UFPB UEPB UERN UESC UFAL UFSE UFRN UFS UFPI

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA / UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PROGRAMA REGIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

ANA CAROLINA LEMOS SÁ MENDES DE MENESES

PRESENÇA DE ALUMÍNIO NO EFLUENTE DESCARTÁVEL GERADO NUMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO D' ÁGUA E SUAS IMPLICAÇÕES NA QUALIDADE DA ÁGUA DO CORPO RECEPTOR

PRODEMA

João Pessoa - PB
2005

ANA CAROLINA LEMOS SÁ MENDES DE MENESES

PRESENÇA DE ALUMÍNIO NO EFLUENTE DESCARTÁVEL GERADO NUMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO D' ÁGUA E SUAS IMPLICAÇÕES NA QUALIDADE DA ÁGUA DO CORPO RECEPTOR

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA, da Universidade Federal da Paraíba. Universidade Estadual da Paraíba – Área de Concentração: Saneamento Ambiental, para obtenção do grau de Mestre.

Orientadora: Profª. Drª. Carmem Lúcia Moreira Gadelha

CE
628.1(043)
M543P

João Pessoa – PB
Janeiro/2005

ANA CAROLINA LEMOS SÁ MENDES DE MENESES

PRESENÇA DE ALUMÍNIO NO EFLUENTE DESCARTÁVEL GERADO NUMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO D' ÁGUA E SUAS IMPLICAÇÕES NA QUALIDADE DA ÁGUA DO CORPO RECEPTOR

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA, da Universidade Federal da Paraíba. Universidade Estadual da Paraíba – Área de Concentração: Saneamento Ambiental, para obtenção do grau de Mestre.

BIBLIOTECA CENTRAL / UFPB

Aprovada em: ____/_____/_____

BANCA EXAMINADORA

Prof.ª Drª. Carmem Lúcia Moreira Gadelha / UFPB
Orientadora

Prof.ª Drª. Marta Suely Madruga / UFPB
Examinadora

Prof.º Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior / UFPB
Examinador

"Tem gente que dura.
Tem gente que vive.
A água é vida.
A pedra é dura.
Viver como água.
Viver como pedra.
Vida doce, vida dura.
Que não dura a vida toda."
(Helcias B. de Pádua)

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço à Deus, pela minha existência, por poder fazer parte desse mundo lindo e perfeito por Ele criado, e por permitir que de alguma forma eu possa contribuir para que Seu nome venha ser glorificado.

À minha orientadora Profª. Carmem Lúcia Moreira Gadelha, pelo apoio, dedicação, perseverança, paciência e exemplo de simplicidade.

À minha avó Rosilda Meira de Menezes Sá, que na escola da vida sempre me ensinou tanto, mesmo porque nessa escola ela é doutora.

À tia Celina Maria de Menezes Sá, pelo amor, exemplo e dedicação, com quem aprendi a impor metas e recebi orientações para fazer do estudo um prazer e do trabalho um lazer. Em especial, pela sua disponibilidade e dedicação nas minhas correções.

Ao meu esposo Wanderley Mendes de Meneses Filho, incentivador que comigo luta para ensinar aos nossos filhos os valores que possuímos e que nos fazem felizes.

Aos meus filhos, Marcus, Mariana e Mateus, que assim espero, haverão de concordar que o melhor e maior tesouro que se pode acumular na Terra é o saber. À eles, que muito sentido dão a minha vida.

À minha amiga Néria Regina, pelo carinho, amizade e ajuda, sem a qual não teria conseguido superar nas minhas limitações.

Aos laboratórios da Estação de Tratamento de Água de Marés e da Estação de Tratamento de Esgotos ambos da CAGEPA – Companhia de Água e Esgotos da Paraíba, nas pessoas de Tânia Maia Vasconcelos de Almeida e Jocélio Araújo respectivamente, pela colaboração, sugestão e dedicação.

RESUMO

No tratamento para clarificação da água de mananciais de superfície, para atender aos padrões de potabilidade impostos pelo Ministério da Saúde (Portaria 518/2004), são aplicados produtos químicos, entre eles o sulfato de alumínio. Durante o processo de tratamento há geração de resíduos sólidos nos decantadores e filtros que são lançados direto ou indiretamente nos cursos de água, por ocasião da lavagem dessas unidades. O objetivo principal desta pesquisa foi o de avaliar a presença de traços de alumínio nos efluentes descartáveis gerados numa Estação de Tratamento d'Água – ETA e os prováveis impactos sobre a qualidade da água do corpo receptor. A pesquisa é perfeitamente justificável face aos riscos que os sais de alumínio podem acarretar à saúde da população, pela utilização direta da água ou indiretamente através do pescado do corpo d'água receptor. A pesquisa foi realizada na ETA de Gramame, operada pela Companhia de Água e Esgotos do Estado da Paraíba – CAGEPA. E constou da determinação de parâmetros físico-químicos, inclusive alumínio, na água de lavagem da ETA citada, bem como no respectivo corpo receptor, o rio Gramame. Os pontos de coletas no corpo receptor foram fixados à montante e à jusante, ao longo de 200m, do ponto de lançamento da água de lavagem da ETA. Os resultados obtidos mostram que, a maioria dos parâmetros analisados no rio Gramame, mantiveram-se, apesar das oscilações, dentro dos limites permitidos pela Resolução nº 20/86 do CONAMA, com exceção da cor e concentração do alumínio. A medida que o rio avança a concentração de alumínio diminui, exceto a cor. Porém, com respeito ao alumínio o acréscimo no corpo receptor foi extremamente alto em relação a concentração detectada no rio Gramame antes do lançamento dos resíduos da ETA. Esses resultados evidenciam o impacto do lançamento do alumínio na qualidade da água do rio. Sugere-se, portanto, a necessidade da adoção de medidas mitigadoras do impacto por parte dos operadores da ETA Gramame e um monitoramento adequado do rio Gramame para que problemas de contaminação com o alumínio sejam evitados, pondo em risco a saúde da população.

Palavras chave: Estação de tratamento, traços de alumínio, impactos.

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT – Associação brasileira de normas técnicas

BO - Bom

CAGEPA – Companhia de água e esgotos da Paraíba

CETESB – Companhia de tecnologia de saneamento ambiental

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CUN – Coeficiente de uniformidade

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

ETAs – Estações de tratamento de água

GR – rio Gramame

IQA – Índice de Qualidade da Água

IQA_B - Índice de Qualidade da Água de Bascaran

MS – Ministério da Saúde

NBR – Norma Brasileira

OD – Oxigênio dissolvido

OMS – Organização Mundial de Saúde

PB – Paraíba

pH – Potencial hidrogeniônico

Qa – Vazão afluente à unidade

Qc – Vazão captada do sistema de drenagem

ST – Sólidos totais

SUDEMA – Superintendência de Administração do Meio Ambiente

LISTA DE QUADROS E TABELAS

PÁG.

Quadro 1 - Principais substâncias químicas utilizadas como agentes floculantes. 40
Quadro 2 - Principais auxiliares de coagulação. 40
Quadro 3 - Especificações Técnicas do sulfato de alumínio 64
Quadro 4 - Descrição dos pontos definidos para a pesquisa. 82
Quadro 5 - Parâmetros físico-químicos para o lodo das ETAs São Carlos, Araraquara e Rio Claro. 94
Quadro 6 - Condição do rio em função da DBO_5 do curso d'água 99

Tabela 1 - Principais métodos de lavagem dos filtros 59
Tabela 2 - Ocupação e uso do solo em 1998 76
Tabela 3 - Área de vegetação natural existente por sub-bacia. 76
Tabela 4 - Uso do solo na bacia 77
Tabela 5 - Caracterização dos resíduos gerados na ETA de Gramame 92
Tabela 6 - Caracterização do rio Gramame a montante do lançamento dos efluentes descartáveis da ETA de Gramame 97
Tabela 7 - Resultados quantitativos e qualitativos do IQA_B da água do rio Gramame no ponto GROO 101
Tabela 8 - Caracterização do rio Gramame a 20 m jusante do lançamento dos efluentes descartáveis da ETA de Gramame. 104
Tabela 9 - Caracterização do rio Gramame a 50 m jusante do lançamento dos efluentes descartáveis da ETA de Gramame. 105

Tabela 10 - Caracterização do rio Gramame a 200 m jusante do lançamento dos efluentes descartáveis da ETA de Gramame. 106
Tabela 11 - Valores máximo e mínimo do teor de alumínio e cor nos pontos de coleta 113
Tabela 12 - Resultado da aplicação da mistura no ponto de lançamento 115
Tabela 13 - Resultados quantitativos e qualitativos do IQA_B da água do rio Gramame nos pontos GR01, GR02 e GR03 117
Tabela 14 - Registros Pluviométricos da Região Metropolitana de João Pessoa 128

5 – MONITORAMENTO DO RIO GRAMAME À JUSANTE DO LANÇAMENTO DA ETA 72
6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 101
6.1 – CONCLUSÕES 101
6.2 – RECOMENDAÇÕES 1015
7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 104

ANEXOS

1 - INTRODUÇÃO

1.1 - GENERALIDADES

O grande "planeta água" está com sede. É incrível imaginar que atualmente, dezenas de milhões de pessoas vivam com menos de cinco litros de água por dia em um planeta que possui 70% de sua superfície coberta por água (TEIXEIRA et al, 2001), embora em sua maioria salgada. É certo que a "hidrosfera aproveitável" é suficiente para o abastecimento de água de toda a população da Terra, mas ela é irregularmente distribuída. A água como substância está presente em toda parte, mas os recursos hídricos, entendidos como um bem econômico e que pode ser aproveitado pelo ser humano, dentro de custos financeiros razoáveis, é mais escasso.

A poluição e a contaminação da água vem crescendo assustadoramente, sobretudo nas zonas costeiras e nas grandes cidades de todo o mundo. A exploração irracional dos recursos hídricos e a poluição e/ou contaminação das coleções d'água são um dos maiores problemas que têm ocupado as atenções dos governos, nos seus mais diferentes níveis, nas últimas décadas.

O abastecimento de áreas metropolitanas tem exigido que a água seja importada de regiões cada vez mais distantes, onerando e comprometendo os recursos hídricos. Por outro lado, tradicionalmente, os rios são utilizados como corpos receptores para o lançamento de esgotos sanitários, água de lavagem de estações de tratamento de água, efluentes industriais e até resíduos sólidos. Em várias regiões os corpos receptores já não têm mais capacidade de assimilar esses poluentes, através do processo natural de autodepuração. Isso acarreta, por

conseguinte, a poluição hídrica, entendida como, adição de substâncias ou formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água de uma maneira tal que prejudique os seus legítimos usos.

Essa visão prática é importante, principalmente ao se analisar as medidas de controle para a redução da poluição hídrica.

O enfoque do presente trabalho volta-se para o estudo da provável poluição dos cursos de água, pelo lançamento pontual dos efluentes descartáveis das estações de tratamento de água.

BIBLIOTECA CENTRAL UFCG

1.2 – JUSTIFICATIVA

O tratamento da água destinada ao abastecimento público tem por objetivo remover quaisquer materiais, sejam em suspensão ou em solução, que prejudiquem a aparência ou o aspecto estético da água. É absolutamente necessário remover ou destruir quaisquer microrganismos nocivos e remover substâncias químicas prejudiciais, a níveis impostos pelo Ministério da Saúde (HESPANHOL e SILVA, 1971), atualmente através da Portaria 518/MS (BRASIL, 2004).

No tratamento convencional da água ocorre a sedimentação de partículas em decantadores, que permanecem acumuladas durante um certo período para posteriormente serem dispostas no ambiente. Essas partículas sedimentadas e armazenadas nos decantadores são chamadas de flocos e são formados pela reação de produtos químicos, entre eles compostos de alumínio, com impurezas da água, através do processo de coagulação-floculação. Esses flocos constituem o lodo das estações de tratamento de água – ETAs, e podem conter,

traços de alumínio, plâncton, metais, sais diversos, microrganismos, entre outras substâncias (CORDEIRO, 1993).

No processo de filtração, as suspensões floculadas que não foram sedimentadas nos decantadores, são removidas nos filtros. À medida que a água atravessa o leito filtrante, ocorre a deposição dos flocos provocando a colmatação da camada de areia, proporcionando um aumento da resistência à passagem da água, ou seja, uma elevação da perda de carga. A colmatação sinaliza a necessidade de lavagem dos filtros. A disposição final ou o lançamento desses efluentes nos corpos d'água são regidos por instrumentos legais de controle ambiental, segundo a Resolução nº 20 do CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente.

No entanto o art. 21 da Resolução nº 20 do CONAMA afirma que, os efluentes de qualquer fonte poluidora, quando fora do padrão, pode causar ao corpo receptor diversas formas de poluição hídrica: poluição física, exclusivamente química, bioquímica e bacteriana. Em geral, os principais danos decorrentes da poluição hídrica, podem ser relacionados resumidamente como:

a) Danos causados ao abastecimento público de populações que captam água à jusante do ponto de descarga dos esgotos da ETA, em zonas poluídas;

b) Prejuízos causados ao abastecimento de água para fins industriais de empreendimentos situados à jusante;

c) Inconvenientes relativos ao uso das águas receptoras para finalidades recreativas ou práticas desportivas;

d) Danos causados à flora e à fauna;

e) Prejuízos às propriedades marginais, à agricultura e à pecuária;

O lodo proveniente da ETA, além de conter concentrações elevadas de metais, sobretudo de alumínio e ferro, ao ser lançado "in natura" em cursos d'água pode induzir toxicidade aos organismos aquáticos e aumentar a degradação desses ambientes. Apresenta também elevada concentração de sólidos, alta turbidez e alta demanda química de oxigênio - DQO (HALL E HALL, 1989; BARBOSA, 2000).

O acúmulo de alumínio no homem tem sido associado a casos de demência do tipo Alzheimer (CETESB, 2004). Conforme o livro "Prevenção: a Medicina do Século XXI" do Dr. Wilson Rondó Jr., a acumulação de alumínio no organismo é associada às fraturas por osteoporose, doença de Alzheimer, Parkinson, hiperatividade e dificuldade de aprendizado em crianças (SPRINGWAY, 2004).

A estação de tratamento de água de Gramame, operada pela Companhia de Água e Esgotos do Estado da Paraíba – CAGEPA, lança seus efluentes descartáveis, provenientes dos filtros e sobrenadante das lagoas de lodo dos decantadores, num curso d'água da bacia do rio Gramame e de mesmo nome, que é utilizado, por pequenos núcleos populacionais, tanto para o abastecimento doméstico, como para a pesca.

1.3 – OBJETIVOS

1.3.1 – Objetivo Geral

Avaliar a presença de traços de alumínio no efluente descartável da estação de tratamento de água de Gramame e os impactos causados a qualidade da água do corpo receptor, considerando que esses são lançados diretamente no curso d'água.

1.3.2 – Objetivos Específicos

- Determinar a concentração de alumínio no efluente da estação de tratamento de água de Gramame, operada pela CAGEPA;
- Avaliar, através da análise física e química da água com destaque para o alumínio, as prováveis implicações na qualidade da água do corpo receptor do efluente descartável da ETA em estudo;
- Avaliar os riscos, decorrentes dos possíveis níveis de alumínio encontrados no corpo receptor, para a saúde da população, considerando a legislação vigente;
- Propor medidas de controle do lançamento desses efluentes nas coleções hídricas, considerando o seu tratamento, reaproveitamento e enquadramento do corpo receptor.

2 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 – TRATAMENTO DE ÁGUA

Os registros disponíveis das antigas civilizações do Nilo, Tigre – Eufrates, Creta, Índia indicam que, desde aqueles tempos remotos, existia a preocupação com a higiene e asseio da água destinada ao consumo humano. No Sânscrito, numa coletânea de conhecimentos médicos, escrita há aproximadamente 2000 a.C., encontram-se os primeiros registros do conceito de água pura e água suja, além dos métodos recomendados para sua purificação. Já naquela época, reconhecia-se a existência de águas melhores para serem ingeridas e outras para cozinhar alimentos. Hipócrates, nos seus escritos, sugeria a correlação entre abastecimento de água e saúde.

Conta-se que, quando Cezar conquistou Alexandria, em 47 a.C., encontrou na cidade aquedutos subterrâneos com a finalidade de trazer água do Rio Nilo para cisternas, nas quais ela se clarificava por sedimentação. As águas destinadas ao abastecimento das cidades gregas vinham de distância considerável e, na antiga Roma, existiam grandes aquedutos e sistemas de esgotos, muitos dos quais sobreviveram até os dias de hoje. Nas Crônicas de Frontinus, está revelada a preocupação dos antigos romanos com a qualidade da água para consumo humano, especialmente nos aspectos de palatabilidade, cor e limpidez. As alterações que a qualidade estética da água induzia aos seres humanos levavam a sua aceitação ou a sua rejeição, transformando os sentidos em critério para selecionar a sua ingestão.

A preocupação com a qualidade da água para o consumo humano perdeu-se no conhecimento racional-dedutivo da Idade Média até o período pré-industrial, gerando, nessas fases da História Judaico-Cristã, o aparecimento das grandes epidemias. Corria o ano 1848, quando Jonh Snow demonstrou que, nas comunidades londrinas abastecidas pela água captada à jusante do lançamento de esgotos domésticos, a mortalidade pela cólera era seis vezes superior quando comparada com a captação da água à montante dos lançamentos dos esgotos. Essa importante constatação epidemiológica guiou o sanitarista da época na mobilização e no desenvolvimento das ações subseqüentes, destinadas a eliminar uma das principais causas de deterioração da saúde dos seres humanos e, no caso, produzida pela água contaminada (BATALHA , 2004)

A água "in-natura", nunca é pura. Mesmo quando ela é proveniente de uma precipitação pluviométrica, quando é considerada pura, ela contém sólidos dissolvidos e suspensos e alguns gases (HESPANHOL e SILVA, 1971).

Após o último contato com o solo, quer seja por percorrer a superfície terrestre ou por percolar pelas camadas rochosas, as impurezas contidas na água são incrementadas, devido ao grande poder de dissolução que ela possui. No caso de impurezas suspensas, os fatores determinantes de sua presença são: a solubilidade dos materiais contatados; a intimidade do contato; e o tempo de permanência em contato. A necessidade de uma resposta para eliminar ou neutralizar os danos à saúde pública, ocasionados pela exposição da comunidade aos riscos de epidemias gastrointestinais e outras enfermidades infecciosas devidas à água contaminada, estimulou o desenvolvimento e a implantação de sistemas de

abastecimento de água integrados no trinômio: manancial, sistema produtivo (tratamento) e sistema distributivo (reservatórios e rede).

Por definição, tratamento primário é aquele que envolve todos os processos físico-químicos a que é submetida uma água, para modificar a sua qualidade, tornando-a com características que atendem as especificações solicitadas para uma determinada aplicação industrial, ou para o consumo humano (ANÁLISE DA ÁGUA, 2004).

Assim, no tratamento primário a qualidade da água é modificada quanto ao aspecto físico-químico e bacteriológico, em alguns casos de forma bastante intensa.

Os processos empregados em tratamento de água dependem largamente do propósito pelo qual o manancial será usado e da qualidade da água a ser tratada (HESPANHOL e SILVA, 1971).

Os vários métodos empregados na prática do tratamento de água têm como objetivo principal a redução da quantidade total de substâncias estranhas na água. Mesmo quando o processo de tratamento envolve a adição de certos materiais, o resultado final é usualmente a remoção de mais material do que a quantidade que havia sido adicionada. Existem casos, entretanto, nos quais certos constituintes são removidos pela substituição de outras substâncias e, em algumas circunstâncias, o conteúdo de determinadas substâncias pode ser deliberadamente aumentado de maneira a conferir certas características desejáveis à água.

Um dos processos físico-químicos para tratamento da água é a clarificação. Esta é empregada, principalmente, para a remoção de sólidos

suspensos (turbidez) nas águas. A extensão desta remoção de impurezas depende do equipamento e da concentração dos produtos químicos empregados.

Os sólidos suspensos consistem de partículas insolúveis e de sedimentação lenta. As razões básicas do porque as partículas suspensas demoram a decantar, são: tamanho muito pequeno (inferior a 10 microns) e carga negativa. Nestas condições, a água mantém as pequenas partículas em suspensão, com influência direta do seu peso específico e de sua carga, viscosidade e temperatura da água, número de Reynolds do fluxo de água, etc. Partículas do mesmo tamanho tem condições de sedimentação diferentes em águas de temperaturas diferentes (DI BERNARDO e COSTA, 1993; SANTOS FILHO, 1985).

2.1.1 - Tratamento Simplificado

Por definição da Resolução nº 20 do CONAMA, tratamento simplificado é a clarificação por meio de filtração, desinfecção e correção de pH quando necessário. Existe proposta de modificação desta definição para o seguinte: tratamento simplicado é aquele em que a clarificação se realiza sem utilização de coagulação e floculação, seguida de desinfecção e correção de pH quando necessário.

A sedimentação é mais ou menos eficiente na remoção de matéria em suspensão, dependendo do tamanho e da densidade das partículas a serem removidas e do tempo disponível para o processo. Partículas grandes e pesadas são removidas em um intervalo de tempo relativamente curto, enquanto que um período muito mais longo é exigido para materiais leves ou finamente divididos. Algumas partículas mais finas, tais como argila erodida, podem deixar de ser removidas pela

sedimentação ainda que esta se processe em vários dias. A simples sedimentação não será um método adequado de tratamento se a concentração dessas partículas "não sedimentáveis" for excessiva, devendo ser empregados outros meios, como o que ocorre por exemplo no tratamento convencional.

2.1.2 – Tratamento Convencional

Geralmente, quando a qualidade da água bruta apresenta graus elevados de turbidez e cor, com presença de matéria coloidal, não atendendo ao sugerido para as tecnologias anteriores, o tratamento deverá ser completo, isto é, convencional, que inclui a coagulação química. Neste caso, o tratamento abrange as seguintes fases sucessivas: coagulação, floculação, decantação, filtração rápida e desinfecção, antes do condicionamento final para posterior distribuição. Em função da qualidade da água bruta, pode ou não ser necessária alguma forma de pré-tratamento. Por outro lado, o conhecimento da qualidade da água ao longo do tempo poderá propiciar condições para que, em certas épocas, a filtração direta descendente seja empregada. Em muitas situações, com a degradação da qualidade da água dos recursos hídricos, resultante do lançamento de águas residuárias sanitárias e industriais, tratadas ou não, torna-se necessária, a adsorção em carvão ativado, a oxidação com permanganato de potássio e a pré-desinfecção com ozônio, dióxido de cloro, etc. Na Figura 1 tem-se na forma de diagrama de blocos, o fluxograma geral de um sistema de tratamento convencional, com as possíveis alternativas opcionais.

