2008, 68,8% do que era coletado. Esse resultado sugere que os municípios com tratamento de esgoto concentravam uma parcela significativa do esgoto coletado. Nesse indicador, houve um avanço considerável em relação a 2000 e a 1989, quando, segundo a PNSB, essas proporções foram, respectivamente, de 35,3% e 19,9%. No entanto, apenas nos municípios com população superior a 1 000 000 habitantes, o volume de esgoto tratado foi superior a 90%. Na maioria das demais classes de tamanho da população do município, essa proporção ficou entre 50% e 60% (IBGE, 2010)

Partindo do princípio que a DAM e o esgoto doméstico coexistem, sem coleta e tratamento, com relativa proximidade nas áreas impactadas pela mineração de carvão, o presente trabalho investiga a possibilidade de tratamento combinado entre os efluentes considerados através do processo de coagulação simples (METCALF E EDDY, 2003), considerando diferentes proporções de mistura de DAM e esgoto doméstico. O processo baseia-se no fato de que a alcalinidade do esgoto pode, pelo menos em parte, neutralizar a acidez da DAM, proporcionando uma economia no consumo de reagentes para a correção do pH. Ao mesmo tempo, o ferro presente na DAM (na forma bivalente Fe(II), trivalente Fe(III) ou em ambas) e o alumínio servem como coagulantes para a remoção dos sólidos suspensos do esgoto doméstico.

O trabalho se justifica tendo em vista que a forma de crescimento populacional na região carbonífera em estudo ocorreu, em grande parte, próximas as áreas mineradas motivado pela oferta de trabalho e renda. Salvo raras exceções, estas comunidades surgiram sem qualquer planejamento urbano e muito menos sanitário, quase sempre usufruindo das facilidades criadas pela empresa que ali estava operando. Observa-se que, na maioria dos casos, tanto a atividade mineira como as ocupações humanas não adotaram critérios de proteção ambiental. Ainda, a comunidade estabelecida permanece no local mesmo depois do encerramento das atividades de mineração, vivenciando os problemas atuais de DAM

proveniente do subsolo através das galerias de acesso às minas ou gerada nos depósitos de rejeitos existentes em superfície e, também, convivendo com a ausência de coleta e tratamento dos esgotos domésticos.

Apesar de haver um movimento no sentido de coletar e tratar os esgotos sanitários em todas as cidades do país, o que neste momento ocorre em Criciúma e região, observa-se que este trabalho está concentrado nas áreas centrais das cidades. Pode-se concluir que este serviço poderá demorar vários anos para atingir as comunidades mais afastadas. O estudo aqui apresentado poderá contribuir para o saneamento de comunidades não atendidas pela coleta de esgoto, ou até que esta ocorra, através de uma proposta para o tratamento combinado destes efluentes com a DAM onde coexistam e estejam próximos. Leva-se em conta também que as empresas mineradoras estão buscando soluções para corrigir os danos ambientais decorrentes da atividade de mineração conduzida no passado e poderão definir, através destas pesquisas, alternativas locais aplicáveis ao tratamento da DAM.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi estudar o tratamento combinado de drenagem ácida de minas e esgoto doméstico.

Os objetivos específicos foram:

- a) caracterizar uma amostra de drenagem ácida de mina;
- b) caracterizar uma amostra de esgoto doméstico;
- c) estabelecer uma proporção adequada de DAM e esgoto doméstico para o tratamento combinado dos efluentes;
- d) avaliar a redução da carga de poluentes considerando o tratamento combinado de DAM e esgoto doméstico;
- e) avaliar a redução na necessidade de agentes alcalinizantes para o tratamento da DAM

Deve-se ressaltar que este trabalho limita-se ao estudo da drenagem ácida coletada no Rio Carvão, em Urussanga e do esgoto doméstico bruto coletado na ETE de Orleães.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. A Drenagem Ácida de Mina

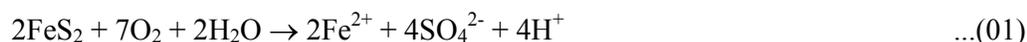
A drenagem ácida de minas (DAM) é o resultado de uma série complexa de reações químicas, envolvendo: (a) geração de ácido sulfúrico devido à oxidação de sulfetos pela ação combinada de oxigênio e água (estas reações são autocatalíticas e sua taxa pode ser acelerada pela atividade bacteriana); (b) consumo da acidez por minerais alcalinos; e (c) precipitação de hidróxidos metálicos, gesso ou outros compostos complexos (KONTOPOULOS, 1998).

A DAM gerada quase sempre apresenta uma coloração marrom-amarelada atribuída ao íon férrico (Fe^{+3}). Ainda, contém em suspensão produtos das reações de precipitação que conferem cor, como avermelhado (hidróxido de ferro) ou branco (hidróxido de alumínio) (SKOUSEN, 1998).

3.1.1. Reações de oxidação e geração de acidez

De acordo com Kontopoulos (1998), a drenagem ácida resulta de uma série complexa de reações químicas envolvendo mecanismos diretos, indiretos e ação microbiana. Algumas reações de oxidação resultam na geração de ácido, enquanto outras resultam na dissolução e mobilização de metais pesados.

A pirita (FeS_2) é o principal mineral responsável pela geração de acidez. É estável e insolúvel, desde que não entre em contato com o ar e a água. Porém, como resultado da mineração, ela é colocada em exposição com ar e água, ocorrendo as seguintes reações:



A reação 01 produz acidez, e se o potencial de oxidação for mantido, a oxidação do íon Fe^{2+} para Fe^{3+} ocorrerá, consumindo parte da acidez da pirita gerada pelos íons H^+ :



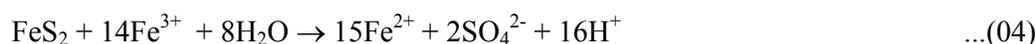
Esta reação ocorre abioticamente em valores de pH mais elevados (acima de 4,5) e diminui à medida que o pH decresce. Em valores de pH menores que 3,5, a oxidação do íon

ferroso (Fe^{+2}) para íon férrico (Fe^{+3}) somente em presença de oxigênio passa a ser muito baixa. Entretanto, essa reação pode ser acelerada pela ação de bactérias quimiolitotróficas acidófilas do gênero *Thiobacillus*. Essas bactérias catalisam a reação 02, que pode ser acelerada em até 10^6 vezes.

Se o pH da solução for maior do que 3, o Fe^{+3} irá hidrolisar precipitando na forma de hidróxido e gerando acidez, conforme equação 03:



Ainda, o Fe^{3+} , gerado na reação 02, poderá oxidar a pirita (FeS_2) pela reação indireta:



O Fe^{+2} resultante da reação (04) será oxidado para Fe^{+3} pela reação 02 e estará novamente disponível para oxidar a pirita, entrando o fenômeno em um ciclo crescente conhecido como autocatálise. O ciclo permanece até que toda pirita acessível aos agentes de reação tenha sido consumida. O baixo pH da água aumenta a solubilização de metais. No caso da mineração de carvão, além do ferro, a drenagem ácida de minas apresenta valores significativos de Al, Mn e Zn. Pode também apresentar traços de Cu, Ni, Cr, Pb e outros metais.

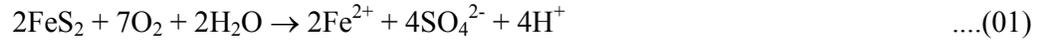
3.1.2. Estágios da geração de drenagem ácida

De acordo com Salomons (1995) e Kontopoulos (1998), o processo de geração de drenagem ácida pode ser sintetizado em três estágios:

- **Estágio 1** - pH neutro até pH 4,5

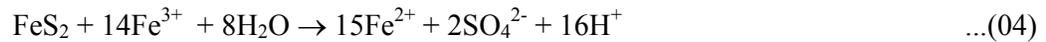
A oxidação da pirita ocorre abioticamente. Por causa da baixa concentração de Fe^{3+} , a oxidação indireta da pirita não é importante nesse estágio. O ácido produzido pode ser consumido pelas reações de neutralização com minerais básicos existentes no corpo do minério. Nesse pH, como a solubilidade do ferro é limitada, vai ocorrer a precipitação do

hidróxido férrico. Uma vez que a alcalinidade é diminuída, o pH irá cair. As reações predominantes são:



- Estágio 2 - pH 4,5 até pH 2,5

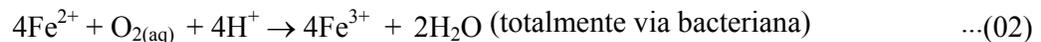
Como a oxidação abiótica diminui ao final do estágio 1, a oxidação bacteriana pelo *Thiobacillus ferrooxidans* (entre outras bactérias) se torna dominante, permitindo que as seguintes reações ocorram a alta velocidade:



A oxidação da pirita passa predominantemente do mecanismo direto para o mecanismo indireto. Em pH menor do que 3,0, há um aumento na solubilidade de Fe^{+3} , resultando na diminuição da precipitação do hidróxido férrico. Porém, ocorre um aumento na atividade do Fe^{+3} em solução, o que acelera mais o processo de oxidação indireta. O resultado do estágio 2 é a produção de uma água ácida com pH entre 4,5 e 2,5, concentração elevada de sulfato, acidez e ferro total. Porém a relação $\text{Fe}^{+3}/\text{Fe}^{+2}$ ainda é baixa.

- Estágio 3 – pH inferior a 2

O processo ocorre predominantemente pelo mecanismo indireto. A oxidação do Fe^{+2} para Fe^{+3} é totalmente via ação bacteriana.





O resultado do estágio 3 é a produção de uma água ácida com pH menor que 2,5 bem como altas concentrações de sulfato, acidez, ferro total, metais dissolvidos e elevada relação $\text{Fe}^{+3}/\text{Fe}^{+2}$.

3.1.3. Controle da drenagem ácida de mina

O controle da drenagem ácida é um fator importante para prevenir a liberação de acidez e metais na forma dissolvida para o meio ambiente a partir de áreas de mineração em operação, abandonadas ou pelos depósitos de rejeitos ativados ou desativados. Pastore e Miotto (2000) citam que as medidas de controle da drenagem ácida, sejam elas preventivas ou atenuadoras, exigem uma avaliação completa sobre a situação atual da mina, o conhecimento dos principais impactos ambientais causados pela atividade mineira e o domínio de técnicas adequadas para sua implementação.

Os métodos de controle de DAM estão sendo aprimorados. De acordo com Kontopoulos (1998), os métodos se classificam em três categorias: métodos preventivos, de controle da migração e de remediação. Na Tabela 1 é apresentado um resumo geral dos métodos aplicados. Pode-se dizer que somente alguns destes métodos estão sendo atualmente aplicados no controle da DAM na mineração de carvão do Brasil.

Nos métodos preventivos, o objetivo é cessar ou reduzir drasticamente a taxa de acidificação. Isso pode ser feito reduzindo o contato dos sulfetos com a água e/ou oxigênio, eliminando as bactérias responsáveis pela catalisação das reações ou controlando outros fatores que influenciam as reações (KONTOPOULOS, 1998). Os métodos de contenção têm a função de evitar ou ao menos reduzir a emissão de DAM para o meio ambiente. Sabe-se que muitas vezes esta emissão não pode ser evitada, mas pode ser minimizada (KONTOPOULOS, 1998). Os métodos de remediação consistem em coletar e tratar a DAM e podem ser classificados em ativos ou passivos. Os métodos ativos são aqueles que requerem uma dosagem contínua de reagentes químicos e/ou um alto controle operacional de equipamentos, demandando em uma infraestrutura para manter as operações necessárias. Os sistemas de tratamento passivo de DAM são aqueles que dispensam a contínua adição de reagentes, apresentando condições de operações mais fáceis (SKOUSEN *et al.*, 1990; KONTOPOULOS, 1998).

Tabela 1: Métodos de controle da drenagem ácida de minas

Métodos preventivos	<ul style="list-style-type: none"> - remoção/isolamento dos sulfetos; - exclusão de oxigênio por cobertura de água; - exclusão de oxigênio por cobertura seca; - aditivos alcalinos; - bactericidas.
Métodos de contenção	<ul style="list-style-type: none"> - prevenção do fluxo de água; - paredes reativas porosas; - disposição em estruturas de contenção.
Métodos de remediação	<p>Sistemas ativos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - neutralização e precipitação (hidróxidos ou sulfetos); - adsorção/troca iônica; - osmose reversa; - eletro-diálise. <p>Sistemas passivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - filtro aeróbio de calcário; - dreno anóxico de calcário; - barreira permeável reativa; - <i>wetlands</i>; - reator de fluxo vertical.

Fonte: Kontopoulos (1998)

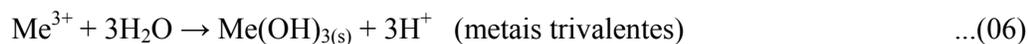
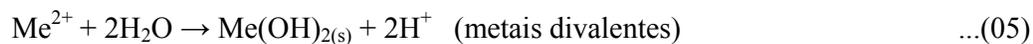
Nos métodos ativos de remediação, o tratamento mais utilizado baseia-se na neutralização da DAM, remoção da acidez e precipitação dos metais na forma de hidróxidos. Quando a qualidade final do efluente não for satisfatória, poderão ser utilizados métodos complementares tais como adsorção ou troca iônica (RUBIO *et al.*, 2002). Os métodos passivos envolvem a descontaminação da DAM em drenos aeróbicos de calcário, dreno anóxicos de calcário, barreiras permeáveis reativas e banhados construídos (*Wetlands*) (KONTOPOULOS, 1998). O emprego de banhados construídos vem sendo crescentemente utilizada nos últimos anos como uma alternativa técnica com relação aos processos convencionais, embora sejam eficientes somente no tratamento de efluentes com cargas reduzidas de contaminantes (TYRREL *et al.*, 1997).

Este trabalho enquadra-se na aplicação de um método ativo por neutralização e sedimentação que será visto em maior detalhe a seguir. Detalhes dos outros métodos de controle da DAM podem ser vistos em Kleinmann e Erickson (1983), Skousen e Ziemkiewicz (1996), Skousen *et al.* (1998), Simms e Yanful (1999), Rose *et al.* (2003) entre outros.

