

UFBA/ESCOLA POLITECNICA
DEPARTAMENTO DE HIDRAULICA E SANEAMENTO

ESTUDO DE VIABILIDADE TECNICA E ECONOMICA DA UTILIZACAO DO
SULFATO FERROSO EM TRATAMENTO DE AGUAS DE ABASTECIMENTO

RELATORIO FINAL

BANCO NACIONAL DA HABITACAO - BNH
EMPRESA BAIANA DE AGUAS E SANEAMENTO S.A. - EMBASA
CONVENIO UFBA/EMBASA

SALVADOR, BAHIA - SETEMBRO 1983

4/1/83

03/14

S U M Á R I O

1. APRESENTAÇÃO
2. INTRODUÇÃO
3. OBJETIVOS PRETENDIDOS
4. FUNDAMENTOS TEÓRICOS SOBRE O TRABALHO DESENVOLVIDO
 - 4.1 - Formas de coprecipitação
 - 4.2 - Peptização e produto de solubilidade do Fe(OH)_3
 - 4.2.1 - Peptização
 - 4.2.2 - Produto de solubilidade do hidróxido férrico
 - 4.2.3 - Técnicas de tratamento para remoção de contaminantes inorgânicos da água potável
 - 4.2.4 - Resumo do trabalho de Thomas J. Sorg
Treatment Techniques for the Removal of Inorganic Contaminants from Drinking Water
5. - DESENVOLVIMENTO (METODOLOGIA E EXECUÇÃO DO TRABALHO)
 - 5.1 - Adaptação da ETA
 - 5.2 - Sistemática de amostragem e acompanhamento da matéria prima (sulfato ferroso)

- 5.3 - Oxidação do sulfato ferroso em laboratório
 - 5.3.1 - Processo de oxidação por elevação de pH e oxigenação
 - 5.3.2 - Processo de oxidação com o cloro
- 5.4 - Coagulação e floculação com o sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado em laboratório (Jarr-Test) para estudo comparativo das suas eficiências na remoção de Turbidez e Cor
- 5.5 - Ensaios de coagulação e floculação com sulfato ferroso clorado com a finalidade de se avaliar a capacidade do hidróxido férrico formado na remoção de metais pesados introduzido pelo próprio coagulante no tratamento (anexo 8)
 - 5.5.1 - Primeiro ensaio de coagulação e floculação (amostra II do anexo 8)
 - 5.5.2 - Segundo ensaio de coagulação e floculação (amostra III A do anexo 8)
 - 5.5.3 - Terceiro ensaio de coagulação e floculação (amostra III B do anexo 8)
- 5.6 - Ensaios de coagulação e floculação com sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado em laboratório, para avaliar suas capacidades na remoção de metais pesados de uma água bruta préviamente contaminada

5.6.1 - Análise dos resultados dos ensaios de coagulação e floculação em laboratório (Jarr-Test) com a água bruta previamente contaminada.

5.7 - Ensaios de coagulação e floculação com sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado em laboratório, para avaliar as suas capacidades na remoção de metais pesados, em pH elevado, de uma água bruta previamente contaminada.

5.7.1 - Ensaios de Jarr-Test com água bruta previamente contaminada com metais pesados (anexo 10)

5.7.7.1 - Ensaios com o coagulante sulfato de alumínio (amostras I e II).

5.7.7.2 - Ensaios com o coagulante sulfato ferroso clorado (amostras III e IV)

5.8 - Estocagem e aplicação de sais de ferro em Estação de Tratamento de Água.

5.8.1 - Estocagem e aplicação do sulfato ferroso na ETA T. Menezes.

5.8.2 - Estocagem e aplicação do sulfato férrico e cloreto férrico.

5.8.2.1 - Sulfato férrico.

5.8.2.2 - Cloreto férrico

5.9 - Oxidação do sulfato ferroso na ETA.

6 - Aplicação do sulfato ferroso clorado na ETA.

6.1 - Análise da água tratada com sulfato ferroso clorado (anexo 9) na ETA T. Menezes, durante os meses de outubro a novembro/80.

6.2 - Água tratada na ETA com sulfato ferroso clorado a PH = 9,2 (de 28/11/80 a 03/12/80) e a PH = 11,0 (de 31/12/80 a 06/01/81) (anexo 10).

6.3 - Água tratada na ETA durante os meses de janeiro a abril de 1981 (anexos 11 e 16 a 20).

7 - Análises dos resultados hidrobiológicos e bacteriológicos obtidos na ETA com a aplicação dos coagulantes sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado.

8 - Cálculo dos custos com equipamentos e produtos químicos.

9 - Conclusão.

10 - Recomendações

11 - Bibliografia

12 - Anexos

FICHA CATALOGRÁFICA

Bahia - Universidade Federal - Escola Politécnica

Núcleo de Serviços Tecnológicos

Estudo de viabilidade técnica e econômica da utilização do sulfato ferroso em tratamento de águas de abastecimento. Salvador, 1981.

p. ilust.

I - Estudo de viabilidade técnica e econômica da utilização do sulfato ferroso em tratamento de águas de abastecimento. I - Título II - Empresa Baiana de Águas e Saneamento, Salvador III Bahia. Universidade Federal, Escola Politécnica. Departamento de Hidráulica e Saneamento

EQUIPE TÉCNICA

- 1 - COORDENADOR E PESQUISADOR: Antonio Fernando Torres Vieira
 - Químico Industrial e Engº Sanitarista da EMBASA - Empre_{sa} Baiana de Águas e Saneamento e Professor da UFBA. - Deptº de Hidráulica e Saneamento.
- 2 - AUXILIAR TÉCNICA: Marildes Bacelar Almeida
 - Química Analista Industrial contratada pela pesquisa.
- 3 - AUXILIAR TÉCNICO: Fernando de Almeida Dutra
 - Estagiário do curso de Engª Sanitária
- 4 - AUXILIAR TÉCNICA: Zuleide Maria Cardoso Villas Boas
 - Técnica-Química e estagiária do curso de Engª Sanitária
- 5 - AUXILIAR TÉCNICA: Sônia Braga dos Santos
 - Estagiária do curso de Engª Química
- 6 - CONSULTORA: Sônia Maria Mello Passos
 - Bióloga da EMBASA
 - Professora da UFBA. - Deptº de Hidráulica e Saneamento
- 7 - CONSULTOR: Luiz Roberto Santos Moraes
 - Engº Civil e Sanitarista
 - Professor da UFBA - Deptº de Hidráulica e Saneamento

8 - CONSULTOR: Caetano Tourinho Machado

• Engº Químico

Professor da UFBA - Depto de Engenharia Química

LABORATÓRIOS UTILIZADOS

CEPED - Centro de Pesquisas e Desenvolvimento

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

EMBASA - Empresa Baiana de Águas e Saneamento

Escola Politécnica - Deptº de Hidráulica e Saneamento/UFBA.

Instituto de Geociências - UFBA.

I N D I C E

Pág.

01.	APRESENTAÇÃO	1 a . 2
02.	INTRODUÇÃO	2 a 3
03.	OBJETIVOS PRETENDIDOS	4
04.	FUNDAMENTOS TEÓRICOS SOBRE O TRABALHO DESENVOLVIDO	5 a 36
05.	DESENVOLVIMENTO (METODOLOGIA E EXECUÇÃO DO TRABALHO)	37 a 67
06.	APLICAÇÃO DO SULFATO FERROSO CLORADO NA ETA	67 a 72
07.	ANÁLISES DOS RESULTADOS HIDROBIOLÓGICOS E BACTERIOLÓGICOS OBTIDOS NA ETA COM A APLICAÇÃO DOS COAGULANTES SULFATO DE ALUMÍNIO E SULFATO FERROSO CLORADO	72 a 74
08.	CÁLCULO DOS CUSTOS COM EQUIPAMENTO E PRODUTOS QUÍMICOS	74 a 79
09.	CONCLUSÃO	79 a 84

	Pág.
10. RECOMENDAÇÕES	84 a 86
11. BIBLIOGRAFIA	87 a 88
12. ANEXOS	89

I. APRESENTAÇÃO

A pesquisa da viabilidade técnica e econômica da utilização do sulfato ferroso para tratamento de águas de abastecimento foi desenvolvida ao abrigo do Convênio de Cooperação Técnica - Científica celebrado entre a Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A. - EMBASA e a Universidade Federal da Bahia - UFBA, com recursos oriundos do Banco Nacional da Habitação - BNH.

A entidade proponente do presente trabalho de pesquisa foi a Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A. - EMBASA, Empresa integrante do PLANASA - Plano Nacional de Saneamento, que tem sob sua responsabilidade a execução, a nível estadual, da política de abastecimento de água e de esgotamento sanitário do Estado da Bahia.

Como Empresa, a EMBASA é uma Sociedade Mista de Capital Autorizado pelo Governo do Estado da Bahia, estruturalmente ligada à Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos do Estado, e regida por Estatutos Sociais e Normas Internas, de acordo com os termos constantes na publicação do Diário Oficial do Estado da Bahia, de 13 e 14 de maio de 1978, a ela alusivos.

O órgão executor da pesquisa, foi a Universidade Federal da Bahia através do seu Núcleo de Serviços Tecnológicos - NST, Órgão complementar dessa Universidade, criado pelo Decreto nº 62.241 de 8 de fevereiro de 1968 e vinculado à Escola Politécnica.

técnica da Universidade Federal da Bahia, conforme Resolução número 157/69 do Conselho Universitário, de 14 de novembro de 1969, regendo-se pelo disposto nos seus Estatutos e no Regimento Geral da Universidade.

Sendo a Universidade parte de um Convênio de Cooperação Técnica Científica, celebrado com a Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A. - EMBASA objetiva essa Empresa, através da intervenção da primeira, dotar a pesquisa, de uma assessoria técnica administrativa e material complementar, de grande interesse para a consecução dos objetivos propostos e consequentemente para o êxito do presente trabalho.

2. INTRODUÇÃO

Conforme se encontra registrado na literatura técnica, a pesquisa de utilização do sulfato ferroso comercial como coagulante teve início desde 1902, sendo que a primeira aplicação do sulfato ferroso veio a ser feita em 1928. Esta aplicação chamou a atenção da utilização dos sais férricos como coagulantes, principalmente nos países onde existem siderúrgicas, que na maioria das vezes fornece o sulfato ferroso como subproduto. No caso específico da Bahia o Estado é privilegiado sob este aspecto, pois a TIBRÁS - Titânio do Brasil S.A., que fabrica o dióxido de titânio a partir do tratamento químico em minério de ferro (ilmenita) obtém o sulfato ferroso como um sub-produto e cujo fluxograma do processo pode ser observado no anexo I. A TIBRÁS tem capacidade de produzir, em média, 3.800ton/mês de sulfato ferroso.

Alguns trabalhos já foram efetuados com relação ao uso de sulfato ferroso como coagulante no Brasil, entretanto sua aplicação prática está sempre condicionada aos seguintes fatores: difícil abastecimento, oxidação do produto, aquisição de equipamentos especiais para dosagem e manutenção dos mesmos, necessidade de um maior controle do processo de tratamento, corrosão e presença de contaminantes, principalmente metais pesados.

A necessidade de realização dessa pesquisa se justifica face aos seguintes fatos:

- Sulfato ferroso é um coagulante altamente eficiente para o tratamento da maioria das águas existentes.
- É um produto barato.
- É encontrado em grandes quantidades na Bahia, podendo vir a estar disponível também e mesmo ser produzido em outros estados com a implantação de novas siderúrgicas.
- A utilização do sulfato ferroso deve ser incentivada como alternativa no uso do sulfato de alumínio, garantindo assim a substituição desse último, quando necessário, que tende a se tornar um produto de difícil aquisição no país.

A pesquisa foi realizada no período de julho/80 a julho/81.

3 OBJETIVOS PRETENDIDOS

A conveniência da presente pesquisa objetiva basicamente analisar três aspectos:

- a) Verificar a facilidade de aquisição, estocagem e aplicação do sulfato ferroso.
- b) Estudar a qualidade do sulfato ferroso principalmente quanto a presença de metais pesados e sua capacidade na remoção destes através do precipitado gelatinoso de hidróxido férrico formado nos processos de coagulação e floculação.
- c) Efetuar um estudo técnico e econômico comparativo entre os coagulantes sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado.