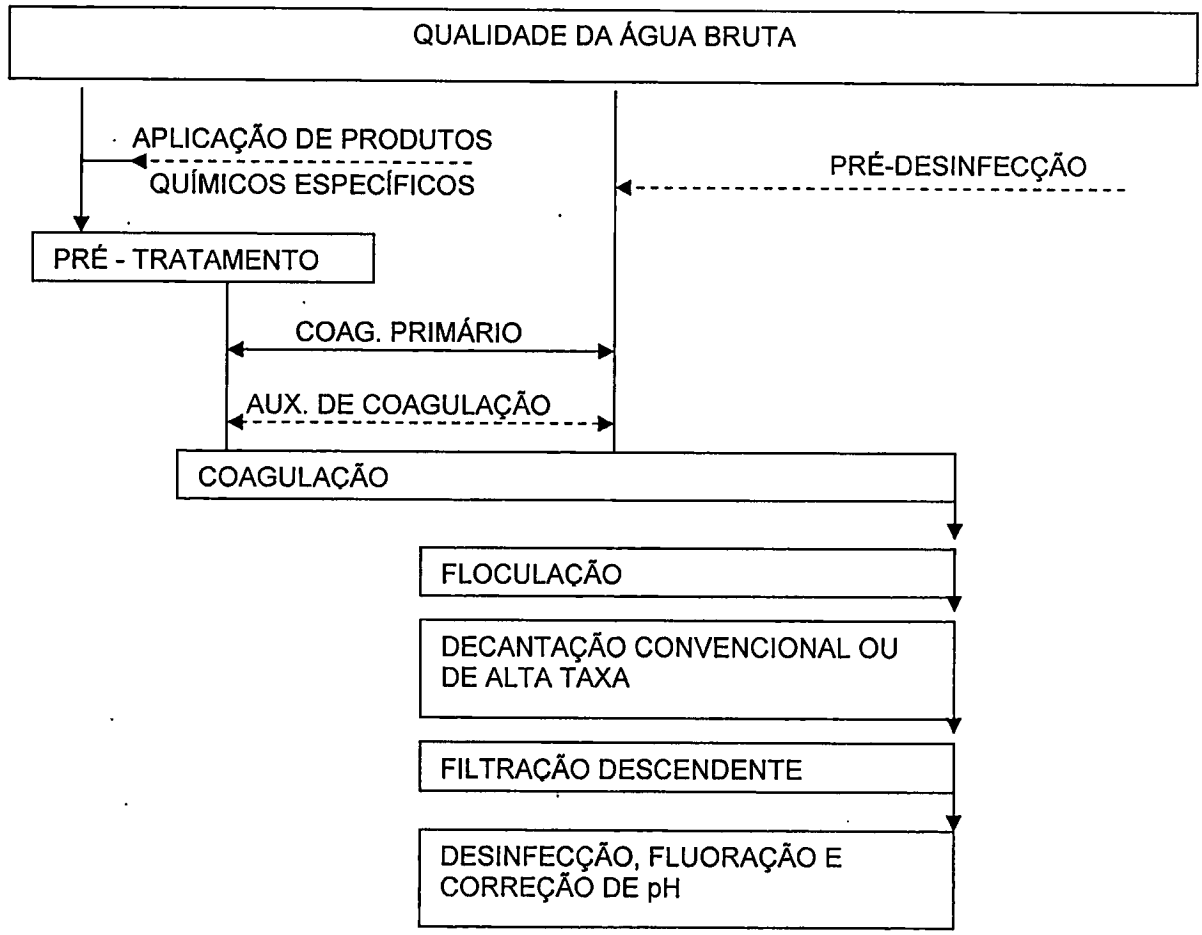


Figura 1 – Tecnologia de Tratamento Completo/Convencional.

A qualidade final da água tratada depende das características do manancial que a fornece, pois alguns compostos químicos tóxicos, sejam de origem química ou biológica, dificilmente são removidos pelos tratamentos convencionais. A evolução, tanto das técnicas de análise e monitoramento da água quanto dos estudos epidemiológicos, evidenciam essa limitação do atual sistema convencional de tratamento de água para abastecimento público (BATALHA, 1998). Segundo a OMS – Organização Mundial de Saúde, as toxinas liberadas pelas algas verde-azuladas (cianobactérias e algas azuis) nos mananciais de abastecimento público podem chegar a casa do consumidor.

2.1.2.1 - Tratamento Com Coagulação Química

No tratamento sem coagulação química foi mencionado que partículas grandes e pesadas em suspensão na água, sedimentam rapidamente, mas que partículas pequenas e leves sedimentam muito lentamente, ou em alguns casos permanecem sempre em suspensão. No tratamento d'água, o termo coagulação é usado para indicar a adição de substâncias químicas solúveis que têm a propriedade de reagir entre si e com outras substâncias dissolvidas na água a ser tratada, resultando daí a formação de flocos gelatinosos, que absorvem as partículas em suspensão e que, devido a densidade dos flocos, precipitam em tempo relativamente rápido. Portanto, a coagulação é o processo de neutralização das cargas negativas das partículas e fazendo com que as mesmas se atraiam, promovendo aglomeração de partículas que se tornam maiores, aumentando a velocidade de sedimentação (ANÁLISE DA ÁGUA, 2004).

A carga negativa das partículas é causada por uma camada fixa de ânions, seguida de uma camada fixa de cátions e ânions. A predominância de ânions na estrutura resulta numa carga negativa. Para que ocorra a neutralização das cargas negativas, é necessário se substituir os cátions monovalentes na estrutura externa, por cátions polivalentes. Íons de alumínio e íons férricos são usados para este fim.

Quando adiciona-se o coagulante, sulfato de alumínio, a uma água quimicamente pura, a seguinte reação ocorre (ANÁLISE DA ÁGUA, 2004):

$$Al_2(SO_4)_3 + 6\ H_2O \Rightarrow 2\ Al(OH)_3 + 6H + 3\ SO_4 \qquad (1)$$

A reação 1 é reversível e qualquer que seja a alteração do pH (alcalinidade) fornecida a solução, existirá um desequilíbrio sensível. Como regra geral, para que esta reação se processe de forma satisfatória, é necessário que o pH do meio esteja na faixa de deslocamento da reação para o sentido esquerdo.

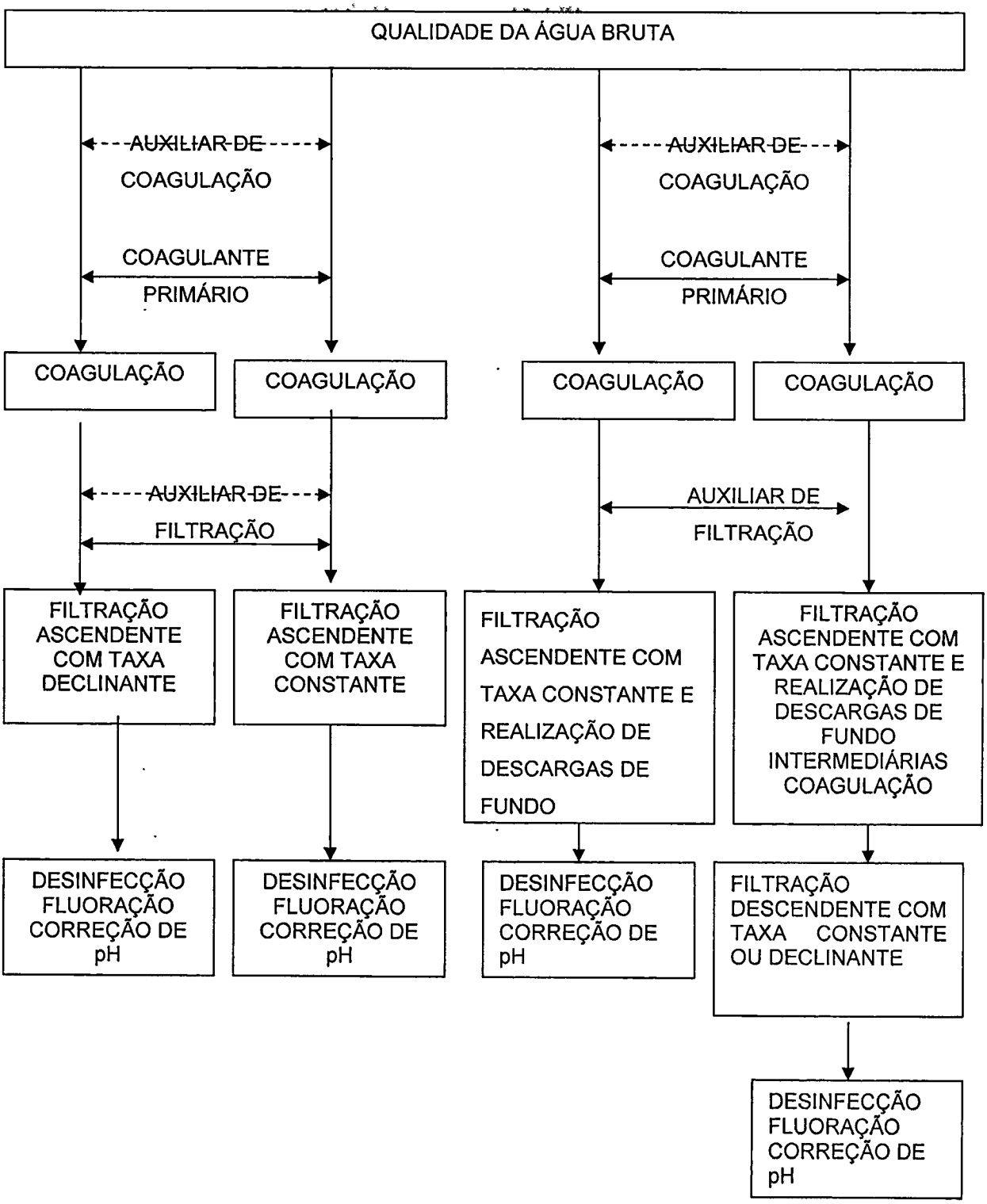
A redução da carga da partícula para a faixa de –5,0 a 0,0 milivolts diminui as forças de repulsão a tal ponto que as partículas podem colidir e aderir umas as outras. Formam-se micro-aglomerados. Este é o primeiro efeito resultante do processo de floculação. A segunda reação, que segue a neutralização de cargas, é a formação do floco. Este fenômeno é o agrupamento de micro-aglomerados para formar massas maiores que sedimentarão.

O estudo da coagulação é de extrema importância para a escolha do floculante ideal em dosagem econômica e eficaz. Estas substâncias químicas que promovem a coagulação chamadas de coagulantes são sais de alumínio e ferro. Atualmente, em boa parte das estações de tratamento de água e melhorias para tratamento de maiores vazões, vem sendo utilizados polímeros sintetizados como a poliacrilamida à partir de reações polimerização orgânica. (VIANNA, 1997; NETO,1966; SAHLIT, 1990).

A coagulação química desempenha papel importantíssimo, pois dela depende a eficiência das operações subseqüentes, com destaque à filtração, embora a floculação e a decantação também sejam muito influenciadas pela coagulação. A operação de um sistema de tratamento com coagulação química deve ser realizada por pessoal qualificado, pois há necessidade da execução de ensaios em laboratório que permita conhecer o mecanismo de coagulação apropriado a cada tecnologia de tratamento.

A etapa seguinte do processo é a floculação que significa agitação branda da água por um determinado período de tempo. Isso favorece a colisão dos pequenos flocos com cada um dos outros e também com as demais partículas suspensas na água. Esta condição faz com que os pequenos flocos e as partículas se agrupem formando massas grandes, de rápida sedimentação. Novamente, a palavra floculação tem dois significados ligeiramente diferentes. Nas considerações teóricas ela pode significar crescimento dos flocos. Na prática, ela é mais constantemente relacionada com a agitação branda que provoca esse crescimento. A sedimentação, geralmente, sucede à floculação, mas é normalmente considerada um processo distinto e não uma parte da coagulação química. A sedimentação consiste na remoção dos flocos da água por decantação em bacias especialmente projetadas para essa finalidade.

As principais tecnologias de tratamento com coagulação química são apresentadas na figura 4:



-------- OPCIONAL

Figura 4 – Tec. de Tratamento com Coagulação Química

2.1.2.2– Compostos químicos utilizados para coagulação

Diversos compostos químicos podem ser usados na coagulação (Quadro 1), em função das características da água a ser tratada. Em algumas águas, a combinação de dois ou mais compostos produz melhores resultados do que a aplicação de apenas um. Normalmente, para escolher qual composto ou qual combinação de compostos deve ser utilizado é necessária a realização de ensaios ou testes de coagulação nos laboratórios (HESPANHOL e AMARAL E SILVA, 1971).

Quadro 1 – Principais substâncias químicas utilizadas como agentes floculantes. Fonte: AQUATEC, sd.

Coagulante	Fórmula
Sulfato de Alumínio	$Al_2SO_4.18H_2O$
Sulfato ferroso	$FeSO_4.7H_2O$
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3$
Caparrosa clorada	$FeCl_3.6H_2O$
Aluminato de sódio	$NaAl_2\ O_4$

Sulfato de alumínio octadeca hidratado: Também chamado de alúmen ou alúmen de filtro é o coagulante mais usado em tratamento de água. Possui peso molecular igual a 666,45 para $Al_2SO_4.18H_2O$ ou 599,77 para o $Al_2SO_4.14,3H_2O$. O produto comercial é sólido cristalino e a pureza é de acordo com o teor de Al_2O_3, sendo aproximadamente de 17%. O produto comercial apresenta 18 moléculas de água de hidratação. Porém, o valor de 14,3 moléculas de água é utilizado para facilitar os cálculos no diagrama de coagulação utilizando sulfato de alumínio (VIANNA, 1992; DI BERNARDO e COSTA, 1993).

O sulfato de alumínio é fácil de se transportar e de manejar. Seu custo é baixo e é produzido em várias regiões brasileiras.

A melhor faixa de pH para coagulação depende da quantidade de sulfato de alumínio utilizado. Segundo Di Bernardo e Costa (1993), para dosagens de coagulantes compreendidas entre 3 e 30 mg/L, com pH em torno de 6,8 existe uma região conhecida como "corona", na qual o mecanismo de coagulação é devido à neutralização de carga pelo hidróxido de alumínio positivo. Essa região é considerada ideal para a coagulação quando se tem a filtração direta, ascendente ou descendente. Em dosagens superiores, a um valor próximo de 30 mg/L, em valores de pH de 6 a 8, tende a ocorrer formação excessiva dos precipitados de hidróxidos de alumínio, de forma que partículas coloidais são aprisionadas nos mesmos, caracterizando o mecanismo de "varredura". A coagulação realizada nessa condição é recomendada quando se tem tratamento completo, com coagulação, floculação e decantação, antes da filtração, pois os flocos obtidos são facilmente removidos nos decantadores.

Ressalta-se ainda que, para águas com concentrações relativamente baixas de partículas coloidais o que, em geral, caracteriza as águas superficiais utilizadas no abastecimento público, delimita-se a dosagem de sulfato de alumínio entre 2 e 30 mg/L e pH de coagulação de 5,0 a 6,8. Outro aspecto importante, é que concentrações relativamente altas de ânions como fosfato (PO_4^{3-}), silicato [$SiO(OH)_3^{3-}$] e sulfato (SO_4^{2-}) podem impedir a reversão de carga e a reestabilização. Em águas naturais a presença do íon sulfato a níveis de 12 mg/L, tem causado este fenômeno (DI BERNARDO e COSTA, 1993).

BIBLIOTECA CENTRAL / UFPB

Sais de ferro: Os sais de ferro mais comumente empregados como coagulantes incluem: sulfato férrico, cloreto férrico, sulfato ferroso e sulfato ferroso clorado. Estes compostos geralmente produzem boa coagulação quando a água é muito ácida. Algumas vezes as partículas são removidas melhor em condições ácidas, e nessas ocasiões os compostos de ferro dão melhores resultados (HESPANHOL e AMARAL E SILVA, 1971).

Aluminato de sódio: Sob certas condições o seu uso é vantajoso, porque não há necessidade de álcali adicional. É muito usado no tratamento de águas para caldeiras. A forma comercial tem pureza de 88%. Em função de seu preço é mais utilizado como coagulante secundário ou auxiliar de coagulação para pH de 6,0 a 8,5 (HAMMER, 1975; BABBIT, DOLAND e CLEASBY, 1976).

Para reagir e formar floco é necessário que a água contenha alguma alcalinidade, que pode ser natural ou adicionada (auxiliar de coagulação). O quadro 2 apresenta os principais compostos usados como auxiliar de coagulação, no tratamento da água.

Reações:

$$Al_2(SO_4)_3.14,3H_2O + 3\,Ca(HCO_3)_2 \Rightarrow 3\,CaSO_4 + 2\,Al(OH)_3 + 6\,CO_2 + 14,3\,H_2O \qquad (2)$$

$$Al_2(SO_4)_3.14,3H_2O + 3\,Na_2CO_3 + 3\,H_2O \Rightarrow 3\,NaSO_4 + 2\,Al(OH)_3 + 3\,CO_2 + 14,3\,H_2O \qquad (3)$$

$$Al_2(SO_4)_3.14,3H_2O + 3\,Ca(OH)_2 \Rightarrow 3\,CaSO_4 + 2\,Al(OH)_3 + 14,3\,H_2O \qquad (4)$$

Esses auxiliares de coagulação não produzem coagulação quando aplicados isoladamente a uma água, mas melhoram os resultados quando usados em combinação com um coagulante primário. Muitos dos compostos químicos

utilizados nesse sentido são compostos tanto ácidos como alcalinos e são empregados no ajuste de pH para melhor coagulação. Dentre eles se incluem o óxido de cálcio, o carbonato de sódio, o hidróxido de sódio (soda cáustica) e o ácido sulfúrico.

Quadro 2 – Principais auxiliares de coagulação.
Fonte: MACEDO, 2001.

Auxiliares de coagulação	Fórmula
Bicarbonato de sódio	$NaHCO_3$
Carbonato de sódio	Na_2CO_3
Hidróxido de sódio	NaOH
Óxido de cálcio	CaO
Hidróxido de cálcio	$Ca(OH)_2$

Outros auxiliares de coagulação têm pequeno ou nenhum efeito sobre o pH, mas interferem no processo de coagulação. Acredita-se que muitos deles atuam como superfícies sólidas onde a primeira formação de floco ocorre com maior facilidade. Entre os materiais utilizados para esse fim se incluem determinadas argilas (tais como caolinita e bentonita), silicato de sódio e sílica ativada. Esses materiais podem também dar maior peso ao floco e assim estimular a sedimentação.

Existem ainda outros auxiliares de coagulação os quais são admitidos como capazes de reagir com as partículas finas existentes na água, fazendo com que elas se agrupem em partículas maiores e mais pesadas, de fácil sedimentação. Os auxiliares de coagulação desse tipo possuem moléculas constituídas de longas cadeias de átomos, com diversos grupos susceptíveis de reação distribuídos ao longo das cadeias. Esses são principalmente produtos artificiais e são conhecidos como "polímeros" ou "polieletrólitos" sintéticos. Outros são fabricados com amido ou

celulose. As moléculas de amido e celulose são constituídas por grandes cadeias de átomos e durante a fabricação os grupos reativos são adicionados.

2.1.2.3 – Adição de Coagulante

Há um grande número de compostos químicos que são utilizados como coagulantes, porém o sulfato de alumínio, comumente chamado de alúmen, é o mais utilizado. O alúmen é um composto em forma de pó que é rapidamente solúvel na água e pode ser facilmente aplicado a seco ou em solução (HESPANHOL e AMARAL e SILVA, 1971).

A quantidade de sulfato de alumínio necessário para provocar uma coagulação perfeita, não pode ser predita teoricamente por análise química ou por outras hipóteses. Usa-se mais as quantidades teóricas, porque parte dos íons de alumínio parecem se combinar diretamente com as impurezas da água (BABBIT et all, 1976).

As reações, que ocorrem entre o alúmen e os constituintes naturais de várias águas, são influenciadas por vários fatores e recomenda-se determinar por tentativa ou experimentalmente, a quantidade de coagulante que necessita ser aplicada. Normalmente, os melhores resultados com a coagulação são obtidos com uma dosagem de alúmen entre 10 a 50 ppm, sendo a dosagem ótima determinada através do chamado ensaio de "teste de jarros" ou "jar-test". O aparelho em questão dispõe geralmente de 3 ou 6 jarros iguais, construídos em vidro ou acrílico, com

capacidade de 1 ou 2 litros. Quando se faz o teste, coloca-se em cada um dos jarros a mesma quantidade de água a ser tratada, submetendo a mesma velocidade de rotação, através de motor elétrico.

No teste, cada copo simula a estação de tratamento, utilizando dosagens diferentes do coagulante, que são aplicadas simultaneamente. Após a conclusão do teste, ou seja coagulação (mistura rápida), floculação e decantação, o jarro que apresentar melhor resultado e com menor quantidade de reagente, é o que deve ser tomado como parâmetro para projeto e operação mais eficiente da estação.

De acordo com o manual da CETESB (1973) a dosagem ideal do coagulante e dos auxiliares eventuais da coagulação deve ser definida em laboratório, objetivando melhor eficiência do tratamento e economia no uso de produtos químicos. Esta experiência é rapidamente concluída se tiver antes o conhecimento dos parâmetros da água, como: temperatura da água a se ensaiar; pH; cor; oxigênio consumido.

Os coagulantes são normalmente aplicados através de um aparelho que é capaz de dosar uma quantidade conhecida durante um certo período de tempo. Muitas vezes a dosagem de um coagulante é dada em miligramas por litro ou, mais convenientemente, em gramas por metro cúbico. O aparelho pode ser calibrado em unidades convenientes, tais como quilogramas por vinte e quatro horas. Existem vários tipos de aparelho ou dosadores de compostos químicos. Alguns aparelhos dosam o alúmen sob a forma seca aplicando direta ou indiretamente à água a ser tratada. A suspensão resultante é aplicada à água.

Os dosadores de solução, por outro lado, consistem de tanques que mantêm as soluções com uma determinada concentração e que possuem dispositivos para aplicação de quantidade conhecidas dessa solução à água a ser tratada.

Na aplicação do sulfato de alumínio é necessário que haja uma agitação para prover sua dispersão uniforme na água a ser tratada. Isso pode ser feito hidráulica ou mecanicamente em tanques especiais, em secções de outros tanques, ou em um sistema de tubulações. O princípio fundamental é a agitação violenta da água com o composto químico aplicado durante um curto período de tempo. Essa agitação pode ser realizada tanto através de uma hélice acionada por motor, como através de chicanas dispostas em um canal para criar um escoamento turbulento. As bombas centrífugas, por si só, não provocam agitação suficiente, uma vez que seus desempenhos dependem de condições mínimas de turbulência conforme a água passa através delas. Válvulas, cotovelos e outras conexões normalmente utilizadas em conjunção com as instalações de recalque podem causar turbulência adequada para mistura satisfatória.

A floculação ocorre imediatamente após a mistura, usualmente em um único tanque, num período de detenção compreendido entre quinze e quarenta e cinco minutos. Durante esse período a água é agitada brandamente para formar os flocos. As bactérias e os sólidos suspensos se chocam e se agrupam em grandes massas. O mecanismo físico-químico através do qual ocorre esse fenômeno é muito complexo e ultrapassa o escopo desta explanação. É importante que se diga que apenas devido a esta lenta agitação as partículas coaguladas se tornam suficientemente grandes para sedimentar rapidamente. Geralmente, as águas

moles, com baixo conteúdo mineral coagulam melhor em uma faixa estreita de valores de pH, entre 5,8 a 6,4, enquanto que as águas mais duras, coagulam melhor entre 6,8 e 7,8. Sob condições normais, a reação entre o alúmen e os compostos alcalinos encontrados normalmente em águas de abastecimento é de grande valia para a remoção de turbidez, sendo esta acompanhada ainda pela absorção de considerável quantidade de cor. Águas com concentrações elevadas de cor, isto é, com valores acima de 30 mg/L Pt, requerem que a reação de coagulação ocorra na "zona ácida" de pH, com valores compreendidos entre 5,0 e 6,0 (HESPANHOL e AMARAL E SILVA, 1971). Entre esses valores de pH se desenvolve uma ação mais complexa para se formar o chamado "floco de cor", em lugar de floco de hidróxido de alumínio convencional.