3.1.4. Tratamento da DAM por neutralização e precipitação

Segundo Possa e Santos (2003), o primeiro passo no tratamento consiste em neutralizar a acidez da drenagem ácida com a adição de uma quantidade de álcalis suficiente para elevar o pH e fornecer íons hidroxila (OH^-) para reagir com os íons metálicos dissolvidos na água, proporcionando que os metais (Me) precipitem na forma de hidróxidos segundo as equações (05) e (06).

Adicionalmente, pode haver a precipitação de sulfato de cálcio (CaSO_4), caso seu produto de solubilidade seja excedido de acordo com a equação (07) (KONTOPOULOS, 1998).



Os hidróxidos metálicos insolúveis assim formados são removidos do efluente por decantação. O pH requerido para precipitar a maioria dos metais da água varia no intervalo de 6 a 9; são exceções o hidróxido férrico que precipita em pH superiores a 3,5 e o hidróxido de alumínio que precipita em valores superiores a 4,5. A Figura 01 mostra a solubilidade de vários hidróxidos metálicos em função do logaritmo da concentração do íon metálico em solução e da variação do pH do meio. Entretanto, se um excesso de alcalinizante for adicionado, o metal em questão irá formar complexos solúveis com o íon OH^- e irá permanecer em solução. (SAWYER et. al., 2003).

Possa e Santos (2003) descrevem a evolução da hidrólise de sais de ferro, alumínio, manganês e zinco à medida que alcalinizantes são adicionados na a água ácida.

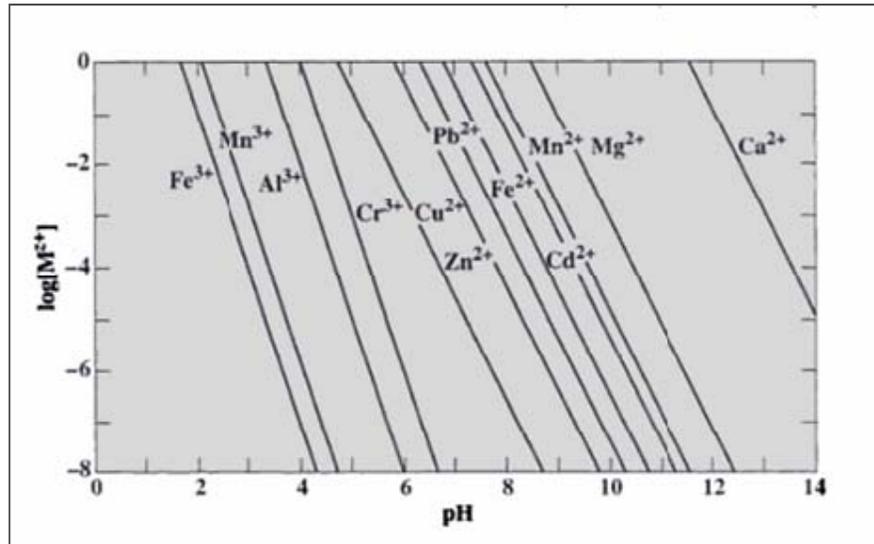


Figura 1: Solubilidade de hidróxidos metálicos em função do logaritmo da concentração do metal em solução (fonte: Sawyer et.al. 2003)

a) Precipitação de ferro

Quando se adiciona um agente alcalinizante na água ácida, proporcionando que o pH atinja valores acima de 3,5, os íons férricos, sofrem hidrólise e precipitam da solução nas formas de hidróxido férrico $\text{Fe}(\text{OH})_3$, oxi-hidróxido de ferro FeOOH ou ainda sulfato básico de ferro FeOHSO_4 ; geralmente de coloração amarelo-alaranjada. Entretanto, antes da formação dos precipitados insolúveis, os íons Fe^{3+} sofrem hidrólise parcial com formação de espécies hidrolisadas solúveis. Sob neutralização controlada, essas espécies sofrem polimerização e eventual condensação via perda parcial de suas águas de hidratação, tornando-se insolúveis. Devido à rapidez com que as reações de hidrólise do Fe^{3+} ocorrem, os hidróxidos obtidos tendem a ser de natureza amorfa e coloidal, o que traz como consequência a produção de lamas com baixo teor de sólidos (1 a 2%), grandes volumes, baixa velocidade de sedimentação e estabilidade química relativamente baixa, o que as torna fontes potenciais de liberação de metais tóxicos para o meio ambiente, se não forem adequadamente descartadas. O íon ferroso, Fe^{2+} , converte-se em hidróxido ferroso em pH superiores a 8,5 e o precipitado apresenta uma coloração verde-azulada.

Em drenagens ácidas onde as concentrações de oxigênio dissolvido são reduzidas, o ferro encontra-se predominantemente sob a forma iônica Fe^{2+} e deve-se adicionar uma

quantidade suficiente de reagente alcalino para elevar o valor do pH acima de 8,5 para que ocorra a precipitação do hidróxido ferroso - $\text{Fe}(\text{OH})_2$. Uma alternativa consiste em aerar a polpa previamente e converter os íons Fe^{2+} em Fe^{3+} . A seguir, alcaliniza-se o meio para ajuste do pH. Dessa forma, pode-se precipitar o ferro na forma de hidróxido férrico - $\text{Fe}(\text{OH})_3$ - em pH final mais baixo (entre 6 e 7), reduzindo-se o consumo de reagentes. Também a co-precipitação e adsorção que ocorrem entre o $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e outros íons presentes na drenagem resulta em melhorias da qualidade do efluente tratado. A aeração da polpa após a adição do reagente químico também é considerada uma prática benéfica, aumentando a eficiência do tratamento. Esta é especialmente aplicada quando se utiliza compostos de cálcio (calcário ou cal), que são pouco solúveis. Também a oxidação do íon ferroso é favorecida em pH alcalino.

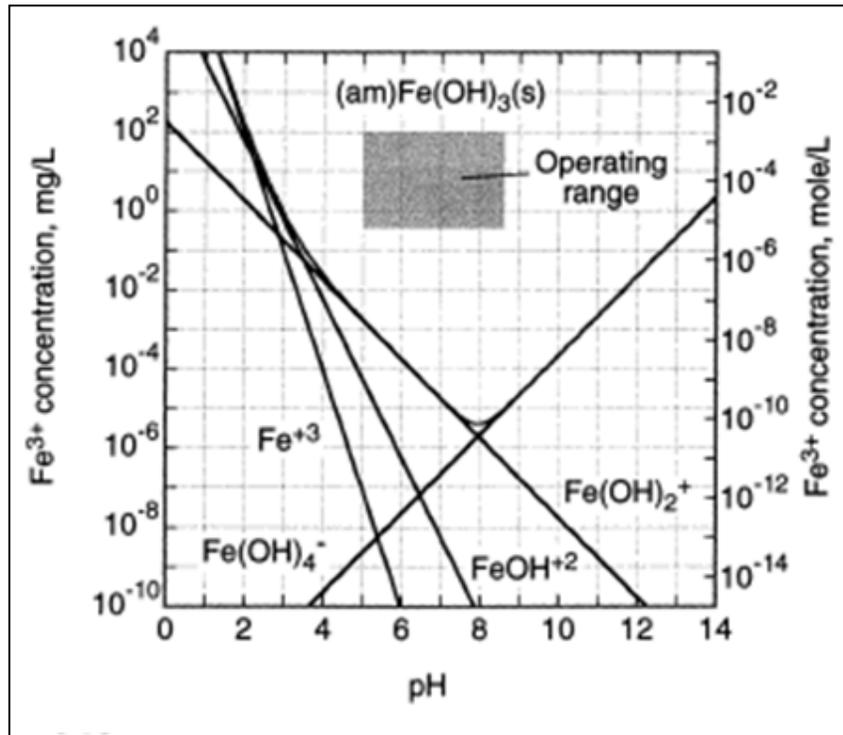


Figura 2: Solubilidade de hidróxidos de ferro($\text{Fe}(\text{OH})_3$) em função do pH da solução (fonte - Crittenden, J.C., 2005)

b) Precipitação de alumínio

A solubilidade do alumínio em equilíbrio com a fase sólida Al(OH)_3 depende do pH do meio aquoso. O hidróxido de alumínio - Al(OH)_3 - precipita em meio aquoso em valores de pH neutros e se solubiliza novamente em pH alcalino. Em pH menores que 4,0 há a predominância do aquo-complexo $\text{Al(H}_2\text{O)}_6^{3+}$. Quando aumenta o pH, a temperatura, ou ambos, o íon hidratado de alumínio trivalente sofre hidrólise, formando inicialmente o íon $\text{Al(OH)(H}_2\text{O)}_5^{2+}$ e diversas espécies hidróxi-alumínio solúveis além da forma insolúvel, Al(OH)_3 . Eventualmente, ocorre ainda a presença de hidróxi polímeros como $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{32}^{7+}$. Entre o pH 5,0 e 6,0, os produtos solúveis predominantes são Al(OH)_2^+ e Al(OH)^{2+} ; entre o pH 5,2 e 8,8, a forma insolúvel Al(OH)_3 é a dominante, e acima de pH 9,0, a espécie solúvel Al(OH)_4^- prevalece e se torna a única existente acima de pH 10,0. No intervalo dos valores de pH de 4,5 a 10,0 os hidróxi-alumínio poliméricos podem estar presentes e se aglomerar formando coágulos que precipitam da solução. Ao precipitarem carregam consigo muitos constituintes indesejáveis presentes na drenagem.

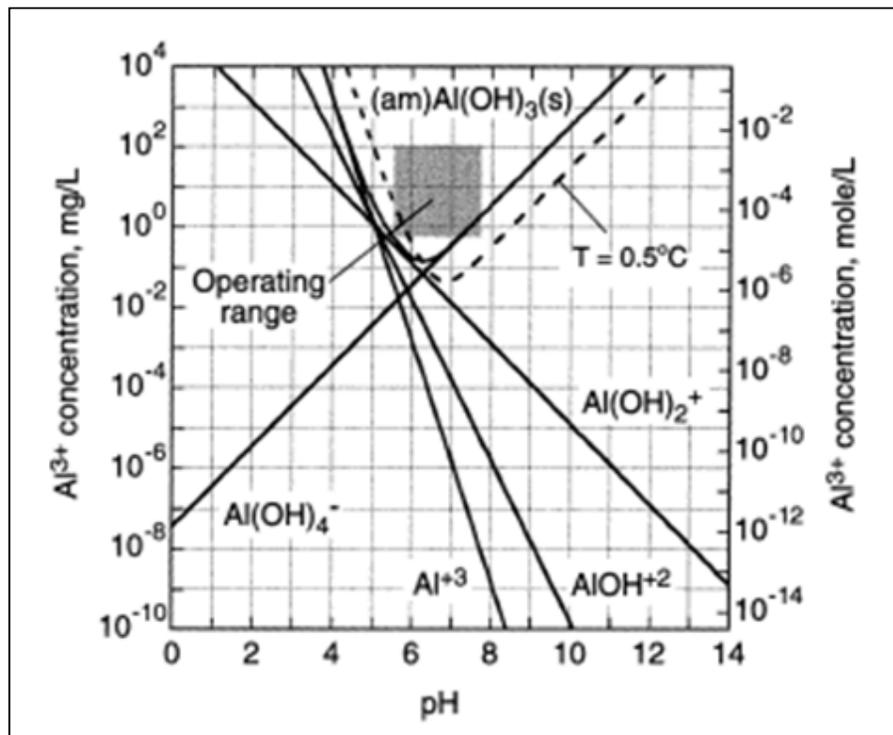


Figura 3: Solubilidade de hidróxidos de alumínio (Al(OH)_3) em função do pH da solução (fonte: Crittenden, J.C., 2005)

c) Precipitação de manganês

A precipitação do manganês torna-se complexa devido aos seus estados de oxidação. Geralmente o metal precipita em valores de pH variando de 9,0 a 9,5. Algumas vezes contudo, é necessário elevar o valor do pH a 10,5 para promover sua completa precipitação. Devido à interação entre os metais, a precipitação do ferro em pH 8,0 poderá remover uma quantidade considerável do manganês presente por co-precipitação. Esta somente ocorrerá se a concentração de ferro for muito superior à de manganês ($Fe/Mn > 4$). Caso seja menor a concentração de ferro, torna-se necessário elevar o valor do pH acima de 9,0 para possibilitar a remoção de manganês.

d) Precipitação do zinco

De acordo com Sawyer et. al. (2003), o hidróxido de zinco inicia a precipitar como $Zn(OH)_2$ em valores de pH maiores que 5,5, dependendo da concentração do íon Zn^{2+} presente. Entretanto, o incremento do pH por adição de maior quantidade de alcalinizante irá propiciar a formação de íons complexos de zinco. Assim, em pH menores que 5,5, as espécies predominantes serão o Zn^{2+} e o $ZnOH^+$. Entre pH 8,5 e 10,0, predomina a forma do hidróxido insolúvel, $Zn(OH)_2$, e acima de pH 10,0 predominam as espécies $Zn(OH)_4^{2-}$ seguida da $Zn(OH)_3^-$.

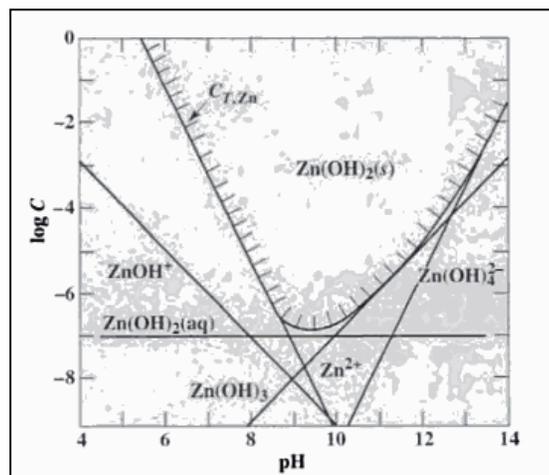


Figura 4: Solubilidade de hidróxidos de zinco ($Zn(OH)_{2(s)}$) em função do pH da solução.(fonte: Sawyer et.al.,2003)

Possa e Santos (2003) descrevem vários compostos químicos utilizados para a correção da acidez da DAM e os comparam relativamente em função da facilidade de manuseio, solubilidade, custo, reatividade, faixa de pH desejado no final da neutralização, tipo de sistema de tratamento empregado, volume de DAM a tratar, entre outros aspectos. Os reagentes mais utilizados para o tratamento da DAM são: calcário (CaCO_3), cal hidratada (Ca(OH)_2), cal virgem (CaO), barrilha (Na_2CO_3), soda cáustica (NaOH), amônia (NH_3) e reagentes alternativos como o hidróxido de potássio (KOH), o hidróxido de magnésio (Mg(OH)_2) e o óxido de magnésio (MgO). Devido ao alto custo do tratamento, algumas carboníferas adquirem resíduos líquidos alcalinos, tais como a cal extinta oriundo do processo de fabricação do acetileno a partir do carbureto de cálcio ou a soda aluminizada gerada em fábricas de perfis de alumínio (SCHNEIDER, 2006).