Na pesquisa bibliográfica efetuada observou-se que alguns trabalhos são repetitivos no que se refere ao rendimento dos processos físico-químicos convencionais, sem fazer menção contudo, a um controle mais efetivo da qualidade da matéria prima (sulfato ferroso) em relação a existência de metais pesados e sua eficiência na remoção desses contaminantes quando utilizado como coagulante.

Em nosso entendimento, somente a presença de metais pesados no coagulante poderia comprometer sua utilização, daí, termos dado um enfoque especial a este aspecto, complementando os objetivos iniciais dessa pesquisa que foi feita inclusive em concordância com o corno técnico do BNH.

4. FUNDAMENTOS TEÓRICOS SOBRE O TRABALHO DESENVOLVIDO

Ao se realizar uma análise gravimétrica, procura-se obter um precipitado insolúvel, no sentido de minimizar as perdas por solubilidade. Além dessa característica básica, o precipitado deve ser facilmente filtrável e lavável, e não deverá arrastar consigo as impurezas do meio.

A facilidade de filtração do precipitado e seu estado de pureza estão diretamente relacionados com a sua forma, tamanho e carga elétrica adquirida.

O arraste das impurezas pelo precipitado pode processar-se através da coprecipitação ou pós-precipitação.

Será discutido aqui, apenas a coprecipitação por se tratar do processo de contaminação mais aplicável nesse estudo.

4.1 - Formas de coprecipitação

As formas de coprecipitação estão englobadas em dois tipos principais:

- coprecipitação por formação de soluções sólidas;
- coprecipitação por adsorção de superfície.

Coprecipitação por formação de soluções sólidas:

Neste caso, o contaminante pode substituir o ânion ou cátion na rede cristalina do precipitado tornando normalmente impossível sua purificação. As formas de como evitar esta contaminação não serão discutidas por fugirem ao objetivo do nosso estudo.

quentemente, a quantidade de ânions adsorvidos aumenta com a concentração dos íons H^+ e, com a carga dos ânions. Em pH elevado o processo de adsorção ocorre de maneira inversa, sendo adsorvidos primariamente os íons OH^- e, secundariamente uma quantidade equivalente de cátions.

A adsorção sofrida pelos cátions é tanto maior quanto menor a solubilidade dos seus respectivos hidróxidos e aumenta com a carga dos mesmos. A precipitação ocorrida em meio básico favorece a coprecipitação de cátions, entretanto, como os precipitados gelatinosos de hidróxido de ferro III, alumínio, etc. se deixam contaminar seriamente por íons divalentes, é necessário que se tome cuidado quando do emprego do alcalinizante hidróxido de cálcio para tal finalidade, a fim de que o excesso de íons cálcio presente não venha diminuir a coprecipitação de outros cátions (metais pesados) que se queira remover.

4.2 - Peptização e produto de solubilidade do $Fe(OH)_3$.

Com relação ao hidróxido férrico formado (estado coloidal), deve-se, ainda, levar em consideração dois fatores importantes:

- peptização
- produto de solubilidade do $Fe(OH)_3$

4.2.1- Peptização

O processo de floculação pode ser reversível em muitos casos, e, este fenômeno inverso é denominado peptização. Esta inversão pode ocorrer por meio de simples lavagem com água, como é o caso dos precipitados coloidais de haletos de prata. Quando o precipitado recolhido sobre um meio filtrante é lavado, o líquido de lavagem é inicialmente claro, tornando-se opalescente com lavagens subsequentes, denotando-se dessa forma que as par-

tículas voltaram ao seu estado sol passando para o líquido filtrado. A lavagem não remove os íons adsorvidos primariamente, uma vez que a ligação existente entre eles e a superfície das partículas é muito forte. Não são removidos, também, os íons de carga oposta secundariamente adsorvidos devido às forças eletrostáticas exercidas pelos íons da camada primária. Entretanto, a lavagem pode provocar uma diluição e remover o eletrólito responsável pela floculação. Em consequência disso, a espessura da dupla camada elétrica aumenta e a repulsão entre as duplas camadas das partículas individuais assumem uma forma tal que provocam o retorno dessas partículas ao estado coloidal. A capacidade do líquido de lavagem para tal remoção depende fundamentalmente da natureza do precipitado e, em menor extensão, das substâncias presentes na solução. Nesses casos, a peptização pode ser evitada usando-se como líquido de lavagem, não a água pura, mas, soluções contendo eletrólitos adequados. Por outro lado, existem substâncias coloidais precipitadas que não peptizam por uma simples lavagem, e sim, pela adição de eletrólitos sendo um dos principais meios empregados. Se as partículas coloidais precipitadas possuírem cargas elétricas negativas, a peptização poderá ser efetuada através da utilização de álcalis, ou seja, de íons OH^- , em caso contrário com ácidos, ou seja, com íons H^+ . Como exemplos, pode-se citar o precipitado gelatinoso de hidróxido de alumínio que pode ser peptizado tanto em meio ácido quanto em meio básico e do hidróxido férrico que praticamente ocorre somente em meio ácido. Levando em consideração essa propriedade do hidróxido férrico, é que logo após ao processo da coagulação com a caparrosa clorada em $4,5 < \text{pH} < 6$, o pH de floculação tende ser elevado com hidróxido de cálcio para dar uma maior es-

Coprecipitação por adsorção de superfície:

Ao contrário do ocorrido no caso anterior, aqui as impurezas são adsorvidas na superfície do precipitado e a medida que as partículas crescem o contaminante fica ocluído. Estes íons contaminantes não fazem parte do retículo, daí não substituírem cátions ou ânions da rede cristalina do precipitado.

Esta adsorção é de origem elétrica e a superfície das partículas atraem os íons de cargas opostas presentes na solução.

Para um perfeito desenvolvimento da pesquisa proposta, o procedimento a ser utilizado será o inverso daquele praticado na gravimetria. Procurar-se-á obter um precipitado que arraste o máximo possível de impurezas e que não seja lavável, nem filtrável.

Com relação aos precipitados gelatinosos (o hidróxido férrico é um exemplo), as partículas são muito pequenas e, consequentemente, apresentam uma superfície específica muito grande fazendo com que o fenômeno da adsorção adquira características mais fortes.

A superfície extraordinariamente grande do hidróxido de ferro III, faz com que uma grande quantidade de impurezas sejam adsorvidas e suas remoções por simples lavagem prolongada é muito improvável.

As cargas elétricas adquiridas pelas partículas variam de acordo com o pH do meio em que se encontram. Em pH abaixo de 8,5 o floco de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ apresenta característica positiva, enquanto que acima de pH 8,5 elas são negativas. Em pH baixo, os íons H^+ são adsorvidos primariamente pelas partículas e, secundariamente uma quantidade de ânions equivalente. Conse-

tabilidade ao precipitado de hidróxido férrico formado e dotá-lo com característica negativa. Para cada tino de água a tratar dever-se-á determinar em laboratório, o pH ótimo de coagulação, o pH que deverá ser elevada a floculação e o tempo o qual deve proceder-se após a coagulação e respectivos gradientes para que na desestabilização dos colóides responsáveis pela cor e precipitação dos hidróxidos e flocos formados, os fenômenos relacionados com o estado coloidal e adsorção sejam fortes e possibilitem uma maior remoção da matéria em suspensão e de cátions indesejáveis (metais pesados).

4.2.2 Produto de solubilidade do hidróxido férrico

Os óxidos ou hidróxidos de metais têm características básicas e reagem com ácidos formando sais. Os hidróxidos metálicos insolúveis, como o hidróxido férrico, dissolvem-se facilmente em ácidos para formar sais, mas, são praticamente insolúveis em meio básico. Como exemplos pode-se citar uma solução de íon Fe^{+++} numa concentração de 10^{-2} M (560 mg/l) onde o pH em que se inicia a precipitação do hidróxido férrico é igual a 2,2, porém, a sua redissolução em meio básico somente ocorrerá em pH = 14, e outro é uma solução com concentração de 10^{-2} M, onde o pH em que se inicia a precipitação do hidróxido férrico é igual a 3,2, e a sua redissolução já não mais ocorre, mesmo que o pH do meio seja igual a 14.

Considerando as dosagens médias do coagulante sulfato ferroso clorado aplicado no tratamento de água, como por exemplo, uma dosagem média de 30 mg/l, cuja concentração em íon Fe^{+++} é de $1,1 \times 10^{-4}$ M (6,16 mg/l), pode-se observar que nessa concentração que é muitas vezes inferior à da solução 10^{-2} M, o precipitado também não sofrerá redissolução mesmo que o pH seja igual a 14,

daí, considerar-se que o precipitado de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ não possui propri-
 edade anfótera e que somente poderá ser redissolvido em meio á-
 cido.

Um hidróxido metálico insolúvel existe em equilíbrio com seus
 íons e, sua dissolução ocorre até atingir um certo limite.

O equilíbrio do $\text{Fe}(\text{OH})_3$ pode ser representado pela seguinte
 equação:



Para a solução saturada ocorre:



Quando se adiciona ao meio um ácido forte, os íons OH^- combi-
 nam-se com os íons H^+ provenientes do ácido para formar água
 fracamente ionizada. Em consequência disso, a concentração
 dos íons OH^- decresce de tal maneira que:



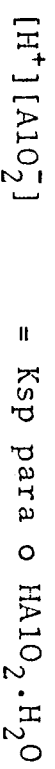
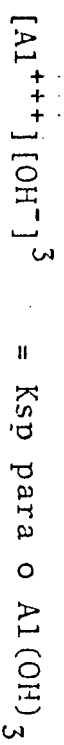
Portanto, o hidróxido férrico dissolver-se-á atendendo às con-
 dições estabelecidas e representadas na equação (2). Adicio-
 nando-se uma quantidade muito grande de ácido, todo o hidróxi-
 do férrico será dissolvido.

Por outro lado, verifica-se que os hidróxidos anfóteros podem
 ser ionizados tanto por ácidos quanto por bases. O hidróxido
 de alumínio pode servir de exemplo:



De acordo com a equação (4), o hidróxido de alumínio encontra

se em equilíbrio com os íons Al^{+++} e OH^- , assim como os íons H^+ e AlO_2^- (meta aluminato). Na saturação, tem-se:



A adição de ácido forte ao sistema fará com que os íons OH^- presentes combinem-se com os íons H^+ fornecidos pelo ácido para formar água e, como resultado tem-se:



Conseqüentemente, o hidróxido de alumínio se dissolverá.

Se uma base forte é adicionada ao meio, os íons OH^- fornecidos formarão água com os íons H^+ já presentes, o que viria, também, a ocasionar a dissolução do $Al(OH)_3$, desde que:



As propriedades anfóteras do hidróxido de alumínio são fatores limitantes do seu uso como coagulante em purificação de água

O pH ótimo de coagulação para desestabilizar os colóides negativos varia, até certo ponto, com as características físico-químicas da água a tratar, todavia, normalmente situa-se na faixa de 5,0 a 6,5. O produto de solubilidade do $Fe(OH)_3$ é $1,1 \times 10^{-36} \text{ mol}^2/\text{litrô}^2$ e, do $Al(OH)_3$ igual a $1,9 \times 10^{-53} \text{ mol/litrô}^2$ a 25°C; dessa forma, os íons Fe^{+++} e Al^{+++} são completamente precipitados sob as formas dos seus respectivos hidróxidos em torno de pH = 5, ficando a água tratada com um baixíssimo residual desses cátions (anexo 02).

No anexo 02, as curvas de solubilidade para os hidróxidos ferrí-

co e de alumínio mostram que em torno de pH = 4 a concentração de OH⁻ é insuficiente para precipitar o Fe⁺⁺⁺ completamente, e, que o Al⁺⁺⁺ é incompletamente precipitado em pH 5. Para coagulação, principalmente em pH 5, é necessário que exista alcalinidade suficiente para tamponar a reação da coagulação e assegurar a completa precipitação dos íons coagulantes, daí, a exigência, no fim do processo, de "alcalinidade residual".

No anexo 02, observa-se que a solubilidade do Al(OH)₃ tende a subir em pH de 7 a 9; a partir de 7 para águas moles e, 8,5 para as duras. Isto comprova a propriedade anfótera do hidróxido de alumínio.