2.1.2.4 – Fatores que influem a coagulação

Segundo manual da CETESB (1973), os principais fatores que influenciam a coagulação, no tratamento da água são:

- Espécie e quantidade do coagulante;
- Teor e tipo de cor e turbidez;
- Outras características químicas da água: alcalinidade natural, teor de ferro, matéria orgânica, etc;
- Concentração hidrogeniônica da água (pH);
- Tempo de misturas rápida e lenta;
- Temperatura;
- Agitação;
- Presença de núcleos: coadjuvantes (aditivos de floculação);
- Dosagem ótima de coagulante.

2.1.2.7 – Decantação ou Sedimentação

Os sólidos em suspensão são removidos por sedimentação simples ou sedimentação por coagulação e filtração. Microrganismos também são removidos pelos métodos de eliminação de sólidos em suspensão, mas ressalta-se que a redução dos microrganismos a níveis considerados seguros se obtém com o processo de desinfecção (MACÊDO, 2001):

A teoria da sedimentação baseia-se no fato de que, qualquer partícula não coloidal, suspensa em um meio líquido em repouso e de menor massa específica, será acelerada pela ação da gravidade até que as forças de resistências viscosas e de deformação do líquido sejam iguais à resultante do peso efetivo da partícula (DI BERNARDO, 1993). Quando isso ocorre, a partícula adquire velocidade constante, denominada velocidade de decantação (DACACH, 1975).

Em geral, as águas em seu movimento carregam partículas granulares e matéria floculenta, por serem mais leves, e as mantêm em suspensão (CETESB, 1973).

A velocidade de sedimentação é proporcional ao peso e tamanho da partícula. Como a capacidade de transporte da água é proporcional à sexta potência de sua velocidade, conclui-se que a velocidade de sedimentação das partículas é tanto maior quanto menor for a velocidade de escoamento da água (DACACH, 1975).

Logo, a sedimentação é obtida através da redução da velocidade de escoamento para diminuir a capacidade da água em manter as partículas em suspensão. Muitas partículas são removidas naturalmente, durante os períodos de acumulação da água em lagos ou reservatórios. Em águas muito turvas, a

sedimentação prévia, sem a utilização de coagulantes químicos é efetuada em bacias construídas especialmente, nas quais a velocidade de escoamento pode ser controlada (HESPANHOL e AMARAL E SILVA, 1971).

Em uma ETA, a sedimentação geralmente se segue à mistura e floculação, visando a remoção dos flocos antes da filtração. É sempre possível, quando se dispõe de uma floculação efetiva, produzir uma água filtrada satisfatória, sem o emprego da sedimentação, porém os filtros se colmatariam muito rapidamente e os custos de operação seriam tão elevados que o processo deixaria de ser funcional.

Um tanque de sedimentação ou decantador consiste em uma estrutura através da qual a água escoa com velocidade extremamente baixa de maneira que a matéria suspensa sedimenta no fundo, permitindo a saída de uma água relativamente clara. Geralmente, são especificados períodos de detenção entre três e seis horas e velocidades horizontais menores do que 1,5 cm/seg (0,9 metros por minuto) (HESPANHOL e AMARAL E SILVA, 1971). O período teórico de detenção em um decantador é igual ao volume do tanque dividido pela vazão utilizando-se unidades compatíveis (CETESB, 1973). Deve ser enfatizado que a prática atual procura remover através da coagulação e sedimentação tantos os flocos como outros materiais sedimentáveis quanto for possível. Isso aumenta as taxas de filtração e a duração dos períodos entre a lavagens dos filtros, sem prejuízo para a qualidade da água filtrada.

Provavelmente, as características mais importantes a serem consideradas na operação de um decantador são: 1) a introdução de água no tanque com um mínimo de turbulência; 2) a prevenção de curtos circuitos ou

correntes diretas entre a entrada e a saída e 3) saída do efluente com um mínimo de turbulência de modo que o material já sedimentado não seja carreado para fora do tanque.

Um decantador que não esteja em boas condições de funcionamento pode ser convenientemente modificado, alterando-se os sistemas de entrada e de saída ou instalando-se cortinas para melhorar todas ou qualquer uma das importantes características acima mencionadas. Se a quantidade de material suspenso não for muito grande, os decantadores podem ser esvaziados e em seguida lavados manualmente empregando-se jatos de água sob pressão e rodos.

O controle de laboratório do processo conjugado coagulação-sedimentação consiste na determinação de cor, turbidez, alcalinIdade e pH. Outras determinações podem ser incluídas se forem necessárias. São realizados testes antes e depois das várias etapas do processo de tratamento.

A turbidez, alcalinidade e pH da água bruta, direcionam a uma indicação aproximada da dosagem de coagulante e da alcalinidade adicional requerida. Conforme se acumula experiência no tratamento de uma determinada água, os valores de pH e de alcalinidade que produzem os melhores resultados são rapidamente determinados e podem ser usados subseqüentemente como um guia geral para o controle do processo. As determinações de cor e turbidez dão uma indicação da eficiência das várias unidades envolvidas (HESPANHOL e AMARAL E SILVA, 1971).

O decantador pode ser dividido em 04 zonas: a) zona de turbilhonamento; b) zona de decantação: c) zona de ascensão; c) zona de repouso.

a) Zona de turbilhonamento é a zona situada na entrada da água, onde as partículas estão em turbilhonamento. Esta zona se caracteriza por certa agitação; a localização das partículas é variável e as "nuvens" de flocos mudam de lugar constantemente (fenômeno de entrada).

b) Zona de decantação é uma zona onde as "nuvens" de flocos mantêm-se aparentemente imóveis (estacionárias). Nesta zona não há agitação e as partículas avançam e descem lentamente, caminhando para a zona de repouso.

c) Zona de ascensão é relativamente tranqüila, como a segunda, mas na saída, os flocos que não alcançaram a zona de repouso seguem o movimento ascensional da água e aumentam a velocidade, e esta se torna máxima na passagem pelo vertedor (efeito de saída).

BIBLIOTECA CENTRAL / UFPB

O lodo se acumula na zona de repouso. Quando começa a atingir outras zonas, o decantador deve ser lavado pois, caso contrário, a corrente de água ascendente arrasta os flocos (CETESB, 1973).

Esse aumento de flocos é observado na canaleta de saída do decantador (zona de ascensão). Entretanto, pode acontecer que antes de ser atingida essa situação, se inicie a fermentação (putrefação) do lodo inferior, havendo desprendimento de gases que provocam cheiro e gosto desagradáveis no efluente descartável da estação. Isso indica o tempo necessário para lavagem do decantador.

Decantação é uma preparação da água para filtração. Quanto melhor a decantação, melhor será a filtração.

2.1.2.8 – Filtração

A filtração consiste em fazer a água atravessar uma camada de material poroso, que em função do diâmetro dos poros, após a passagem, há a remoção das partículas em suspensão e até a carga bacteriana será reduzida (MACÊDO, 2001).

Vários são os fenômenos considerados ao se explicar os efeitos da filtração (AZEVEDO NETO, 1966):

i) ações físicas;

ii) ações químicas;

iii) ações biológicas e

iv) ações bioquímicas.

Nas físicas, observa-se a ação mecânica de coar, sedimentação, adsorção e absorção. A filtração mecânica é considerada como responsável pela remoção de grandes partículas na superfície da areia. É possível que partículas de qualquer tamanho sejam retidas em pontos próximos ou nos pontos de contato entre grãos de areia, ocupando uma linha de fluxo próxima aos pontos de contato. A remoção de partículas nestes pontos é chamada de filtração intersticial.

Os espaços vazios entre os grãos de areia, que atuam como diminutas câmaras de sedimentação, nas quais as forças de gravidade terrestre, da atração gravitacional das partículas de matéria e a atração eletrostática entre partículas de cargas diferentes, levam as partículas em suspensão a aderirem às paredes dos espaços vazios, devido a camada gelatinosa previamente depositada pelas

partículas que foram removidas (BABBITT, DOLAND e CLEASBY, 1976). Caracterizando as ações químicas de ionização (os grãos de areia ficam carregados eletricamente) e de oxidação.

As ações bioquímicas são conhecidas através da: 1) relação que se verifica entre a concentração de certas substâncias e a tensão superficial dos filmes; 2) ataque por enzimas e organismos vivos; 3) remoção dos produtos da decomposição.

Nas ações biológicas são formadas películas de sujeiras (schumtzdecke), através do sedimento ocorrido na zoogléia (bactérias), luta das bactérias pela existência: alimentação. Esse metabolismo biológico envolve os processos vitais nas células vivas e essas alterações são mais significativas nos filtros lentos de areia.

Num filtro lento de areia, a maior parte da ação filtrante, ocorre numa camada delgada de areia e de material que fica depositado próximo ou na superfície do filtro. Em um filtro rápido de areia, a mesma ação filtrante ocorre em todo o leito de areia, sendo que a maior parcela dessa ação ocorre na parte superior do filtro. (MACÊDO, 2001)

Segundo Babbit, Doland e Cleasby, 1976, tanto no filtro lento como no rápido, mais especialmente no filtro lento de areia, existe uma camada gelatinosa, na qual as atividades envolvidas no processo de filtração (a filtração mecânica, a sedimentação e adsorção) os efeitos elétricos e as alterações biológicas, ocorrem de maneira mais significantes. Esta camada foi anteriormente denominada schmutzdecke, que significa pele suja.

2.2 – LAVAGEM DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

2.2.1 – Destino final do efluente descartável

A limpeza manual dos decantadores é realizada após a constatação de que os tanques se encontram com quantidade excessiva de resíduos, que podem não mais estar sendo removidos de maneira satisfatória, provocando sobrecarga nos filtros. Nesse caso, as comportas de entrada de água floculada são fechadas e as adufas de fundo são abertas possibilitando a remoção dos lodos depositados no fundo dos decantadores, empregando-se jatos de água sob pressão e rodos. Muitos tanques modernos podem ser limpos empregando-se raspadores de fundo que levam o material sedimentado a uma das extremidades nos decantadores retangulares e para o centro nos circulares. O material é, em seguida removido abrindo-se a válvula do sistema drenante.

A remoção mecânica tem as seguintes vantagens (HESPANHOL e SILVA, 1971):

1) O decantador não necessita ser posto fora de operação;
2) Não é necessário esvaziar o decantador; e
3) A remoção do material sedimentado com maior freqüência, minimiza a ação bacteriana no lodo, o que poderia causar gostos e odores.

Os decantadores não mecanizados, de escoamento horizontal, periodicamente devem ser postos fora de serviço para limpeza e lavagem (CETESB, 1976). Para facilitar ao máximo essa operação, eles devem:

a) Ser providos de descarga de fundo capaz de permitir o esvaziamento em tempo não muito longo e facilitar a descarga e remoção do lodo;
b) Ter o fundo em condições para facilitar a limpeza (declividade, canaleta, poço de descarga, etc.);
c) Ser dotados de um sistema de água sob pressão adequada para facilitar a lavagem por meio de jato de água (com uso de mangueira).

Segundo Azevedo Neto (1966), a remoção mecânica dos lodos justifica-se economicamente, quando o volume de sedimentos ultrapassar 0,1 % do volume de água, ou quando, em 25 dias, a espessura da camada de lodo atingir dois décimos da profundidade (com base em 3 horas de detenção).

A remoção desses resíduos após a abertura das comportas é realizada, na maioria das vezes, através de galerias de concerto e lançadas em cursos d'água próximos às ETAs (CORDEIRO, 1999).

Segundo Hespanhol e Amaral e Silva, 1971, o termo limpando o filtro se refere a remoção de incrustações e bolas de lodo devidas ao cálcio, magnésio, alúmen, ou outros depósitos que se acumulam na superfície das partículas de areia (HESPANHOL e AMARAL E SILVA, 1971). Além de contribuírem para a formação de bolas de lodo, esses depósitos provocam o aumento do diâmetro dos grãos de areia, alternando as características filtrante do meio.

Há duas condições para se determinar a hora de lavagem de um filtro, existindo, também dois critérios para a escolha do filtro a ser lavado (CETESB , 1974):

a) Quando o nível de água atingir um certo limite, lava-se o filtro que estiver operando há mais tempo.

b) Se houver controle de turbidez no efluente de cada filtro, lava-se o filtro que apresentar maior valor deste parâmetro.

Segundo Azevedo Netto (1966), a lavagem dos filtros é feita invertendo-se a corrente, e empregando-se água sob pressão e com descarga muito superior à da filtração (7 e 9 vezes). A lavagem pode ser efetuada de diversas maneiras, destacando-se os métodos apresentados na Tabela 1. Independente do método de lavagem utilizado, é recomendável que se instale um ponto de água com pressão superior a 20 m.c.a. em local próximo aos filtros, para que o operador possa, no final da lavagem propriamente dita, direcionar o jato de mangueira acoplada àquele ponto de água para o interior da caixa do filtro, visando sua limpeza final (DI BERNARDO, 1993).

Tabela 1 – Principais métodos de lavagem dos filtros

Método de Lavagem	Meio Filtrante
a) Lavagem somente com água, no sentido ascensional	Areia convencional e em estações pequenas
b) Lavagem auxiliar superficial com tubulação fixa ou com torniquetes hidráulicos e lavagem simultânea (ou não) com água no sentido ascensional	Areia convencional e em estações com operação qualificada.
c) Lavagem auxiliar sub-superficial com tubulação fixa ou com torniquetes hidráulicos e lavagem simultânea (ou não) com água no sentido ascensional	Antracito e areia em estações com operação qualificada
d) Insuflação de ar seguida da lavagem com água no sentido ascensional	Antracito e areia ou areia praticamente uniforme e em estações com operação qualificada
e) Insuflação de ar e introdução simultânea de água no sentido ascensional	

A areia pode ser limpa dentro do próprio filtro, ou pode ser retirada para limpeza posterior. Os métodos utilizados podem ser mecânicos ou químicos. Os métodos mecânicos são semelhantes àqueles dados para o controle da formação de bolas de lodo. Quando se aplicam ácidos ou outros compostos químicos nos filtros, um teste preliminar utilizando uma amostra da areia e o composto químico deve ser realizado no laboratório.

Tem sido empregados soda cáustica, carbonato de sódio (barrilha), ácido sulfúrico ou clorídrico, dióxido de enxofre e cloro. A solução do composto químico é colocada em contato com a areia durante um período de quatro horas, quando se utiliza ácido sulfúrico e de até 48 horas, quando se emprega soda caústica ou barrilha. Após o tratamento químico, o filtro deve ser totalmente lavado antes de ser reposto em serviço. Uma solução de cloro de, aproximadamente, 50 ppm e um período de contato de 4 a 24 horas ou mais é eficiente na remoção de material de origem biológica.

O alúmen e os depósitos orgânicos podem ser removidos com soda cáustica. Os ácidos são eficientes para a remoção do carbonato de cálcio. O dióxido de enxofre é utilizado para a remoção de ferro, alúmen e manganês. O sulfato de cobre pode ser empregado para a remoção de algas. Um processo patenteado, que consiste no bombeamento de uma solução aquosa de dióxido de enxofre a dois por cento através da unidade, durante 24 horas, tem sido utilizado para a remoção de ferro e manganês.

O tratamento dos filtros com compostos químicos se constituem em uma operação perigosa devendo-se tomar extremo cuidado. Os processos de

limpeza mecânica ou química proporcionam apenas uma melhora temporária. Uma prática recomendável é identificar e corrigir as condições que tornam as operações de limpeza necessárias.

A água resultante da lavagem é coletada por meio de calhas e transportada para um canal conectado a um dreno de esgoto (LEME, 1979). Após o término da operação, normalmente, uma certa quantidade desta água, proveniente da filtração inicial, deveria ser transportada para o esgoto, a fim de remover da água a sujeira remanescente da lavagem, no leito ou no dreno.

A prática de descarregar os despejos resultantes do tratamento de água de abastecimento em corpos d' água superficiais é comum e muito utilizada em vários países (GEORGE et al., 1995), inclusive no Brasil, embora entidades de controle ambiental tentem restringir essa ação. De acordo com SOUZA FILHO (1998), as ETAs lançam seus efluentes em corpos receptores mais próximos ou na rede de águas pluviais, sem nenhuma forma de tratamento, favorecendo o aumento do grau de poluição e contribuindo para uma crescente degradação do meio ambiente.

Para TSUTIYA e HIRATA (2001):

> A busca de soluções, economicamente viáveis e ambientalmente vantajosas, para o tratamento e disposição final de lodos de ETAs, continua sendo um grande desafio em todos os países, principalmente no Brasil, onde esse assunto ainda está no seu início. Diferentes alternativas de uso benéfico do lodo tem sido adotados nos países do hemisfério norte e, além de vantagens econômicas, vem transformando, em larga escala, resíduos em recursos.

Segundo LEME e MERLI (2001):

> A prática no Brasil de não efetuar o tratamento das águas de lavagem de filtros e descarga decantadores das ETAs e o descarte destes despejos nos rios tem contribuído para a deterioração da qualidade das águas de nossos mananciais, principalmente em regiões onde ocorrem a escassez e comprometimento dos recursos hídricos.

2.2.2 – O problema dos resíduos gerados nas estações de tratamento para o corpo receptor

A associação da qualidade da água aos efeitos agudos, produzidos pelos metais pesados, firmou-se no século XIX e se difundiu na sociedade do século XX, contribuindo significativamente para a redução da mortalidade geral e específica dos seres humanos até entrar em cena a intensa liberação dos compostos químicos na natureza. Para que se possa dimensionar a gravidade da questão, desde o início do século XX até os dias atuais, foram sintetizados em laboratório, aproximadamente, dez milhões de compostos químicos em todo o mundo, dos quais cerca de 100.000 (aproximadamente 1%), inorgânicos ou orgânicos, estão usualmente disponíveis no mercado consumidor, sendo que, a cada ano, são introduzidos entre 1000 a 2000 novos compostos.

Alguns destes produtos químicos são de utilização direta como biocidas, fertilizantes ou na destruição de microrganismos, enquanto outros se constituem em substâncias básicas ou intermediárias empregadas na fabricação dos produtos finais destinados às múltiplas atividades dos seres humanos. Todos eles, de uma forma ou de outra, podem contaminar os recursos hídricos superficiais ou subterrâneos e comprometer os seus múltiplos usos. Ademais, esses produtos químicos podem se acumular nos sedimentos e, posteriormente, nos organismos bênticos para daí penetrar na cadeia alimentar, provocando significativo risco quer para a vida aquática quer para os seres humanos.

É oportuno salientar que existe uma diferença fundamental entre os riscos à saúde pública originários por contaminantes químicos tóxicos na água para

consumo humano e aqueles oriundos da presença de microrganismos patogênicos. Ao contrário dos contaminantes microbiológicos, os químicos raramente causam efeitos agudos aos seres humanos, exceto quando ocasionados por intensa contaminação química no manancial ou por acidentes ao longo dos sistemas públicos de abastecimento de água. Na hipótese que isto ocorra, a tendência do consumidor é rejeitar o produto por apresentar características de sabor, odor e aparência indesejáveis (Análise da Água, 2004).

Os lodos provenientes de ETAs contêm concentrações elevadas de metais, sobretudo de alumínio e ferro (HALL & HALL, 1989; BARBOSA, 2000), que ao serem lançados "in-natura", em cursos d'água, podem induzir toxicidade aos organismos aquáticos e aumentar a degradação destes ambientes. Esses efluentes, além de conterem metais, apresentam outros problemas para o corpo receptor tais como: a criação de bancos de lodo, o assoreamento do curso d'água, alterações na cor e na composição química, e ainda alterações biológicas (VICORY & WEAVER, 1984; CORNWELL et al. 1987; SOUZA FILHO, 1998). Tem sido argumentado que a maior parte dos lodos dos decantadores e dos resíduos da filtração originam da água bruta e por isso, devem retornar a sua fonte (BARBOSA et all, 2000). Em termos de carga isto pode fazer sentido, contudo, geralmente as concentrações dos resíduos são muito maiores que aquelas encontradas na água bruta (LIN et al., 1984).

Os efeitos deletéricos diretos e indiretos do alumínio à vida aquática, já estudados, constatam que entre as maiores fontes antropogênicas de alumínio em águas superficiais incluem o processamento industrial, as estações de tratamento de água, as estações de tratamento de esgoto e o processamento de papel e polpa (WREN & STEPHENSON, 1991).

Uma das possibilidades de mitigar os efeitos deletéricos do alumínio no corpo receptor seria o reaproveitamento do sulfato de alumínio. GONÇALVES, BRANDÃO e BARRETO (1999) estudaram a viabilidade econômica da regeneração do sulfato de alumínio existente nos lodos de decantadores de ETAs e sua reutilização na própria ETA ou em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs). E concluíram que para cidades com população de 20.000 e 50.000 habitantes, a regeneração do coagulante sulfato de alumínio de lodos de ETAs e sua posterior reutilização é economicamente viável.

Já LEME e MERLI (2001), afirmam que o descarte destes despejos nos rios tem contribuído para a deterioração da qualidade das águas de nossos mananciais, principalmente em regiões onde ocorrem a escassez e comprometimento dos recursos hídricos.

2.3 - PROBLEMAS DE SAÚDE PROVOCADOS PELO ALUMÍNIO

Sabe-se que os egípcios utilizavam o sulfato de alumínio, de origem vulcânica, para tratamento de água, desde 2.000 a.C.. Somente em 1881, o sulfato de alumínio passou a ser usado no de tratamento de água para distribuição à população, na cidade de Bolton, na Inglaterra (GQC, 2002)

Atualmente, embora existam vários outros produtos inorgânicos, o sulfato de alumínio ainda é o mais usado no Brasil, principalmente nas regiões Norte e Nordeste, como coagulante primário no tratamento de água potável, esgotos domésticos e efluentes líquidos industriais. De acordo com KEMWATER (2002), o sulfato de alumínio é um sal resultante da reação do minério do alumínio (bauxita),

com o ácido sulfúrico a 60°C, com as seguintes especificações apresentadas no Quadro3:

Quadro 3 - Especificações técnicas do sulfato de alumínio
Fonte: KEMWATER, 2002.

Aspecto	Solução Límpida
$Al_2O_3 + Fe_2O_3$	6,0 +/- 0,5%
Ferro ($Fé^{+2}$)	< 0,02 %
Densidade aparente (25°)	1,15 a 1,30 ton/m^3
Acidez Livre (H_2SO_4)	< -4,0 %
Substâncias Tóxicas	
Cromo	< -30 mg/Kg
Selênio	< - 1mg/Kg
Prata	< - 1mg/Kg
Arsênio	< - 0,05mg/Kg
Cádmio	< - 1mg/Kg
Chumbo	< - 10mg/Kg
Mercúrio	< - 0,05mg/Kg

O sulfato de alumínio em virtude de ser um sal derivado de um ácido forte é corrosivo e de caráter ácido. Torna a água mais ácida (baixa o pH) e por isso a tina de preparação da solução deve ser revestida de material resistente a corrosão.

O alumínio é um metal de certo ponto, considerado tóxico que, uma vez assimilado pelas células, torna-se doloso à saúde. Os resultados levantados por Bessa (1997), mostram um possível efeito neurotóxico devido a uma prolongada exposição ao alumínio.