Em algumas situações, também são empregados oxidantes químicos como o peróxido de hidrogênio (H_2O_2), em uma etapa prévia, para a oxidação do Fe^{3+} para Fe^{2+} como auxiliares na formação de hidróxidos metálicos. O uso de polímeros floculantes do tipo poliacrilamidas também são empregados para a floculação dos coágulos.

O processo de tratamento ativo da DAM, pela neutralização do efluente e precipitação dos metais na forma de hidróxidos, geralmente consiste na captação de efluente e condução para um tanque de reação (reator) onde ocorre o tratamento químico através da dosagem de reagentes. A separação sólido-líquido é promovida em decantadores, flotores ou bacias de sedimentação. Após a separação das fases sólida e líquida, o lodo é colocado em leitos de secagem e o efluente tratado é descartado no corpo receptor.

No caso da DAM em minerações de carvão, os metais de maior interesse são o Fe^{+3} , Fe^{+2} , Al^{+3} e Mn^{+2} . O Fe^{+3} precipita em valores de pH acima de 3,5 e o Fe^{+2} em valores de pH acima de 8,0. O Al^{+3} precipita na faixa de pH entre 4,5 e 9,0. O Mn^{+2} precipita somente em valores de pH acima de 8,5 (Figuras 1 e 5). Neste contexto, quando se deseja remover os metais em uma única etapa, o intervalo de pH varia de 6 a 9. Para cada situação é importante avaliar o pH de precipitação dos metais no processo, devido às múltiplas combinações de acidez e de constituintes metálicos presentes na DAM. Cada composição de DAM requer um ajuste único para obter os melhores resultados na remoção dos poluentes.

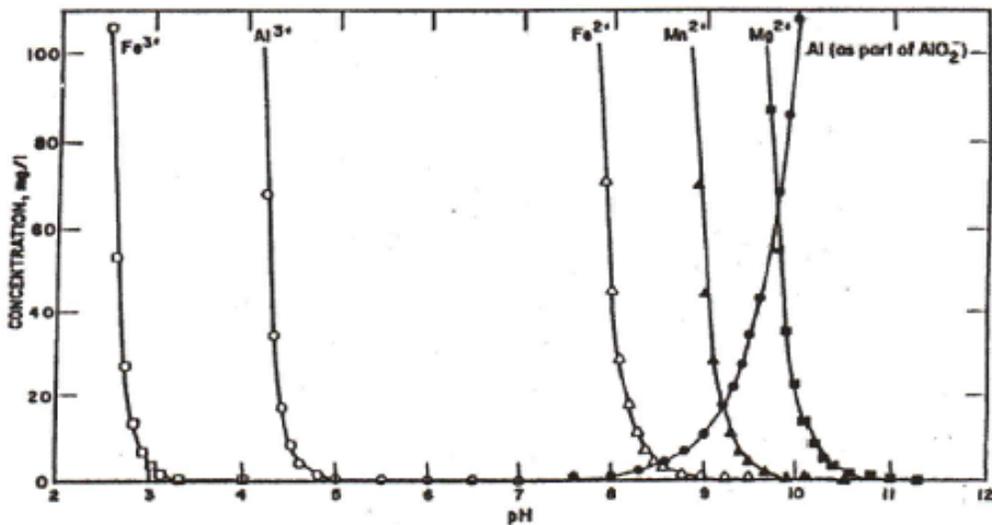


Figura 5: Faixas de equilíbrio da solubilidade iônica (Fonte: Barbosa et al, 2002).

Apesar do tratamento ativo por neutralização/precipitação ter sido o preferido pelas indústrias de mineração de carvão no Brasil (Tabela 2), Silva e Rubio 2009 chamam a atenção para o alto custo dos reagentes químicos utilizados e para a grande quantidade de lodo gerada, rico em hidróxidos metálicos, que precisa ser destinado de forma segura. A Figura 6 ilustra uma unidade de tratamento ativo implantada na região carbonífera de Santa Catarina.



Figura 6: A e B Sedimentador de Lamelas Utilizado no Tratamento da DAM em Empresa de Mineração de Carvão na Região Carbonífera de Santa Catarina (Fonte: Renato Dantas, 2008).

Tabela 2: Estações de tratamento de efluentes da DAM em operação no Brasil (Fonte: Schneider, 2006; Menezes, 2009; consulta pessoal do autor, 2010).

Empresa/Unidade	Método / Princípio	Vazão Tratada
Cambuí	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação	50 m ³ /h
Carbonífera Criciúma S/A UM II -Verdinho	Tratamento ativo por neutralização com soda ou cal baseado na interação com finos em suspensão e aeração mecânica promovida no processo de beneficiamento mineral seguido de sedimentação em lagoas.	1.200 m ³ /h
Minageo Santa Augusta	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação	20 m ³ /h
Metropolitana Mel	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação	150 m ³ /h
Metropolitana Caixa de Embarque	Tratamento ativo por neutralização/precipitação seguido de separação sólido-líquido por flotação por ar dissolvido.	12 m ³ /h
Metropolitana Esperança/Fontanella	Tratamento ativo por neutralização/precipitação seguido de separação sólido-líquido por flotação por ar dissolvido.	270 m ³ /h
Metropolitana Ingusa	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação.	50 m ³ /h
Rio Deserto Barro Branco	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação.	125 m ³ /h
Rio Deserto Novo Horizonte	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação.	150 m ³ /h
Rio Deserto Cruz de Malta	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacia de sedimentação.	150 m ³ /h
Cooperminas	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em sedimentador de lamelas.	200 m ³ /h
Copelmi Capão da Roça	Tratamento ativo por neutralização/precipitação e separação sólido-líquido em bacias de sedimentação	43 m ³ /h

Estudos da Carbonífera Criciúma S/A demonstram que o custo de tratamento, empregando lagoas de sedimentação, é de 0,29 R\$/m³, sendo que aproximadamente 50% são decorrentes da adição de reagentes alcalinizantes. Estudos comparativos entre flotação por ar dissolvido e (FAD) e sedimentação lamelar (SL) resultam em custos de tratamento 1,00 R\$/m³ 0,50 R\$/m³, respectivamente. Apesar da FAD propiciar quase o dobro de taxa de

aplicação quando comparada com a sedimentação lamelar o investimento inicial e o maior consumo de reagentes de flotação eleva o custo unitário.(SILVA, R. e RUBIO, J., 2009).

3.1.5. Parâmetros de controle da drenagem ácida de mina

A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 357, 2005) e o Decreto Estadual n 14250-SC de 05 de junho de 1981 estabelecem os parâmetros para lançamento de efluentes para o corpo receptor. Para os parâmetros acima mencionados, a resolução CONAMA 357 (2005) estabelece que o valor do pH para o lançamento de efluentes no corpo receptor, deve situar-se entre 5 e 9 unidades. Para os metais, a concentração máxima é: ferro 15,0 mg/L, alumínio 0,2 mg/L, zinco 5,0 mg/L e manganês 1,0 mg/L.

3.2. Esgoto Doméstico

O volume de esgotos doméstico lançado no solo ou em corpos d'água, em estado bruto ou insuficientemente tratado, constitui expressiva carga de poluentes ao meio ambiente. A grande deficiência de saneamento básico em várias regiões brasileiras, em especial de esgotamento sanitário, impõe, a um grande número de pessoas, a degradação dos recursos hídricos e a riscos inaceitáveis de doenças.

Os esgotos domésticos são fontes importantes de contaminação dos corpos d'água e do solo, contribuindo com a poluição em termos de sólidos, matéria orgânica, nutrientes (N e P), óleos e graxas, surfactantes e transmitindo grande quantidade de bactérias, vírus, protozoários e helmintos patogênicos aos seres humanos. A transmissão de organismos patogênicos ao homem pode ocorrer por ingestão direta de água não tratada, ingestão direta de água tratada de má qualidade, ingestão de alimentos contaminados ou pela infecção resultante do contato da pele com água ou solo contaminado. Essas rotas de transmissão evidenciam a necessidade de controle da qualidade das águas utilizadas para recreação, das fontes de abastecimento de água para consumo humano e irrigação, assim como dos alimentos e do solo.

3.2.1. Origem e Características dos Esgotos Domésticos

Esgotos sanitários são os despejos líquidos constituídos de esgotos domésticos e industriais lançados na rede pública e águas de infiltração. O esgoto doméstico constitui a parcela mais significativa dos esgotos sanitários. Provém, principalmente, de residências e de edificações públicas e comerciais que concentram aparelhos sanitários, lavanderias e cozinhas. Apesar de variarem em função dos costumes e condições sócio-econômicas das populações, os esgotos domésticos têm características bem definidas. Resultantes do uso da água pelo homem em função dos seus hábitos higiênicos e de suas necessidades fisiológicas, os esgotos domésticos compõe-se, basicamente, das águas de banho, urina, fezes, restos de comida, sabões, detergentes e águas de lavagem (BRAGA et al, 2002).

Os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água. A fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. Portanto, é devido a essa fração de 0,1% que há necessidade de se tratar os esgotos. Em geral, não há interesse em se determinar os diversos compostos dos quais a água residuária é constituída. Isso, não só pela dificuldade em se executar vários destes testes em laboratório, mas também pelo fato dos resultados em si não serem diretamente utilizáveis como elementos de projeto e operação. A Tabela 3 apresenta as características físico-químicas dos esgotos sanitários (GONÇALVES, 2003).

As características biológicas típicas de esgotos domésticos, em termos de organismos patogênicos e indicadores, encontram-se na Tabela 4. A contribuição per capita de organismos patogênicos (não dos indicadores) varia inversamente à melhor ou pior condição de saúde pública da população. Estes valores devem ser vistos como médias de uma comunidade, e não como valores gerados por um indivíduo isoladamente. Deve-se notar que as faixas são extremamente amplas, variando em termos de ordens de grandeza e refletindo a incerteza associada a esta estimativa para esgotos domésticos. Do ponto de vista de aplicação prática, os seguintes organismos são os indicadores mais utilizados na maioria dos estudos e projetos: coliformes fecais (termotolerantes), *Escherichia coli* e ovos de helmintos (GONÇALVES, 2003).

Tabela 3: Características físico-químicas dos esgotos sanitários (adaptado de Von Sperling, 2005).

Parâmetro	Concentração	
	Faixa	Típico
pH	6,7-8,0	7,0
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	100-250	200
Sólidos		
Totais (mg/L)	700-1350	1100
Em suspensão (mg/L)	200-450	350
Fixos (mg/L)	40-100	80
Voláteis (mg/L)	165-350	320
Dissolvidos (mg/L)	500-900	700
Fixos (mg/L)	300-550	400
Voláteis (mg/L)	200-350	300
Sedimentáveis (mL/L)	10-20	15
Matéria orgânica		
DBO ₅ (mg/L)	250-400	300
DQO (mg/L)	450-800	600
Nitrogênio		
Total (mg/L)	35-60	45
Orgânico (mg/L)	15-25	20
Amônia (mg/L)	20-35	25
Nitrito (mg/L)	~ 0	~ 0
Nitrato (mg/L)	0,1	~ 0
Fósforo		
Total (mg/L)	4-15	7
Orgânico (mg/L)	1-6	2
Inorgânico (mg/L)	3-9	5
Metais pesados (mg/L)	traços	traços
Compostos org. tóxicos (mg/L)	traços	traços

Tabela 4: Ocorrências típicas de microrganismos patogênicos e microrganismos indicadores em esgotos brutos (Von Sperling 2005).

Microrganismo	Contribuição per capita (org/hab.d)	Concentração (org/100 mL)
Bactérias		
Coliformes totais	10^9 a 10^{13}	10^6 a 10^{10}
Coliformes fecais (termotolerantes)	10^9 a 10^{12}	10^6 a 10^9
<i>Escherichia coli</i>	10^9 a 10^{12}	10^6 a 10^9
<i>Clotridium perfringens</i>	10^6 a 10^8	10^3 a 10^5
Enterococos	10^7 a 10^8	10^4 a 10^5
Estreptococos fecais	10^7 a 10^{10}	10^4 a 10^7
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	10^6 a 10^9	10^3 a 10^6
<i>Shigella</i>	10^3 a 10^6	10^0 a 10^3
<i>Salmonella</i>	10^5 a 10^7	10^2 a 10^4
Protozoários		
Cistos de <i>Giardia lamblia</i>	10^4 a 10^7	10^1 a 10^4
Cistos de <i>Entamoeba histolytica</i>	10^4 a 10^8	10^1 a 10^5
Oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i>	10^4 a 10^6	10^1 a 10^3
Helmintos		
Ovos de helmintos	10^3 a 10^6	10^0 a 10^3
<i>Ascaris lumbricoides</i>	10^1 a 10^6	10^2 a 10^3
Vírus		
Vírus entéricos	10^5 a 10^7	10^2 a 10^4
Colifagos	10^6 a 10^7	10^3 a 10^4

3.2.2. Tratamento do esgoto doméstico

Quase todos os processos de tratamento de esgotos sanitários existentes foram inicialmente concebidos para realizar a remoção de matéria orgânica, com possibilidade de adaptação para remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Apesar dos aperfeiçoamentos atingidos, os processos de tratamento apresentam, geralmente, eficiências

elevadas e, ainda assim, insuficientes na inativação de organismos patogênicos e seus indicadores.

O tratamento dos esgotos é usualmente classificado através dos seguintes níveis: (a) preliminar, (b) primário, (c) secundário, (d) terciário. O tratamento preliminar objetiva apenas a remoção de sólidos grosseiros, enquanto que o tratamento primário visa a remoção de sólidos suspensos e, em decorrência, parte da matéria orgânica. Nesses processos, predominam operações físicas e físico-químicas. Já no tratamento secundário, no qual predominam mecanismos biológicos, o objetivo é principalmente a remoção de matéria orgânica e eventualmente nutrientes (nitrogênio e fósforo). O tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos (usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis) ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (VON SPERLING, 2005).