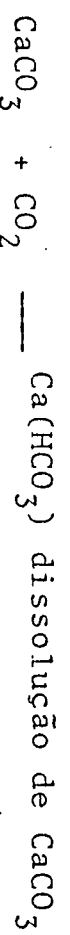
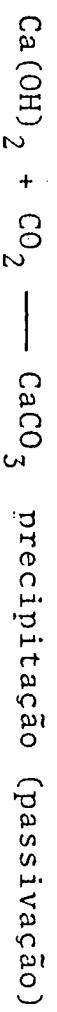
Considerando que a coagulação com o sulfato ferroso clorado resulta num precipitado gelatinoso de hidróxido férrico que somente dissolve-se em meio ácido, é que, poder-se-á utilizar esse recurso para elevar o pH de floculação até valores superiores a 8,5, após a coagulação (micro flocos) ou após os flocos já formados para que se obtenha as seguintes vantagens:

- 1) Remover os cátions (metais pesados) pela formação de um precipitado (hidróxido férrico) com características negativas.
- 2) Evitar a peptização do floco formado.
- 3) Maior estabilidade ao hidróxido férrico formado pelo aumento do produto iônico.
- 4) Precipitar sais de ferro remanescentes.
- 5) Utilizar a turbidez da cal para aumentar o peso específico do flóculo, acelerando a decantação..

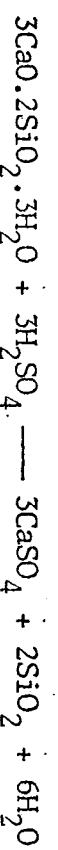
6) Desfavorecer parte da vida aquática.

7) Evitar a corrosão do concreto, provocada por:

- carbonatação do Ca(OH)_2 da composição da estrutura do concreto quando imerso em água contendo excesso de CO_2



- ou contato direto do concreto com águas ácidas como por exemplo, uma água que contenha H_2SO_4 . Esse ácido ataca o Ca(OH)_2 livre, proveniente da hidratação do cimento, e o $\text{CaO} \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ componentes da estrutura do concreto

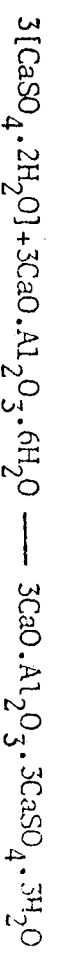


OBSERVAÇÃO: O sulfato de cal hidratado ainda pode reagir

com o aluminato tricálcio, C_3A , hidratado,

$3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (componente normal do cimento)

formando o sulfoaluminato de cálcio,



cuja formação dos cristais de sulfoaluminato de cálcio é acompanhada de considerável aumento de volume, e devido ao desenvolvimento de uma grande pressão interna resulta sempre numa fratura,

desagregação da massa do concreto e consequente
exposição das armaduras.

4.2.3 - Técnicas de tratamento para remoção de contaminantes
inorgânicos de água potável.

A National Interim Primary Drinking Water Regulations (promulgado em 24 de dezembro de 1975 e levado a efeito em 24 de junho de 1977), estabeleceu níveis máximos de contaminantes (MCL's) para: 1) 10 constituintes inorgânicos, 2) turbidez, 3) organismos coliformes, 4) 6 pesticidas e 5) radionuclídeos.

Especificamente para os 10 contaminantes inorgânicos foi estabelecido, de acordo com as tabelas 1, 2 e 3, os níveis MCL's das seguintes substâncias químicas: arsênico, bário, cádmio, cromo, fluor, chumbo, mercúrio, nitrato, selênio e prata.

T A B E L A 1

National Interim Primary Drinking Water Regulations: Maximum Contaminant Levels (MCL's) for Inorganic Contaminants Except Fluoride^a

CONTAMINANT	MCL, mg/l
Arsenic	0.05
Barium	1
Cadmium	0.010
Chromium	0.05
Lead	0.05
Mercury	0.002
Nitrate(Cas N)	10
Selenium	0.01
Silver	0.05

^aThe MCL for fluoride is determined by annual average of the maximum daily air temperature for the location in which the community water system is situated (see table2).

T A B L E 2

National Interim Primary Drinking Water Regulations: Maximum
Contaminant Level (MCL)^a for Fluoride

Temperature		MCL, mg/l
°F	°C	
53.7 and below	12.0 and below	2.4
53.8 to 58.3	12.1 to 14.6	2.2
58.4 to 63.8	14.7 to 17.6	2.0
63.9 to 70.6	17.7 to 21.4	1.8
70.7 to 79.2	21.5 to 26.2	1.6
79.2 to 90.5	26.3 to 32.5	1.4

^aDetermined by the annual average of the maximum daily air temperature for the location in which the community water system is situated.

TABELA 3

Most Effective Treatment Methods for Inorganic Contaminant Removal

Contaminant	Most effective methods	Contaminant	Most effective methods
Arsenic: As ⁺³	Ferric sulfate coagulation, pH 6-8	Fluoride	Ion exchange with activated alumina or bone char media
	Alum coagulation, pH 6-7	Lead	Ferric sulfate coagulation, pH, 6-9
	Excess lime softening		Alum coagulation, pH 6-9
	Oxidation before treatment required		Lime softening
As ⁺⁵	Ferric sulfate coagulation, pH 6-8		Excess lime softening
	Alum coagulation, pH 6-7	Mercury:	
	Excess lime softening		Inorganic
Barium	Lime softening, pH 10-11	Organic	Granular activated carbon
	Ion exchange	Nitrate	Ion exchange
Cd ⁺³	Ferric sulfate coagulation, above pH8	Selenium: Se ⁺⁴	Ferric sulfate coagulation, pH 6-7 Ion exchange
	Lime softening		Reverse osmosis
	Excess lime softening		Ion exchange
Chromium: Cr ⁺³	Ferric sulfate coagulation, pH 6-9	Se ⁺⁶	Reverse osmosis
	Alum coagulation, pH 7-9		Ion exchange
	Excess lime softening	Silver	Ferric sulfate coagulation, pH 7-9
	Ferrous sulfate coagulation, pH 7.		Alum coagulation, pH 6-8
Cr ⁺⁶	9.5		Lime softening
			Excess lime softening

Exceto para o nitrato os MCL's para todas estas substâncias químicas inorgânicas são aplicáveis para os sistemas de fornecimento de água das comunidades.

Estudos realizados pela EPA Cincinnati, (Ohio), e por outras organizações, sobre tratamento aplicáveis à remoção de substâncias inorgânicas, são baseados em coagulação convencional e abrandamento por cal, sendo tais processos utilizados em grandes sistemas de tratamento. Somente quando estes métodos são ineficientes, outros, tais como troca iônica, osmose reversa, eletrodialise e destilação são utilizados. Tais métodos adicionais são geralmente mais caros e, excetuando troca iônica, não são normalmente usados.

Existem citações (mencionadas nela divisão de pesquisas da EPA) de estudos realizados em despejos industriais e domésticos com a intenção de avaliar a remoção de contaminantes inorgânicos, porém, poucos foram feitos em fontes de água potável, onde poderiam ser encontrados em pequenas concentrações. Tais estudos são sempre realizados a nível de laboratório e planta piloto.

Outros estudos realizados pela EPA em tratamento com coagulação convencional e abrandamento por cal, mostraram que a eficiência de remoção depende do pH da água tratada, tipo e dosagem do coagulante e da concentração inicial do contaminante. Dessas variáveis, a de maior importância é o pH da água tratada. Isto é perfeitamente lógico, desde quando os limites de solubilidade dos hidróxidos, carbonatos, etc., dependem do pH (Fig. 1, 2 e 3 do anexo 22).

Outro fator citado como sendo de suma importância é a valência do contaminante. Elementos como arsênico, cromo e selênio podem ser encontrados na água sob mais de uma valência; o mercúrio por sua vez pode estar sob a forma orgânica e inorgânica. A facilidade de remoção de alguns elementos depende do seu estado de valência, como será mostrado a seguir no resumo do traba-

lho de pesquisa realizado por Thomas J. Sorg (Water Supply Research Laboratory, Merc. US Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio, maio de 1977) sobre Técnicas de Tratamento para Remoção de Contaminantes Inorgânicos da Água Potável.

Métodos analíticos padrões (absorção atômica), detectam a concentração total do elemento, mas não distinguem qual sua forma de valência. Considerando que a valência implica na seleção da técnica de tratamento adequado, recomenda-se outros testes analíticos para determinar o estado de valência do elemento presente.

4.2.4 - Resumo do trabalho de Thomas J. Sorg

Arsênico

Limite máximo de contaminante - MCL - 0,05 mg/l

Formas comuns de valência + 3 (arsenito - AsO_2^{-1}) e + 5 (arseniato AsO_4^{-3})

Ocorrência mais comum e fonte de contaminação

- + 3 Água de subsolo - Ocorrência natural
- + 5 Água de subsolo - Ocorrência natural
- Água de superfície - Ocorrência natural ou poluente industrial

Os procedimentos analíticos padrões usados para determinar a quantidade de arsênico na água medem apenas o arsenito total e não distinguem entre as duas formas de valência.

Devido às diferenças significativas encontradas para a remoção de cada forma por coagulação convencional e métodos do abrandamento por cal, a valência do arsênico deve ser deter

minada antes da seleção do método de tratamento a ser adotado no projeto ou mesmo para correção de unidades em funcionamento.

A literatura técnica informa que o arsênico deve ser encontrado em solução aquosa sob as formas aniônicas de AsO_2^{-1} e AsO_4^{-3} , daí, se a técnica de tratamento selecionada for troca iônica ou osmose reversa, a determinação da sua valência não ser importante. Para as formas aniônicas, a seleção do tipo de resina de troca iônica é relevante.

Remoção de As^{+5}

Estudos mostraram que a remoção de As^{+5} depende do pH da água tratada, da dosagem do coagulante e da concentração inicial de arsênico na água, sendo o pH o fator de maior importância (fig. 4 a 7 do anexo 2?).

Coagulação com sulfato de alumínio e sulfato férrico (20 - 30 mg/l) alcançaram acima de 90% de remoção para As^{+5} numa concentração inicial de 0,3 mg/l, numa faixa de pH entre 5 e 7,5. Acima de pH 7,5 a remoção de As^{+5} decresce particularmente quando é usado o sulfato de alumínio como coagulante e acentuando-se quando a concentração inicial do As^{+5} é aumentada para 1mg/l. Maiores doses de coagulante produzem remoções mais elevadas, e podem ser necessárias para se atingir o MCL.

Abrandamento por cal tem dado bons resultados. Em pH 10,8 e acima obtém-se uma remoção superior a 95% para águas com 0,1 a 10 mg/l de As^{+5} . Abaixo desse pH (10,8) a remoção decresce com o decréscimo de pH, para aproximadamente 30% em pH 8,5.

Remoção de As^{+3}

Experiências de laboratório e planta piloto têm mostrado que

o As^{+3} não é facilmente removido da água como o As^{+5} , através da coagulação com o ferro ou alumínio e pelo processo de abrandamento (Fig 4 a 7 do anexo 22).

Na faixa de pH 5,5 a 9, coagulação com sulfato de alumínio, aplicando uma dosagem de 30 mg/l, remove menos do que 20%, e com uma dosagem de 30 mg/l de sulfato ferroso 60% ou menos de 0,3 mg/l de As^{+3} . A remoção de As^{+3} decresce com o aumento da sua concentração. Remoção através de abrandamento somente mostrou-se eficiente, removendo acerca de 70% de 0,3 mg/l de As^{+3} em pH 10,8 e acima. Abaixo desse pH a remoção decresce para menos de que 20%.

O As^{+3} pode ser removido da água por coagulação convencional e abrandamento por cal mediante sua oxidação para As^{+5} antes do tratamento.

Estudos realizados em laboratórios têm demonstrado que a pré-cloração oxida o As^{+3} para As^{+5} , permitindo sua remoção àquelas alcançadas com As^{+5} , pelos mesmos processos de tratamento. Investigações recentes têm mostrado que a reação do cloro com certos materiais orgânicos produz clorofórmio e outros compostos orgânicos clorados (Trihalometanos), considerados como compostos "cancerígenos".

Conseqüentemente, o uso do cloro com oxidante para remoção do As^{+3} pode não ser aconselhável.

Estudos de laboratório mostraram que o permanganato de potássio é um oxidante altamente eficiente.

Estudos de laboratório, plantas piloto e tratamento em larga escala para remoção de arsênico têm sido efetuados na Tailândia em águas de subsolo e em águas sintéticas.