O alumínio é o terceiro elemento químico mais abundante no solo. (BATALHA, 1977). Aparece nas frutas e vegetais em concentrações superiores a 3,7 mg/Kg e em alguns cereais em quantidade maiores do que 15 mg/Kg. Na alimentação, podem-se encontrar altas taxas desse elemento, principalmente nos fermentos em pó, queijos processados e nas águas minerais extraídas de regiões onde o alumínio se encontra em grandes concentrações. É o caso da região sul do estado de Minas Gerais e do norte do Estado de São Paulo (FOLHA, 2003). Sem falar em medicamentos utilizados como antiácidos para gastrites e azias, que são à base de hidróxido de alumínio. Por ele ser elemento muito alcalino, combate a acidez do estômago. Também equilibra o pH da piscina e dos queijos. As panelas de alumínio soltam pequenos fragmentos quando se utilizam colheres de metal, ao medirem a comida, além do caso das latinhas de refrigerantes, de cerveja, papel de alumínio, água tratada e canalizada, aspirina com antiácido que também liberam alumínio. O total de alumínio na dieta normal do homem tem sido estimado de 10 a 100 mg/dia. Pequenas quantidades de alumínio são absorvidas do total ingerido, pelo aparelho digestivo e quase todo o excesso é evacuado nas fezes. O total de alumínio presente no organismo adulto é da ordem de 50 a 150 mg (CAMPOS, 2002).

A Portaria nº 518/04, do Ministério da Saúde, recomenda um residual de alumínio no sistema de distribuição de água de 0,2 mg/l, para prevenir intoxicações agudas em pessoas com insuficiência renal, que não conseguem excretar o elemento.

Segundo Barcha (1999), é comum a presença de metais na água em quantidades ínfimas e que não representam qualquer perigo à saúde. Muitos deles

são essenciais às funções do corpo, como o cálcio, magnésio, potássio e sódio. Cobalto, cobre, ferro, manganês, molibdênio, selênio e zinco são necessários em doses ultra pequenas, pois atuam como catalisadores.

Os cursos d'água podem conter, naturalmente ou como resultante da contaminação, altas doses desses metais essenciais. No primeiro caso, quando são dissolvidos pela água ao atravessar rochas ou solos; no segundo, como resultado de corrosão de canos, água de infiltração em depósitos de lixo, aterros sanitários, despejos industriais, pesticidas (ROSSETTI, 2002), etc.

Assim, muitos estudos vêm sendo realizados sobre os efeitos tóxicos desses metais na saúde humana, como são os casos do alumínio, arsênio entre outros.

Conforme Barcha (1999), o alumínio está ligado ao Mal de Alzheimer, uma doença que atinge um grande número de pessoas idosas. Os pesquisadores têm encontrado altas taxas desse metal no cérebro dos doentes e, assim, estimam que ou o alumínio é o causador da doença, ou sua presença é um resultado dela. Em testes de laboratório, verificou-se que doses elevadas desse metal se acumulavam no cérebro de ratos a partir do alumínio usado em sistemas de tratamento de água.

Em pacientes portadores de doenças renais crônicas ou que estejam fazendo diálise, há maior incidência de alumínio no organismo, porque esta é a porta de saída deste elemento tóxico (FOLHA, 2003).

O alumínio inibe a absorção gastrointestinal de flúor e pode afetar a absorção de cálcio e ferro (ACSHANGRILA, 2003). Por outro lado, a presença de

alumínio no cérebro está associada a outras doenças que não produzem demência, como por exemplo, o carcinoma. Os níveis altos de alumínio são imunossupressores. Também levam a uma otosclerose, que é a perda de audição ou aquele famoso apito que as pessoas de mais idade escutam constantemente.

A intoxicação por alumínio tem sido associada à constipação intestinal, cólicas abdominais, anorexia, náuseas, fadiga, alterações do metabolismo do cálcio reduzido (raquitismo), osteoporose, dores nos ossos, nervosismo acentuado, anemia, cefaléia, funções hepática e renal reduzidas, esquecimento, perturbações da palavra, amolecimento ósseo e músculos fracos e dolorosos, alterações neurológicas com graves danos ao tecido cerebral. O acúmulo de alumínio no cérebro tem sido responsabilizado por crises convulsivas e redução da capacidade mental. Na infância pode causar hiperatividade e distúrbios do aprendizado. O excesso de alumínio interfere com a absorção do selênio e do fósforo (WILKE, 2004).

De acordo com Barbosa et all. (2000), o interesse sobre a toxicidade do alumínio tem sido discreto devido à dificuldade de se estudar este elemento no meio ambiente e de se identificar a função do alumínio em certas doenças e problemas de saúde. O alumínio se apresenta na natureza principalmente, como compostos, na forma sólida (sais, hidróxidos), contudo, processos de acidificação (chuva ácida) têm aumentado a mobilidade do alumínio em sistemas aquáticos (AWWA, 1991). Além do alumínio, outros contaminantes a ele associados ou à água bruta podem ser adicionados ao sistema aquático através da descarga de lodos de ETAs (AWWA, 1991; CORDEIRO, 1993) e isto dificulta, ainda mais, a compreensão da química e da toxicidade do alumínio no ambiente aquático.

A química do alumínio no meio aquoso é extremamente complexa. A toxicidade e a bioacumulação nos organismos aquáticos dependem da especiação do alumínio no sistema aquático, que é influenciada pelo pH, pela temperatura, pela concentração com ligantes orgânicos e pela duração da exposição. Estes fatores tornam extremamente difícil a avaliação do risco do alumínio quanto à integridade ecológica, porque a toxicidade varia com a forma molecular e sua concentração (AWWA, 1991; WREN & STEPHENSON, 1991).

Há vários anos, especialistas estão tentando alertar a opinião pública sobre a presença de metais pesados nos alimentos, nas obturações (amálgamas dentários) ou nas vacinas. Os metais pesados vão se acumulando durante toda a vida do indivíduo nas gorduras, no cérebro, no sistema nervoso e nos músculos entretanto, a medicina acadêmica não leva em conta que esses produtos tóxicos possam provocar o efeito de uma verdadeira "bomba relógio" (TAPS, 2003). Muitos desodorantes em bastão, bem como certos cosméticos, contêm sais de alumínio. A presença de sais de alumínio está claramente indicada na embalagem. Diariamente, o homem absorve sem saber e sem querer doses de metais pesados que estão bem além das normas permitidas. A maior parte das vacinas contém alumínio e timerosal, um conservante à base de mercúrio. Durante anos e mesmo por toda a vida, idosos e crianças, recebem portanto regularmente, e em doses elevadas, produtos que intoxicam o organismo. Produtos que precisam ser depois tratados e eliminados se quiser, obter um estado de saúde normal.

BIBLIOTECA CENTRAL / UFPB

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O desenvolvimento da pesquisa foi centrado no caso, da ETA Gramame, a maior do estado da Paraíba e responsável pelo abastecimento das cidades de João Pessoa e Cabedelo. Para isso considerou-se a produção de água tratada e conseqüente geração de resíduos na estação de tratamento e o corpo receptor da água de lavagem da referida ETA.

Assim, fez-se inicialmente, a identificação do corpo receptor e do ponto de lançamento da água de lavagem da ETA e além de um levantamento de dados sobre a bacia do rio Gramame, por abrigar o corpo receptor dos resíduos gerados na referida ETA, no sentido de poder identificar outros fatores que possam contribuir para alterações das características físicas e químicas da água. Procurou-se ainda, conhecer o regime de operação e limpeza da referida ETA, bem como o descarte da água de lavagem.

3.1 – BACIA DO RIO GRAMAME

A bacia do rio Gramame, localiza-se entre as latitudes 7°11'e 7°23'Sul e as longitudes 34°48'e 35°10'Oeste, no litoral sul do estado da Paraíba (Figura 5), abrangendo os municípios: Alhandra, Conde, Cruz do Espírito Santo, João Pessoa, Santa Rita, São Miguel do Taipu e Pedras de Fogo. Está delimitada a partir das cartas digitalizadas da SUDENE, em escala 1:25.000, compreendendo uma área de 589,1 Km^2. O seu perímetro, comprimento da linha do divisor de águas que a delimita, medido na mesma base cartográfica, é de 120 km.

Tem forma ligeiramente arredondada, relativamente compacta e regular, interpretando-se assim, que sem considerar as influências de outros fatores, não estaria muito sujeita às enchentes (SCIENTEC, 2000).

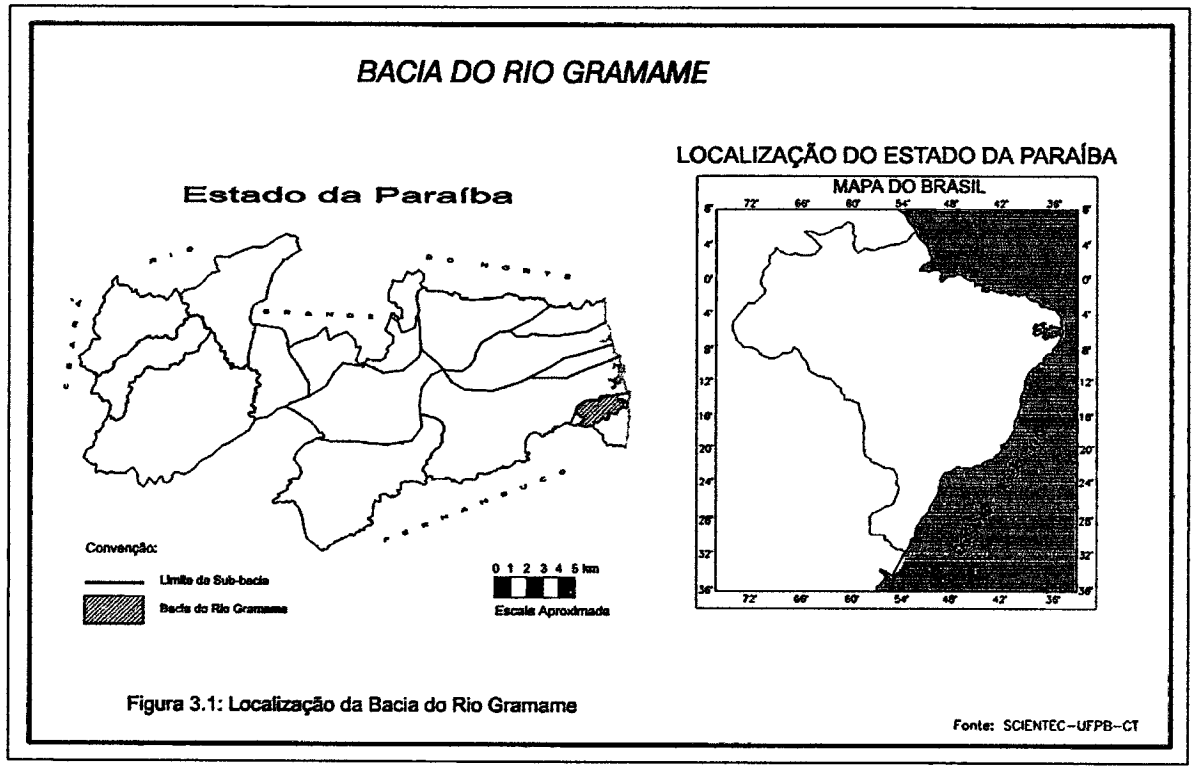


Figura 5 – LOCALIZAÇÃO DA BACIA DO RIO GRAMAME

A rede hidrográfica da bacia é descrita pelo perfil longitudinal do rio principal, ou seja, do Gramame (Figura 6). Nesse perfil estão indicados os locais onde deságuam os principais afluentes e barramentos. Os açudes principais, as barragens de Gramame e Mamuaba, encontram-se entre o médio e o baixo curso. As barragens são interligadas por um canal e juntas têm uma capacidade de aproximadamente 60 milhões de m^3 (Figura 7).

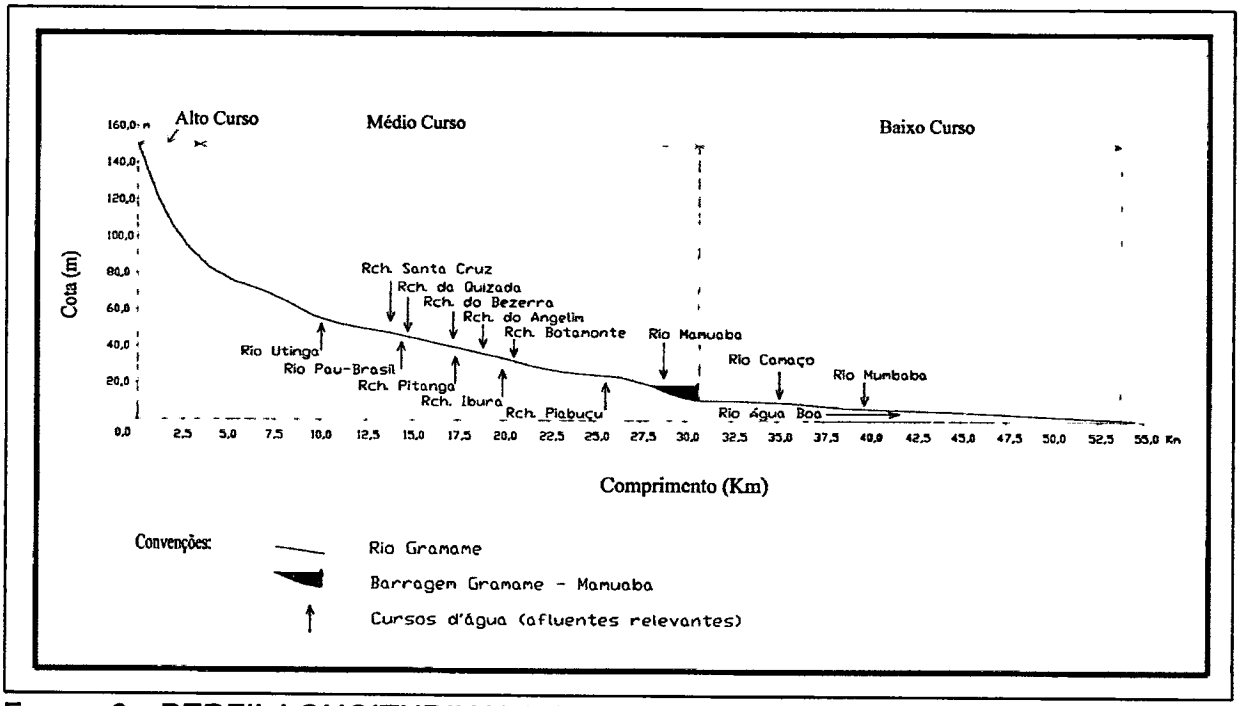


FIGURA **6** – PERFIL LONGITUDINAL DO RIO GRAMAME

Figura 7 – VISTA AÉREA DA BARRAGEM GRAMAME E MAMUABA

O rio Gramame, da sua nascente na Região de Oratório, município de Pedras de Fogo, até praia de Barra de Gramame, limite dos municípios de João

Pessoa e Conde, tem 54,3 km de comprimento. Na margem direita, seus principais afluentes são: Riacho Avenca, Rio Utinga, Rio Pau-Brasil, Riacho Pitanga, Riacho Ibura e Riacho Piabuçu; e na margem esquerda: Riacho Santa Cruz, Riacho da Quizada, Riacho do Bezerra, Riacho do Angelim, Riacho Botamonte e Rio Camaço (Figura 8).

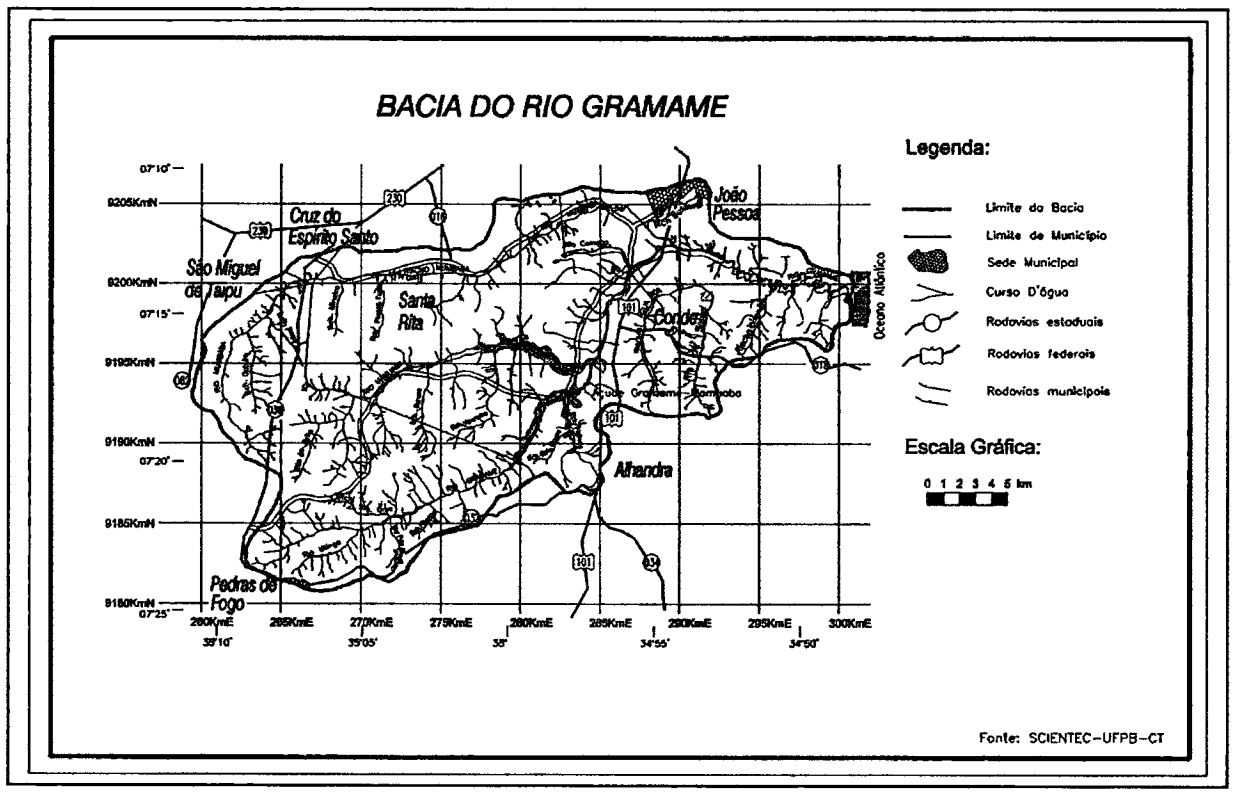


Figura 8 – HIDROGRAFIA, DIVISÃO POLÍTICA E RODOVIAS

3.2 – ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE GRAMAME – ETA GRAMAME

Para avaliar os impactos do lançamento de resíduos provenientes da ETA Gramame, na qualidade da água do corpo receptor, faz-se necessário conhecer o seu processo de tratamento e acompanhar a operação de limpeza dos decantadores e filtros.

A ETA Gramame é do tipo convencional de ciclo completo, constando das etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração, correção de pH e desinfecção. Tem capacidade para tratar até 2.200 L/s de água proveniente das barragens Gramame/Mamoaba, principal manancial da cidade de João Pessoa, conforme mencionado anteriormente.

O fluxograma de produção d'água da ETA Gramame inicia-se na captação, de onde a água é bombeada, através de tubos de 1.200 mm, tendo 1.740 m de comprimento até à ETA.

A referida tubulação descarrega, em média, 1650 L/s, no misturador rápido, no qual é aplicado o coagulante sulfato de alumínio. Em seguida, a água é encaminhada pelo canal de admissão aos floculadores, e posteriormente para os decantadores. Dos decantadores ela é conduzida aos filtros, através do canal de água decantada. Após o processo de filtração, em leito filtrante formado por uma camada de antracito (carvão em grãos), e outra de areia (grãos de quartzo) tendo no final uma de seixo rolado, a água é encaminhada ao reservatório apoiado (central) e daí para os reservatórios de distribuição através de tubos de aço e ferro a partir de 1.400 mm terminando em diâmetros menores. Porém, antes da entrada no reservatório apoiado, a água recebe a cal para correção de acidez (pH) e dosagem de cloro para desinfecção.

Em números, a ETA Gramame é composta das seguintes unidades:

- 01 vertedor retangular e unidade de mistura rápida;
- 16 câmaras de floculação;
- 04 decantadores tubulares;
- 8 filtros de dupla camada filtrante;

Os produtos químicos utilizados atualmente são: sulfato de alumínio, cal hidratada e cloro gasoso.

Há duas fases no processo de tratamento onde são gerados os despejos da ETA: na decantação, onde o lodo acumulado no fundo dos decantadores é retirado por removedores de funcionamento hidraúlico, acionado à vácuo; e na filtração, quando das lavagens contra corrente, efetuadas periodicamente.

O lodo retirado dos decantadores é encaminhado para as lagoas de lodo. O efluente sobrenadante dessas lagoas se junta com a água de lavagem dos filtros e em seguida é lançado no rio Gramame à jusante das barragens de Gramame e Mamuaba.

A operação de descarte do lodo dos decantadores é intermitente sendo feito uma vez ao dia. Cada descarte é feito correspondente a um decantador.

Quanto à limpeza dos filtros esta ocorre a cada 03 (três) horas, sendo um leito filtrante lavado por vez. Essa operação tem 6 minutos de duração e consome aproximadamente 300.000 litros de água tratada.

Assim, a vazão de lançamento do efluente descartável (sobrenadamente das lagoas de lodo mais água de lavagem dos filtros) da ETA Gramame é intermitente e variável por conta da diferença na freqüência de lavagem dos decantadores e filtros, totalizando em vazão média de 833 l/s, que são lançados no rio com freqüência de 3 em 3 horas.

A Figura 10 é uma representação esquemática do Sistema Gramame desde a captação até a estação de tratamento de água, onde aparece também o ponto de lançamento do efluente descartável da ETA no corpo receptor.

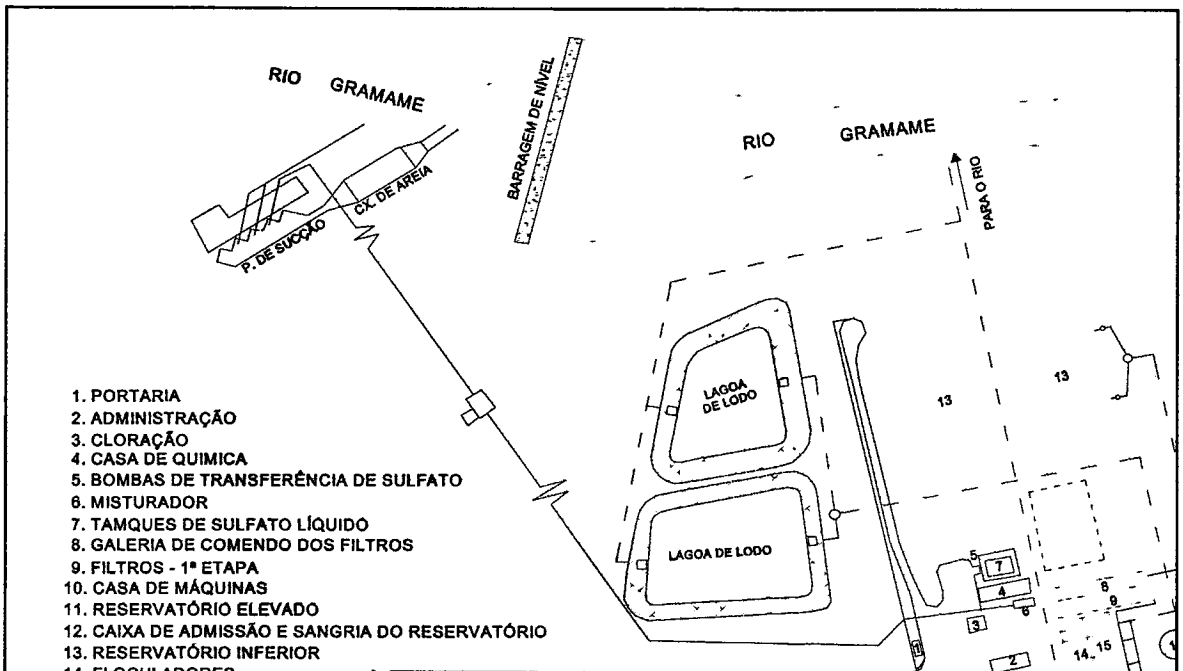


Figura 10 - DESENHO DA CAPTAÇÃO E TRATAMENTO D' ÁGUA DE GRAMAME – JOÃO PESSOA.