As técnicas empregadas no tratamento do esgoto doméstico são muito amplas e podem ser consultadas em detalhe nos trabalhos de Metcalf e Eddy, 2003 e Von Sperling, 2005. De um modo geral, as técnicas utilizadas para o tratamento de esgotos sanitários estão resumidas na Tabela 5, e dividem-se em operações e processos unitários. A integração destes compõe o sistema de tratamento e podem ser assim definidas (VON SPERLING, 2005):

Operações físicas unitárias: predomina a aplicação de forças físicas (ex.: gradeamento, mistura, floculação, sedimentação, flotação, filtração);

Processos químicos unitários: onde a remoção ou conversão de contaminantes ocorre pela adição de produtos químicos ou devido a reações químicas (ex.: floculação, precipitação, adsorção, desinfecção);

Processos biológicos unitários: onde a remoção dos contaminantes ocorre por meio de atividade biológica (ex.: remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrificação, desnitrificação).

Os valores médios das densidades de sólidos suspensos, DQO, DBO e coliformes fecais no esgoto sanitário de características médias, submetido a diferentes níveis de tratamento, são apresentados na Tabela 6.

Tabela 5: Sistemas de tratamento para esgotos sanitários (Von Sperling, 2005).

Poluente	Operação, processo ou sistema de tratamento
Sólidos em suspensão	Gradeamento Remoção da areia Sedimentação Disposição no solo
Matéria Orgânica Biodegradável	Lagoas de estabilização e variações Lodos ativados e variações Reatores aeróbicos com biofilmes Tratamento anaeróbico Disposição no solo
Organismos patogênicos	Lagoas de maturação Disposição no solo Desinfecção com produtos químicos Desinfecção com radiação ultravioleta Membranas
Nitrogênio	Nitrificação e desnitrificação biológica Lagoas de maturação e de alta taxa Disposição no solo Processos físico químicos >.....
Fósforo	Remoção biológica Lagoas de maturação de alta taxa Processos físico químicos >.....

Tabela 6: Níveis de tratamento e valores típicos dos principais parâmetros de qualidade nos efluentes.

Nível de Tratamento	SS (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Coliformes fecais (NMP/100 mL)
Esgoto bruto	300	600	300	10 ⁷
Primário	120	420	180	10 ⁷
Anaeróbico	100	210	90	10 ⁵
Secundário/lagoas facultativas	80	150	30	10 ⁴
Secundário	20	85	20	10 ⁵
Filtração terciária	5	50	5	10 ⁴

Fonte: adaptado de Gonçalves, 2003

Comparando os diferentes processos de tratamento na Tabela 7, observa-se que os únicos processos de tratamento capazes de produzir efluentes tratados com densidades de coliformes fecais iguais ou inferiores a 10^3 NMP/100 ml são as lagoas de maturação, a infiltração no solo e aqueles que possuem uma etapa específica para desinfecção, ao passo que a maioria dos processos de tratamento é suficiente para a redução dos SS, DBO e DQO, Tabela 8.

Em termos práticos, admite-se que o grau de poluição/contaminação da água é proporcional à densidade de indicadores presente. Em função das grandes quantidades de microrganismos a serem inativados no esgoto sanitário, a eficiência de remoção necessária para que o efluente tratado atinja os padrões de qualidade microbiológica pode superar 99,99%.

Tabela 7: Capacidade de diversas tecnologias de tratamento de águas residuárias em atingir consistentemente os níveis indicados de qualidade do efluente em termos de coliformes fecais (termotolerantes). (Von Sperling, 2005)

Sistema	Coliformes fecais (NMP/100 mL)			
	1×10^6	1×10^5	1×10^4	1×10^3
Lagoa facultativa				
Lagoa anaeróbica – lagoa facultativa				
Lagoa aerada facultativa				
Lagoa aerada mistura completa-lagoa de sedimentação				
Lagoa+lagoa de maturação				
Lagoa+lagoa de alta taxa				
Lagoa+remoção de algas				
Infiltração lenta				
Infiltração rápida				
Escoamento superficial				
Terras úmidas construídas (wetlands)				
Tanque séptico+filtro anaeróbico				
Tanque séptico + infiltração				
UASB				
UASB + lodos ativados				
UASB + biofiltro aerado submerso				
UASB + filtro anaeróbico				
UASB + filtro biológico de alta carga				
UASB + lagoas de maturação				
UASB + escoamento superficial				
Lodos ativados convencionais				
Aeração prolongada				
Reator por batelada				
Lodos ativados com remoção biológica de N				
Lodos ativados com remoção biológica de N/P				
Lodos ativados + filtração terciária				
Filtro biológico percolador de baixa carga				
Filtro biológico percolador de alta carga				
Biofiltro aerado submerso				
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N				
Biodisco				
Qualquer das tecnologias anteriores + desinfecção				

Tabela 8: Capacidade de diversas tecnologias de tratamento de águas residuárias em atingir consistentemente os níveis indicados de qualidade do efluente em termos de DBO, DQO e SS. (Von Sperling, 2005).

Sistema	DBO (mg/L)					DQO (mg/L)			SS (mg/L)		
	100	80	60	40	20	200	150	100	90	60	30
Lagoa facultativa											
Lagoa anaeróbica – lagoa facultativa											
Lagoa aerada facultativa											
Lagoa aerada mistura completa-lagoa de sedimentação											
Lagoa+lagoa de maturação											
Lagoa+lagoa de alta taxa											
Lagoa+remoção de algas											
Infiltração lenta											
Infiltração rápida											
Escoamento superficial											
Terras úmidas construídas (wetlands)											
Tanque séptico+filtro anaeróbico											
Tanque séptico + infiltração											
UASB											
UASB + lodos ativados											
UASB + biofiltro aerado submerso											
UASB + filtro anaeróbico											
UASB + filtro biológico de alta carga											
UASB + lagoas de maturação											
UASB + escoamento superficial											
Lodos ativados convencionais											
Aeração prolongada											
Reator por batelada											
Lodos ativados com remoção biológica de N											
Lodos ativados com remoção biológica de N/P											
Lodos ativados + filtração terciária											
Filtro biológico percolador de baixa carga											
Filtro biológico percolador de alta carga											
Biofiltro aerado submerso											
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N											
Biodisco											

3.2.3. Parâmetros de controle do tratamento de esgotos

Em estudo de concepção, deve-se definir com clareza o impacto ambiental do lançamento no corpo receptor, os objetivos do tratamento verificando quais os constituintes a serem removidos, nível de tratamento e a eficiência de remoção desejadas. (VON SPERLING, 2005).

Verifica-se no Brasil que a legislação federal estabelece padrões microbiológicos para águas tratadas destinadas a consumo público (padrões de potabilidade), padrões microbiológicos para águas brutas destinadas a diversos usos, como captação e tratamento para consumo, preservação da flora e da fauna, irrigação (padrões de qualidade em geral ou padrões ambientais) e padrões microbiológicos para banho (padrões de balneabilidade).

Os padrões microbiológicos para águas tratadas destinadas a consumo público estão definidos na Portaria 518/2004. (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2005).

Os padrões de emissão dos efluentes do tratamento para corpos d'água doce são funções do uso da água e da classe em que se acha enquadrado o corpo d'água e estão definidos na Resolução Conama 357/2005 (MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA, 2005).

3.3. Tratamento de efluentes por coagulação-floculação

O tratamento de efluentes visa a separação ou neutralização dos constituintes poluentes presentes no efluente com o objetivo de permitir o descarte do mesmo em acordo com os parâmetros previstos na legislação. Os poluentes podem estar dissolvidos ou dispersos no meio aquoso.

De acordo com as características físico-químicas dos constituintes indesejáveis (tamanho, forma, estado físico, densidade, etc.) os processos de separação podem ser simples ou complexos. Sempre que estas características permitirem os processos físicos tais como decantação, filtração, etc. serão preferencialmente utilizados e, freqüentemente, são encontrados nas operações de pré-tratamento ou tratamento primário dos efluentes

Verifica-se, porém, que grande parte dos poluentes encontra-se dissolvida no meio aquoso, como no caso dos íons metálicos presentes na DAM e de parte da matéria orgânica presente no esgoto, ou dispersos na forma de partículas coloidais.

Dispersões coloidais consistem de partículas discretas que estão separadas pelo meio de dispersão. As partículas podem ser de átomos, moléculas ou materiais dispersos que são considerados maiores que átomos e moléculas individuais mas suficientemente pequenas para possuírem propriedades muito diferentes das dispersões grosseiras. Partículas coloidais tem o tamanho normalmente entre 1 e 100 nm e não são visíveis mesmo com ajuda de microscópios comuns. (SAWYER et al, 2003)

Partículas coloidais são tão pequenas que a sua área superficial em relação a sua massa é muito grande. Como resultado desta grande área, os fenômenos de superfície predominam e controlam as características próprias das suspensões coloidais. A massa das partículas coloidais é tão pequena que os efeitos gravitacionais não são importantes. Toda partícula coloidal está eletricamente carregada com a mesma carga e como consequência não se unem para formar partículas ou agregados maiores. (SAWYER et al, 2003)

A estabilidade dos colóides hidrófobos dependem da carga que possuem. A primeira carga é resultado de grupos carregados na superfície da partícula ou adquirida através da dessorção de íons do meio. A carga do meio considerada no todo deve ser nula e, portanto, a carga da partícula considerada deve ser contrabalançada por íons de carga oposta da fase líquida. Esta necessidade por eletro neutralidade resulta na formação de uma dupla camada elétrica na interface entre o sólido e a água, por exemplo, consistindo da partícula carregada e um excesso equivalente de contra-íons de apropriada carga os quais acumulam-se na água próximo à superfície da partícula. (SAWYER et al, 2003)

A coagulação refere-se às reações e mecanismos envolvidos na desestabilização das partículas coloidais e na formação de partículas maiores através da agregação de partículas no tamanho desde 0,01 a 1 μm . Coagulante é um reagente químico adicionado para desestabilizar as partículas coloidais no efluente e assim permitir a formação do coágulo (METCALF E EDDY, 2003)

Floculação é o termo usado para descrever o processo através do qual o tamanho das partículas aumenta como resultado das colisões entre elas (METCALF e EDDY, 2003).

A coagulação e floculação são sensíveis a diversas variáveis, por exemplo, a natureza da substância produtoras da turbidez e da cor, tipo e dosagem do coagulante, pH da água e outros. Das diversas variáveis que podem ser controladas, o ajuste do pH é o mais importante. Os testes de coagulação/floculação são extensivamente usados para determinar as dosagens químicas ótimas no tratamento. A interpretação dos resultados envolve observações visuais e químicas do efluente tratado.

3.3.1. Coagulação

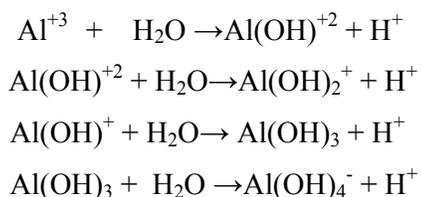
A coagulação das partículas ocorre pela compressão da dupla camada elétrica mediante a adição de íons inorgânicos. Os íons de carga oposta a carga da partícula neutralizam o potencial eletrocinético, reduzindo a energia de repulsão e permitindo a ação das forças de atração e a conseqüentemente a agregação entre as partículas. (METCALF e EDDY, 2003)

A coagulação por sais divalentes ou trivalentes, ocorre por um mecanismo diferente dos sais monovalentes, pois além do efeito da compressão da dupla camada elétrica, os sais hidrolisados formam complexos tridimensionais poliméricos ou oligoméricos com vários extremos ativos. Essas moléculas se adsorvem especificamente e podem modificar a carga dos colóides. Também, a elevada energia superficial das moléculas ou oligómeros formados favorece a adsorção de íons na matriz do precipitado.

Os coagulantes mais comuns são o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$) e o sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$). Podem ainda ser utilizados o cloreto férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) e o sulfato ferroso ($\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$). Nos anos mais recentes tem sido também utilizado o policloreto de alumínio (PAC). Esses reagentes, sob condições adequadas, formam hidróxidos insolúveis que ao precipitarem carregam consigo outros contaminantes presentes no meio aquoso, por reações de co-precipitação e adsorção (METCALF e EDDY, 2003).

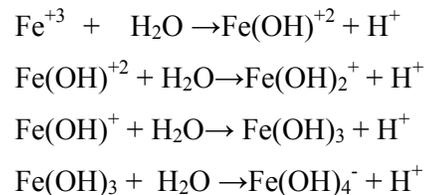
No caso do sulfato de alumínio, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, que é o reagente coagulante mais utilizado, a coagulação é, geralmente, efetiva na faixa de pH entre 5 a 7, com a mínima solubilidade do hidróxido formado em pH 6 (figura 3) (METCALF E EDDY, 2003)

As reações de hidrólise do alumínio são:



No caso dos sais de ferro, tais como o sulfato de ferro, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, a coagulação é, geralmente, efetiva na faixa de pH entre 7 a 9, com a mínima solubilidade do hidróxido formado em pH 8 (figura 2) (METCALF E EDDY, 2003).

As reações de hidrólise do ferro são:



3.3.2. Floculação

Os polímeros floculantes são macromoléculas orgânicas de cadeias longas que contém, ou não, grupos ionizados. São classificados de acordo com a natureza química em naturais ou sintéticos. A maioria dos floculantes aniônicos sintéticos são baseados em poliacrilamidas que se hidrolisam convertendo os grupos amida em grupos de ácido acrílico.

Podem ser catiônicos (carga positiva), aniônicos (carga negativa), não iônicos (sem carga) ou anfotéricos (carga positiva e negativa). Os polímeros de alto peso molecular causam a floculação por meio de mecanismo eletrostático e/ou de formação de pontes poliméricas. Essas pontes devem ser de tal amplitude que possam superar a distância na qual as forças de repulsão entre as partículas atuam mesmo sendo as partículas geralmente carregadas negativamente. Em alguns casos, polímeros aniônicos são eficientes para flocular partículas negativas, apesar da carga de mesmo sinal (HESSELINK, 1983).