A valência do arsênico não é indenticada nos mananciais mas os resultados da remoção. pelas várias técnicas de tratamento estudadas, sugeriram o controle do As^{+3} na água tratada.

Os melhores resultados foram alcançados com a coagulação com ferro, quando a água bruta foi oxidada antes do tratamento, tanto pelo cloro quanto o permanganato de potássio, atingindo-se remoções em torno de 100%. Aeração não foi eficiente.

Baseado em experimentos de laboratório e de campo foi projetado no ano de 1969 uma estação de tratamento de água na Tailândia para atendimento de 1500 habitantes. Aplicando-se coagulante de ferro II, por um período de mais de quatro meses, mostrou que a água bruta que continha 0,36 a 0,56 mg/l de arsênico apresentava uma água tratada livre de arsênico. O pH final da água era de 7,7 a 8,3.

Poucos estudos em laboratório têm sido conduzidos na remoção de arsênico por troca iônica. Trocadores catiônicos, tanto na forma de H^+ , quanto de Na^+ , não produzem a remoção do arsênico, o que confirma que este encontra-se na forma de ânion (AsO_4^{-3} ou AsO_3^{-1}) daí, sendo removido através do emprego de resinas aniônicas, em níveis de 55 a 100 por cento.

Experiências com águas contendo arsênico mostraram que a alumina ativada produz remoções que baixa a concentração de 0,05 a 0,1 mg/l para 0,01 mg/l ou menos.

Bário

MCL = 1 mg/l

Forma comum de valência: + 2

Ocorrência mais comum e fonte do contaminante: águas de subsolo-ocorrência natural.

Estudos em laboratório têm sido desenvolvidos para a remoção de bário da água por coagulação com ferro e alumínio e abrandamento com cal. Este último método alcançou mais de 90% de remoção na faixa de pH 10-11 em águas contendo 7 a 8,5 mg/l de bário. Abaixo e acima dessa faixa as remoções decrescem. (fig. 8 do anexo 22).

Tratamento em planta piloto e laboratório, para o mesmo tipo de água, apresentou resultados semelhantes em termos de remoção. Testes em planta piloto com água contendo de 10 a 12mg/l de bário no pH 9,2, 10,5 e 11,6, apresentou remoções de 84, 93 e 82%, respectivamente. Amostras de duas unidades de tratamento por abrandamento com cal, em escala industrial apresentaram remoções de 88 a 95%. Estas unidades operavam no pH 10,5 e 10,3, e as concentrações de bário na água bruta eram de 7,5 a 17,4 mg/l, respectivamente.

Coagulação por sulfato de alumínio e sulfato férrico não foram eficazes para remoção de bário. O sulfato de alumínio pôde atingir somente 20% de remoção, mesmo utilizando-se 120mg/l desse coagulante. A atuação do sulfato férrico foi ligeiramente melhor, alcançando 35% de remoção numa dosagem de 120mg/l do coagulante. (fig. 9 e 10 do anexo 22).

A coagulação convencional não é considerada um bom método para remoção de bário, a menos que a concentração de bário esteja apenas ligeiramente acima do MCL.

Um método de tratamento alternativo ao abrandamento por cal é o da troca iônica. Dados de campo de duas plantas de abrandamento por troca iônica, na região oeste do EE.UU, mostraram que a remoção de bário era comparável a remoção de dureza em águas de poços que continham de 11-19 mg/l de bário e 225-250

g/l de dureza como CaCO_3 . Quando estas unidades de abrandamento estavam funcionando eficientemente, removiam toda a dureza e todo o bário existente. O ponto final do bário ocorria quase ao mesmo tempo que o ponto final da dureza. Esta semelhança permite que o teste de dureza possa ser usado como um método prático para monitorar o bário durante o tratamento.

Embora o abrandamento por troca iônica possa ser bastante eficiente para remoção de bário, esta regra pode não ser sempre prática em águas contendo concentrações muito altas de bário, considerando que, para baixar os custos, parte da água é abrandada, fornecendo-se uma água final com uma quantidade razoável de dureza o que poderá implicar em não se manter a concentração de bário abaixo de MCL.

Cádmio

MCL = 0,010 mg/l

Forma comum de valência Cd^{+2}

Ocorrência mais comum e fonte de contaminação: águas de superfície - poluente industrial.

Experiências em laboratório e estudos em plantas piloto mostram que a remoção de cádmio da água pode ser feita com abrandamento por cal e, em menor grau com sulfato férrico e sulfato de alumínio.

Abrandamento com cal alcança remoções acima de 98% numa faixa de pH entre 8,5 e 11,5 em águas contendo 0,5 mg/l de cádmio (figura 11 do anexo 22). Remoções equivalentes são obtidas em pH 11,2 - 11,5, quando a concentração inicial de cádmio aumenta até 10 mg/l.

O tratamento por coagulação com sulfato de alumínio e sulfato férrico alcança remoções mais baixas que aquelas obtidas com abrandamento por cal, e são dependentes do pH (Fig. 12 do anexo 22).

Estudos sobre coagulação com sulfato férrico em águas contendo 0,3 mg/l de cádmio mostram que as remoções aumentam de 20% no pH 7,2 para mais de 90% em pH 8 e acima dele. Hidróxido de cádmio e carbonato são extremamente solúveis em pH abaixo de 7, daí sua remoção aumentar com a elevação de pH.

Os resultados obtidos com o sulfato de alumínio também aumentam com o pH, até o pH 8, a partir daí os resultados não são reproduzíveis, decrescendo com o aumento de pH.

Os dados indicam que acima de pH 8, as remoções podem depender da turbidez da água bruta. Em alguns testes com água de baixa turbidez (1-10 NTU) as remoções decrescem com o aumento do pH. Formação pobre de flocos de alumínio acima de pH 8 é provavelmente uma outra razão para os resultados de baixa remoção.

O efeito do pH foi também observado na coagulação usando sulfato férrico e de alumínio para água de baixa turbidez. Nos estudos de laboratório o sulfato férrico alcançou remoções mais altas do que o de alumínio, e as remoções aumentavam com o aumento de pH acima de 7.

Estudos sobre o efeito da variação da concentração inicial de cádmio mostraram que as remoções decrescem apenas ligeiramente com o aumento da concentração quando todas as outras condições permaneciam constantes. Estudos em laboratório, também demonstraram que a remoção do cádmio por coagulação com sulfato férrico e de alumínio pode ser aumentada, aumentando-se a do-

sagem do coagulante. (Fig. 15 do anexo 22).

Cromo

MCL = 0,05 mg/l

Formas comuns de valência: + 3 e + 6

Ocorrência mais comum e fonte de contaminação

+ 3 água de subsolo - ocorrência natural

+ 6 água de superfície - poluente industrial

A forma hexavalente é a mais difícil de ser removida da água por tratamento convencional do que a forma trivalente.

Das duas formas comuns de valência, em solução aquosa apenas o Cr^{+3} existirá como cátions e Cr^{+6} numa forma aniônica que pode ser cromato (CrO_4^{-2}) ou bicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{-4}$).

O procedimento analítico padrão usado para determinar a quantidade de cromo na água mede apenas o cromo total e não faz distinção entre as duas formas de valência.

Embora a forma hexavalente do cromo seja a mais tóxica, o MCL foi estabelecido para o cromo total para minimizar a carga de trabalho analítico e porque a forma hexavalente é a mais comum de ser encontrada na água.

Considerando que a forma hexavalente é mais difícil de remoção da água por tratamento de coagulação convencional do que a forma trivalente, é necessário que se indentifique previamente a valência de cromo, afim de que seja selecionado ou mo difícilado um tipo de sistema de tratamento adequado.

Remoção de Cr^{+3}

Estudos de laboratório mostraram que a coagulação com sulfato de alumínio, ferro e abrandamento com cal são todos métodos muito e

Eficazes na remoção de Cr^{+3} da água.

Estes estudos também mostraram que remoções por abrandamento dependem do pH, embora o pH tenha apenas um pequeno efeito nas remoções por coagulação com alumínio e ferro (fig. 14 e 15 do anexo 22).

Abrandamento com cal alcançou mais de 98% de remoção de Cr^{+3} (0,15 mg/l) na faixa de pH de 10,6 a 11,3. Abaixo de 10,6 as remoções decrescem com o decréscimo de pH, para uma taxa de 70% em pH 9,21. O sulfato férrico alcança excelentes resultados, maiores que 98% na faixa de pH 6,5 a 9,3. O sulfato de alumínio não é tão eficiente como o sulfato férrico mas obtém remoção acima de 90% na faixa de pH 6,7 a 8,5. Acima de 8,5 as remoções começam a decrescer atingindo 78% em pH 9,2. Quando a concentração de cromo foi aumentada para mais de 10 mg/l a coagulação por sulfato férrico e sulfato de alumínio alcançaram remoções maiores que 98% numa faixa de pH 7,3 a 8,2 (faixa de pH ótimo) (fig. 16 do anexo 22).

Os mesmos resultados também foram obtidos com abrandamento por cal quando a concentração de Cr^{+3} foi aumentada para mais de 10 mg/l.

Por causa do problema do potencial de oxidação do Cr^{+3} a Cr^{+6} por cloração, diversas experiências foram feitas para determinar o efeito deste fator. Experiências em águas contendo 0,15 mg/l de Cr^{+3} mostraram que doses de cloro em torno de 2mg/l para mais de seis horas de tempo de contato baixaram as remoções de Cr^{+3} em apenas 10%, usando sulfato férrico e de alumínio como coagulante (fig. 17 do anexo 22).

Quando o tempo de contato se estendia aproximadamente para vinte horas, as remoções com o sulfato de alumínio caíam para menos de 10% de remoção total. Este trabalho indica que a cloração antes do tratamento pode oxidar o Cr^{+3} para Cr^{+6} o qual é difícil de remover, e que a extensão da oxidação depende do tempo de contato e da dosagem do cloro. Se a pré-cloração é absolutamente necessária, então o sulfato ferroso é recomendado como coagulante porque é mais eficiente na remoção de Cr^{+6} .

Remoção de Cr^{+6}

Estudos de laboratório mostraram que nem a coagulação com sulfato de alumínio e férrico, nem abrandamento por cal são eficientes.

Dos três métodos os melhores resultados foram alcançados pelo sulfato férrico removendo 35% no pH abaixo de 5,5 em águas contendo 0,15 mg/l de Cr^{+6} . (fig. 18 do anexo 22).

Coagulação com alumínio e abrandamento com cal não chegaram a ultrapassar 10% de remoção por toda sua faixa de pH (fig. 14 a 18 do anexo 22).

Estes métodos não são portanto recomendados a menos que a concentração de cromo seja apenas ligeiramente acima do seu MCL.

A coagulação com sulfato ferroso foi estudada devido às suas características reductoras, já que o íon ferroso é oxidado a íon férrico na formação do floco de hidróxido férrico.

Estudos conduzidos em águas contendo 0,15 mg/l de Cr^{+6} mostraram que a coagulação com sulfato ferroso era capaz de alcançar remoção acima de 98%, na faixa de pH de 6,5 a 9,3 (fig. 18 do anexo 22).

Para concentrações mais altas de Cr^{+6} determinou-se que as remoções dependem do tempo de ajuste do pH (fig. 19 do anexo 22). Quando o pH é ajustado antes da coagulação, a remoção de Cr^{+6} diminui com o aumento da concentração de Cr^{+6} na água bruta.

Estudos posteriores mostraram que quando o pH é ajustado alguns minutos após a coagulação, remoção de 99% podem ser alcançadas para concentrações de Cr^{+6} de 10mg/l. Este procedimento de ajuste de pH após a coagulação é necessário para que o Cr^{+6} seja reduzido a Cr^{+3} antes da formação do floco de Fe(OH)_3 .

Chumbo

MCL = 0,05 mg/l

Forma comum de valência: + 2

Ocorrência mais comum e fonte contaminante: águas de superfície/polvente industrial.

A literatura sobre a solubilidade do chumbo indica que as formas de hidróxido e carbonato são muito insolúveis, e portanto, o chumbo pode ser facilmente removido da água por métodos convencionais de tratamento. Estudos de laboratório, sobre remoção de chumbo por tratamento convencional confirmam esta descoberta. Coagulação com sulfato férrico e alumínio alcançaram mais de 97% de remoção em águas contendo 0,15 mg/l de chumbo numa faixa de pH de 6 a 10 (fig. 20 e 21 do anexo 22).