BIBLIOTECA CENTRAL / UFPB

4 - METODOLOGIA

Em função dos dados levantados na caracterização da área de estudo, partiu-se para o desenvolvimento da pesquisa propriamente dita, que foi realizada de acordo com o que se segue:

4.1 – DEFINIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAGEM

Foram definidos 04 (quatro) pontos de coleta de água no corpo receptor (rio Gramame) para análise, conforme descrito no Quadro 4.

Quadro 4 - Descrição dos pontos de coleta utilizados para a pesquisa.

Pontos	Descrição
GR 00	Rio Gramame a 3 m à montante do lançamento do efluente descartável da ETA Gramame
PL 01	efluente da ETA Gramame – 3 metros à jusante do ponto GR 00
GR 01	Rio Gramame a 20m à jusante do ponto de lançamento do efluente descartável da ETA Gramame
GR 02	Rio Gramame a 50m à jusante do ponto de lançamento do efluente descartável da ETA Gramame
GR 03	Rio Gramame a 200m à jusante do ponto de lançamento do efluente descartável da ETA Gramame

A Figura 11 apresenta esquematicamente um trecho do rio Gramame com a localização dos pontos de coleta de água e descarte da água de lavagem da ETA. Os pontos de amostragem no rio Gramame foram assim definidos no sentido de verificar as possíveis conseqüências da água de lavagem da ETA em suas águas.

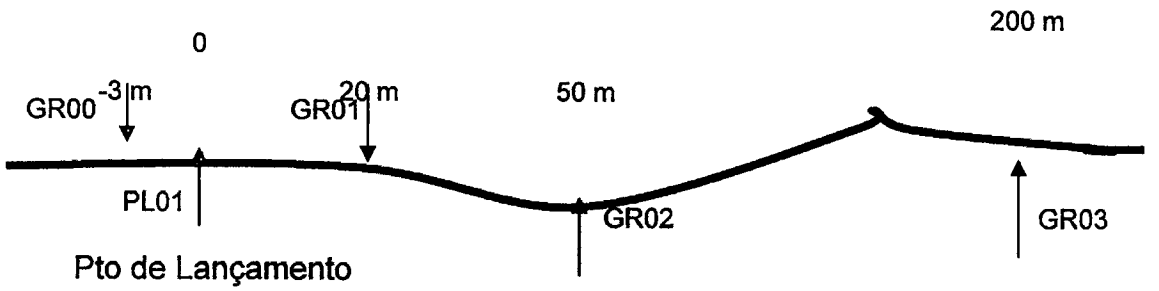


Figura 11 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM TRECHO DO RIO GRAMAME

As Figuras de 12 a 16 apresentam uma visão dos locais dos pontos de coleta de água, no rio Gramame.

Figura 12 – PONTO GR 00 DE COLETA, RIO GRAMAME, À MONTANTE DO PONTO DE LANÇAMENTO DAS ÁGUAS DE LAVAGENS DOS FILTROS DA ETA DE GRAMAME.

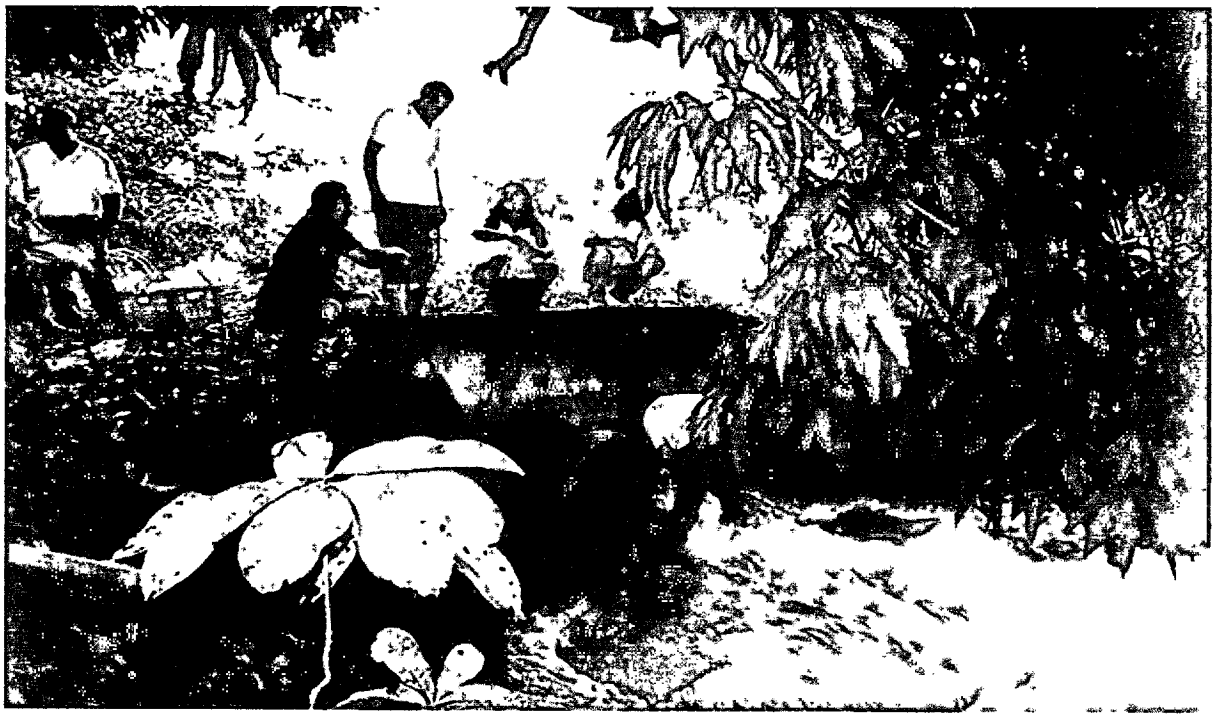


Figura 13 - Ponto PL 01 de coleta, lançamento das águas de lavagens dos filtros da ETA de Gramame.

Figura 14 - Ponto GR 01 de coleta, rio Gramame, a 20 m à jusante do ponto de lançamento das águas de lavagens dos filtros da ETA de Gramame.

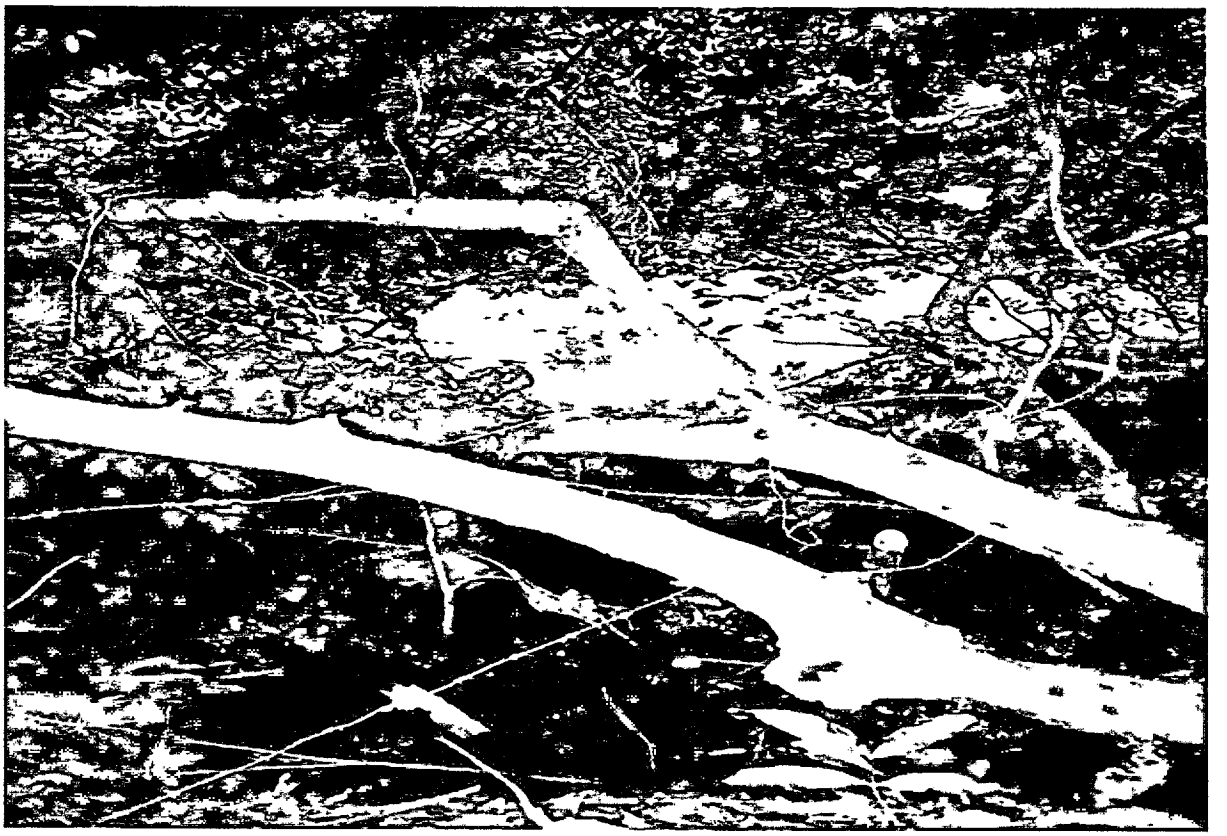


Figura 15 - PONTO GR 02 DE COLETA, RIO GRAMAME, A 50 M À JUSANTE DO PONTO DE LANÇAMENTO DAS ÁGUAS DE LAVAGENS DOS FILTROS DA ETA DE GRAMAME.

Figura 16 - PONTO GR 03 DE COLETA, RIO GRAMAME, A 200 M À JUSANTE DO PONTO DE LANÇAMENTO DAS ÁGUAS DE LAVAGENS DOS FILTROS DA ETA DE GRAMAME.

4.2 – PERÍODO DE AMOSTRAGEM

Segundo o Manual de Amostragem de Qualidade de Água – MN 707 (FEEMA, 1979), são 3 (três) os tipos de parâmetros analisados no controle de qualidade da água de rios: básicos (temperatura, pH, condutividade, alcalinidade, sólidos em suspensão, etc); opcionais (turbidez, cálcio, cromo, zinco, etc) e especiais (metais pesados, incluindo o alumínio e compostos organoclorados). Para cada tipo de parâmetro, há uma freqüência recomendada. Para os especiais (substâncias que apresentam risco potencial para a saúde), o número mínimo de amostra por ano é uma (1) e o intervalo máximo entre amostragens sucessivas é de um (1) ano. No trabalho em questão, a freqüência de amostragem foi de 30 dias aproximadamente, abrangendo o período chuvoso e o período de estiagem. Foram realizadas 07 (sete) coletas de maio a dezembro de 2004, onde o período de chuva geralmente, ocorreu nos meses de maio a agosto. O período de estiagem ocorreu de setembro a dezembro.

4.3 – COLETA, PRESERVAÇÃO, PREPARAÇÃO E ANÁLISE DA ÁGUA

As amostras foram coletadas em intervalo de 05 minutos aproxidamente, após o lançamento do despejo das águas de lavagens dos filtros e o sobrenadante das lagoas de lodo da estação de tratamento de água de Gramame.

Os procedimentos de coleta, preservação, preparação e análise das amostras seguiram o "Standard Methods for the Examination of Water and wastewater, 20º ed. APHA, 1998.

As amostras de água foram coletadas à nível de superfície e em quantidade de, aproximadamente, 2L para as análises de alumínio, 500 mL para análise de oxigênio dissolvido, 500 mL para análise de alcalinidade e mais 3L para as análises dos demais parâmetros físico-químicos. As amostras foram mantidas à 4º C, no tempo suficiente para começar o processo de digestão ácida e posterior leitura das amostras. O mesmo procedimento de preservação das amostras, exceto a acidificação, foi seguido para as análises dos parâmetros físico-químicos.

A água utilizada na preparação dos padrões, lavagem da vidraria e limpeza dos frascos de coleta era destilada e deionizada através do destilador Quimis - Aparelhos Científicos Ltda e do aparelho desmineralizador de água Mod. 670 – Fitasom.

Foram feitas análises de: pH; temperatura; condutividade; alcalinidade; cor; turbidez; dureza; cloretos; sólidos totais (ST); oxigênio dissolvido (O.D.); demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); e concentração de alumínio.

4.4 – MEDIÇÃO DE VAZÃO NO RIO GRAMAME

O rio Gramame possui dimensões relativamente grandes no curso d'água, impossibilitando a utilização de um vertedor retangular, Figura 17. Nesse caso para medição de vazão utilizou-se da medida da velocidade da corrente.

Figura 17 - Rio Gramame, local da medição de vazão

Molinete é um aparelho que dá a velocidade local da água através de uma hélice e um coletor de dados.

O princípio do método é o seguinte:

a) Divide-se a secção do rio em um certo número de posições para levantamento do perfil de velocidades;

b) Levanta-se o perfil de velocidades;

c) Acha-se a velocidade média para cada perfil;

d) A vazão será a somatória do produto de cada velocidade média por sua área de influência.

e) Velocidade média igual à média entre as velocidades medidas a 20%, 50% e 80% de cada profundidade, a partir da superfície.

Costumam-se, nos casos de rios com pequena profundidade, adotar uma das duas hipóteses simplificadoras abaixo:

1) Velocidade media igual à media entre as velocidades medidas a 0,2 e a 0,8 da profundidade, a partir da superfície.
2) Velocidade média igual à velocidade medida a 0,6 da profundidade, a partir da superfície.

Para utilização das equações de diluição, fez-se necessário a medição de vazão do Rio Gramame no período de estiagem, menor vazão apresentada, bem como menor índice pluviométrico (tabela em anexo). Utilizando o micro molinete na seção transversal, Figura 18, foi efetuada a medição a montante do ponto de lançamento das águas de lavagens dos filtros e sobrenadante da ETA/Gramame, resultando numa vazão de 326,70 m^3/h.

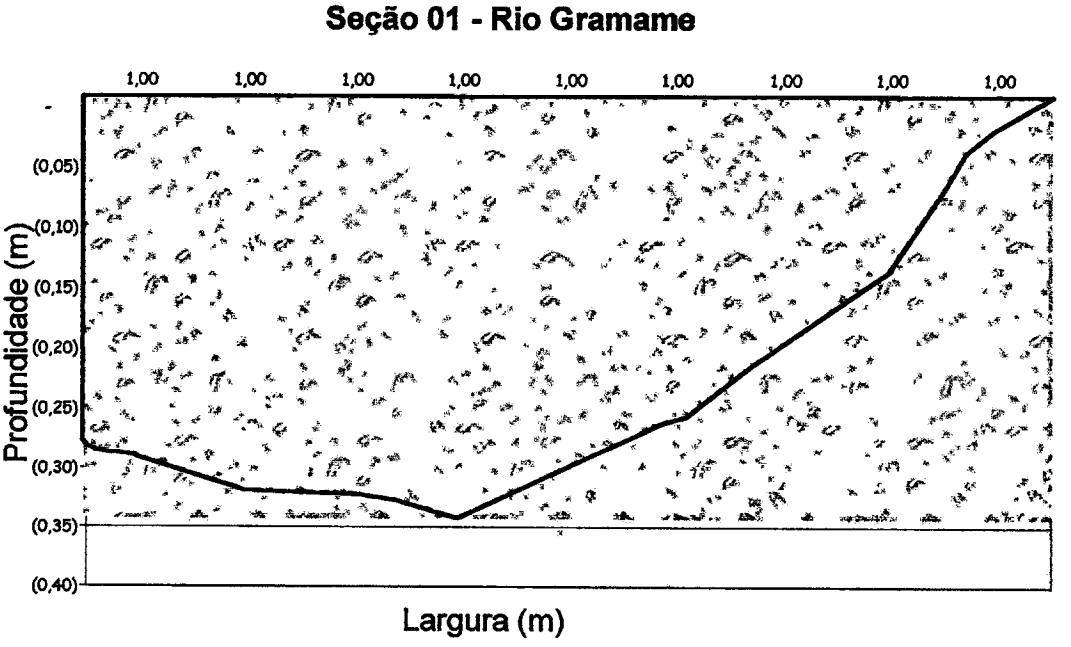


Figura 18 – Seção transversal do rio Gramame

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 - CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE DESCARTÁVEL GERADO NA ETA GRAMAME

O desenvolvimento humano tem a finalidade de proporcionar à população uma melhor qualidade de vida. Isso pode ser feito, melhorando as condições de habitação e da infra-estrutura a ela associada. Nas áreas urbanas, os sistemas de abastecimento de água, coleta de esgotos e resíduos sólidos são serviços essenciais. Assim, abastecimento de água, de centros urbanos, tem como foco a qualidade do produto a ser distribuído à população. Em contrapartida, a qualidade da água bruta está piorando e exigindo maior número de produtos químicos a serem aplicados no tratamento para sua potabilização. Como conseqüência, há um significativo aumento nos rejeitos ou lodo, provenientes das ETAs, os quais são gerados principalmente nos decantadores e filtros.

A Tabela 5 apresenta os resultados das análises físico-químicas, inclusive alumínio, para caracterização do efluente descartável gerados na ETA Gramame e que é lançado no rio Gramame. Também, na tabela 5 estão os valores máximos, mínimos e médios obtidos para cada parâmetro analisado no período de estudo. Na mesma tabela ainda se encontram os padrões máximos de lançamento de efluentes em corpos de água permitidos pela Resolução nº 20/86 do CONAMA.

Observa-se pela Tabela 5 que, de todos os parâmetros analisados, apenas a temperatura e o pH são citados na referida Resolução como padrão de lançamento. Desses dois parâmetros, o pH não cumpriu o limite mínimo permitido pela Legislação em duas coletas, das sete realizadas, no período estudado,

Tabela 5 - Caracterização dos resíduos gerados na ETA de Gramame

Parâmetros	PL 01 (Ponto de lançamento)							Limite	Máximo	Mínimo	Média
	30/5/04	30/6/04	30/7/04	30/8/04	30/9/04	09/11/04	02/12/04	CONAMA			
Temperatura da amostra	27,0	24,0	24,4	25,0	25,0	24,6	25,2	< 40°	27	24	25,0
PH	5,10	4,85	4,64	5,66	6,08	4,62	4,97	5,0 a 9,0	6,08	4,62	5,2
Condutividade elétrica	103,1	113,6	101,3	104	96,6	97,3	104,9	-	113,6	96,6	103,0
Oxig. Dissolvido mg/L O2	7,0	7,2	8,2	7,1	7,5	6,5	6,6	-	8,2	6,5	7,3
$DBO_{5\ dias}$ a 20° C mg/L O_2	2,6	*	1,2	0,0	0,6	0,5	0,2	-	2,6	0	1,0
DQO	96,5	*	257,1	19,0	92,0	77,5	78,9	-	257,1	19	103,5
Sólidos totais	265	112	264	135	229	324	239	-	324	112	224,0
Sólidos totais fixos	183	94	231	108	131	193	178	-	231	94	159,7
Sólidos totais voláteis	82	18	33	27	98	131	61	-	131	18	64,3
Cor (mg Pt/L)	250	200	450	300	200	150	100	-	450	150	258,3
Turbidez UNT	21	43	90	51,2	10,2	53,4	76,6	-	90	10,2	44,8
Alcalinidade	12	12	36	6	8	7	5	-	36	5	12,3
Gás Carbônico	3	11	1	10	10	6	8	-	11	1	7,0
Oxigênio Consumido	13,8	2,8	3,4	5,4	8,1	1,7	0,7	-	13,8	0,7	5,1
Cloreto mg/L Cl	19	21	37	21	40	18	20	-	40	18	26,0
Dureza Total	26	24	40	28	34	20	22	-	40	20	27,7
Alumínio mg/L Al	8,03	2,81	14,31	14,41	2,8	20,8	33,72	-	33,72	2,8	13,84

* Não houve consumo de oxigênio.

apresentando um valor médio de 5,2 UpH. Isto indica que, a primeira vista, a água do rio Gramame pode ter apresentado índices de acidez agressivos aos organismos vivos nela presentes. Os limites compatíveis de pH para proteção da vida aquática, em geral, variam entre 6 a 8 unidades. Muitos peixes e outros animais aquáticos, podem sobreviver a valores iguais ou menores que 5 UpH, mas com pH ácido, certas substâncias ou elementos metálicos, tornam-se tóxicos, como por exemplo o metilmercúrio, formado a partir do íon Hg e o CH_4 (PÁDUA, 2004).

Segundo Machado (2003), o chumbo tem pouca solubilidade no meio em que está presente. Porém, os processos dinâmicos de mobilização são influenciados pelas mudanças das características físicas e químicas da água. Em pH baixo ocorre a solubilidade e mobilidade do chumbo, o que provoca sua dissolução.

Por outro lado Cordeiro (2001), descreve que alguns metais, como cobre, zinco, níquel, chumbo, cádmio, cromo e magnésio e, em especial, o alumínio podem estar presentes no lodo efluente de ETA. No entanto, as características dos lodos podem variar também em função da tecnologia usada nos processos tratamento de água (SARON e LEITE, 2001).

Assim neste contexto o ph, direto ou indiretamente, pode tornar-se um problema para os usuários e a vida aquática do rio Gramame. No entanto, esses problemas podem ser minimizados ou não ocorrerem dependendo da vazão de lançamento dos efluentes descartáveis da ETA, da vazão do rio e, conseqüentemente, do grau de diluição desses resíduos em suas águas receptoras. Também tem que considerar que as características dos efluentes descartáveis da ETA podem variar muito em função do regime de operação e lavagem dos

decantadores e filtros, conforme foi descrito no capítulo 3 da caracterização da área de estudo.

Ainda com relação ao pH, observa-se pela Tabela 5 que este parâmetro não apresentou um padrão definido de relação inversa com as concentrações de alumínio encontradas no trabalho em questão, para os resíduos do efluente descartável da ETA de Gramame. Em geral, o pH é influenciado pelo teor de sulfato de alumínio na água, ou seja, maior concentração de sulfato de alumínio, menor valor do pH.

Entre os demais parâmetros analisados (Tabela 5), pode-se destacar o oxigênio dissolvido, a cor, a turbidez , os cloretos e o alumínio que, apesar da Resolução nº 20/86 do CONAMA não estabelecer limites no padrão de lançamento, estabelece como padrão do corpo receptor para diversas classes.