A presença de cátions divalentes em solução afeta a absorção de polímeros aniônicos em sólidos de mesma carga. Isso se deve a compressão da dupla camada elétrica das partículas, diminuindo a força de repulsão entre as partículas e os polímeros. Outra explicação é a formação de complexos entre os cátions divalentes e os grupos carboxila do ácido poliacrílico na interface partícula/solução (WEBER, 1972; GREGORY, 1993).

Quando as partículas e os polímeros apresentam cargas opostas, surge a possibilidade de desestabilização por redução da carga da partícula. A ação dos floculantes catiônicos pode ser explicado em termos de sua forte adsorção em partículas negativas e a consequente redução da repulsão da dupla camada, permitindo que a agregação ocorra (GREGORY, 1993).

3.3.3. Separação Sólido-Líquido

Após a coagulação/floculação é necessária a separação das partículas agregadas do meio líquido. A sedimentação, ou decantação, é o processo de separação sólido-líquido geralmente empregado nos sistemas primários de tratamento de efluentes industriais (Solari,1981). Pode ser classificado na clarificação ou espessamento (FITCH e STEVENSON, 1977). Na clarificação, o objetivo é somente remover do fluido os sólidos presentes. No espessamento, procura-se o deságüe dos sólidos. Em certas situações, ambos objetivos devem ser alcançados.

O efeito das condições hidrodinâmicas é outro fator relevante na desestabilização de sistemas coloidais através de eletrólitos hidrolisáveis e/ou polímeros. Geralmente, após a adição do agente que promoverá a desestabilização de um sistema, segue uma etapa de mistura rápida e uma etapa de agitação lenta. A mistura rápida é responsável pela difusão dos reagentes e pela quebra da barreira energética repulsiva entre reagentes e entre partículas. Originam-se os flocos primários que terão significativa influência sobre a cinética dos processos posteriores. Após o aparecimento dos flocos primários no estágio de mistura rápida, a etapa de agitação lenta permite a formação de flocos maiores. A energia para o processo de agregação dos colóides é proporcionada pelo movimento browniano ou através da indução de gradientes de velocidade dentro do sistema (BRATBY, 1980; TCHOBANOBLIOUS et al, 2003).

O efluente deve ser então levado para uma etapa de separação sólido-líquido, onde é aplicado o processo de sedimentação ou de flotação, para que os flocos gerados sejam removidos. O processo de sedimentação pode ocorrer em lagoas, tanques convencionais ou sedimentadores de lamelas (BRATBY, 1980; TCHOBANOGLIOUS et al, 2003). Por sua vez, a flotação, principalmente a flotação por ar dissolvido (FAD), vem ganhando mercado como processo de separação sólido-líquido, por apresentar vantagens como maior taxa de aplicação superficial, maior eficiência do processo, ocupar menor área útil e proporcionar a geração de um lodo mais adensado (RUBIO, 2002).

Podem constituir a lama de precipitados, além dos flocos de óxidos e hidróxidos metálicos, os carbonatos e o sulfato de cálcio hidratado, dependendo das características do efluente, dos reagentes utilizados e da forma de mistura empregada - agitação ou aeração. Estes fatores determinam a natureza do floco gerado. A característica física mais importante do floco formado é a sua velocidade de sedimentação e o seu volume final. A cal hidratada e a

barrilha produzem um floco denso e de forma granular. Já a soda cáustica e a amônia produzem um floco mais gelatinoso e frágil. O projeto da unidade de separação sólido-líquido onde ocorre a separação dos flocos deve levar em conta a velocidade de sedimentação ou flotação dos flocos formados e a vazão do efluente a tratar de forma a permitir o tempo de residência suficiente para uma adequada separação (POSSA E SANTOS, 2003).

3.4. Tratamento Combinado da Drenagem Ácida de Minas e Esgoto Doméstico

A possibilidade de tratamento combinado de DAM e esgoto sanitário não é uma alternativa atual e vem sendo considerada a várias décadas. O tratamento combinado da DAM e do esgoto doméstico baseia-se no fato de que a alcalinidade do esgoto pode, pelo menos em parte, neutralizar a acidez da DAM, proporcionando uma economia no consumo de reagentes para a correção do pH. Ao mesmo tempo, o ferro presente na DAM (na forma bivalente Fe(II), trivalente Fe(III) ou em ambas) e o alumínio servem como coagulantes para a remoção dos sólidos suspensos do esgoto doméstico.

Estudos anteriores de tratamento combinado de esgoto doméstico e drenagem ácida de minas foram conduzidos nos Estados Unidos na década de 70. Pearson e Nesbitt (1974) realizaram estudos na Pennsylvania levando em conta aspectos técnicos e econômicos. Os autores demonstraram que a mistura dos efluentes reduz o custo com agente alcalinizante e apresenta um desempenho ótimo a pH 8,0, reduzindo turbidez, ferro e fósforo. Em termos econômicos, os autores sugerem que o processo somente é viável se as fontes de geração de DAM e esgoto doméstico forem próximas.

Rao et al. (1992) demonstraram que a DAM possui efeito coagulante similar a de reagentes comerciais tais como FeCl_3 . Porém, a utilização direta da DAM contamina com metais pesados os efluentes tratados. Os autores sugerem então a obtenção de sulfato ferroso a partir da DAM por precipitação seletiva do Fe na forma de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e a solubilização do mesmo com ácido sulfúrico. O coagulante produzido demonstrou-se eficiente no tratamento de esgoto doméstico.

No Brasil, na região Carbonífera do Sul de Santa Catarina, na década de 80, eram comuns comentários sobre a interação positiva entre a água ácida dos rios que serviam de como receptores dos esgotos domésticos dos centros urbanos. Dizia-se que a DAM realizava naturalmente o tratamento dos esgotos, eliminando os organismos patogênicos ao mesmo

tempo em que a acidez do meio era corrigida. Argumentava-se, que o tratamento combinado poderia ocorrer no leito dos rios. Pensamento similar também era lançado entre o encontro de águas ácidas com corpos d'água poluídos por matéria orgânica proveniente da criação de suínos, tal como ocorria no encontro dos Rios Tubarão e Braço do Norte.

Na década de 90, pesquisadores da UNISUL- Universidade do Extremo Sul Catarinense-, localizada na cidade de Tubarão, combateram estes argumentos através de pesquisas demonstrando que apesar das duas correntes de efluentes interagirem positivamente, estas reações não poderiam ocorrer no leito dos rios, pois os precipitados metálicos ao se acumularem nos sedimentos dos rios poderiam prejudicar a vida aquática. Ainda, quaisquer eventuais alterações físico-químicas do meio propiciariam a remobilização dos metais dos sedimentos de fundo para a fase líquida dos cursos de água (LIMA et. al., 2001).

Na região de Criciúma, além das pesquisas e desenvolvimentos realizados e em andamento objetivando o tratamento ativo da DAM (SILVA, R. e RUBIO, J., 2009), outros trabalhos estão sendo conduzidos aproveitando características particulares de efluentes existentes na região. Em especial podemos citar o trabalho realizado na Carbonífera Criciúma S.A. com lodos de fossas sépticas e o realizado no Centro Tecnológico de Carvão Limpo da SATC com esgoto doméstico. (CROCETTA, M. S., 2009; ECKERT, A., SCHNEIDER, I.A.H., 2009 e PROBO LABORATÓRIO DE ANÁLISE EM ALIMENTOS LTDA, 2009).

Na Carbonífera Criciúma S.A. está sendo estudada uma técnica de tratamento de lodo obtidos a partir da limpeza de fossas sépticas adicionado-os ao canal de drenagem de águas ácidas. O mecanismo de tratamento baseia-se no fato de que a acidez da DAM proporciona a morte dos agentes microbianos e que a condição de fluxo lento permite a sedimentação dos sólidos suspensos. A metodologia do trabalho consiste no acompanhamento da disposição de lodos de tanques sépticos realizados em um canal de DAM na Mina do Verdinho, da Carbonífera Criciúma S.A. A água do canal foi monitorada na entrada e na saída em termos de pH, acidez, carga orgânica e concentração de bactérias do grupo coliforme. Os resultados demonstraram que disposição de lodos de fossas sépticas no canal de DAM foi realizada com êxito. O baixo pH da DAM proporcionou a eliminação de bactérias do grupo coliforme e a presença de carga orgânica no canal de saída foi muito baixa.(ECKERT A.,2009)

Ensaio laboratoriais para várias diluições de DAM existente neste canal e lodo obtido de empresas especializadas na limpeza de fossas, foram realizados para verificar a sensibilidade dos organismos a DAM. Os resultados dos ensaios evidenciam que houve ação bactericida e também coagulante da DAM.(PROBO LABORATÓRIO DE ANÁLISE EM ALIMENTOS LTDA, 2009).

No Centro Tecnológico de Carvão Limpo da SATC está sendo desenvolvido um projeto que objetiva a caracterização dos efluentes e implantação de uma estação piloto para o tratamento combinado de DAM e esgoto doméstico. Duas das 10 estações de coleta de esgotos existentes em Cricúma, próximas a drenagens ácidas de mina, além de um ponto na confluência dos rios Cricúma e Sangão altamente contaminados por esgoto doméstico e água ácida, respectivamente, forneceram as amostras para os testes iniciais de bancada que apresentaram coagulação após a mistura e homogeneização, sem adição de produtos químicos, formando-se nos frascos um precipitado escuro após um período de sete dias. Além disso o oxigênio dissolvido extinguiu-se durante a reação e foram observadas reduções de 88% do ferro total. As amostras foram submetidas a condições anaeróbicas para possibilitar tratamento via bacteriana (CROCETTA et al., 2009).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Materiais

Neste capítulo serão apresentados, além da metodologia, os materiais empregados no desenvolvimento da pesquisa, entre os quais, efluentes, equipamentos e reagentes.

4.1.1. Amostras de efluentes

O trabalho limita-se ao estudo da drenagem ácida coletada no Rio Carvão, nas proximidades da ponte de acesso à estrada da Serrinha que liga as localidades de Rio Carvão e Santana, no Município de Urussanga, Santa Catarina. e do esgoto sanitário bruto coletado na caixa de entrada da Estação de Tratamento de Esgoto de Orleães-SC . Segundo Comelli, 2009, cerca de 90% do esgoto sanitário gerado na cidade é coletado para tratamento nesta ETE. Estes pontos de coleta foram selecionados por serem de fácil acesso e representativos dos efluentes que se deseja estudar.



A



B

Figura 7: A e B: Ponto de coleta da DAM no Rio Carvão, Urussanga/SC



Figura 8: A - Vista geral da ETE de Orleans/SC. Em B-Ponto de coleta das amostras na caixa de entrada.

As amostras de efluente foram coletadas, nos pontos selecionados, e acondicionadas em embalagens de polietileno sendo imediatamente encaminhadas para análise de caracterização e procedimentos laboratoriais. As amostras utilizadas para os ensaios de coagulação e floculação são amostras distintas, coletadas em diferentes datas nos pontos de coleta descritos acima.

4.1.2. Equipamentos

Para a realização dos ensaios de coagulação/sedimentação, nos laboratórios da Indústria Carbonífera Rio Deserto Ltda, foram empregados os equipamentos constantes da Tabela 9, enquanto que as análises químicas e biológicas referentes ao experimento de floculação, foram contratados os serviços do laboratório da Econsulting, na cidade de Viamão/RS.

Tabela 9: Equipamentos Utilizados

Equipamento	Marca	Modelo
Agitador Magnético	Fisaton	752
Balança Eletrônica	A & D Weighing	HR-200
Chapa de Aquecimento	Quimis	-
Espectrômetro de Absorção Atômica	PerkinElmer	AAAnalyst 100
pHmetro	Micronal	B-474
Espectrofotometro	Micronal	B-342-II

4.1.3. Reagentes

Os reagentes empregados na preparação das soluções necessárias à realização dos ensaios e ajustes de pH das misturas foram os listados na Tabela 10.

Tabela 10: Relação de reagentes utilizados

Reagente	Marca
Solução de Cultura, Fluorocult; Caldo LMX modificado segundo MANAFI e OSSMER	Merck
Hidróxido de Sódio	Fmaia
Solução de Hidróxido de Sódio 1 M	-
Ácido Nítrico 65%	Merck
Peróxido de hidrogênio	Merck
Fenolftaleína	Merck
Cloreto de bário	Merck
Acido clorídrico 37%	Merck
Cloreto de Sódio	Fmaia
Glicerina	Nuclear
Álcool Etílico	Fmaia
Dicromato de Potássio	Synth
Ácido Sulfúrico 98%	Merck
Sulfato de prata	Nuclear
Fenantrolina monohidratada	Nuclear
Sulfato ferroso amoniacal	Synth
Sulfato ferroso	Synth
Polímero catiônico (altíssimo peso molecular, densidade de carga: 10 % mols)	Superfloc C-492
Polímero aniônico (alto peso molecular, densidade de carga: 7 % mols)	Superfloc A-100

4.2. Métodos

A metodologia do trabalho consistiu na caracterização das amostras de efluentes e definição de proporções de mistura e pH para o tratamento combinado dos efluentes. Realizaram-se, também, estudos para a seleção e definição da dosagem de um polímero floculante. Por fim, quantificou-se a massa e volume de lodo gerado e caracterizou-se, preliminarmente, esse material em termos de sólidos fixos e voláteis.

4.2.1. Experimentos de mistura e coagulação

As amostras de água ácida e esgoto sanitário foram coletadas em frascos de polipropileno e imediatamente transportadas para o laboratório para realização dos experimentos, de forma que houvesse o menor tempo possível entre a coleta das amostras, sua preparação e a análise. Previamente aos experimentos, as amostras foram agitadas para sua completa homogeneização.

A metodologia empregada consistiu em misturar os efluentes em diferentes proporções de DAM – esgoto doméstico (1:1, 1:2, 1:4 e 1:8) e analisar o produto desta mistura em três situações distintas: sem correção do pH da mistura, com adição de solução de NaOH 1,0 M de forma a elevar o pH da mistura até 7,0 e com adição de solução de NaOH 1,0 M de forma a elevar o pH da mistura até 9,0. O plano experimental está apresentado na Tabela 11. Os experimentos foram conduzidos com um volume de 1 L em Teste de Jarros e as proporções de mistura entre DAM e esgoto estão mostradas na Tabela 12. Cada mistura foi agitada a 120 rpm por 1 minuto e após mantidas em repouso por uma hora antes de efetuar-se a correção do pH, com o intuito de permitir a eliminação ou redução dos microrganismos existentes no esgoto bruto através do contato prolongado com a DAM. Após este período de contato, o pH foi corrigido ou não, conforme o plano experimental, e seguiu-se a agitação do sistema novamente a 120 rpm por 1 minuto. O efluente foi então vertido em um Cone de Imhoff e deixado em repouso por 1 hora para a determinação do resíduo sedimentável. O líquido sobrenadante foi separado e neste foram realizadas as análises para avaliar a qualidade da água do tratamento combinado. O lodo sedimentado em cada mistura foi filtrado em papel e seco em estufa a 60°C para a determinação da massa.