Experiências em água de subsolo sob condições de testes semelhantes demonstraram que o sulfato férrico obteve altas remoções, maiores de 97%, enquanto o sulfato de alumínio obtinha remoções um pouco menores, de 80 a 90%.

Quando a concentração do chumbo aumentava para 10 mg/l, o sulfato férrico continuava alcançando excelentes remoções, maiores que 95%, enquanto o alumínio alcançava apenas em torno de 80% (fig. 22 do anexo 22).

Abrandamento por cal foi também estudado. Experiências em água de poço com 0,15 mg/l de chumbo, mostraram que este método de tratamento podia alcançar remoções de mais de 98% na faixa de pH 8,5 a 11,3 (fig. 23 do anexo 22).

Devido a baixa solubilidade do hidróxido e de carbonato de chumbo e a fácil remoção por tratamento convencional, diversas experiências foram conduzidas na remoção do chumbo, chegando-se a obter sua deposição sem o emprego de coagulante. Estes testes mostraram remoções de chumbo de 85-90%, deixando-se uma água de superfície em repouso por uma hora e possuindo uma turbidez na faixa de 9-40 JTU. Os resultados indicaram que as águas de superfície devem normalmente conter quantidades muito pequenas de chumbo por causa do processos natural de deposição.

Mercurio

MCL = 0,002 mg/l

Formas comuns de valência: mercúrio + 2 pode ser encontrado tanto na forma orgânica como inorgânica.

Ocorrência mais frequente e fonte de contaminante: água de superfície - poluente industrial.

O mercúrio pode ocorrer tanto na forma inorgânica como na orgânica. A forma orgânica é a mais importante porque é a mais tóxica das duas e é a base para se estabelecer o limite na água potável.

Além disso, o mercúrio orgânico é a forma que mais se encontra na água e a forma mais difícil de ser removida por tratamento convencional. Conseqüentemente, a forma de contaminante - Mercúrio, deve ser determinada para selecionar o método de tratamento adequado.

Remoção de mercúrio inorgânico

Experiências em laboratório e estudos em planta piloto sobre a remoção de mercúrio da água têm sido conduzidos por diversos investigadores. Estes estudos mostram que as remoções de mercúrio inorgânico dependem do pH da água tratada e da turbidez. Eles também mostram que as remoções têm pouca dependência da concentração de mercúrio na faixa de 0,003 mg/l. a 0,116 mg/l.

A melhor faixa de pH encontrada, usando-se coagulação com ferro e alumínio foi de 7 a 8.

A coagulação com sulfato férrico, a dosagem de 17,8 mg/l alcançou 66% de remoção no pH 7 e 97% no pH 8, em água contendo 0,05 mg/l de mercúrio inorgânico.

Coagulação com o sulfato de alumínio mostrou ser bem menos eficiente; 47% de mercúrio foi removido no pH7, e 38% no pH8.

A turbidez da água bruta do rio mostrou ser importante apenas com coagulação com o sulfato de alumínio. Com uma dosagem de 20 a 30 mg/l desse coagulante, a remoção de mercúrio aumentou de aproximadamente 10% em água com 20 JTU, e para 60% e água com 100 JTU (fig. 24 do anexo 22).

Estudos similares feito com o sulfato férrico mostraram que a turbidez é menos importante, com remoções na faixa de 30 para 60% (fig. 25 do anexo 22).

Abrandamento por cal foi moderadamente eficiente para remoção de mercúrio inorgânico e dependente do pH. As remoções aumentam com o aumento do pH de 8,5 para 11. Na faixa de pH de 10,7 a 11,4 as remoções foram de 60 a 80%, embora em pH 9,4 a remoção tenha sido de 30% aproximadamente (fig. 26 do anexo 22).

Carvão ativo em pó ou granulado foram estudados para remoções de mercúrio inorgânico.

Carvão ativo em pó, demonstrou aumentar as remoções acima daquelas obtidas apenas com coagulação (fig. 27 do anexo 22).

Doses muito mais elavadas seriam necessárias para produzir aumentos significativos, todavia menores do que aquelas normalmente usadas para controle de sabor e odor.

Carvão ativo granulado foi testado demonstrando ser razoavelmente eficiente, contudo, as remoções dependem do tempo de contato e quantidade de água tratada.

Remoções de 80% de 20-29 μ g mercúrio foram alcançados com um tempo de contato de 3,5 minutos para mais de 15.000 volumes de leite do carvão ativo.

Estudos mostraram que 98% de mercúrio inorgânico adicionado a água destilada pode ser removido por resinas de troca catiônica e aniônica operando em série. Embora estas experiências tenham sido muito preliminares os resultados indicaram que a troca iônica pode ser um método eficaz para remoção de mercúrio inorgânico.

Remoção de mercúrio orgânico

Experimentos de laboratório e estudos em plantas piloto mostram que o mercúrio orgânico é mais difícil de ser removido da água potável por métodos de tratamento convencionais que o mercúrio inorgânico.

Coagulação com o alumínio e ferro alcançaram remoções de mercúrio mais baixas do que de mercúrio inorgânico nas mesmas condições de tratamento.

Estudos sobre o efeito da turbidez na remoção, usando-se sulfato de alumínio como coagulante mostraram que há um aumento de 0, a 40%, quando a turbidez aumenta de 2 para 100 JTU (fig. 24 do anexo 22).

Os resultados obtidos com sulfato férrico foram quase que idênticos aos resultados obtidos com o alumínio.

Abrandamento por cal foi estudado e achado ineficiente para remoção de mercúrio orgânico; menos de 5% foi removido numa faixa de pH 9,3 a 11,3 (fig. 25 do anexo 22).

Estudos preliminares foram também conduzidos na troca iônica para remoção de mercúrio orgânico.

Resultados destes estudos foram similares àqueles encontrados para o mercúrio inorgânico, com remoções acima de 98% passando-se água destilada contendo mercúrio orgânico através de resinas de troca catiônica e aniônica. Estes resultados também indicam que troca iônica deve ser eficiente para remoção de mercúrio orgânico.

Carvão em pó e granulado foram investigados para remoção de mercúrio orgânico e achou-se ambos eficazes.

Estudos mostraram que 1mg/l de carbono ativo em pó é necessário para remover cada 0,1 μ g/l de mercúrio da água, para alcançar um nível residual de 2 μ g/l. Estudos sobre o uso do carvão ativo granulado mostraram que as remoções dependem do tempo de contato e da quantidade da água tratada, semelhante ao encontrado para o mercúrio inorgânico. Remoções de 80% ou acima, foram alcançados

para um tempo de contato de 3,5 minutos e 25.000 volumes de leite, para uma água contendo 20-29 $\mu\text{g/l}$ de mercúrio orgânico (fig. 29 do anexo 22).

Selênio

MCL = 0,01 mg/l

Formas comuns de valência: + 4 (SELENITO SeO_3^{-2}) e + 6 (SELENATO SeO_4^{-2}).

Ocorrência mais comum e fonte do contaminante:

- + 4 água de subsolo - ocorrência natural
- + 6 água de subsolo - ocorrência natural
- água de subsolo - ocorrência natural

Os procedimentos analíticos padrão usados para determinar a quantidade de selênio na água mede apenas o selênio total e não distingue entre as duas formas. Devido as diferenças em remoção de cada forma por coagulação convencional e abrandamento com cal, é importante que a forma seja determinada antes de selecionar um sistema de tratamento ou de modificar um sistema já existente. A literatura indica que as duas formas são razoavelmente estáveis e agem independentemente na mesma solução. Devido a este fator de estabilidade, as características de oxidação-redução da água bruta deve ter um pequeno efeito na modificação da forma.

A literatura também indica que o selênio deve ser encontrado como um ânion em soluções aquosas como SeO_3^{-2} (SELENITO) ou SeO_4^{-2} (SELENATO).

Este fato é importante se a troca iônica está sendo considerada para assegurar a capacidade média de remoção do sistema adotado.

Remoção do Se^{+4}

Experiência de laboratório e estudos de planta piloto têm mostrado que a coagulação com sulfato de alumínio e férrico, e abrandamento com cal são apenas moderadamente eficazes na remoção de Se^{+4} da água. Além disso, estes estudos têm mostrado que as remoções dependem do pH e da dose de coagulante (fig. 30, 31 e 32 do anexo 22).

Coagulação com sulfato férrico (30 mg/l) alcançou os melhores resultados, com 85% de remoção no pH de 5,5, em água de superfície contendo 0,03 mg/l. As remoções decresceram em aproximadamente 15% com aumento de pH para 9.2. Remoções ligeiramente mais baixas foram alcançadas com água de poço com baixa turbidez, e decrescendo com o aumento de pH.

Coagulação com alumínio foi bem menos eficiente que com o sulfato férrico (fig. 30 do anexo 2). Menos de 20% de remoção foi alcançado com 30mg/l de alumínio em águas contendo 0,03 mg/l de Se^{+4} através da faixa de pH. Mesmo quando a dose de alumínio foi aumentada para 100 mg/l no pH 6,9 apenas 32% de Se^{+4} foi removido (fig. 32 do anexo 22).

Estudos sobre o efeito da concentração inicial de selênio para 10mg/l mostrou que não foi um fator para remoção por qualquer um dos coagulantes.

Abrandamento por cal foi também estudado. Os resultados desses testes mostraram que as remoções aumentam com o aumento do pH, mas que, no melhor, apenas aproximadamente 45% podia ser removido de águas de poço contendo 0,03 mg/l de Se^{+4} (Fig. 31 do anexo 22).

Estudos de laboratório, muito limitados, têm sido conduzidos para determinar a remoção do Se^{+4} da água por troca iônica e osmose reversa. Ambos os métodos alcançam excelentes remoções, maiores do que 97% para águas contendo aproximadamente 0,1 mg/l de Se^{+4} .

Embora estes estudos sejam muito breves e estejam sendo conduzidos em laboratório, os resultados indicam que ambos os métodos são capazes de efetuar elevadas remoções de Se^{+4} .

Remoção de Se^{+6}

Testes de laboratório e estudos em plantas piloto têm mostrado que a coagulação com sulfato de alumínio, férrico e ferroso e abrandamento com cal são ineficientes para remoção de selenato da água. Estudos sobre a água contendo 0,03 a 10 mg/l de Se^{+6} mostraram que nenhum destes métodos de tratamento convencionais podem alcançar mais de 10% de remoção. Dessa forma, se o selenato tem que ser removido de uma água, outros métodos devem ser utilizados.

Procedimentos para estudos de laboratório sobre o uso da troca iônica e osmose reversa para remover o selenato da água são muito semelhantes àqueles usados para os estudos de selenito. Estas remoções alcançam mais do que 97% de Se^{+6} em amostras contendo 0,1 mg/l de selenato.

Informações mais detalhadas sobre a remoção de contaminantes inorgânicos e orgânicos da água potável podem ser obtidas no já referido trabalho de autoria de Thomas J. Sorg, publicado no "Manual of Treatment Techniques for Meeting the Interim Primary Drinking Water Regulations". EPA - 600 - 77 - 005. Cincinnati - Ohio.

Os gráficos do anexo 22 foram tirados do trabalho do professor Thomas J. Sorg.

5 - DESENVOLVIMENTO (METODOLOGIA E EXECUÇÃO DO TRABALHO)

5.1 -- Adaptação da ETA

A instalação escolhida para aplicação do sulfato ferroso foi a ETA T. MENEZES, em Salvador. Esta ETA recebe água bruta das barragens de Mata Escura e do Prata.

A escolha desta ETA para realização da pesquisa decorreu dos seguintes fatores:

- Pequeno porte da instalação, o que não ocasionaria maiores riscos em caso de acidentes de operação.
- A péssima qualidade dos mananciais referidos sob os aspectos físico-químicos, bacteriológico e hidrobiológico, o que permitiria uma melhor avaliação do tratamento da água com o produto aplicado.

De acordo com os dados levantados em laboratório, chegou-se a conclusão que seria necessário aproveitar o máximo das instalações já existentes, adaptando a ETA para funcionar com os seguintes parâmetros:

Vazão = 100 l/seg.

Mistura rápida $G = 2924 \text{ s}^{-1}$

Mistura lenta - floculação (chicanas)

1º ramo $G = 50 \text{ s}^{-1}$

tempo de detenção = 7,5 minutos

2º ramo $G = 20 \text{ s}^{-1}$

tempo de detenção = 7,5 minutos

Cortina distribuidora $G = 20 \text{ s}^{-1}$

Decantador

taxa de escoamento superficial = $17,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$
tempo de detenção = 2 horas e 45 minutos.