Pela Tabela 5 observa-se também que a cor apresentou valores elevados, variando de 150 a 450 mg Pt/L. De acordo com Reali (1999), o lodo de sulfato de alumínio apresenta coloração marrom, com viscosidade e consistência que lembram um chocolate líquido, além de possuir uma difícil sedimentação ou flotação em seu estado natural.

As concentrações de alumínio oscilaram entre 2,8 a 33,72 mg/L apresentando um valor médio de 13,84 mg/L no período estudado (Tabela 5). Isso significa que a depender do fator de diluição, foi lançado uma concentração de, aproximadamente, 138 vezes maior do que o máximo permitido (0,1mg/L) pela referida Resolução para a classe 2 na qual está inserida o rio Gramame.

Assim, para que os parâmetros cor e alumínio se mantivessem, no rio Gramame, dentro dos limites determinados pela Legislação, dependeria, entre outros fatores, da vazão do rio.

Os valores dos parâmetros OD, DBO, turbidez e cloretos (Tabela 5), por apresentarem valores dentro dos limites permitidos pela Legislação para a classe 2, certamente não implicariam em maiores problemas para o rio Gramame se o fator diluição tiver sido satisfeito para as concentrações de cor e teor de alumínio. Posteriormente, a influência da vazão do rio na manutenção dos parâmetros analisados, dentro dos limites da Legislação, será novamente abordado quando da avaliação dos possíveis impactos do lançamento do efluente descartável gerados na ETA, na qualidade da água do rio Gramame.

Mesmo admitindo que os valores dos parâmetros investigados podem ter variado além do apresentado neste trabalho, em função da defasagem de horário entre coleta de amostra para análise, e descarte do lodo na operação de limpeza dos decantadores e lavagem dos filtros, as características do efluente descartável gerados na ETA de Gramame e lançados no rio Gramame, certamente não foram exorbitantes se comparados com valores encontrados por Cordeiro (2000) apud Portella et al (2003). Ao analisar o lodo de três estações de tratamento de água: São Carlos, Araraquara e Rio Claro, no estado de São Paulo, os autores supra citados encontraram os valores apresentados no Quadro 5 e observaram que os valores obtidos representam dados pontuais e que existe uma variabilidade quanto à remoção do lodo e limpeza dos decantadores, pois na ETA Araraquara o lodo é removido 3 vezes ao dia e nas demais acontece o acúmulo em tanques.

A diferença entre os resultados obtidos nesta pesquisa e aqueles encontrados por Cordeiro (2000) apud e Portella et al (2003) mostra que é importante a implantação de lagoa de lodo nas estações de tratamento de água (como na ETA Gramame) para retenção dos resíduos gerados, principalmente nos

BIBLIOTECA CENTRAL / UFPB

decantadores, sendo apenas o sobrenadante lançado no curso d'água minimizando, assim, os impactos causados na qualidade da água.

Quadro 5: Parâmetros físico-químicos para o lodo das ETAs São Carlos, Araraquara e Rio Claro.

Parâmetros	ETA – São Carlos	ETA – Araraquara	ETA – Rio Claro
Conc. de Sólidos (%)	4,68	0,14	5,49
pH	7,2 8,93	7,35	
Cor (U.C.)	4.300.000	10.650	250.000
Turbidez (U.T.)	800.000	924	36.000
DQO (mg/L)	4.800	140	5.450
Sólidos Totais (mg/L)	58.630	1.620	57.400
Sólidos Suspensos (mg/L)	23.520	775	15.330
Sólidos Dissolvidos (mg/L)	32.110	845	42.070
Alumínio (mg/L)	11.100 (18,93%)	2,16	30
Zinco (mg/L)	4,25	0,10	48,53
Chumbo (mg/L)	1,60	0,00	1,06
Cádmio (mg/L)	0,02	0,00	0,27
Níquel (mg/L)	1,80	0,00	1,16
Ferro (mg/L)	5.000 (8,53%)	214	4.200
Manganês (mg/L)	60,00	3,33	30
Cobre (mg/L)	2,06	1,70	0,091
Cromo (mg/L)	1,58	0,19	086

FONTE: Cordeiro (2000) apud PORTELLA et al (2003).

5.2- QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO GRAMAME À MONTANTE DO PONTO DE LANÇAMENTO DA ETA

A contínua expansão de área metropolitana das cidades traz, como uma de suas notórias conseqüências, o problema da poluição das águas superficiais em geral, uma vez que resíduos domésticos e industriais, de um modo ou de outro, tem acesso aos cursos d'água, modificando acentuadamente sua composição e suas características. Assim, a qualidade da água de um manancial depende dos usos e atividades desenvolvidos em toda a bacia hidrográfica.

A Tabela 6, apresenta os resultados das análises da água realizadas no ponto GR00, do rio Gramame, antes do lançamento dos resíduos gerados na

ETA Gramame. Observa-se que os valores de pH, DBO, OD, turbidez e cloretos (citados na Resolução nº 20/86 do CONAMA) se mantiveram abaixo dos limites estabelecidos pela Legislação para a classe 2 na qual o rio está inserido, conforme dito anteriormente. No entanto, no período estudado, exceção ocorreu para os teores de cor e concentração de alumínio.

Apesar de ter permanecido sempre dentro dos limites determinados pela Legislação, a turbidez foi maior no período mais chuvoso. Isso ocorre, provavelmente, devido a processos erosivos nessa época o que viria a contribuir para um aumento da turbidez da água.

De acordo com a CETESB (2004) a turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, etc. A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas que exigem conseqüentemente manobras operacionais, como alterações nas dosagens de coagulantes e auxiliares, nas estações de tratamento de água. A erosão pode decorrer do mau uso do solo em que se impede a fixação da vegetação. Esse exemplo, mostra também o caráter sistêmico da poluição, ocorrendo inter-relações ou transferência de problemas de um ambiente (água, ar e solo) para outro. Alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e

Tabela 6 – Caracterização do rio Gramame à montante do lançamento dos efluentes descartáveis da ETA de Gramame

Parâmetros	GR 00							Limite CONAMA	Máximo	Mínimo	Média
	30/5/04	30/6/04	30/7/04	30/8/04	30/9/04	09/11/04	02/12/04				
Temperatura da amostra	25,7	25,4	24,5	26,1	25	25,3	25,2	< 40°	26,1	24,5	25,3
pH	6,88	7,2	6,6	7,1	6,37	6,43	6,54	5,0 a 9,0	7,2	6,37	6,7
Condutividade elétrica	77,1	78	68,8	67,2	71,2	72,2	80,3		80,3	67,2	73,5
Oxig. Dissolvido mg/L O2	6,2	6,4	7,2	6,7	6,8	6,2	5,9	> 5	7,2	5,9	6,5
$DBO_{5\ dias}$ a 20° C mg/L O_2	1,5	0,4	1,3	0,4	1,2	0,5	0,7	< 5	1,5	0,4	0,9
DQO	140,4	135,7	114,3	75,9	46	21,1	13,2		140,4	13,2	78,1
Sólidos totais	146	121	101	71	75	82	85		146	71	97,3
Sólidos totais fixos	110	107	73	48	56	51	67		110	48	73,1
Sólidos totais voláteis	36	14	28	23	19	31	19		36	14	24,3
Cor (mg Pt/L)	200	300	350	175	125	150	200	< 75	350	125	214,3
Turbidez UNT	6,2	66	25	12,7	7,4	8,5	12,8	< 100	66	6,2	19,8
Alcalinidade	17	14	20	16	14	18	18		20	14	16,7
Gás Carbônico	5	5	4	6	5	12	7		12	4	6,3
Oxigênio Consumido	3,4	7	7,2	5	5	3,7	3,4		7,2	3,4	5,0
Cloreto mg/L Cl	19	18	20	21	33	16	20	250	33	16	21,0
Dureza Total	18	30	40	8	18	14	14		40	8	20,3
Alumínio mg/L Al	0,32	0,71	0,99	0,26	0,17	0,17	0,67	0,1	0,99	0,17	0,5

e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água.

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la (e esta redução dá-se por absorção de parte da radiação eletromagnética), devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico. A presença de cor na água provoca repulsa psicológica pelo consumidor, pela associação com a descarga de esgotos (VON SPERLING, 1995).

Na água, a cor pode ser de origem vegetal ou mineral, causada por substâncias metálicas como Fe e Mn, matérias húmicas, tanino, algas, plantas aquáticas e protozoários, ou por resíduos orgânicos ou inorgânicos de indústrias, tais como: mineração, refinarias, explosivos, polpa e papel, químicas e outras.

A água colorida é de aspecto desagradável, sendo indesejável ao abastecimento. A cor exerce influência na escolha do tipo do tratamento a que deve ser submetida a água e sua variação obriga alterar a dosagem dos produtos químicos usados na clarificação.

As águas naturais possuem cor que varia entre 0 e 200 mg Pt/L pois, acima disto, já seriam águas de brejo ou pântano com altos teores de matéria orgânica dissolvida. No Brasil, a Resolução nº 20/86 do CONAMA, que dispõe sobre os níveis de qualidade das águas naturais do território brasileiro, inclui a cor como parâmetro de classificação e, limita para água bruta, isto é, antes de ser tratada e distribuída em sistemas urbanos valores de até 75 mg Pt/L.

Neste caso, com relação a cor, a água do rio Gramame se manteve sempre fora dos limites determinados pela Legislação, pois seus valores variaram entre 125 e 350 mg/L em todo o período do estudo. Os valores mais elevados foram verificados no período de maio a julho de 2004, quando as chuvas foram mais intensas.

No trabalho em questão as concentrações de alumínio no ponto GR00 (Tabela 6) apresentaram-se sempre acima do limite de 0,1 mg/L, estabelecido pelo CONAMA, no período estudado. Seus valores variaram de 0,17 a 0,99 mg/L. De acordo com a CETESB (2004), o alumínio é produzido e consumido em grandes quantidades em muitas nações, sendo o Brasil um grande produtor, com 762.000 t/ano. É o principal constituinte de um grande número de componentes atmosféricos, particularmente de poeira derivada de solos e partículas originadas da combustão de carvão. Em áreas urbanas, a concentração de alumínio na poeira das ruas varia de 3,7 a 11,6 µg/kg. No ar, a concentração varia de 0,5 µg/m³ sobre a Antártica e mais de 1000 µg/m³ em áreas industrializadas. Na água, o alumínio é complexado e influenciado pelo pH, temperatura e a presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. A solubilidade é baixa em pH entre 5,5 e 6,0. O alumínio deve apresentar maiores concentrações em profundidade, onde o pH é menor e pode ocorrer anaerobiose. Se a estratificação, e conseqüente anaerobiose, não for muito forte, o teor de alumínio diminui no corpo de água como um todo, à medida que se distancia a estação das chuvas. O aumento da concentração de alumínio está associado com o período de chuvas e, portanto, com a alta turbidez. Outro aspecto chave da química do alumínio é sua dissolução no solo para neutralizar a entrada de ácidos com as chuvas ácidas. Nesta forma, ele é extremamente tóxico à vegetação e pode ser escoado para os corpos d'água. A principal via de exposição

humana não ocupacional é pela ingestão de alimentos e água. A osteomalacia é observada em humanos expostos ao alumínio. Há considerável evidência que o alumínio é neurotóxico. Em experimentos com animais, porém há uma grande variação desse efeito, dependendo da espécie analisada. O acúmulo de alumínio no homem tem sido associado ao aumento de casos de demência senil do tipo Alzheimer, entretanto não há comprovação científica.

Apesar das exceções, com relação aos parâmetros cor e alumínio, no que se refere aos limites determinados pela Legislação, do ponto de vista físico-químico a água que escoa superficialmente pelo rio Gramame, até o ponto GR00 apresentou-se em geral de boa qualidade, no período estudado.

Segundo Klein (1962) apud Von Sperling (1996), as águas de rios podem ser classificadas, em função da concentração de DBO, de acordo com o Quadro 6.

Quadro 6- Condição do rio em função da DBO_5 do curso d'água

Condição do rio	DBO_5 do rio (mg/L)
Bastante limpo	1
Limpo	2
Razoavelmente limpo	3
Duvidoso	5
Ruim	>10

Neste caso, como a DBO do rio Gramame no ponto GR00 oscilou entre 0,4 e 1,5mg/L no período estudado, sua qualidade ficou entre bastante limpo e limpo, segundo Klein (1962) apud Von Sperling (1996).

No entanto, problemas localizados com referência à poluição hídrica ocorrem ao longo do rio devido ao lançamento de efluentes industriais. Com efeito, o riacho Mussuré, afluente do rio Mumbaba, que por sua vez desemboca no rio Gramame, cruza o Distrito Industrial de João Pessoa recebendo cargas poluidoras das mais diversas. Ademais, agroindústrias e mineradoras, existentes na bacia,

apresentam parcela contribuinte para a alteração da qualidade da água (SCIENTEC, 2000).

Ainda de acordo com a SCIENTEC (2000), os cursos d'água da região à jusante das barragens de Gramame e Mamuaba vem sofrendo crescente processo de poluição, em especial o riacho Mussuré. Pode-se constatar que são elevados alguns indicadores de poluição, tais como índice de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, tendo como principais fatores de poluição das águas o incremento da implantação de indústrias geradoras de efluentes líquidos no Distrito Industrial de João Pessoa e o lançamento desses efluentes, em geral sem tratamento, no referido riacho, que proporcionam o consumo de oxigênio dissolvido nas águas, devido a sua decomposição pelas bactérias aeróbias.

Vale ressaltar então que, neste trabalho, o ponto de coleta GR00 e os demais, ao longo do rio Gramame, ficaram localizados antes da desembocadura do rio Mumbaba e, portanto, livre da influência do riacho Mussuré.

A qualidade da água de um rio é melhor avaliada através de índice de qualidade da água – IQA. Esse índice busca avaliar qualitativamente a água nos cursos dos rios e ribeirões. Seus resultados são de extrema importância para o planejamento, o monitoramento e a gestão dos recursos hídricos. O índice de qualidade da água de Bascarán - IQA_B (apud Rizzi, 2001) proporciona um valor global de qualidade de água, incorporando valores individuais de uma série de parâmetros analisados.

Silva Júnior et al (2004) estudaram a sazonalidade de um indicador de qualidade da água na bacia do rio Gramame. Para tanto utilizaram o IQA_B, através de monitoramento sistemático da água bruta em pontos estratégicos da bacia hidrográfica. Verificaram que o fator sazonal, representado pela pluviosidade,

determinou em geral, variações moderadas no IQA_B na bacia com ligeira tendência de degradação da qualidade da água em períodos chuvosos, dependendo da representação espacial dos pontos. Em nenhum dos pontos analisados obteve-se o padrão excelente de qualidade da água. Um ponto localizado logo após a barragem Gramame-Mamuaba foi onde se obteve o melhor IQA_B, variando de 64,74 a 43,82 em todo o período analisado. Os valores mais baixos do IQA_B foram verificados no riacho Mussuré, que também apresentou comportamento atípico em relação aos demais, ou seja, IQA_B inferior independentemente das variações pluviométricas.

O IQA aplicado nesse estudo também foi o de Bascaran (apud Rizzi, 2001). De acordo com o IQA_B (Tabela 7), a água do rio Gramame no ponto GR00 permaneceu de boa qualidade em todas as 7 coletas realizadas. Assim, contrariamente aos resultados de Silva Júnior et all (2004), a qualidade da água do rio Gramame, no ponto GR00, foi sempre boa independente da época da coleta.

Tabela 7 - Resultados quantitativos e qualitativos do IQA_B da água do rio Gramame no ponto GROO

Período	ÍNDICE (QUANTITATIVO)	Índice (Qualitativo)
31/05/04	59,09	BO
30/06/04	52,50	BO
30/07/04	54,32	BO
30/08/04	59,88	BO
30/09/04	61,38	BO
09/11/04	57,87	BO
02/12/04	55,46	BO

5.3- MONITORAMENTO DO RIO GRAMAME À JUSANTE DO LANÇAMENTO DA ETA

A manutenção da qualidade ambiental está diretamente relacionada ao conhecimento e controle das variáveis que interferem no problema, sejam elas resultantes das ações do homem sobre o ambiente ou de suas transformações naturais. Este conhecimento sobre o meio ambiente pode ser obtido através de monitoramento.

No caso dos corpos d'água, o monitoramento tem, entre outros objetivos, o de avaliar a qualidade natural das águas e qualquer tendência de alteração ao longo do tempo. Sabe-se que, são inúmeros os impactos de origem humana que degradam a água e modificam sua qualidade, com efeitos tanto diretos quanto indiretos sobre esses corpos d'água. Entre os efeitos diretos destaca-se a introdução nos ambientes aquáticos de substâncias estranhas que, além de tornarem a água imprópria para utilização pelo homem, afetam negativamente a flora e fauna aquáticas.

O monitoramento contínuo, ou periódico, da qualidade da água em rios, lagos, reservatórios, etc é uma prática que vem sendo introduzida em muitos países que convivem com problemas ambientais, ou mais especificamente, riscos de contaminação das suas águas. Esse tipo de monitoramento permite aumentar significativamente a eficiência dos Sistemas de Vigilância e, conseqüentemente, reduzir os riscos sanitários, quando a água é utilizada para abastecimento, no caso mais geral, ou riscos ambientais. Assim, o monitoramento de qualidade da água é uma atividade que envolve o acompanhamento dos aspectos qualitativos e quantitativos dos corpos d'água no que diz respeito as suas características físicas, químicas e biológicas.

As Tabelas 8, 9 e 10 apresentam o resultado do monitoramento realizado nos pontos GR01, GR 02 e GR 03, respectivamente, localizados em um

trecho do rio Gramame, para avaliar os impactos na qualidade da água em decorrência do lançamento dos resíduos (água de lavagem dos filtros e sobrenadante das lagoas de lodo) gerados na ETA de Gramame. Observa-se pelas Tabelas 8, 9 e 10 que a qualidade da água do rio, em estudo, sofreu oscilações em todos os pontos de coleta, ao longo do período estudado, para a maioria dos parâmetros analisados, não apresentando, em geral, um padrão definido de relação com os resíduos do lançamento da ETA. No entanto, à exceção da cor e concentração de alumínio, os demais parâmetros mantiveram-se, apesar das oscilações, dentro dos limites permitidos pela Resolução nº 20/86 do CONAMA.

Tabela 8 – Caracterização do rio Gramame à 20 m jusante do lançamento dos efluentes descartáveis da ETA de Gramame.

Parâmetros	GR 01							Máximo	Mínimo	Média
	31/5/04	30/6/04	30/7/04	30/8/04	30/9/04	09/11/04	02/12/04			
Temperatura da amostra	25,9	25,3	24,4	25,9	24,6	25,1	25,1	25,9	24,4	25,2
pH	6,23	6,81	6,42	7,15	4,76	7,05	5,35	7,15	4,76	6,3
Condutividade elétrica	92,8	79,2	71,3	82,8	93,1	102,3	102,2	102,3	71,3	89,1
Oxig. Dissolvido mg/L O2	6,5	6,4	7,6	6,8	6,9	6,4	6,6	7,6	6,4	6,7
$DBO_{5\ dias}$ a 20° C mg/L O_2	1,2	0,4	0,8	0,4	0,1	0,4	0,3	1,2	0,1	0,5
DQO	131,6	71,4	28,57	139,2	92	84,5	138,2	139,2	28,57	97,9
Sólidos totais	180	119	132	110	136	110	442	442	110	175,6
Sólidos totais fixos	135	90	113	78	100	81	260	260	78	122,4
Sólidos totais voláteis	45	29	19	32	36	29	182	182	19	53,1
Cor (mg Pt/L)	**250**	**250**	**400**	**250**	**300**	**150**	**35**	400	35	233,6
Turbidez UNT	9,2	68	6,7	22,8	16,4	18	74	74	6,7	30,7
Alcalinidade	10	18	13	16	10	18	5	18	5	12,9
Gás Carbônico	4	7	10	6	5	7	6	10	4	6,4
Oxigênio Consumido	4,3	6,7	8,2	5,4	8,4	3,7	0,7	8,4	0,7	5,3
Cloreto mg/L Cl	20	23	22	22	37	29	23	37	20	25,1
Dureza Total	20	34	24	14	18	28	14	34	14	21,7
Alumínio mg/L Al	**3,30**	**0,86**	**2,04**	**1,16**	**5,32**	**4,87**	**8,33**	8,33	0,86	3,7

Tabela 9 – Caracterização do rio Gramame à 50 m jusante do lançamento dos efluentes descartáveis da ETA de Gramame.

Parâmetros	GR 02							Máximo	Mínimo	Média
	31/5/04	30/6/04	30/7/04	30/8/04	30/9/04	09/11/04	02/12/04			
Temperatura da amostra	25,6	25,4	24,4	26,2	24,5	25	25	26,2	24,4	25,2
pH	6,18	7	6,5	9,95	6,23	7,64	5,22	9,95	5,22	7,0
Condutividade elétrica	84,3	79	69,6	118,3	87,9	114,9	106,7	118,3	69,6	94,4
Oxig. Dissolvido mg/L O2	6,4	6,4	7,6	6,97	6,8	6,9	6,2	7,6	6,2	6,8
$DBO_{5\ dias}$ a 20° C mg/L O_2	2,4	0,2	1	0	0,2	0,1	0,5	2,4	0	0,6
DQO	61,4	*	28,6	240,5	23	56,3	65,8	240,5	23	79,3
Sólidos totais	203	127	130	117	111	107	289	289	107	154,9
Sólidos totais fixos	136	118	128	101	92	84	189	189	84	121,1
Sólidos totais voláteis	67	9	2	16	19	23	100	100	2	33,7
Cor (mg Pt/L)	**250**	**200**	**400**	**250**	**250**	**200**	**350**	400	200	271,4
Turbidez UNT	13	40	15	20,3	10,4	10	56,5	56,5	10	23,6
Alcalinidade	28	18	15	22	11	21	4	28	4	17,0
Gás Carbônico	6	5	8	0	8	5	6	8	0	5,4
Oxigênio Consumido	5	7,2	8,5	6,3	6,5	3,4	0,7	8,5	0,7	5,4
Cloreto mg/L Cl	20	24	19	24	39	19	23	39	19	24,0
Dureza Total	16	24	30	30	24	30	14	30	14	24,0
Alumínio mg/L Al	**3,2**	**0,9**	**2,49**	**1,49**	**2,6**	**2,45**	**8,62**	8,62	0,9	3,1

Os Gráficos de 1 a 6 destacam os parâmetros pH, turbidez, DBO, sólidos totais, cor e alumínio, por apresentarem uma importância maior no estudo em questão. Considerando as características da água de lavagem da ETA, verificam seus comportamentos, ao longo do rio Gramame, em cada coleta efetuada.

Observa-se pelo Gráfico 1 que, apesar da água de lavagem da ETA ter apresentado um pH relativamente baixo, no lançamento, este parâmetro, ao longo do rio, comportou-se, em geral, de maneira semelhante entre as coletas realizadas. Variou no período estudado de 6,0 a 7,8 UpH, com tendência de queda no ponto GR 01, após o lançamento da ETA. Certamente, a vazão do rio e o fator diluição foram importantes para esses resultados. Assim, as suspeitas com relação a índices de acidez agressivos aos organismos vivos, presentes no rio, que foram levantados no item 5.1, não procedem. Portanto, o pH manteve-se em geral dentro dos limites compatíveis para proteção da vida aquática, ou seja, de 6 a 8 UpH. No entanto, em duas ocasiões, uma no ponto GR 01 (09/04) e a outra no GR 02 (08/04) ocorreram oscilações acentuadas, não tendo sido porém observado relação com os demais parâmetros analisados.