Tabela 11: Plano experimental para definição da melhor proporção de mistura entre DAM e esgoto doméstico e pH de tratamento.

pH da mistura	Sem correção	7,0	9,0
Proporção	1:1	1:1	1:1
	1:2	1:2	1:2
	1:3	1:3	1:3
	1:4	1:4	1:4

Tabela 12: Proporção das misturas de DAM e esgoto doméstico

Proporção DAM:Esgoto	Água Ácida (mL)	Esgoto Doméstico (mL)
1:0	1000	0
1:1	500	500
1:2	333	667
1:4	200	800
1:8	111	889
0:1	0	1000

4.2.2. Experimentos de Floculação

Através dos experimentos de mistura e coagulação descritos no item 4.2.1 foi definida a melhor proporção de mistura e o melhor pH para que ocorra o tratamento

combinado entre a DAM e o esgoto doméstico. Adicionalmente realizaram-se, nesta proporção, ensaios de floculação visando obter-se uma melhor condição de agregação dos sólidos suspensos, maior velocidade de sedimentação e maior facilidade de separação sólido/líquido com o objetivo de avaliar se estes efeitos poderiam provocar possíveis diferenças nos parâmetros do efluente obtido através do processo sem a presença de polímero e do processo com a presença de polímero floculante. Dois polímeros foram testados, uma poliacrilamida catiônica de altíssimo peso molecular (Superfloc C-492) e uma poliacrilamida aniônica de alto peso molecular (Superfloc A-100). O plano experimental para identificação do melhor polímero e sua dosagem está apresentado na Tabela 13. O experimento de floculação consistiu de duas etapas distintas:

Na primeira etapa identificou-se qualitativamente qual o melhor polímero e qual a melhor dosagem do mesmo, através de avaliação visual do tamanho dos flocos formados e sua facilidade de separação da fase líquida, realizando-se testes de jarro, utilizando volumes de 0,25 L da melhor proporção de mistura dos efluentes DAM e esgoto sanitário definida no item 4.2.1. As soluções de polímeros catiônico e aniônico foram preparadas na concentração de 500 mg/L e adicionadas em dosagens de 0,0 mg/L, 1,0 mg/L, 2,0 mg/L e 4,0 mg/L aos frascos contendo a mistura dos efluentes em estudo que já haviam sido condicionados com respeito ao tempo de repouso de 1 hora e ajuste do pH para próximo a 7,0. Seguiu-se uma agitação rápida (120 rpm) por um período de tempo de 1 minuto seguida de uma agitação lenta (60 rpm) por um período de tempo de 2 minutos e logo a avaliação qualitativa.

Na segunda etapa, após selecionado o melhor polímero e a melhor dosagem descrita no parágrafo anterior, foi conduzido um experimento realizando-se Teste de Jarros, no volume de 1 L. Foram tomados duas amostras de mistura definida no item 4.2.1 sendo que a um jarro foi adicionado o polímero floculante selecionado e a outro não. Após as etapas de agitação rápida e lenta os efluentes foram então vertidos em Cones de Imhoff e deixados em repouso por 1 hora para a determinação do resíduo sedimentável. O líquido sobrenadante em cada cone foi separado e nestes foram realizadas as análises para avaliar a qualidade do efluente resultante do tratamento combinado sem adição de floculante e com a adição de floculante. O lodo sedimentado em cada mistura foi filtrado em papel e secado em estufa a 60°C para a determinação da massa e composição em termos de sólidos fixos e voláteis.

Tabela 13: Plano experimental para definição da melhor dosagem de polímero floculante.

	Polímero	
	Catiônico	Aniônico
Dosagem	0,0 mg/L	0,0 mg/L
	1,0 mg/L	1,0 mg/L
	2,0 mg/L	2,0 mg/L
	4,0 mg/L	4,0 mg/L

4.2.3. Critérios de Controle de Qualidade

A qualidade da água tratada foi avaliada nos limites de emissão de efluentes líquidos estabelecidos do Decreto Estadual 14250-SC de 05 de junho de 1981 e na Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005.

4.2.4. Análises do Efluente e Lodo Gerado

Os parâmetros analisados nos efluentes brutos e tratados foram: pH, acidez, sólidos totais, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, ferro total, alumínio, manganês, zinco, sulfatos, demanda química de oxigênio (DQO), análise microbiológica de coliformes totais e fecais. As análises realizadas no lodo sedimentado foram sólidos fixos (550°C) e sólidos voláteis (550°C). Todas as análises seguiram os procedimentos padronizados do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005) e estão listados na Tabela 14. Todas as análises foram realizadas em duplicata.

Tabela 14: Metodologias utilizadas nas análises dos efluentes brutos, tratados e lodo gerados.

Parâmetros	Metodologia	Método (APHA, 2005)
pH	Potenciométrico	-
Acidez	Titulométrico	2320 B
Sólidos totais	Gravimetria	2540 B
Sólidos suspensos	Gravimetria	2540 D
Sólidos dissolvidos	Gravimetria	2540 C
Sólidos sedimentáveis	Gravimetria	2540 F
Ferro	Esp. Absorção Atômica	3111 B
Alumínio	Esp. Absorção Atômica	3111 B
Manganês	Esp. Absorção Atômica	3111 B
Zinco	Esp. Absorção Atômica	3111 B
Sulfatos	Turbidimétrico	4500 SO ₄ ⁻² E
DQO	Dicromatometria	5220 C
Nitrogênio	Titulométrico	4500 NH ₃ C
Fósforo	Colorimétrico	4500 P E
Coliformes totais	Tubos múltiplos	9221 B
Coliformes fecais	Tubos múltiplos	9223 F
Sólidos fixos	Gravimétrico	6200 E
Sólidos voláteis	Gravimétrico	6200 E

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos nos estudos de mistura dos efluentes sem correção e com correção do pH. Também será analisada a influência do uso de agentes flocculantes. Ainda, será apresentada a estimativa de redução das cargas de contaminantes no efluente bem como a estimativa de redução no consumo de agentes alcalinizante nos procedimentos adotados.

5.1. Mistura dos efluentes e estudos de coagulação

A Tabela 15 apresenta as características químicas e microbiológicas da DAM e do esgoto doméstico e as características do tratamento combinado nas proporções de 1:1, 1:2, 1:4 e 1:8 (DAM:esgoto) sem ajuste do pH. Pode-se observar que o esgoto doméstico, que apresenta um pH de 7,2, apresenta um efeito neutralizante sobre a DAM, aumentando o pH do meio e diminuindo a acidez. O ferro e o alumínio hidrolisaram em todas as diluições, formando coágulos e precipitando. Os resultados demonstram que dois efeitos estão presentes, o de diluição e o da remoção pela precipitação. A maior remoção de sólidos suspensos, principal objetivo da operação de coagulação, foi obtida na diluição de 1:2. Entretanto, o pH final da diluição de 1:2 ficou em 4,8, abaixo do requerido para o descarte do efluente. Ainda, esse pH não é favorável para a remoção dos metais manganês e zinco. Assim, realizou-se um novo experimento, com ajuste para uma faixa neutra de pH.

Tabela 15: Tratamento combinado pela mistura simples de esgoto doméstico e DAM sem ajuste de pH.

Parâmetro	DAM	Esgoto bruto	Misturas (DAM:esgoto)			
			1:1	1:2	1:4	1:8
pH	2,8	7,2	4,2	4,8	6,4	6,9
Acidez (mg/L CaCO ₃)	1225	ND	455	208	27	ND
Sólidos totais (mg/L)	2464	456	1279	831	637	583
Sólidos suspensos (mg/L)	93	163	44	19	141	155
Sólidos dissolvidos (mg/L)	2371	293	1235	812	496	428
Ferro total (mg/L)	112	1,3	29,9	21,0	6,2	4,9
Alumínio (mg/L)	134	0,2	53,3	5,3	0,7	1,9
Manganês (mg/L)	6,9	0,1	3,6	2,5	1,5	0,8
Zinco (mg/L)	1,5	0,08	0,8	0,5	0,1	0,04
Sulfatos (mg/L)	1699	28	1283	520	377	199
DQO (mg/L)	34	307	97	131	139	147
Coliformes totais (NMP/100mL)	ND	>2,4x10 ⁸	32	43	2,4x10 ⁵	1,1x10 ⁶
Coliformes fecais (NMP/100mL)	ND	>2,4x10 ⁸	7	4	1100	1,1x10 ⁶
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	1,0	1,0	58	90	78	36
Massa de resíduo (g/L)	-	-	0,31	0,45	0,35	0,23
Consumo de NaOH 1,0 M(mL/L)	-	-	-	-	-	-

A Tabela 16 apresenta as características químicas e microbiológicas da DAM e do esgoto doméstico, bem como da DAM tratada em pH 6,6. A correção do pH para valor aproximadamente 7,0 tem por finalidade adequar o efluente obtido pela mistura entre DAM e esgoto sanitário aos limites de pH estabelecidos no Decreto Estadual 14250-SC de 05 de junho de 1981 e na Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005, ambos referente a efluentes lançados em corpos receptores. A Tabela 16 apresenta também as características do tratamento combinado dos efluentes nas proporções de 1:1, 1:2, 1:4 e 1:8 (DAM:esgoto) com ajuste do pH para próximo a 7,0. Pode-se observar que o tratamento exclusivo da DAM foi bem sucedido para todos os parâmetros, com exceção do manganês. No tratamento combinado, os melhores resultados foram obtidos na diluição de 1:2. Nessa proporção, observou-se menor concentração de sólidos suspensos e os níveis residuais de metais, DQO, bactérias do grupo coliforme ficaram bastante baixas. Verificou-se, também, que o consumo

de NaOH empregado para neutralizar a mistura 1:2 (DAM:esgoto) foi 4 vezes menor do que a necessária para neutralizar a DAM bruta.

Tabela 16: Tratamento combinado pela mistura simples de esgoto doméstico e DAM com ajuste de pH a 7,0.

Parâmetro	DAM	Esgoto bruto	DAM Tratada em pH 7,0	Misturas (DAM:esgoto) tratadas em pH 7,0			
				1:1	1:2	1:4	1:8
pH	2,8	7,2	6,6	7,1	7,2	7,1	7,1
Acidez (mg/L CaCO ₃)	1225	ND	5	ND	ND	4	38
Sólidos totais (mg/L)	2464	456	2191	1225	870	742	667
Sólidos suspensos (mg/L)	93	163	5	26	25	200	346
Sólidos dissolvidos (mg/L)	2371	293	2186	1199	845	542	321
Ferro total (mg/L)	112	1,3	0,1	0,2	0,5	3,0	4,2
Alumínio (mg/L)	134	0,2	0,05	0,1	0,4	1,0	2,1
Manganês (mg/L)	6,9	0,1	6,6	3,1	2,0	1,1	0,6
Zinco (mg/L)	1,5	0,08	0,09	0,03	0,03	0,01	0,02
Sulfatos (mg/L)	1699	28	1408	809	573	371	198
DQO (mg/L)	34	307	12	63	72	80	147
Colif. totais (NMP/100mL)	ND	>2,4x10 ⁸	ND	460	2300	2,4x10 ⁵	1,1x10 ⁶
Colif. fecais (NMP/100mL)	ND	>2,4x10 ⁸	ND	240	2300	1,5 x10 ⁴	2,1x10 ⁵
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	1,0	1,0	370	200	94	66	30
Massa de resíduo (g/L)	-	-	1,32	0,86	0,64	0,57	0,39
Cons. de NaOH 1,0 M(mL/L)	-	-	18,4	7,1	4,0	1,0	0,2

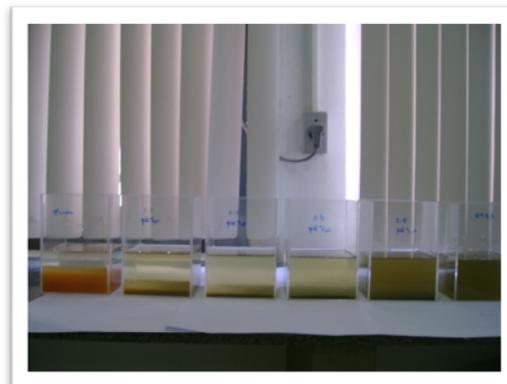
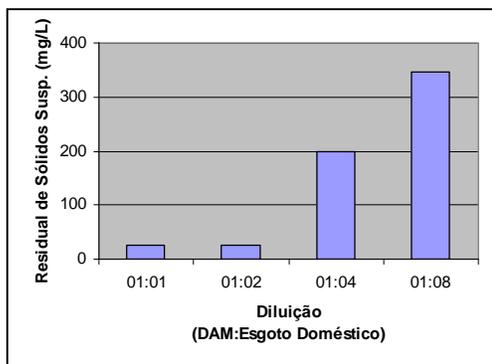
A Tabela 17 apresenta as características químicas e microbiológicas da DAM e do esgoto doméstico, bem como a DAM tratada em pH 9,0. A correção do pH para valor aproximadamente 9,0 teve por principal finalidade verificar a redução da carga de manganês no efluente obtido pela mistura DAM e esgoto sanitário mantendo, ainda, o pH dentro dos limites estabelecidos pelas resoluções anteriormente citadas. A Tabela 17 apresenta também as características do tratamento combinado de ambos efluentes nas proporções de 1:1, 1:2, 1:3 e 1:4 (DAM:esgoto) com ajuste do pH para próximo a 8,5. No experimento realizado com a DAM, esse objetivo foi alcançado. Quando a DAM foi misturada com o esgoto doméstico,

observou-se também que o manganês foi reduzido juntamente com os outros metais. Porém, a concentração residual de sólidos suspensos ficou mais alta, demonstrando não ser o pH ideal para a clarificação do efluente. Ainda, o consumo de NaOH foi aumentado, descaracterizando, portanto, o objetivo de tratamento combinado da DAM e esgoto.