Calha de coleta de água decantada:

taxa = 1 l/seg. por metro linear de calha

Filtros (dupla camada)

taxa = $240 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$

Reservatório de contato:

capacidade = 80 m^3

tempo de contato = 30 minutos

O laboratório e a casa de química também sofreram modificações, para atendimento de tratamento convencional com sulfato ferroso. Desta forma, antes do início da pesquisa executou-se na ETA as obras necessárias a sua adaptação às condições exigidas pela pesquisa.

5.2 - Sistemática de amostragem e acompanhamento da matéria prima (sulfato ferroso).

Inicialmente a amostragem foi feita coletando-se diariamente três amostras correspondentes aos três turnos de produção, perfazendo um total de vinte e uma amostras semanais, obtendo-se assim, quatro amostragens médias mensais durante o mês de julho. Para o mês de agosto foi adotada a mesma sistemática de amostragem. A partir do mês de setembro passamos a analisar uma amostra média de cada recebimento mensal. O acompanhamento da qualidade da matéria prima, no que se refere a metais pesados, foi feita através de análises quantitativas de absorção atômica realizadas pelo CEPED e Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia e por espectrofotometria ótica, pela GHOSOL - Ge

ologia e Sondagens Ltda., M. Gerais (Anexo 2). Com a finalidade de se determinar o número de metais pesados presentes no sulfato ferroso foram também realizadas, no CFPFD; análises qualitativas por fluorescência de raio X.

Embora as análises por fluorescência de raio X tenham sido realizadas qualitativamente, procurou-se conhecer de forma aproximada e indireta, a variação das concentrações dos elementos metais pesados presentes no sulfato ferroso da Tibrãs, comparando-se os seus cps (ciclo por segundo) detectados, com os cps encontrados na amostra de sulfato ferroso PA (para análise), cujas concentrações, desses elementos, achavam-se especificados como impurezas no rótulo do produto.

Tomou-se duas amostras de sulfato ferroso para análise (PA₁ e PA₂) como padrões e não se observou variações que pudessem comprometer a utilização do sulfato ferroso da Tibrãs (anexo 3 a 3.20) como coagulante.

5.3 - Oxidação do sulfato ferroso em laboratório

O sulfato ferroso (FeSO₄.7H₂O) da Tibrãs, é um produto bastante solúvel em água e permanece em solução por muito tempo numa concentração de até 40%.

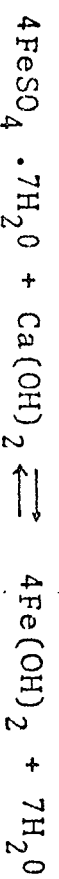
Para que exista uma boa coagulação, o sulfato ferroso deve ser convertido em sal férrico. Foram estudados os seguintes processos de oxidação:

- oxidação com ar;
- elevação de pH com oxigenação;
- oxidação com cloro.

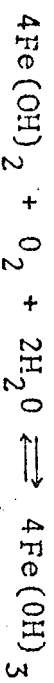
Entre os processos estudados, apenas os dois últimos foram possíveis de realização.

5.3.1 - Processo de oxidação por elevação de pH e oxigenação

Elevou-se o pH da água a tratar com cal, adicionando-se em seguida o sulfato ferroso. O resultado dessa reação é a formação do Fe(OH)_2 .



O hidróxido ferroso formado é oxidado pelo oxigênio natural da água, podendo ser acelerado por um sistema de aeração para hidróxido férrico, sendo que este produto é o mesmo obtido com outros sais férrico.



Entretanto, uma certa quantidade do sulfato ferroso é convertida em carbonato férrico que não possui nenhuma atividade como coagulante. Verifica-se, dessa forma, que uma porção de ferro disponível não é utilizada na coagulação. Por outro lado, este processo só se realiza com eficiência em pH acima de 9,4, daí ser mais específico para tratar águas moles, turvas e levemente coloridas. O excesso da cal adicionada, além de baixar a sua eficiência na remoção da cor por estabilizar o colóide, produz uma água com excesso de carbonato de cálcio (CaCO_3) que tenderá a cimentar a areia dos filtros aumentando os seus grãos. Se uma quantidade insuficiente de cal for adicionada, parte do sulfato ferroso permanecerá na água tratada, e parte do hidróxido ferroso Fe(OH)_2 formado, não removido na decantação por ser um precipitado leve e pulverulento, atravessarão os filtros e serão oxidados pela pós-cloração e precipitados na forma férrica Fe(OH)_3 através da correção de pH, comprometendo dessa forma a qualidade da água distribuída, sendo visivelmente denotada pela cor avermelhada que conferire a água.

5.3.2 - Processo de oxidação com o cloro.

A oxidação do sulfato ferroso com cloro foi efetuada utilizando-se as seguintes soluções:

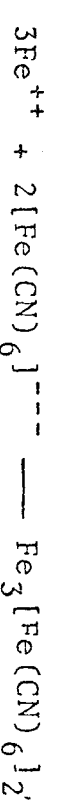
- solução de sulfato ferroso a 1% (pureza do $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 95,12\%$);
- solução de cloro retirada do clorador com uma concentração de 100 mg/l.

PROCEDIMENTO: Um volume conhecido da solução de sulfato ferroso foi colocado em becker dotado de agitador magnético, sobre o qual gotejou-se, através de uma bureta graduada, a solução de cloro mantendo-se o sistema em agitação até a completa oxidação do Fe^{++} a Fe^{+++} .

Os métodos utilizados para verificar esta oxidação, foram os seguintes:

1º Método - Emprego do ânion Ferricianeto $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$

Este método consiste em tomar uma amostra da solução de caparrosa clorada em um tubo de ensaio e adicionar um volume da solução de ferricianeto de potássio. Se houver o aparecimento de um precipitado de cor azul intensa é sinal que a reação de oxidação de Fe^{++} a Fe^{+++} não foi completa, indicando que existe uma falta de cloro ou excesso de sulfato ferroso.



AZIM, DE TURNBULL

Se a água contiver basicidade elevada, o composto resultante poderá tomar uma tonalidade esverdeada decorrente da formação de hidróxido ferroso.



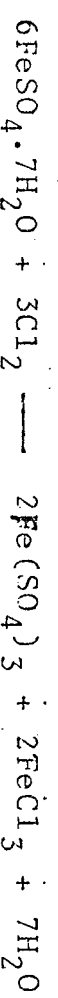
Se na adição do ferricianeto de potássio à solução de caparrosa clorada aparecer, ao invés do precipitado azul, uma solução de cor marrom é sinal que a reação de oxidação do Fe^{++} a Fe^{+++} foi completa.

2º Método - Emprego do reagente Ortolidina.

A reação de oxidação pode ser facilmente controlada analisando-se o cloro residual livre na água coagulada com o reagente ortolidina, sendo este cloro resultante do excesso empregado para oxidação do sulfato ferroso e basta que esteja presente na água coagulada em torno de 1 mg/l.

Das experiências realizadas para oxidação os resultados médios encontrados foram de uma parte de cloro para 7,6 partes de sulfato ferroso.

O tempo para que a reação de oxidação se realize é de aproximadamente, 15 a 30 segundos e, é representada pela seguinte equação química:



5.4 - Coagulação e Flocculação com sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado em laboratório (JARR-TEST), para estudo comparativo das suas eficiências na remoção de Turbidez e Cor.

Foram efetuados os ensaios de coagulação e flocculação de nos 1 e 2 (anexos 4 e 5) obedecendo-se às condições hidráulicas da ETA. As curvas de turbidez remanescente levantadas revelaram baixa eficiência de remoção, tanto para o sulfato de alumínio como para o sulfato ferroso clorado, entretanto, apresentando

esse último uma maior remoção. Dessa forma, foi necessário desenvolver novos ensaios encontrando-se maiores eficiências de remoção, conforme demonstrado nos ensaios de nos 3 e 4 (anexos 6 e 7), com gradiente de $G = 100 \text{ seg}^{-1}$ e tempo de 1 min. para a mistura rápida e, de 20 a 40 seg^{-1} e tempo de 13 min. para a mistura lenta.

No ensaio (JARR-TFST) nº 3 (anexo 6) observa-se na curva 5 (anexo 6) que para uma taxa de 1,25 cm/min o percentual de remoção de turbidez é de 68% com o emprego de uma dosagem de 35 ppm de sulfato de alumínio, enquanto que, no ensaio nº 4 com os mesmos gradientes, tempo de floculação e mesma taxa o percentual é de 69% (curva 2 do anexo 4) e, com apenas uma dosagem de 20 ppm de sulfato ferroso clorado, daí, apresentando uma economia de 43% (quarenta e três por cento) em relação ao consumo de sulfato de alumínio.

Quanto a remoção da cor, a redução foi de 50 para 5 unidades de cor, tanto com a utilização do sulfato de alumínio como a de sulfato ferroso clorado para a mesma dosagem de 20 ppm. Em águas que possuem outras características, é possível obter-se um menor consumo de sulfato de alumínio em relação ao sulfato ferroso clorado como já apresentado em outros trabalhos, todavia, mencionando-se que o maior custo com o sulfato ferroso clorado é compensado com uma maior remoção de turbidez e, consequentemente, com o aumento da carreira de filtração e diminuição da água de lavagem.

De acordo com os dados históricos existentes, sabia-se que o manancial tratado na ETA T. MESEZES é de difícil coagulação e floculação, pois, além de frequentes variações durante o ano as suas características físico-químicas podem acentuar-se, ce

mo é mostrado a seguir:

pH = 5,9 a 8,0

alcalinidade = 50 a 130 ppm

côr aparente = 25 a 2000 Hazen

turbidez = 2 a 1000 U.J.

O pH e a alcalinidade elevados favorecem a estabilidade dos colóides responsáveis pela côr verdadeira da água bruta, nesses casos, a coagulação e floculação com o sulfato ferroso clorado além de apresentar menor consumo em relação ao sulfato de alumínio permite maior facilidade e eficiência de remoção. Nestas condições, a coagulação e floculação com sulfato de alumínio somente ocorre com menor consumo baixando-se o pH do meio com ácido. Para os períodos de turbidez elevada, o sulfato ferroso clorado também apresentou-se com maior eficiência, daí, comprovando que a sua faixa de pH ótimo de floculação é muito mais ampla do que a do sulfato de alumínio. Dados semelhantes a estes mostram que uma pesquisa voltada para obtenção de resultados e controles físico-químicos convencionais nada acrescentaria ao que normalmente já é conhecido

Partindo-se dos resultados dos ensaios acima mencionados, é que a ETA foi adaptada para funcionar com os parâmetros apresentados no sub-ítem 5.1.1 .

5.5 - Ensaios de coagulação e floculação com sulfato ferroso clorado com a finalidade de se avaliar a capacidade do hidróxido do férrico formado na remoção de metais pesados introduzidos pelo próprio coagulante no tratamento (anexo 8).

5.5.1 - Primeiro ensaio de coagulação e floculação (amostra II do anexo 8).

Foi aplicada uma dosagem de 30 mg/l de sulfato ferroso clorado usando-se o gradiente $G = 100 \text{ seg}^{-1}$ e tempo de 1 min para a mistura rápida e, $G = 40 \text{ seg}^{-1}$ e tempo de 13 min para a mistura lenta.

A coagulação foi realizada em $\text{pH} = 7,5$ (pH da água bruta) e a floculação em $\text{pH} = 7$ (queda de pH provocada pela reação do coagulante com a alcalinidade).

Analisando-se a água sobrenadante e filtrada desse ensaio, observou-se que:

- de todos os elementos presentes na água bruta apenas o cálcio, o bário, o estrôncio, o mercúrio e o arsênico foram detectados;
- as remoções de cobre, bário, mercúrio e arsênico foram inexpressivas, as quais atribuímos às suas pequenas concentrações presentes na água bruta (abaixo dos valores máximos desejáveis), ao pH em que foi realizada a floculação e a própria característica do elemento;
- a quase totalidade da concentração do estrôncio é fornecida pela água bruta e seu acréscimo nas águas sobrenadante e filtrada atribuiu-se a um erro analítico em sua determinação.

5.5.2 - Segundo ensaio de coagulação e floculação (amostra III A do anexo 8).