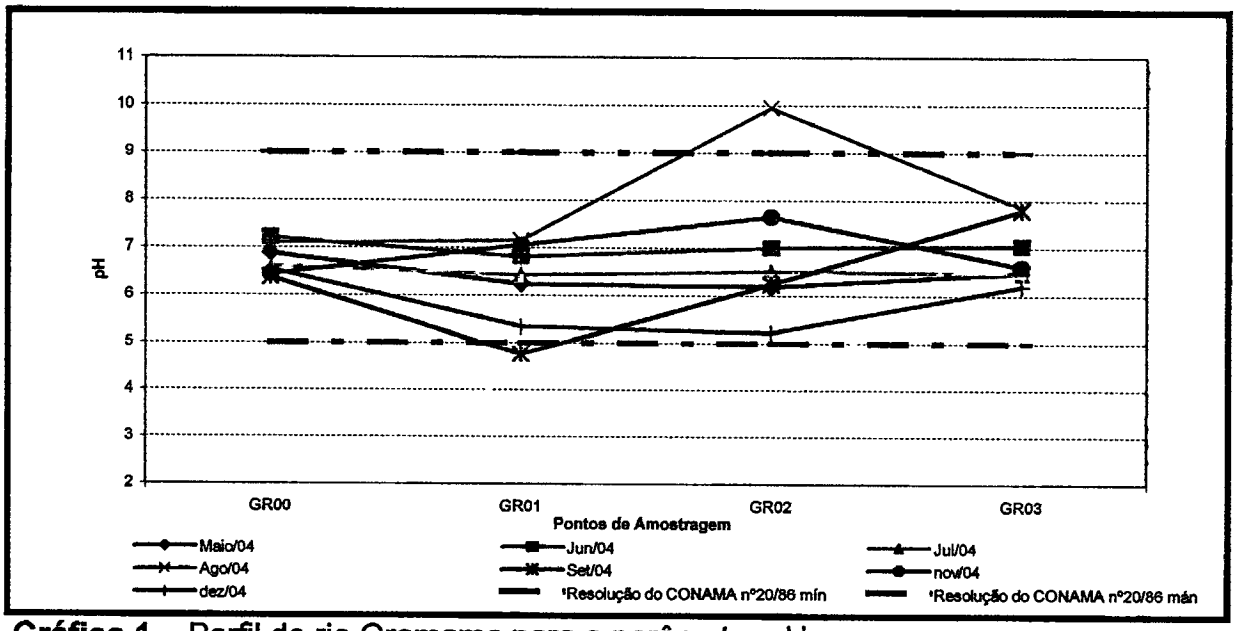


Gráfico 1 – Perfil do rio Gramame para o parâmetro pH

A turbidez apresentou padrão semelhante ao longo do rio, nas campanhas de coleta realizadas nos meses de maio, agosto e setembro , com valores relativamente baixos (Gráfico 2). Nos meses de junho e julho, que são os mais chuvosos (Tabela 14 em anexo), esse parâmetro comportou-se de forma bastante semelhante, entre eles, porém com fortes oscilações entre os pontos de coleta. Já no mês de dezembro, a turbidez apresentou variações totalmente diferentes de todas as outras campanhas de coletas efetivadas, observando-se também oscilações entre os pontos. Assim, além de processo erosivo das margens do rio Gramame que pode ter ocorrido na estação chuvosa, a turbidez da água pode ter tido influência do regime de operação de limpeza, lavagem e do lançamento dos resíduos da ETA, no período estudado.

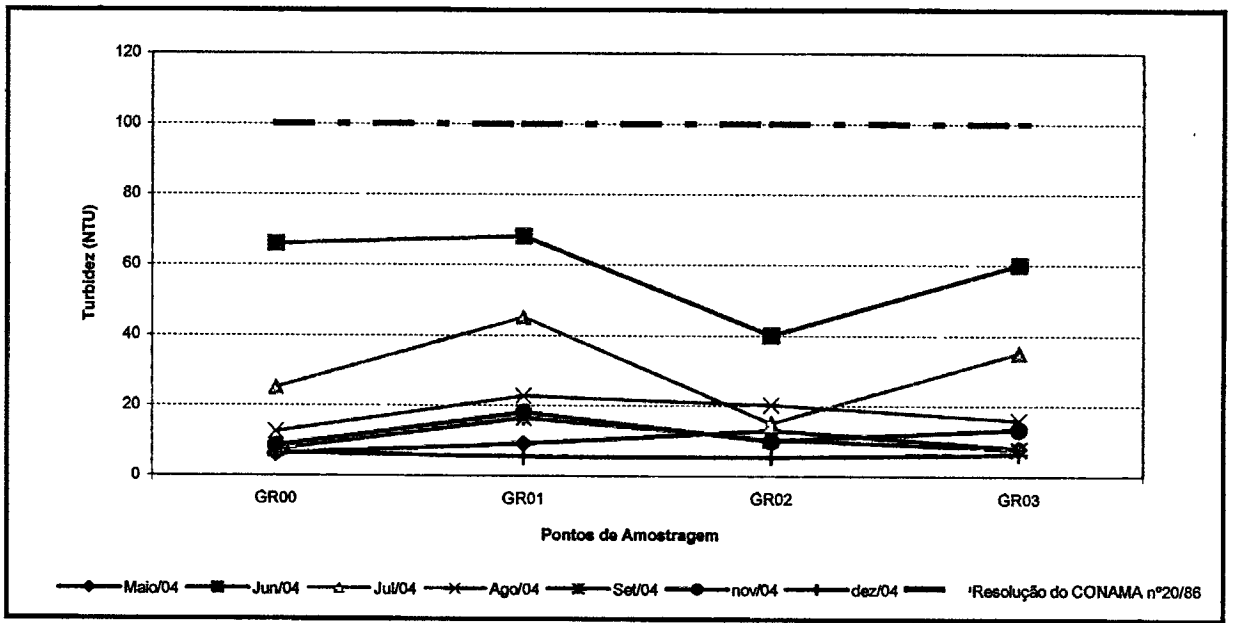


Gráfico 2 - Perfil do rio Gramame para o parâmetro turbidez

Segundo Mota (1995), os aspectos climatológicos de uma região influenciam diretamente o corpo d'água, provocando sensíveis alterações no seu metabolismo. Num período de maior precipitação pode ocorrer um aumento na

turbidez em função do grande aporte de material que é carreado pelas chuvas para o corpo d'água em questão. O vento por sua vez pode provocar uma mistura na água, ocasionando uma ressuspensão de nutrientes nas partes mais profundas do rio.

O Gráfico 3 mostra a variação temporal da DBO ao longo do rio Gramame. Observa-se que apesar das oscilações ocorridas, principalmente na coleta do mês de maio, esse parâmetro apresentou, em geral, valores baixos. Isso indica pequena concentração de matéria orgânica oxidável biologicamente presente na água. Também tem que ser considerado que, igualmente baixa, foi a DBO dos resíduos da ETA (Vá ler, Tabela 5) e do ponto GR00 (vá ler, Tabela 6) à montante do lançamento da água de lavagem da ETA.

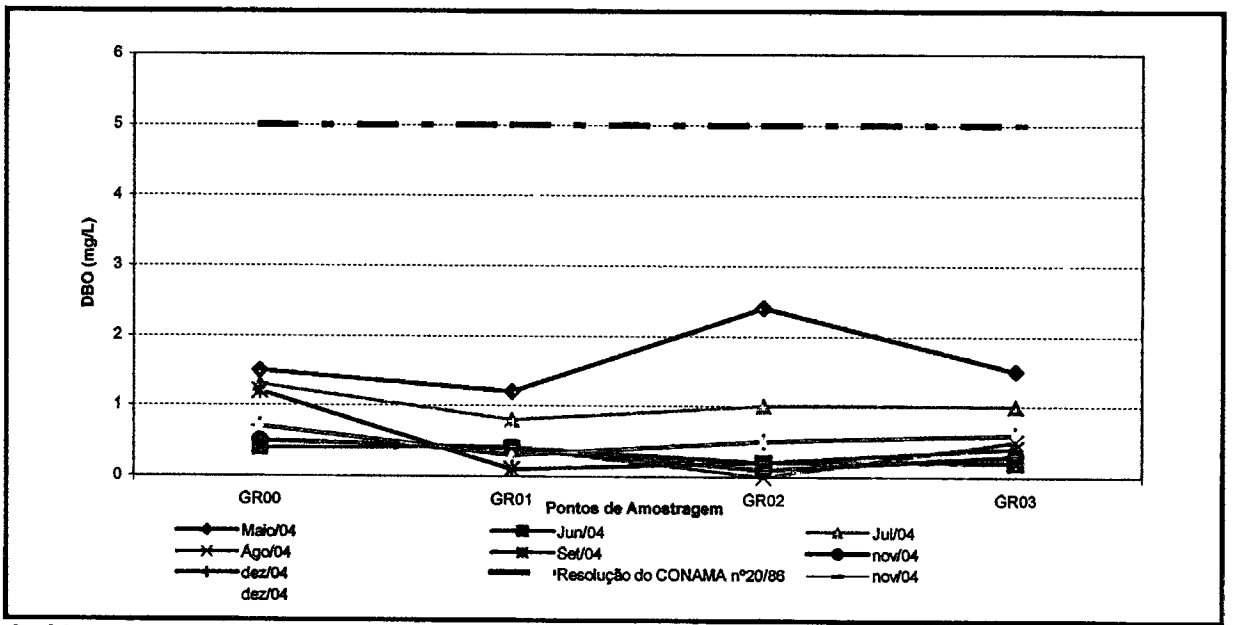


Gráfico 3 - Perfil do rio Gramame para o parâmetro da DBO

Durante o período de estudo, a concentração de sólidos totais (Gráfico 4), ao longo do rio Gramame, apresentou variação temporal relativamente baixa, com padrão de curvas, em 06 campanhas de coletas entre os meses de maio a

novembro, semelhantes. Apenas para a coleta realizada no mês de dezembro, os valores dos sólidos totais foram mais elevados nos pontos GR01 e GR02, apresentando portanto, padrão de curva bastante diferente das demais coletas realizadas.

Os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem se sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos para os peixes e também podem danificar os leitos de desova desses peixes. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia. Altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão em sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas.

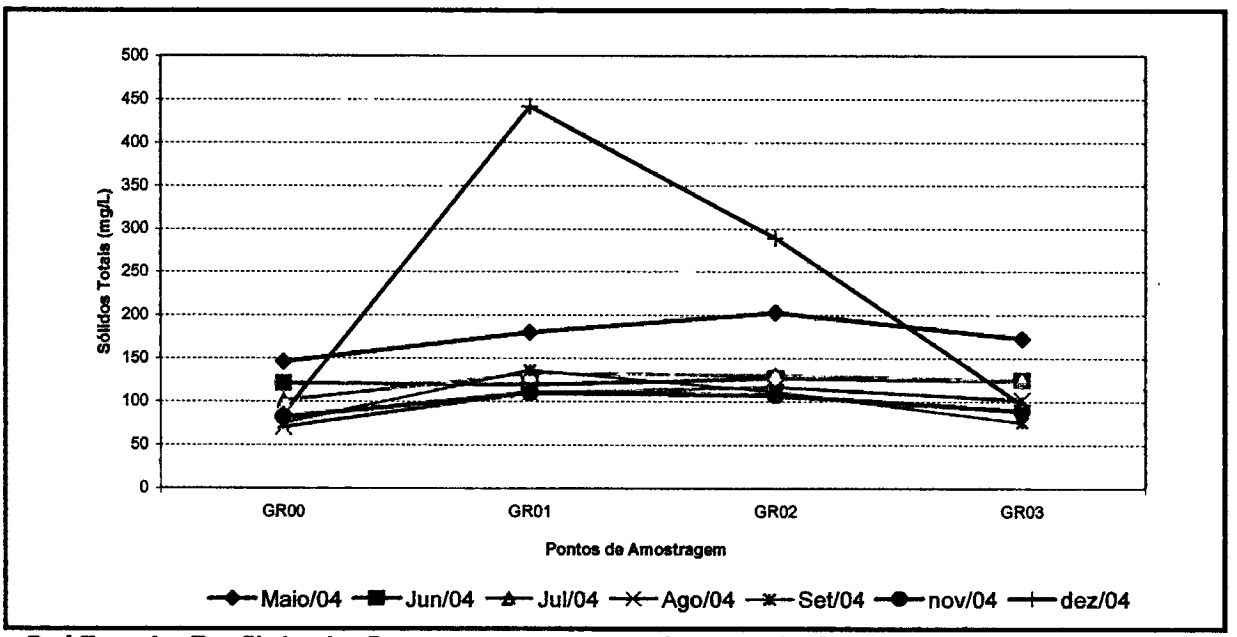


Gráfico 4 - Perfil do rio Gramame para o parâmetro de Sólidos Totais

O parâmetro cor (Gráfico 5) apresentou comportamento temporal muito variado, ao longo do rio, e com oscilações entre os pontos de amostragem em uma

mesma coleta. Conforme foi dito anteriormente, seus valores foram sempre elevados em todo o período de estudo, independente do ponto analisado, mantendo-se sempre fora do limite máximo permitido pelo CONAMA, que é de 75mgPt/L. Se for considerado que os teores de cor foram elevados no ponto GR00, à montante do lançamento (Vá ler, Tabela 6) e também nos resíduos da ETA, no ponto PL 01, (Vá ler, Tabela 5), tudo leva a crer que ocorreu a diluição da cor nas águas do rio Gramame, caso contrário o valor desse parâmetro teria sido muito mais elevado nos pontos localizados, após o lançamento da estação (ETA).

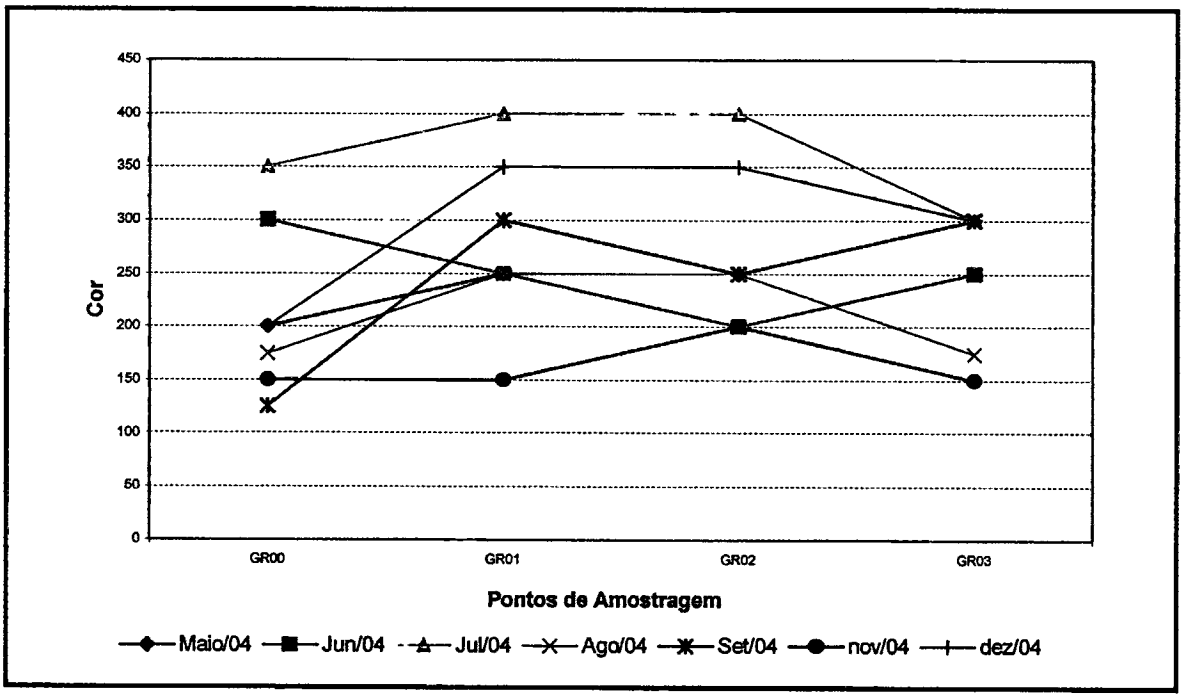


Gráfico 5 - Perfil do rio Gramame para o parâmetro cor

Quando a coloração da água ocorre em função de origem natural, não representa risco à saúde, apenas problema de ordem estética. Porém, quando a matéria orgânica dissolvida é responsável pela cor, pode gerar produtos potencialmente cancerígenos, os trihalometanos (UFMT, 2004). No caso do rio Gramame, aparentemente, a matéria orgânica dissolvida não foi responsável pela

BIBLIOTECA CENTRAL / UFPB

cor da água, uma vez que os valores da DBO permaneceram sempre baixo tanto ao longo do rio (Gráfico 3), como também no resíduo da ETA (Tabela 5).

O gráfico 6 apresenta as variações das concentrações de alumínio ao longo do rio, em cada campanha de coleta realizada, no período de estudo. Observa-se que, conforme foi dito anteriormente, as concentrações de alumínio apresentaram-se sempre fora dos limites permitidos pela Resolução do CONAMA, independente do ponto monitorado (à montante ou à jusante do PL01 de lançamento da ETA) e da época da coleta de água.

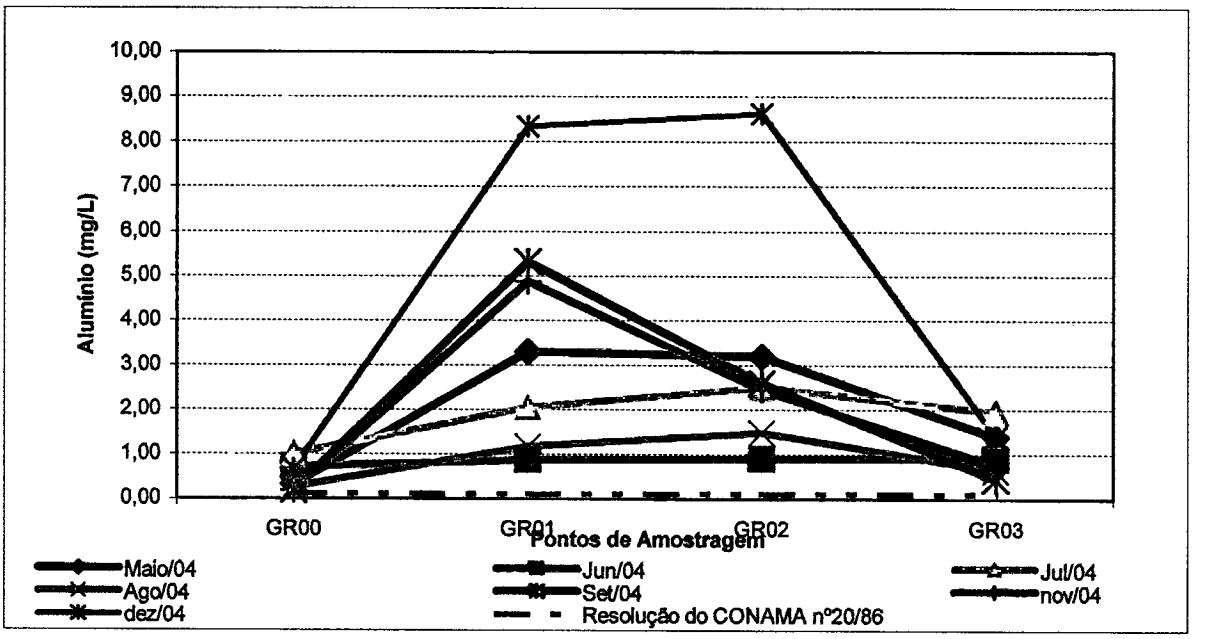


Gráfico 6 - Perfil do rio Gramame para a concentração de Alumínio.

Em geral os maiores valores foram observados no ponto GR 01, imediatamente à jusante do lançamento do efluente da ETA nos meses de maio (no final) e dezembro, de baixa precipitação pluviométrica (Tabela 14 em anexo). Nesses meses também foram elevadas as concentrações de alumínio nos resíduos da ETA, (Tabela 5), se bem que em junho e julho também foram. Porém, nos meses

mais chuvosos é provável que tenha ocorrido a diluição do alumínio nas águas do rio, sendo que essa capacidade de diluição foi menor no período de estiagem, pela diminuição da vazão do curso d` água. Esse fato sugere um melhor controle na operação de limpeza e lavagem dos decantadores e filtros da ETA Gramame no período em que o rio apresentar vazões mais baixas.

Para uma melhor visualização do comportamento geral da cor e concentração de alumínio no rio Gramame, antes e depois do lançamento do efluente da ETA no rio, a Tabela 11 apresenta o valor máximo e mínimo dos referidos parâmetros, em todos os pontos estudados como também nos resíduos provenientes da estação.

Tabela 11 – Valores máximo e mínimo do teor de alumínio e cor nos pontos de coleta.

Parâmetros	GR00		PL01		GR01		GR02		GR03	
	máx	mín	máx	mín	máx	mín	máx	mín	máx	mín
Cor (mg Pt/L)	350	125	400	150	400	35	400	200	300	150
Aluminio (mg/L AL)	0,99	0,17	33,72	2,8	8,33	0,86	8,62	0,9	1,95	0,43

Observa-se pela Tabela 11 que, de uma maneira geral, o lançamento da ETA no rio Gramame não alterou, significativamente, a qualidade da água, no que diz respeito a cor se for considerado que, no ponto GR00 (montante do lançamento) esses valores foram elevados, mantendo-se sempre fora dos limites permitidos pelo CONAMA, em todo período estudado, conforme já mencionado anteriormente.

Verifica-se também pela Tabela 11 que, a medida que o rio avança, a concentração de alumínio diminui, o que praticamente não ocorre para os teores de

cor. Para o comportamento do alumínio ao longo do rio, podem ter influenciado em especial, além da vazão do curso d'água e conseqüentemente o fator diluição do contaminante: a capacidade de autodepuração do próprio rio; a reação do sulfato de alumínio com as impurezas da água, formando flocos e em seguida ocorrendo a sedimentação. Porém, a recuperação do rio, com relação a concentração de alumínio, não atingiu os níveis de qualidade aceitáveis pela Legislação, no trecho monitorado, ou seja, até 200 metros após o ponto de lançamento, o que justifica um controle efetivo no regime de operação da estação.

A Tabela 12 apresenta o resultado da aplicação da equação da mistura, no ponto de lançamento da ETA, com relação a todos os parâmetros analisados, no período de estudo. Esse estudo teve como objetivo verificar a capacidade do rio Gramame diluir os resíduos gerados na ETA. Para tanto foi considerada a vazão mínima do rio de 326,70 L/s (obtida no mês de novembro) e a do lançamento da água de lavagem de ETA, isto é 833 L/s, a cada três horas por um período de 6 (seis) minutos.

Verifica-se pela Tabela 12 que, para essas vazões, quase todos os parâmetros analisados se mantiveram, no ponto de lançamento, dentro dos padrões definidos pelo CONAMA para corpo receptor da classe 2, como é o rio Gramame. Porém, para os parâmetros cor e alumínio os limites determinados pela Legislação foram ultrapassados. O teor da cor variou de 133,9 a 385,52 mgPt/L, tendo um acréscimo médio de 4,38% em relação aquele do ponto GR00, à montante do lançamento.

Tabela 12 – Resultado da aplicação da mistura no ponto de lançamento.