Tabela 17: Tratamento combinado pela mistura simples de esgoto doméstico e DAM com ajuste de pH a 9,0.

Parâmetro	DAM	Esgoto bruto	DAM Tratada em pH 9,0	Misturas (DAM:esgoto) tratadas em pH 9,0			
				1:1	1:2	1:4	1:8
pH	2,8	7,2	9,0	8,3	8,4	8,5	8,6
Acidez (mg/L CaCO ₃)	1225	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Sólidos totais (mg/L)	2464	456	2218	1435	1202	1035	1001
Sólidos suspensos (mg/L)	93	163	79	136	255	176	356
Sólidos dissolvidos (mg/L)	2371	293	2139	1299	947	859	645
Ferro total (mg/L)	112	1,3	0,1	0,1	0,4	1,5	7,2
Alumínio (mg/L)	134	0,2	0,1	0,7	0,9	1,0	1,0
Manganês (mg/L)	6,9	0,1	0,02	0,01	0,08	0,09	0,33
Zinco (mg/L)	1,5	0,08	ND	0,02	0,02	0,01	0,1
Sulfatos (mg/L)	1699	28	1444	718	524	379	257
DQO (mg/L)	34	307	25	76	114	122	227
Colif. totais (NMP/100mL)	ND	>2,4x10 ⁸	ND	-	-	-	-
Colif. fecais (NMP/100mL)	ND	>2,4x10 ⁸	ND	-	-	-	-
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	1,0	1,0	310	200	100	70	30
Massa de resíduo (g/L)	-	-	1,37	0,95	0,72	0,59	0,26
Cons. de NaOH 1,0 M(mL/L)	-	-	22,1	12,2	8,4	6,9	6,0

Assim, os melhores resultados foram obtidos na diluição de 1:2 em pH próximo a 7,0. Isso pode ser verificado na Figura 9A, que apresenta a concentração residual de sólidos suspensos para as diferentes diluições nos testes realizados em pH próximo a 7,0. A Figura 9B ilustra essa situação nas amostras tratadas em pH próximo a 7,0 na DAM bruta (recipiente da esquerda), nas diluições DAM:esgoto 1:1, 1:2, 1:4 e 1:8 e esgoto bruto (recipiente da direita).



A

B

Figura 9: (A) Concentração residual de sólidos suspensos para as diferentes diluições nos testes realizados em pH próximo a 7,0. (B) Fotografia das amostras tratadas com correção de pH próximo a 7,0 com diferentes níveis de diluição DAM:esgoto. Da esquerda para a direita: DAM bruta; diluições 1:1; 1:2; 1:4; 1:8; esgoto bruto.

A fim de certificar-se que os resultados obtidos no tratamento combinado dos efluentes em estudo ocorreram também por efeito de coagulação e não somente por efeito da diluição, realizou-se um estudo de eficiência do tratamento apresentado na Tabela 18. Nesta tabela são apresentados os resultados referentes ao tratamento da mistura DAM:esgoto na proporção 1:2 em pH 7,2. A Tabela 18 foi construída de forma que na coluna “concentração da mistura” estão representados os valores correspondentes à média ponderada, com peso 1 para DAM e peso 2 para o esgoto, entre os valores dos parâmetros considerados individualmente para cada efluente. A coluna “concentração após coagulação” representa o valor do ensaio laboratorial para cada parâmetro no efluente obtido por tratamento combinado. A coluna “remoção” representa a relação percentual entre as duas colunas anteriores e indica a eficiência do tratamento combinado em relação ao efeito de simples diluição. Pode-se observar que o efeito de coagulação foi importante para a remoção de sólidos suspensos, metais, carga orgânica em termos de DQO e bactérias do grupo coliforme e que este efeito de coagulação deveu-se a hidrólise do ferro e do alumínio presentes na DAM. Nesta situação, concentração de Fe no sistema foi de 38,2 mg/L e de Al foi de 44,8 mg/L ou

2,34 mM (Tabela 19). Dosagens menores destes metais, como as proporcionadas nas misturas DAM: esgoto de 1:4 e 1:8, não foram suficientes para uma adequada clarificação do efluente.

Tabela 18: Eficiência do tratamento combinado entre a DAM e o esgoto doméstico na proporção de mistura 1:2 em pH 7,2 levando em conta a média ponderada dos valores individuais de cada efluente e os resultados reais obtidos no tratamento combinado.

Parâmetro	Diluição DAM:esgoto em ajuste do pH para 7,2			Decreto Estadual 14250-SC,05/06/1981 Limites de Emissão
	Concentração da mistura	Concentração após coagulação	Remoção (%)	
Sólidos suspensos (mg/L)	139,6	25	82	-
Ferro total (mg/L)	38,2	0,51	99	15,0
Alumínio (mg/L)	44,8	0,43	99	-
Manganês (mg/L)	2,3	2,00	13	1,0
Zinco (mg/L)	0,56	0,03	95	1,0
Sulfatos (mg/L)	585	573	2	-
DQO (mg/L)	215,9	72,0	67	-
Coliformes totais(NMP/100mL)	1,6x10 ⁸	2300	99,998	-
Coliformes fecais(NMP/100mL)	1,6x10 ⁸	2300	99,998	-

Com relação ao consumo de reagente alcalinizante verifica-se na Tabela 16 que para a mistura DAM:Esgoto de 1:2, ocorreu redução do consumo de NaOH 1,0 M de 18,4 mL/L para apenas 4,0 mL/L, representando uma redução de 78% no consumo de reagente alcalinizante no caso do tratamento isolado da DAM. Considerando-se o tratamento isolado do esgoto doméstico, o tratamento combinado poderia representar uma economia no consumo de reagente coagulante, caso esta fosse a alternativa de tratamento empregada na ETE (RAO *et. al.*,1992).

Tabela 19: Concentração de Fe e Al nas diferentes diluições empregadas no tratamento combinado de DAM e esgoto doméstico.

Diluição	Concentração de Fe (mg/L)	Concentração de Al (mg/L)	Concentração de Fe + Al (mg/L)	Concentração de Fe + Al (mM)
1:1	56,6	67,1	123,7	3,50
1:2	38,2	44,8	83,0	2,34
1:4	23,4	27,0	50,4	1,42
1:8	13,6	15,0	28,6	0,80

5.2. Estudos de Floculação

Os estudos de floculação foram conduzidos na mistura DAM:esgoto 1:2, em pH próximo a 7,0, anteriormente definida como a que forneceu a menor concentração de sólidos residuais suspensos. Inicialmente procurou-se definir o tipo de polímero e a dosagem de aplicação para obter-se o melhor efeito de floculação. Os resultados obtidos, a partir da análise visual, levaram em conta o tamanho do floco formado e a velocidade de sedimentação. Os estudos demonstraram que tanto a poliacrilamida catiônica como poliacrilamida aniônica apresentam resultados satisfatórios em dosagens superiores de 2 mg/L e 4 mg/L, conforme Tabela 20 e Figura 10.

Tabela 20: Estudos de qualitativos de floculação na mistura DAM:esgoto de 1:2 e ajuste de pH para próximo a 7,0 com uma poliacrilamida catiônica e uma poliacrilamida aniônica.

Dosagem	Polímero	
	Catiônico	Aniônico
0,0 mg/L	nula	nula
1,0 mg/L	boa	boa
2,0 mg/L	excelente	excelente
4,0 mg/L	excelente	excelente



A



B

Figura 10: Resultado da floculação: A – Resultados do ensaio de floculação utilizando poliacrilamina aniônica (Superfloc A-100) nas dosagens 0,0 mg/L, 1,0 mg/L, 2,0 mg/L e 4,0 mg/L; e B- Resultados do ensaio de floculação utilizando poliacrilamina catiônica (Superfloc C-492) nas dosagens 0,0 mg/L, 1,0 mg/L, 2,0 mg/L e 4,0 mg/L.

Em função dos resultados obtidos, selecionou-se o polímero aniônico com a dosagem de 2 mg/L para a realização de um ensaio comparativo de tratamento combinado de DAM com esgoto doméstico na proporção 1:2 e com pH corrigido para próximo a 7,0. Detalhes do experimento na fase de teste de jarros podem ser vistos na Figura 11. A Tabela 21 apresenta os resultados das análises químicas para ambas situações.

As análises químicas realizados nos efluentes dos testes de floculação, além de confirmarem os resultados obtidos nos testes de coagulação com respeito à redução dos metais no efluente, carga orgânica e microorganismos, introduziram resultados com respeito ao nitrogênio e fósforo. Estes constituintes do esgoto doméstico sofreram redução de 40% e 90%, respectivamente, em relação à mistura simples dos efluentes. Também se pode observar que, em termos da qualidade dos parâmetros físico-químicos, o tratamento com e sem a presença de polímero floculante foram semelhantes.

O ensaio de determinação dos sólidos fixos e sólidos voláteis resultou que 46 % dos sólidos secos, precipitados pela ação coagulante dos hidróxidos de ferro e alumínio, são sólidos voláteis, provavelmente, matéria orgânica constituinte do esgoto doméstico.

Tabela 21: Tratamento combinado pela mistura simples de esgoto doméstico e DAM na proporção de 1:2 em pH 7,0 com e a adição de polímero floculante aniônico (2 mg/L).

Parâmetro	DAM	Esgoto bruto	Mistura Simples	Relação DAM:esgoto de 1:2 e pH 7,0	
				Sem floculante	Com floculante
pH	2,98	6,63	5.41	7,05	7,07
Acidez (mg/L CaCO ₃)	314	42	99	66	4
Sólidos totais (mg/L)	3005	1050	1702	1065	1100
Sólidos suspensos (mg/L)	12	29	23	6	16
Sólidos dissolvidos (mg/L)	2993	1021	1678	1059	1084
Ferro total (mg/L)	136	1,38	69,38	0,23	0,37
Alumínio (mg/L)	101	<0,2	33,8	<0,2	<0,2
Manganês (mg/L)	4,5	<0,0015	1,5	1,88	1,87
Zinco (mg/L)	1,2	0,18	0,52	0,23	0,19
Sulfatos (mg/L)	470	<5	160	311	173
DQO (mg/L)	20	1376	924	144	174
DBO (mg/L)	7	594	398	61	74
Fósforo Total (mg/L)	0,255	2,57	1,79	0,233	0,133
Nitrogênio Total (mg/L)	2,36	55,58	37,84	24,84	19,08
Coliformes totais (NMP/100mL)	-	-	-	16000	9200
Coliformes fecais (NMP/100mL)	-	-	-	16000	5400
Sólidos sedimentáveis(mL/L)				140	98
Massa de residuo seco (mg/L)	-	-	-	402	407
Sól. não voláteis a 550°C (mg/L)	-	-	-	215	218
Sol. voláteis a 550°C (mg/L)				187	189

A maior diferença diz respeito à velocidade de sedimentação e ao volume de sólidos sedimentáveis. A Tabela 22 apresenta os dados de sedimentação observados no Cone Imhoff em função do tempo para as misturas sem adição e com adição de floculante. Nesta tabela, pode-se observar que o uso do floculante permite obter um volume menor de material sedimentado (100mL/L) com apenas 10 minutos de tempo de detenção do que aquele obtido após 1 hora de detenção sem a utilização de floculante (140 mL/L), fato que tem implicação direta no dimensionamento dos equipamentos de separação sólido/líquido.



Figura 11: Teste de jarros. No jarro da esquerda pode-se observar o efeito da coagulação na mistura DAM:esgoto doméstico na proporção 1:2 e pH próximo a 7,0 e sem a adição de polímero floculante e no jarro da direita a mesma mistura com adição de 2,0 mg/L do floculante aniônico Superfloc A-100.

A Figura 12 mostra o volume de lodo sedimentado para dois tempos de sedimentação, após 1 minuto e após 1 hora. No último caso, tempo padrão do ensaio, o volume de lodo sedimentado reduziu de 140 mL/L para 98 mL/L para uma mesma massa de lodo de 0,4 g/L. Isso significa, que o uso do polímero permite obter lodos com um menor teor de água, possibilitando maior facilidade na etapa de desidratação do material, prévia ao seu descarte final (Figura 12).

Tabela 22: Velocidades de sedimentação do resíduo sedimentável no Cone de Imhoff pela mistura simples de esgoto doméstico e DAM na proporção de 1:2 em pH 7,0 com e sem a adição de polímero floculante aniônico (2 mg/L).

Tempo (minutos)	Resíduo Sedimentável (mL/L)	
	Sem adição floculante	Com adição floculante
1	750	300
10	200	100
30	150	100
60	140	98



A



B

Figura 12: Ensaio em cone Imhoff nas misturas em estudo com e sem a utilização de polímero flocculante. A - após 1 minuto de flocculação; e B - após 60 minutos de flocculação.

6. CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos, pode-se concluir que:

a) As amostras coletadas no leito do Rio Carvão, no Município de Urussanga/SC, utilizadas para a realização deste trabalho, apresentam características típicas de DAM. O pH varia de 2,8 a 3,0 e as concentrações de Fe e Al somadas são da ordem de 250 mg/L suficientes para que ocorra a coagulação através da mistura simples na proporção 1:2 com a amostra de esgoto doméstico utilizada. Nesta diluição a concentração destes íons é de 83 mg/L.

b) A amostra de esgoto doméstico utilizada para a realização deste trabalho, coletada na entrada da Estação de Tratamento de Esgotos do Município de Orleães/SC é típica dos esgotos domésticos brasileiros.

c) O tratamento combinado de DAM com esgoto doméstico ocorre por efeito de diluição e por efeito de coagulação dos sólidos suspensos. Nas condições empregadas no presente trabalho, o fenômeno de coagulação foi observado nas proporções de DAM:esgoto de 1:1, 1:2 e 1:4, com um alto nível da clarificação nas concentrações de 1:1 e 1:2. Definiu-se, no presente trabalho, que a melhor condição de tratamento ocorre na proporção DAM:esgoto de 1:2 com ajuste de pH para 7,0.

d) Nesta condição, a redução de carga orgânica, nutrientes, metais e microrganismos foi elevada. A remoção de carga orgânica em termos de DQO foi 67%, a redução de nitrogênio foi de 40%, a redução de fósforo foi de 90% e a remoção de bactérias do grupo coliforme foi de 99,998%. As concentrações residuais dos parâmetros DBO, DQO e coliformes fecais, obtidos para o esgoto doméstico através do processo de coagulação/sedimentação utilizado neste trabalho, é comparável aos processos convencionais de tratamento de esgoto sanitário que utilizam o tratamento secundário associado com lagoas facultativas, confirmando a tese inicial de que a coagulação/floculação obtida através da neutralização da DAM pelo esgoto auxiliaria a remoção daqueles poluentes do esgoto doméstico por efeito de precipitação juntamente com os flocos dos hidróxidos formados.

e) Dos metais presentes na DAM, o Fe e Al sofreram reduções de 99% e o Zn de 95%. O Mn, reduziu apenas 13 % na faixa de pH 7,0 utilizada no trabalho. Para a remoção do Mn até os limites de emissão previstos na legislação é necessário realizar tratamento adicional.

f) A adição de agentes flocculantes acelera o processo de separação sólido-líquido facilitando as operações unitárias destinadas a este fim. Ambos reagentes empregados neste trabalho, uma poliacrilamida aniônica e uma poliacrilamida catiônica, mostraram-se eficientes para a flocculação em dosagens superiores a 2 mg/L.

g) Para a proporção de mistura DAM:esgoto de 1:2 empregada neste trabalho, ainda é necessária a adição de agente alcalinizante para que o valor do pH do efluente tratado situe-se dentro do intervalo exigido pela legislação. Entretanto, o tratamento combinado do efluente permite uma economia do consumo de reagentes alcalinizantes, pois a alcalinidade natural do esgoto proporciona a neutralização de parte da acidez da DAM. A redução no consumo de agente alcalinizante foi de 78% comparado ao uso do mesmo reagente para o tratamento isolado da DAM. No caso do tratamento do esgoto doméstico, o tratamento combinado poderia representar uma economia no consumo de reagentes coagulantes, caso esta fosse a alternativa de tratamento isolado empregada na ETE estudada.

h) O tratamento combinado de drenagem ácida de minas e esgoto sanitário é uma alternativa a ser considerada onde coexistam as duas correntes através da simples mistura dos efluentes em proporções adequadas e de um sistema de separação do lodo formado.

i) Considerando a vazão da ETE de Orleães de 18 L/s (COMELLI, 2009), poderiam ser tratados conjuntamente 9 L/s de DAM com as características da DAM empregada neste estudo. Então, a viabilidade econômica deste processo, esta relacionada ao comparativo dos custos com reagentes frente aos custos de bombeamento da DAM até a ETE ou vice-versa.

j) Este trabalho demonstra que o tratamento combinado de DAM e esgoto doméstico é possível no contexto da região carbonífera de Santa Catarina, bastando que esses dois fluxos coexistam, com relativa proximidade e em vazões compatíveis. Dependendo da concentração de Fe e Al na DAM, ajustes deverão ser realizados, para cada tipo de situação e para que se obtenha uma boa eficiência no processo de coagulação. Ainda, o tratamento combinado deve ser realizado em estações com a devida remoção, tratamento e disposição do lodo gerado. As alternativas de disposição do lodo devem ser avaliadas e algumas alternativas são: (a)

deposição de forma definitiva em bacias impermeabilizadas; (b) transporte para galerias já lavradas (“*back fill*”) ou para as cavas a céu aberto (“*pit fill*”); ou (c) deposição em pilhas junto com os rejeitos da lavra e do beneficiamento. Todas as alternativas devem ser cuidadosamente estudadas, iniciando-se pelo completo conhecimento dos constituintes presentes nos flocos. A presença de elementos tóxicos associados à instabilidade química ou disposição inadequada da lama pode acarretar em impactos significativos ao meio ambiente.

k) Os resultados obtidos neste trabalho e em outros que estão em execução na Região Carbonífera do Sul de Santa Catarina deverão ter uma divulgação apropriada de forma a atingir as entidades responsáveis por gerenciar o tratamento da DAM e aquelas responsáveis por gerenciar o tratamento de esgotos domésticos, motivando a união de esforços no sentido de analisar a aplicabilidade do tratamento combinado aqui descrito como uma alternativa a ser aplicada na solução de problemas ambientais locais.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Baseado nas conclusões do presente trabalho, sugere-se os seguintes trabalhos futuros:

a) Realizar um cadastramento das comunidades que não são beneficiadas com a coleta de esgoto doméstico nos municípios da região carbonífera e verificar a existência de fontes de DAM próximas a estas comunidades. Nestes locais, avaliar as vazões disponíveis de DAM e esgoto doméstico, caracterizar os efluentes e verificar a possibilidade técnica do tratamento combinado.

b) Criar modelos econômicos comparando o tratamento individualizado de cada efluente com o tratamento combinado levando em conta todos os investimentos necessários para realização da coleta dos efluentes, implantação de estações de tratamento bem como dos custos operacionais envolvidos em cada processo analisado.

c) Divulgar os resultados obtidos as entidades interessadas objetivando a implantação do processo, caso a análise econômica tenha sido favorável.

d) Analisar em detalhe as características do lodo gerado no tratamento combinado de ambos os efluentes e investigar métodos de disposição segura desse material.

8. REFERÊNCIAS

ALEXANDRE, N. Z. **Análise Integrada da Qualidade das águas da Bacia do Rio Araranguá (SC)**. Dissertação de Mestrado. Mestrado em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2000, 300p.

AWWA-APHA-WEF, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Editado por Eaton, A. D.; Clesceri, L.S.; Rice, E.W.; Greenberg, A.E.. 21th Edition. Washington D.C.: American Public Health Association, 2005.

BARBOSA J. P. et al. **Assessoria na Implantação de Tecnologias para Mitigação e Controle de drenagens Ácidas**. Relatório Final elaborado pelo CETEM/MCT ao SIECESC. 3V. Dezembro de 2002.

BRAGA, B. et al. **Introdução a Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRATBY, J. **Coagulation and Flocculation: with an emphasis on and wastewater treatment**. Croydon: Upland Press, 1980. 354p.

COMELLI, R. **Informações sobre a vazão da ETE Orleães**. Por telefone, 2009

CRITTENDEN, J.C. et al. **Water Treatment: Principles and Design**, second ed., Wiley, New Jersey, 2005.

CROCETTA, M. S. et al. **Tratamento Conjunto de Drenagem Ácida de Mina e Esgoto Doméstico**. XXIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa. Gramado, RS, Brasil. v. 2, p. 487-500, Setembro 2009.

ECKERT, A., SCHNEIDER, I.A.H. **Tratamento e Disposição de Lodos de Fossas Sépticas em Canal de Drenagem Ácidas de Minas** XXIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa. Gramado - RS, Livro de Resumos, Setembro 2009.

DAMIANI, R. et al. (Org), **Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar: pela sustentabilidade hídrica**. Tubarão: Copiart, 88p., 2008.

GONÇALVES, Ricardo Franci (Coordenador). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 438p. Projeto PROSAB.

GOMES, C.J.B. **Projeto para recuperação ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense: Relatório de Atividades**. Fevereiro 2004. www.siecesc.com.br/meioambiente

GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. **Decreto n° 14.250**. Santa Catarina. 1981.

GREGORY, J. **The role of colloid interaction in solid-liquid separation**. *Water Science and Technology*, London, v 27, n. 10, p.1-17, 1993.

GTA-GRUPO TÉCNICO DE ACESSORAMENTO À EXECUÇÃO DA SENTENÇA (DNPM, CPRM, SIECESC, FATMA, MPF). **Terceiro Relatório de Monitoramento dos Indicadores Ambientais**. Criciúma, Setembro 2009. www.siecesc.com.br/meioambiente

HESSELINK, F.T.H. Adsorption of polyelectrolytes from dilute solutions. In: PARFITT, G.D.E. ROCHESTER, C.H. (Ed.) **Adsorption from Solution at the Solid/Liquid Interface**. Nova York: Academic Press, 1983. Cap.8,p.377-412.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro, 2010. 219p.

KLEINMANN, R.L.P; ERICKSON, P.M. **Control of acid drainage from coal refuse using anionic surfactants**. U. S. Bureau of Mines Report of Investigations 8847, U. S. Bureau of Mines, Pittsburgh, 1983, 16pp.

KONTOPOULOS, A. Acid mine drainage control. In: CASTRO, S.H.; VERGARA, F.; SÁNCHEZ, M.A (eds.). **Effluent treatment in the mining industry**. University of Concepción, 1998.

LIMA, M.C.; GIACOMELLI, M.B.O.; STÜPP, V.; ROBERGE, F. D.. Especificação de cobre e chumbo em sedimento do Rio Tubarão (SC) pelo método Tessier. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, No 6, p.734-742, 2001.

McCULLOUGH, C. D., LUND, M. A., MAY, J. M.. Field scale demonstration of the potential for sewage to remediate acid mine waters. **Mine Water Environ**. Verlag: v. 37, p. 331-39, 2008.

METCALF, L.; EDDY, H.E. **Wastewater Engineering: Treatment and reuse**. Boston:McGraw-Hill, 4th Edition, 2003.

MENEZES, J. C. S., **Produção de coagulantes férricos na mineração de carvão**. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia. PPGE3M/UFRGS. Porto Alegre, 2009.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA – BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 357**. Brasília: 2005.

MINISTÉRIO DA SAÚDE – BRASIL. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Portaria nº 518/2004**. Brasília: 2005.

PASTORE, E.L.; MIOTO, J.A. Impactos ambientais em mineração com ênfase à drenagem mineira ácida e transporte de contaminantes. **Solos e rochas: revista latino-americana de geotecnia**. São Paulo: v. 23, n. 1, p. 33-53, 2000.

PACKMAM, R. F.; SHEIHAM, I. Developments in the coagulation and flocculation. **Journal of Institutio of Water Engineer and Sciens**, p.96-106, 1977.

PEARSON, F. H., NESBITT, J. B.. Acid mine drainage as chemical coagulant for treatment of municipal wastewater. In: 5TH SYMPOSIUM IN COAL MINE DRAINAGE RESEARCH. **Proceedings**. Louisville, p 181-191, 1974.

POSSA, M. V.; SANTOS, M. D. C.. Tratamento de drenagem ácida de mina por processo de neutralização controlada. In: SEMINÁRIO BRASIL-CANADÁ DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS DEGRADADAS, 2003. **Contribuições Técnicas**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT.

PROBO LABORATÓRIO DE ANÁLISE EM ALIMENTOS LTDA. **Teste de sensibilidade à agente antimicrobiano por diluição** Relatório de ensaio - DES 08 - Carbonífera Criciúma Protocolo 1.doc. Criciúma, Junho,2009.

RAO, S. R., GEHR, R., RIENDEU, M. LU, D., FINCH, J.A..Acid mine drainage as a coagulant. **Minerals Engineering**.Great Britain, v. 5, No 9, p. 1011-1020, 1992.

ROSE, A.W.; SHAH, P.J.; MEANS, B. Case studies of limestone-bed passive systems for manganese removal from acid mine drainage. In: ANNUAL MEETING, AMERICAN SOCIETY OF MINING AND RECLAMATION, 2003. **Proceedings...** Billings.

RUBIO, J.; SOUZA, M.L.; SMITH, R.W. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. **Minerals Engineering**, London, v. 15, p.139-155, 2002.

SALOMONS, W. Environmental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention. **Journal of Geochemical exploration**, Amisterdan, v. 52, p. 5-23, 1995.

SAWYER,C.N.;McCARTY,P.L.;PARKIN,G.F; **Chemistry for environmental engineering and science**. 5th ed. Pennsylvania: McGraw-Hill, 2003, 772p.

SCHNEIDER, C. H., **Controle da Drenagem Ácida de Minas na Mineração de Carvão de santa Catarina: Caso da mina UM II-VERDINHO**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia-PPGE3M/UFRGS. Porto Alegre, 2006.

SOLARI, J.A.. Avanços recentes no tratamento de efluentes por flotação a ar dissolvido. **Engenharia Sanitária**, Rio de Janeiro: v.20, n.23, p.332-335, 1981.

SILVA, R.; RUBIO, J.,**Tratamento Ativo de Drenagem Ácida de Minas de Carvão: Situação Atual e Tendências Tecnológicas**.. XXIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa. Gramado, RS, Brasil. v. 2, p. 381-390, Setembro 2009.

SIMMS, P. H.; YANFUL, E.K. **Some insights into the performance of an experimental soil cover near London, Ontário**. Canadian Geotechnical Journal, v.36, p.846-860, 1999.

SKOUSEN, J.; et al. Acid mine drainage treatment systems. **Chemicals and costs**. Green Lands, v.20, p.31-37, 1990.

SKOUSEN, J. et al. **A handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage**. West Virginia University and the National Mine Land Reclamation Center, 1998.

SKOUSEN, J.G.; ZIEMKIEWICZ, P.F. **Acid mine drainage control and treatment**. 2.ed. Morgantown, West Virginia, West Virginia University and the National Mine Land Reclamation Center, 1996.

THIELE, A. S.,ESCOBAR, A. T.,ZANUS, M., NUNES, M.A.S.,LIMA,M.C., PAZZETO, M.B.. Diagnóstico das áreas impactadas pela mineração de carvão na Bacia do Rio Tubarão e complexo lagunar e ações realizadas e previstas para a recuperação destas áreas. In: BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TUBARÃO E COMPLEXO LAGUNAR: PELA SUSTENTABILIDADE HÍDRICA. Organizadores: Damiani, R.S., Rebelo, S., Fagundes, G.S.R., Fileti,P.H.M.; Tubarão, Ed Copiart, 2008.

TYRRELL, W. R.; MULLIGAN, D.R.; SLY,L.I.; BELL, L. C..Trialing wetlands to treat coal mining wastewaters in low rainfall, high evaporation environment. **Water Science Technology**. v. 35, n 5, p. 293-299, 1997.

VON SPERLING, M.. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento do esgoto**. 3 ed. v. 1, Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WEBER Jr., W.J. **Physicochemical Process for Water Quality Control**.New York: Wiley-Interscience, 1972. 750p.

WOLLNER, H. J.; KUMIN, V.M.; KAHN, P. A..Clarification by flotation and re-use of laundry waste water. **Sewage and Industrial Wastes**. New York, v. 26, n 4, p.509-519, 1954.