Foi aplicada uma dosagem de 30 mg/l de sulfato ferroso clorado e mesmos gradientes, efetuando-se a coagulação em $\text{pH} = 7,5$ (pH da água bruta) e, após 1 minuto de floculação elevou-se o pH para 9. Analisando-se a água sobrenadante e filtrada desse ensaio,

observou-se que:

- de todos os elementos presentes na água bruta apenas o cobre, o bário, o estrôncio, o mercúrio e o arsênico foram detectados;
- as remoções do cobre, mercúrio e arsênico foram inexpressivas, pelos motivos já comentados, entretanto, o elemento bário, nessa condição de tratamento, já apresentou uma remoção de 50%;
- em relação ao estrôncio, a sua concentração nas águas sobrenadante e filtrada aumentou com a elevação de pH com a cal hidratada, o qual atribuiu-se a sua presença no alcalinizante.

5.5.3 - Terceiro ensaio de coagulação e floculação (amostra IIIB do anexo 8).

Foi aplicada uma dosagem de 30 mg/l de sulfato ferroso clorado e mesmos gradientes, efetuando-se a coagulação em pH = 7,5 (pH da água bruta) e, após 1 min. de floculação elevou-se o pH para 8,3. Os resultados de metais pesados remanescentes nas águas sobrenadante e filtrada foram idênticos aos da amostra IIIA, apenas o estrôncio apresentando-se com concentração inferior, isto, consequentemente, condicionado a uma menor dosagem do alcalinizante $[Ca(OH)_2]$ aplicado.

Nestas concentrações observou-se que o estrôncio é um elemento de difícil remoção. Para as concentrações dos metais pesados presentes nas águas sobrenadante e filtrada das amostras II, IIIA e IIIB, desconhece-se os valores máximos desejáveis e permissíveis para o estrôncio, entretanto, para o cobre, o bário, o mercúrio e o arsênico estão muito abaixo destes, conforme é mostrado no anexo 12.

5.6 - Ensaio de coagulação e floculação com sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado em laboratório, para analisar as suas capacidades de remoção de metais pesados de uma água bruta previamente contaminada.

Considerando que a concentração de metais pesados introduzida na água em estudo pelo sulfato ferroso é insignificante, procureu-se, para efeito de uma melhor apreciação, contaminar a água bruta com uma série de metais pesados de acordo com o quadro da página seguinte.

Conforme já foi mencionado, das variáveis para que a precipitação de um hidróxido metálico $M(OH)_n$ ocorra, a mais importante é o pH, e para tal é necessário que seja ultrapassado o seu produto de solubilidade. Dessa forma, pode prever-se o pH teórico de precipitação de cada metal com a equação:

$$K_{ps} = [M^{n+}] [OH^-]^n$$

que pode ser escrita sob a forma,

$$[OH^-] = \sqrt[n]{\frac{K_{ps}}{[M^{n+}]}}$$

e, em função do produto iônico da água

$$K_w = [H^+] [OH^-], \text{ sob a forma}$$

$$[H^+] = K_w \sqrt[n]{\frac{[M^{n+}]}{K_{ps}}}$$

ou, em termos de pH

$$pH = -\log [H^+] = -\log K_w \sqrt[n]{\frac{[M^{n+}]}{K_{ps}}}$$

De acordo com a equação da página anterior, pode-se prever para uma determinada concentração de um íon M^{n+} o pH em que deve iniciar-se a precipitação do $M(OH)_n$ ou o valor a que devemos elevar o pH para a sua precipitação completa.

Considerando que na água bruta em estudo continha uma série de metais pesados presentes, procurou-se estabelecer nos ensaios um pH que permitisse precipitação e uma maior remoção destes contaminantes (metais pesados).

Substâncias Utilizadas	Elementos			Concentração dos Elementos (mg/l)
	Fórmula	Nome	Nº de valência	
Sulfato de cobre	$CuSO_4$	cobre	Cu^{+2}	2,00
Nitrato de chumbo	$Pb(NO_3)_2$	chumbo	Pb^{+2}	1,5
Vanadato de amônio	NH_4VO_3	vanádio	V^{+5}	2,0
Cloreto de cádmio	$CdCl_2$	cádmio	Cd^{+5}	1,5
Dicromato de potássio	$K_2Cr_2O_7$	chromo	Cr^{+6}	1,5
Nitrato de estrôncio	$Sr(NO_3)_2$	estrôncio	Sr^{+2}	3,0
Carbonato de bário	$BaCO_3$	bário	Ba^{+2}	1,5
Cloreto de zinco	$ZnCl_2$	zinco	Zn^{+2}	2,0

5.6.1 Análise dos resultados dos ensaios de coagulação e floculação em laboratório (JAR-TEST) com a água bruta previamente contaminada.

Análise das amostras I e III

As amostras foram coaguladas em pH = 6 (pH da água bruta contaminada) e floculada em pH = 4,8 (queda de pH provocada pela reação do coagulante com a alcalinidade), empregando-se uma dosagem de 30 mg/l dos coagulantes sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado (anexo 9). Nestas condições, tanto o sulfato de alumínio quanto o sulfato ferroso clorado não demonstraram grande eficiência de remoção, inclusive, para a maioria dos elementos apresentaram níveis equivalentes. Com relação ao mercúrio e arsênico não se pôde fazer nenhuma avaliação, desde quando a concentração desses elementos na água bruta era muito baixa. Com relação a cor e turbidez os coagulantes apresentaram grande eficiência de remoção.

Análise das amostras II e IV.

As amostras II e IV foram coaguladas em pH = 6 (pH da água bruta) e floculadas em pH = 4,8 (queda de pH provocada pela reação do coagulante com a alcalinidade) utilizando-se as dosagens de 30 ppm dos coagulantes sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado. Após 1 minuto de floculação efetuou-se a correção de pH (da floculação) para 8,8 com o emprego de leite de cal. De acordo com o que foi teorizado pode-se observar que a floculação das amostras II e IV em pH elevado, favorecem a remoção dos metais pesados presentes na água bruta contaminada, nos níveis adotados (anexo 9), ficando a água filtrada com a maioria dos elementos remanescentes abaixo de seus valores máximos desejáveis.

(VMD) e permissível (VMP).

Utilizando-se o coagulante sulfato de alumínio, os elementos que ficaram fora desses limites foram os seguintes:

Cromo

Resultado já esperado, considerando que utilizou-se este metal sob forma aniônica de bicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{-4}$), isto é, cromo hexavalente, que é a de mais difícil remoção por tratamento convencional.

Vanádio

Desconhece-se os valores VMD e VMP.

Bário

A remoção efetuada foi de 89%, todavia, a concentração remanescente apresentou-se acima do seu VMP.

Embora a sua concentração na água contaminada estivesse apenas 0,5 mg/l acima do limite máximo de contaminante (MCL) adotado pela Environmental Protection Agency Interim Primary Drinking Water Standards (anexo 13), o tratamento convencional por coagulação não foi eficiente ao ponto de pelo menos colocá-lo abaixo do seu VMP (anexo 12) que é de 0,1 mg/l.

Estrôncio

Demonstrou ser um elemento de difícil remoção por coagulação convencional, observando-se um acréscimo da sua concentração na água tratada a medida que se elevou o pH de floculação, daí, confirmando-se a suposição anterior de sua presença no alcalinizante hidróxido de cálcio.

Uma análise da cal comprovou efetivamente a presença desse elemento.

Merúrio e Arsênico

As diminutas concentrações desses elementos na água contamina-

da não permitiram uma avaliação das suas remoções.

Com o emprego do coagulante sulfato ferroso clorado:

Apresentou os mesmos níveis de remoções obtidos com o sulfato de alumínio, entretanto, com o enquadramento de mais um metal, o cádmio, abaixo do seu VMP.

Em relação ao Cr^{+6} os estudos revelaram que a coagulação com a caparrosa clorada e com posterior elevação de pH de floculação também não foi eficiente na sua remoção. A presença de cloro numa água bruta que contenha Cr^{+3} , pode oxidá-lo para a sua forma de mais difícil remoção, isto é, cromo hexavalente.

Dessa forma, conclui-se que a coagulação com sulfato de alumínio ou férrico, sem ou com elevação do pH de floculação, não são processos eficientes para remoção de Cr^{+6} . Para a remoção de Cr^{+6} , o processo que deve utilizar-se é a coagulação com sulfato ferroso com elevação do pH de floculação alguns minutos após a coagulação, com a finalidade de aproveitar-se as características reductoras, onde o Fe^{++} sendo oxidado a íon Fe^{+++} na formação do $\text{Fe}(\text{OH})_3$, o Cr^{+6} é reduzido para a forma Cr^{+3} e removido pelo precipitado formado de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, chegando a alcançar remoções de 99% para concentrações de Cr^{+6} de 10 mg/l.

Vanádio

Os seus valores VMD e VMP são desconhecidos. Apresenta-se como um elemento de difícil remoção.

Bário, Estrôncio, Mercúrio e Arsênico.

As suas remoções foram semelhantes às obtidas com o coagulante sulfato de alumínio.

Observação: neste pH = 8,8 a água filtrada apresentava alumínio residual; ficando denotado, dessa forma, a propriedade an

fótero do $Al(OH)_3$.

5.7 - Ensaio de coagulação e floculação com sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado em laboratório, para avaliar as suas capacidades de remoção de metais pesados em pH elevado de uma água bruta previamente contaminada.

A água bruta a ser utilizada para os ensaios de Jar -Test foi contaminada com os elementos apresentados na tabela a seguir:

ELEMENTOS	VALENCIA	CONCENTRAÇÃO (mg/l)
Cádmio (Cd)	+2	1,86
Cobre (Cu)	+2	1,38
Zinco (Zn)	+2	1,87
Chumbo (Pb)	+2	0,50
Estrôncio (Sr)	+2	1,33
Cromo (Cr)	+6	1,25
Bário (Ba)	+2	1,50
Vanádio (V)	+5	1,40
Mercúrio (Hg)	+2	1,15
Arsênico (As)	+3	0,88

5.7.1 - Ensaio de Jar -Test com a água bruta previamente contaminada com metais pesados (anexo 10).

5.7.7.1 - Ensaio com o coagulante sulfato de alumínio (amostras I e II).

As amostras I e II foram coaguladas em pH = 5 (pH da água bruta

contaminada) e, logo após 1 minuto de floculação efetuou-se a correção do pH de floculação (FLOCULADA CORRIGIDA) para 8,7 da amostra I e para 11,0 da amostra II. A dosagem do sulfato de alumínio aplicada em ambas as amostra foi de 30 mg/l.

Ainda de acordo com o que foi teorizado, observou-se que as floculações realizadas em pH = 8,7 e 11,0, isto é, em pH elevados, apresentaram uma grande eficiência de remoção em metais pesados, inclusive, sendo maior para a quase totalidade dos metais em pH = 11.

Dos metais presentes na água contaminada, os que ficaram fora dos seus valores desejável (VMD) e permissível (VMP) na água filtrada (anexo 10), foram os seguintes:

Cromo

Já esperado, em virtude de encontrar-se na sua forma mais difíceis de remoção (hexavalente). Nas condições estabelecidas obteve-se uma remoção de 53,9% em pH = 8,7 e, de 60,8% em pH = 11.

Estrôncio

Apresentou-se como metal de difícil remoção. Em pH = 8,7 sua remoção foi de 42% e, em pH = 11 de 34,6%. Observou-se que a depender da concentração do estrôncio na cal e da elevação do pH de floculação, poder-se-á aumentar sua concentração na água tratada, e, com isto, diminuir a sua eficiência de remoção.

Merúrio

Embora a eficiência de remoção do merúrio em pH = 8,8 e 11 tenha sido de 92%, a sua concentração final na água tratada não ficou abaixo do seu VMP que é de 0,02 mg/l.

Arsênico (As^{+3})

A remoção do arsênico em pH = 8,8 foi de 85,2% e, em pH = 11 de 92%. Em pH = 8,8 o arsênico remanescente não ficou abaixo de seu VMP que é igual a 0,1 mg/l.

5.7.7.2 - Ensaios com o coagulante sulfato ferroso clorado (amostras III e IV)

As amostras III e IV foram coaguladas em pH = 5 (pH da água bruta contaminada) e, logo após 1 minuto de floculação efetuou-se a correção do pH de floculação (FLOCULADA CORRIGIDA) para 8,8 da amostra III e, para 11,1 da amostra IV. A dosagem de sulfato ferroso clorado aplicada em ambas as amostras foi de 30 mg/l.