Parâmetros	Concentração do Efluente			Padrão de lançamento (*)	Características do corpo receptor (**)			Padrão do corpo receptor (*)	Padrão do corpo receptor após o lançamento para valores de ***Qr			Acréscimo de concentração nas características do corpo receptor para valores de ***Qr (%)		
	Q_e = 180 L/s								Qr = 326,70 L/s			Qr = 326,70 L/s		
	Máx	Mín	Méd		Máx	Mín	Méd		Máx	Mín	Méd	Máx	Mín	Méd
Temperatura da amostra	27	24	25,0	< 40°	26,1	24,5	25,3							
pH	6,08	4,62	5,2	5,0 a 9,0	7,2	6,37	6,8	6 a 9	6,78	5,7	6,20			
Condutividade elétrica	113,6	96,6	103,0		78	67,2	72,4		90,65	77,6	83,27	16,21	15,54	14,99
Oxig. Dissolvido mg/L O2	8,2	6,5	7,3		7,2	6,2	6,7	>5	7,56	6,3	6,87	4,93	1,72	3,15
$DBO_{5\ dias}$ a 20° C mg/L O_2	2,6	0	1,0		1,5	0,4	1,0	<5	1,89	0,3	0,97	26,05	-35,52	0,74
DQO	257,1	19	103,5		140,4	21,1	88,9		181,86	20,4	94,09	29,53	-3,54	5,83
Sólidos totais	324	112	224,0		146	71	99,3		209,23	85,6	143,62	43,31	20,51	44,58
Sólidos totais fixos	231	94	159,7		110	48	74,2		152,98	64,3	104,56	39,08	34,04	40,98
Sólidos totais voláteis	131	18	64,3		36	14	25,2		69,75	15,4	39,06	93,74	10,15	55,22
Cor (mg Pt/L)	450	150	258,3		350	125	230,0	75	385,52	133,9	240,07	10,15	7,10	4,38
Turbidez UNT	90	10,2	44,8		66	6,2	23,5	100	74,53	7,6	31,04	12,92	22,92	32,31
Alcalinidade	36	5	12,3		20	14	16,5		25,68	10,8	15,00	28,42	-22,84	-9,07
Gás Carbônico	11	1	7,0		12	4	6,2		11,64	2,9	6,46	-2,96	-26,64	4,80
Oxigênio Consumido	13,8	0,7	5,1		7,2	3,4	5,2		9,54	2,4	5,19	32,56	-28,21	-0,60
Cloreto mg/L Cl	40	18	26,0		33	18	22,2	250	35,49	18,0	23,55	7,54	0,00	6,08
Dureza Total	40	20	27,7		40	8	21,3		40,00	12,3	23,60	0,00	53,29	10,63
Alumínio mg/L Al	33,72	2,8	13,84		0,99	0,17	0,5	0,1	12,62	1,1	5,23	1174,44	549,58	967,84

(*) Limite máximo estabelecido pela Resolução Nº 20 do CONAMA

(**) Caracteísticas do corpo receptor determinadas entre os meses de maio e dezembro/2004

(*Qr) Vazão do rio**

A concentração de alumínio (Tabela 12) variou de 1,1 a 12,62 mg/L. Para o alumínio o acréscimo médio foi extremamente alto, ou seja, 967,84% em relação aos valores do ponto GR00, contrariando a Legislação. Esses resultados evidenciam o impacto do lançamento dos resíduos da ETA Gramame na qualidade da água do referido rio, para o parâmetro alumínio.

Esse é um dado extremamente importante a ser considerado, pelos problemas amplamente comentados que o alumínio pode causar direta ou indiretamente, a saúde da população usuária desse curso d'água. Isso reforça, ainda mais, a necessidade de controle de operação de limpeza da ETA e conseqüentemente lançamento no rio Gramame. Vale ressaltar, no entanto, que o problema poderia ser muito maior se não fossem as lagoas de lodo para o recebimento dos resíduos do decantador. Segundo Cordeiro (2000) apud PORTELLA et al (2003), os lodos de ETAs têm em sua composição concentrações elevadas de alumínio e esse material quando lançado diretamente em cursos d'água com baixa velocidade pode sedimentar isolando a camada bentônica, que é importante na alimentação de peixes.

A Tabela 13 apresenta o resultado da aplicação do IQA_B aos pontos de coleta localizados à jusante do ponto de lançamento da ETA, igualmente o que foi feito para o GR00 à montante.

Observa-se pela Tabela 13 que, segundo o IQA_B, durante quase todo o período estudado a água do rio Gramame apresentou-se de boa qualidade, mesmo no ponto GR01, logo após o lançamento, independentemente dos valores elevados da cor. Exceção ocorreu apenas na coleta de dezembro, mês de precipitações muito baixas. Nesse mês a água do rio Gramame foi de qualidade

regular em todos os pontos amostrados. Vale ressaltar, no entanto, que o parâmetro alumínio não entrou nos cálculos do índice de qualidade da água de Bascarán.

Tabela 13 - Resultados quantitativos e qualitativos do IQA_B da água do rio Gramame nos pontos GRO1, GR02 e GR03.

Ano	Ponto	Período	Índice (Quanti.)	Índice (Quali.)
2004	GR 01	31/mai	56,84	BO
		30/jun	53,13	BO
		30/jul	62,76	BO
		30/ago	55,74	BO
		30/set	57,32	BO
		09/nov	56,84	BO
		02/dez	50,33	RE
	GR 02	31/mai	53,88	BO
		30/jun	54,00	BO
		30/jul	58,82	BO
		30/ago	54,87	BO
		30/set	59,61	BO
		09/nov	61,38	BO
		02/dez	49,11	RE
	GR 03	31/mai	57,63	BO
		30/jun	52,58	BO
		30/jul	54,87	BO
		30/ago	57,32	BO
		30/set	62,76	BO
		09/nov	56,05	BO
		02/dez	49,78	RE

6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 - CONCLUSÕES

Este trabalho buscou investigar os prováveis impactos do lançamento do efluente descartável da ETA Gramame, no rio Gramame. Para tanto determinou-se parâmetros físico–químicos, inclusive alumínio, de suas águas antes e depois do ponto de lançamento. Caracterizou-se também o efluente descartável da referida ETA.

Os valores encontrados foram comparados com os valores máximos permitidos (VMP) pela Resolução nº 20/86 do CONAMA, analisados através do Índice de Qualidade da Água de Bascarán e da aplicação da equação da mistura no ponto de lançamento da ETA e concluiu- se que:

- São variáveis e elevadas as concentrações de alumínio no efluente descartável da ETA Gramame, lançado no rio Gramame;
- Do ponto de vista físico-químico, a água do rio Gramame apresentou-se em todo trecho estudado, em geral, dentro dos limites permitidos pela Resolução 20 do CONAMA, para a classe 2 na qual está inserido. Exceção ocorreu para os parâmetros cor e alumínio;
- As concentrações de alumínio variaram de 0,17 a 0,99 mg/L, na água do rio Gramame à montante do ponto PL 01 de lançamento dos resíduos da ETA, ficando portanto, sempre acima do valor máximo permitido pelo CONAMA, ou seja, 0,1mg/L, no período analisado.

Nos pontos de amostragem à jusante do ponto de lançamento da ETA as concentrações de alumínio foram mais elevadas e também estiveram sempre

acima do máximo permitido pelo CONAMA. Este fato pode estar relacionado a manobras de operação e regime de lavagem da ETA Gramame.

A aplicação da equação da mistura, no ponto de lançamento da ETA, para todos os parâmetros analisados, no período de estudo teve como objetivo verificar a capacidade do rio Gramame em diluir os resíduos gerados na ETA, considerando a vazão mínima do rio de 326,70 L/s (obtida no mês de novembro) e a vazão de lançamento da água de lavagem de ETA de 180 L/s, revelou que a concentração de alumínio variou de 1,1 a 12,62 mg/L. Isso significa um acréscimo médio de 967,84% em relação aos valores do ponto GR00, à montante do lançamento. Esses resultados evidenciam que a disposição das águas de lavagem dos filtros e sobrenadante das lagoas de lodo compromete a qualidade da água do corpo receptor, no que diz respeito a concentração de alumínio.

- Pelos níveis de alumínio detectados nas águas do rio Gramame nesse estudo e pelo problemas que esse metal pode comprometer a classe do rio, segundo a Resolução nº 20/86 do CONAMA. Recomenda-se reduzir a sua emissão para o nível de concentração desejado.

De acordo com o IQA_B, durante quase todo o período estudado a água do rio Gramame apresentou-se de boa qualidade, mesmo no ponto GR01, logo após o lançamento do efluente descartável da ETA, independentemente dos valores elevados da cor. Exceção ocorreu apenas na coleta de dezembro, mês de precipitações muito baixas. Nesse mês a água do rio Gramame foi de qualidade regular em todos os pontos amostrados. Vale ressaltar, no entanto, que o parâmetro alumínio não entrou nos cálculos do índice de qualidade da água de Bascarán.

6.2 - RECOMENDAÇÕES

É preocupante o número reduzido de estações de tratamento de água que possuem lagoas de lodo sendo o efluente descartável da grande maioria , via de regra, lançado nos corpos d'água adjacentes.

Visando mitigar os impactos causados a qualidade da água do corpo receptor sugere-se:

- estudar a viabilidade de encaminhar as águas de lavagens dos filtros para as lagoas de lodo e/ou misturar o sobrenadante das mesmas com a água bruta, retornando assim para a ETA;
- efetuar uma monitorização sistemática, que resulte em séries temporais de dados que permitam avaliar a evolução da qualidade do corpo aquático e conhecer as tendências de sua variação;
- implantar lagoa de lodo nas estações de tratamento de água, em especial as do tipo convencional por fazerem uso de produtos químicos;
- Controlar melhor as operações de limpeza e lavagem da ETA.

7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACSHANGRILA. Disponível em: http://www.acshangrila.com.br. Acesso em: 15 ago. 2003

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, alum sludge in the aquatic environment, AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 224p., 1991.

AQUATEC – Tratamento primários, Drew Produtos Químicos S. A., 30p., sd.

APHA – AWWA. Standard Methods For The Examination Of Eater and Wastewater, 20º ed. 1998

AZEVEDO, J. M. N. .Tratamento de Água de Abastecimento – Editora Universidade de São Paulo, 329p.,São Paulo,1966.

BARBOSA, R.M. Avaliação do impacto de lodos de estações de tratamento de água à biota aquática através de estudos ecotoxicológicos. São Carlos, 200 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2000.

BARBOSA, R. M.; POVINELLI, J.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA E. L. G. A toxicidade de despejos (lodos) de Estações de Tratamento de Água à Dalphnia similis (CLADOCERA, CRUSTACEA). Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2000.

BABBITT, H. E., DOLAND, J. J., CLEASBY, J. L., Abastecimento de água, São Paulo: Editora Edgard Blucher Ltda., 592p., 1976.

BARCHA, S. F., Água a fonte da vida. Metais na água, Laboratório de Geologia Ambiental, 1999.

BATALHA, B. L., Controle da qualidade da água para consumo humano. São Paulo, CETESB. 1977

_____., Ameaça microscópica na água potável. Revista Ciência Hoje, v. 25, n. 145, p.29-34, 1998.

_____,Água Potável. Disponível em: http://www.profcupido.hpg.ig.com.br. Acesso em 18 jun. 2004.

BESSA, M. Avaliação da Qualidade da água consumida no Parque Fluminense - Enfoque para metais – Fe, Mg, Zn, Cl, Ni e Al - Duque de Caxias. Tese de Mestrado - Fiocruz, Rio de Janeiro – 1997.

BRASIL. Leis, decretos, etc...Portaria nº 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília.

_____. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – Resolução do CONAMA nº 20, 18/06/86, Brasília, 1986.

CAMPOS, S. de - TOXICOLOGIA DOS METAIS PESADOS. Disponível no site: http://www.mundodoquímico.hpg.ig.com.br. Acesso em: 02 out. 2002.

CETESB. Operação e Manutenção de ETA, São Paulo, 2º volume. 1973.

_____- Água – Qualidade, Padrões de Potabilidade e Poluição. São Paulo, 1974.

_____- Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água, 2. ed. São Paulo, 1976.

_____- Água - Rios e Reservatórios. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp. Acesso em 05/12/2004.

CORDEIRO, J. S. O problema dos lodos gerados em decantadores de estações de tratamento de água. São Carlos. 342p. Tese (doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 1993

_____. O impacto ambiental provocado pela indústria da água de abastecimento. Universidade federal de São Carlos – Revista Saneamento Ambiental nº 6, Março/Abril 1999.

_____. Processamento de Lodos de Estação de Tratamento de Água (ETA). In: ANDREOLI, C.V. (coord.) Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final. Rio de Janeiro: RiMa / ABES / PROSAB, p. 121 – 142, 2001.

CORNWELL, D. A.; BURDMASTER, J. W.; FRANCIS, J. L.; FRIENDLINE, J. C., Jr; HOUCK, C.; KING, P. H.; KNOCKE, W. R.; NOVAK, J. T.; ROLAN, A. T.; SAN GIACOMO, R. Committee report: research needs for alum sludge discharge. Journal AWWA – Reseach and Tecnology, v. 79, n.6, p. 99-104. 1987.

DACACH, N. G., Sistemas urbanos de água, Rio de Janeiro: Livros técnicos e Científicos Editora S.A., 389p., 1975.

DI BERNARDO, L., Métodos e técnicas de tratamento de água, volume I, 496p. Rio de Janeiro: ABES, 1993.

DI BERNARDO, L., COSTA, E. H., Curso de coagulação e floculação de águas de abastecimento. Belo Horizonte: ABES-MG – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária Ambiental, 104p., 1993.

DINIZ, F. E. G., CAMPOS L. F., QUININO U. C. M., GADELHA C. L. M. Investigação preliminar sobre a ocorrência de metais pesados na bacia do rio Gramame. In:

SILVA, T. C. da, PASSERAT DE SILANS, A.M.B., GADELHA, C. L.M. Bacia do rio Gramame: hidrologia e aspectos ambientais para a gestão dos seus recursos hídricos. Colaboração e edição: Flávio Eduardo Gomes Diniz. João Pessoa: Ed. Universitária/UFPB, 196 P.: il. P. 69 – 74, 2002.

FEEMA. Manual de Amostragem de Qualidade de Águas MN/707. Rio de Janeiro, 1979.

GALVIS, G.Y.; FERNANDES, M., J. E. Manual de Diseño, Operación y Mantenimiento de Filtros Gruesos Dinamicos. Seminario Internacional sobre Mejoramiento de La Calidad de Agua para consumo Humano. Cali, Colombia, nov. 1991.

GEORGE, D. B.; BERK, S. G.; ADAMS, V. D.; TING, R. S.; ROBERT, R. O.; PARKS, L. H.; LOTT, R. C. toxicity of alum sludge extracts to a freshwater alga, protozoan, fish and marine bacterium. Archives of environmental contamination and toxicology, v. 29, p. 149-158, 1995.

GONÇALVES, R. F.; BRANDÃO, J. T.; BARRETO, E. M. da S. Viabilidade econômica da regeneração do sulfato de alumínio de lodos de estações de tratamento de águas. Trabalho técnico apresentado no 20° CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, promovido pela ABES, no Rio de Janeiro -1999.

HALL, W.S. & HALL, L.W., Jr. Toxicity of alum sludge to Ceriodaphnia dubia and Pimephales promelas. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, v.42, p.791-798, 1989.

HAMMER, M.J. Sistemas de Abastecimento de água e esgotos, São Paulo: Livros Técnicos e Científicos Editora, 563p, 1975.

HESPANHOL, I.; SILVA, C. C. A e. Manual para Operadores de Estações de Tratamento de Água, 328p., 1971.

FOLHA. Disponível em: http://www1.folha.uol.com.br. Acesso em: 15 ago. 2003

GQC. Indústria Química Cataguases LTDA. Disponível em: http://www.gqc.com.br/iqc/sulfato.htm. Acesso em: 02/10/2002

TAPS. INTOXICAÇÕES COM METAIS PESADOS. Disponível em: http://www.taps.org.br. Acesso em: 15 ago. 2003.

KENWATER. KEMFLOC –Disponível em: http://www.kemwater.com.br/kemfloc.htm. Acesso em: 02 out. 2002

LEME, F. P. Teoria e Técnicas de Tratamento de Água. São Paulo. 1979

LEME, H. M. P.; MERLI, G. L. Estação de Tratamento de Lodo Gerado pela ETA Capim Fino. XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental. João Pessoa-PB, 2001.

LIBÂNIO, M. Curso de Vigilância e Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano. João Pessoa-PB, CD 2004.

MACÊDO, J. A. B. Águas & Águas, São Paulo. Livraria Varela, 505p., 2001.

MACHADO, T. T. V. Investigação da presença de chumbo (*Plumbum)* na bacia do rio Gramame e suas possíveis implicações na saúde pública da região. Tese de Mestrado – UFPB, João Pessoa, 2003.

MEIO AMBIENTE INDUSTRIAL, Evolução técnica garante qualidade da água bruta nas grandes cidades. Revista Meio Ambiente Industrial, v.5, n.24, p. 100-105. Maio/Junho 2000.

PÁDUA, H. B. Alguns porquês de se acompanhar o pH em sistemas aquáticos. Disponível em: http://www.aquiculturafb.hpg.ig.com.br/alguns.htm. Acesso em: 09 dez. 2004

PORTELLA, K.F.; ANDREOLI, C.V.; HOPPEN, C.; SALES, A. BARON, O. Caracterização físico-química do lodo centrifugado da estação de tratamento de água Passaúna – Curitiba – Pr. 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL. Joinvile, 2003

PROFCUPIDO. ANÁLISE da Água – Disponível em: http://www.profcupido.hpg.ig.com.br. Aceso em 18 jun. 2004.

REALI, M. A. P. Principais Características Quantitativas e Qualitativas do Lodo de ETAs. In: REALI, M. A. P. (coord.) *Noções Gerais de Tratamento de Disposição Final de Lodos de ETA*. Rio de Janeiro: ABES / PROSAB, p. 21-39, 1999.

RIZZI, 2001

ROSA, 2000

ROSSETTI. Metais pesados no organismo. Disponível em: http://www.rossetti.eti.br. Acesso em: 02 out. 2002

SANTOS FILHO, Tecnologia de Tratamento de Água. São Paulo: Livraria Nobel S.A., 1985. 251p.

SANTOS, J. B.; PEDROSA FILHO, L. A.; SILANS, A M.B.C.; SILVA, T.C. Análise de áreas para preservação e conservação dos cursos d'água da bacia do Rio gramame. Natal, Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. ABRH, 2000.

SARON, A.; LEITE, V. M. B. Quantificação de Lodo em Estação de Tratamento de Água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. *Anais...* João Pessoa: ABES, 1 CD, 2001.

SCIENTEC – Associação para o desenvolvimento da ciência e da tecnologia. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Gramame. V. 1, Laboratório de Recursos Hídricos, UFPB, 2000.

SPRINGWAY. ÁGUA no BRASIL- Disponível em: http://www.springway.com.br/aagu/aabr.html. Acesso em: 18 jun. 2004.

SILVA JUNIOR et all 2004

SOUZA FILHO, A. G. Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de uma estação de tratamento de água que utiliza cloreto férrico como coagulante primário. São Carlos, 245 p. dissertação (mestrado). Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 1998.

TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M. C. de; FAIRCHILD, T & TAIOLI, F. (org). Decifrando a Terra – São Paulo. Oficina de textos 568p 558; 21 x 28 cm, 2001.

TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A. T. Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água do estado de São Paulo. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. *Anais...* João Pessoa: ABES, 1 CD, 2001.

UFMT. SIBAC - Sistema Integrado de Monitoramento Ambiental da Bacia do Rio Cuiabá http://www.ufmt.br/esa/sibac.htm

VIANNA, M. R., Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água. Belo Horizonte: Instituto de Engenharia Aplicada Editora, 344p., 1992.

VICTORY e WEAVER, Controlling Discharges of Water Plant Waste to the Ohio River. Journal of American Water Works, Association, v. 76, n. 4, p. 122 – 125, 1984.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, Belo Horizonte, Ed. Desa/UFMG, v. 1, 240p. 1995.

_____ Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 2ª ed. revisada. 243p. 1996.

WILKE, B. C. Biblioteca de intoxicações. Associação Brasileira de Medicina complementar. Disponível no site: http://www.medicinacomplementar.com.br. Acesso em 27 out. 2004.

WREN, C. D. e STEPHENSON, G. L. the effect of acidification on the Environmental Pollution, v. 71, p. 205 – 241. 1991.

"TODOS OS RIOS CORREM PARA O MAR, NO ENTANTO, O MAR NÃO ESTÁ CHEIO; DO LUGAR DE ONDE OS RIOS VEM É PARA LÁ QUE ELES RETORNAM.". ECLESIASTES 1:7

ANEXOS

Tabela 14 - Registros Pluviométricos da Região Metropolitana de João Pessoa

	Gramame Mamuaba							
Dia	**Mai-04**	**Jun-04**	**Jul-04**	**ago-04**	**Set-04**	**Out-04**	**Nov-04**	**Dez-04**
1	3,4	54,0	0,0	0.0	0,0	0,0	0,0	0.0
2	3,8	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1
3	0,0	4,2	54,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0.4
4	1,6	0,0	12,4	0,0	0,0	8,8	0,0	1,8
5	35,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,2	0.0
6	25,0	4,6	0,0	14,6	0,0	0,0	0,0	0.0
7	22,0	3,2	0,0	4,8	0,0	0,0	3,6	0.5
8	23,0	2,8	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0.0
9	1,8	0,0	15,8	1,6	0,0	0,0	0,0	0.0
10	1,6	0,0	0,0	0,0	6,8	0,0	0,0	0.0
11	2,6	28,0	0,0	15,8	15,6	0,0	0,0	0.0
12	0,0	1,0	0,0	4,4	0,0	0,0	0,0	0.0
13	0,0	0,0	18,6		0,0	0,0	4,4	0.0
14	2,8	8,6	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0.0
15	0,0	15,8	30,0		0,0	0,0	0,0	
16	0,0	10,8	75,0	8,6	0,0	0,0	0,0	
17	2,2	5,8	2,4	3,6	0,0	0,0	0,0	
18	0,0	74,0	28,0	1,4	0,0	0,0	0,0	
19	8,6	23,0	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	
20	6,8	2,2	2,0	3,2	0,0	0,0	0,0	
21	1,0	7,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
22	0,0	12,8	0,0	0,0	5,4	0,0	0,0	
23	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
24	8,8	0,0	0,0	0,0	0,0	6,8	0,0	
25	12,8	0,0	15,6	0,0	2,8	1,4	0,0	
26	0,0	50,0	32,0	0,0	2,6	0,0	0,0	
27	0,0	12,6	5,8	1,4	2,4	0,0	0,0	
28	4,8	1,4	1,2	5,8	1,0	0,0	0,0	
29	1,0	9,6	12,8	0,0	0,0	0,0	0,0	
30		6,8	1,0	0,0	0,0		0,0	
31			0,0	0,0		2,4		
Média	5,8	11,4	10,8	2,4	1,2	0,7	0,3	0,9
Máximo	35,0	74,0	75,0	15,8	15,6	8,8	4,4	5,4
soma	**168,60**	**342,00**	**335,00**	**70,00**	**36,60**	**20,40**	**10,20**	**12,10**

Fonte: Centro de Controle Operacional/CAGEPA