Os resultados obtidos em pH = 8,8 e 11,1 demonstraram uma boa eficiência de remoção colocando a água final dentro dos padrões de potabilidade com relação aos metais: chumbo; cobre, cádmio, zinco e bário. Os metais cromo, vanádio e estrôncio também mostraram ser elementos de difícil remoção nestas condições de tratamento.

O mercúrio a pH = 8,8 teve uma remoção de 92,06% e, a pH = 11 de 90,41%.

O arsênico a pH = 8,8 teve uma remoção de 88,75% e, a pH = 11

de 87,5%.

Para o mercúrio e o arsênico observou-se uma ótima taxa de remoção, todavia, exceto para o arsênico, no tratamento com o sulfato ferroso clorado em $\text{pH} = 8,8$ e com o sulfato de alumínio em $\text{pH} = 11$, o arsênico e o mercúrio estão fora dos seus valores máximos permissíveis.

Os Jar-Test's efetuados com a água bruta previamente contaminada (anexos 9 e 10) usando os coagulantes sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado apresentaram grande eficiência de remoção de metais pesados, tanto em $\text{pH} = 8,8$ quanto em $\text{pH} = 11$, excetuando-se para os metais já considerados de difícil remoção, motivados quer por suas concentrações ou por seus estados de valência.

Para remoção destes elementos dever-se-á proceder estudos específicos baseados em variação de pH , coagulação e floculação, concentração dos elementos, oxidação e redução, percolação em resinas, etc..

5.8 - Estocagem e aplicação de sais de ferro em Estação de Tratamento de Água.

Dos sais de ferro utilizados em tratamento de água, além do sulfato ferroso que está sendo pesquisado, os principais são: sulfato ferroso clorado, sulfato férrico e cloreto férrico. Embora a aplicação prática desses sais de ferro seja perfeitamente conhecida, existem objeções quanto às suas propriedades corrosivas, em causar manchas avermelhadas, higroscópicas e,

até quando existentes sob a forma bivalente (Fe^{++}) têm que ser oxidados para a forma trivalente (Fe^{+++}), os quais são considerados como fatores que dificultam suas estocagens e manipulações. As soluções desses sais de ferro são corrosivas, particularmente as soluções de cloreto férrico e de sulfato ferroso clorado. Dessa forma, um projeto bem elaborado deve ser efetuado para que se possa armazenar a manipular tais produtos sem causar ou minimizar o aparecimento de manchas e corrosão em pisos, paredes e equipamentos com os quais estiverem em contato.

5.8.1 - Estocagem e aplicação do sulfato ferroso na ETA T. Menezes.

• Estocagem

O sulfato ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) é um sal cristalino, de tonalidade verde, bastante solúvel na água e que contém cerca de 95,12% de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ no produto comercial. Apresenta um peso específico que varia de 1,0 a 1,05 kg/litro.

O sulfato ferroso pode ser recebido em embalagem impermeável (sacos plásticos, containers) quando se tratar de fontes com sumidoras localizadas a grandes distâncias e a granel (em cambas) para pequenas distâncias, podendo até ser extrapola-da para grandes distâncias se os dispositivos utilizados no acondicionamento da carga evitarem a penetração de água de chuva e perdas de produto.

O sulfato ferroso além de ser higroscópico, mesmo sendo estocado em lugar seco possui uma tendência em petrificar-se.

Se estocado no estado sólido em sacos que apresentem defeitos (de selagem, furos, rompimentos) ou a granel em depósitos com atmosfera quente e úmida, o produto tenderá a petrificar-se, de forma mais acentuada e principalmente para as quantidades que ficam em contato com o piso (em sacos ou a granel) devido a compressão. Durante a fase de pesquisa foram feitas estocagens em sacos, variando-se a altura das pilhas e de suas condições herméticas para conhecer-se a extensão desse fenômeno. Os resultados práticos demonstraram que é conveniente que o produto seja estocado sobre um estrado ou forro de madeira, em local seco e que as pilhas sejam no máximo de 6 (seis) sacos, para que se evite ou minimize o rompimento e petrificação do produto.

Em casos de rompimentos de sacos ou de recebimento a granel, o produto quando exposto a umidade do ar, a água combina-se com o sulfato liberando a acidez (ácido sulfúrico), que ataca e destrói tanto a sacaria quanto aos pisos e paredes que estiverem em contato.

Conforme o exposto, pode-se concluir que quando o produto for no estado sólido deverá ser acondicionado em embalagens impermeáveis e estocado em lugar seco e, no caso de ser a granel, em silos a prova de corrosão e de umidade. Este último tipo de estocagem deve ser evitado devido ao seu elevado custo de construção, manutenção e operação.

Para realização da pesquisa optou-se em receber o produto a granel, sendo uma parte estocada em ambiente aberto, sem cobertura e a outra em um silo também aberto (em contato com a umidade do ar) e sob a cobertura de um galpão, possuindo ambos os silos as seguintes dimensões:

comprimento = 3 m
largura = 2 m
profundidade = 1,5 m

Esses depósitos foram construídos em concreto armado, fora do local de operação da ETA, com disposição para permitir o recebimento do produto a granel (cacambas).

Observou-se que o produto contido no silo situado no ambiente aberto e sem cobertura, sofria uma oxidação mais violenta do que o estocado no silo sob cobertura, com petrificação mais rápida, com formação de um produto mais duro e corrosão mais accentuada do piso com apenas dois meses do produto estocado. Nos dias chuvosos este silo era coberto.

Os resultados obtidos com o silo situado no meio ambiente e sem cobertura foram negativos, como já era esperado, entretanto, com o silo situado no meio ambiente e sob a cobertura de um galpão permitiu uma boa operacionalidade, quer sob o ponto de vista de recebimento e/ou manipulação, bem como, na eficiência da sua oxidação para a forma de caparrosa clorada e da sua resposta no tratamento. Observou-se que durante o período de estocagem, parte do sulfato ferroso era oxidado para a forma de óxido de ferro III hidratado, daí, o aparecimento de um material avermelhado, em suspensão, nas tinas de preparo de solução e dosadores, o que exigiu agitação constante com ar para evitar a sua deposição nos mesmos. Durante o processo de oxidação do sulfato ferroso para caparrosa clorada, com o cloro, o óxido de ferro III é também transformado para a forma de cloreto férrico.

• Aplicação.

O produto petrificado era quebrado com picareta, removido do silo através de pá, pesado e transferido para um tanque de preparo de solução com capacidade de 1000 litros (tanque de Eternit, com o fundo concretado e com espessura de 2 cm), situado no galpão. A solução era preparada numa concentração de 40% (carga de 400 kg) e daí transferida, através de bomba dotada de rotor plástico, para as tinas intermediárias de preparo de solução e daí para os dosadores de nível constante.

A ETA, com vazão de 100 l/seg, apresentava um consumo de 200 kg/dia de sulfato ferroso, daí, o sistema adotado para estocagem e aplicação não terem apresentado maiores problemas para este nível de consumo.

Para uma ETA, por exemplo, com capacidade de 2500 l/seg, o consumo para uma dosagem média de 30 mg/l de sulfato ferroso é de 6480 kg/dia, dessa forma, os sistemas de estocagem e preparo de solução mencionados tornam-se inviáveis face às dificuldades a serem impostas pelo elevado nível de consumo.

Para estes casos, o produto sólido quando recebido a granel deverá ser transformado em solução, numa concentração máxima de até 40% (anexo 23), todavia, levando-se em consideração a temperatura local (no caso específico da pesquisa, a temperatura ambiente variou de 20 a 32°C).

A solução deve ser fabricada em tanque de concreto armado, revestido com epoxi (ou similar), dotado de agitação, de preferência com ar, construindo distante do local de operação da ETA, cuja finalidade é a de evitar ou minimizar o aparecimento de manchas avermelhadas e corrosão de pisos e paredes na

referida área (anexo 23). A solução a 40% poderá ser transferida por bombeamento (quando possível por gravidade) para os tanques de armazenamento, também deverão ser dotados de agitação com ar. Dos tanques de armazenamento, a solução poderá ser transferida diretamente para os dosadores na concentração de 40% e após a oxidação do sulfato ferroso para a forma de caparrosa clorada, diluída no ponto de aplicação até a concentração mínima de 1%, ou transferida inicialmente para tinas intermediárias de preparo de soluções nas concentrações normalmente utilizadas, que varia de 5 a 10%, e, daí para os dosadores de nível constante.

Observa-se no anexo 22 que a caçamba ao descarregar o produto dentro do tanque, pode ser lavada. O produto sulfato ferroso quando recebido a granel, adere demais à carroceria da caçamba, por isso, é necessário que durante o basculamento se utilize ancinhos ou enxadas (ou outro instrumento qualquer) com cabos longos para ajudar o descarregamento. As soluções devem ser agitadas antes de cada transferência e para dosá-las, manter em agitação as soluções contidas nas tinas intermediárias (quando utilizadas) e dosadores, durante o período de sua aplicação.

Os tanques de armazenamento podem ser construídos em concreto armado revestido com epoxi (ou similar) ou, preferencialmente, em fiberglass. Os registros e as bombas de transferência deverão ser especificados para atenderem ao grau de corrosividade da solução.

De acordo com o que foi mencionado no item 5.3, dos processos estudados para oxidar o sulfato ferroso, o escolhido foi

o da oxidação do cloro para formação da caparrosa clorada. Dessa forma, o sulfato ferroso será aplicado na forma férrica onde, primeiramente, é preparada a solução de sulfato ferroso, conforme explicado anteriormente e, então, o cloro é adicionado para formar uma mistura de sulfato férrico e cloreto (caparrosa clorada). O processo de oxidação e sua aplicação serão discutidos detalhadamente no item 5.9 (Oxidação do sulfato ferroso na ETA).

5.8.2 - Estocagem e aplicação do sulfato férrico e cloreto férrico.

Considerando que estes produtos ^{NÃO} estão sendo pesquisados, serão emitidos conceitos baseados em dados existentes e trabalhos publicados e nas literaturas técnicas.

5.8.2.1 - Sulfato férrico.

O sulfato férrico $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 7H_2O$ é um sal conhecido comercialmente com o nome de Ferrissul, Flóculo-férrico. Possui tonalidade castanho-vermelho e contém na forma anídrica não menos que 90% de $Fe_2(SO_4)_3$ e na forma cristalina não menos do que 60%.

Estocagem

O sulfato férrico pode ser fornecido em sacos plásticos e a granel. Esse produto é também higroscópico, tornando-se corrosivo e com tendência a formar grânulos.

No estado ~~seco~~ o sulfato férrico não é mais corrosivo do que o sulfato de alumínio. Para estocar esse produto deve-se pro

ceder e tomar os mesmos cuidados adotados com o sulfato ferroso. Embora o sulfato férrico possa ser encontrado sob a forma anídrica, normalmente se encontra sob a forma hidratada e apresenta um peso específico que varia de 1,12 a 1,15 kg/litro.

• Aplicação.

O $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$ é de difícil dissolução, sendo mais solúvel em pequenos volumes de água do que em grandes volumes, em virtude de se obter uma solução mais ácida e de não dispersar-se o calor de diluição (reação exotérmica), qua são os fatores que favorecem a sua solubilização.

A relação normal é de três partes de água para 1 de sulfato férrico, requerendo agitação violenta durante um período de 20 a 30 minutos.

A solução desse produto apresenta os mesmos problemas da solução do sulfato ferroso relacionados à agressividade. Deve-se evitar que este produto seja dosado por via seca, pois, além de absorver umidade do ar que o torna mais corrosivo, empelota-se, dificultando a sua dosagem por este método.

Como forma ideal de dosagem, deve-se inicialmente alimentar a tina de dissolução com o sulfato férrico adicionando-se água na relação já citada, agitá-la violentamente e, por essa solução apresentar elevada concentração deverá ser diluída para a concentração ideal de dosagem (no mínimo 1%) no ponto de aplicação. Por exemplo, para uma ETA tratando uma vazão de $1875 \text{ m}^3/\text{hora}$, com uma dosagem máxima de 81 g/m^3 de sulfato férrico, para um tempo de retenção na tina de dissolução de 20 minutos, aplicando-se uma taxa que utilize 2 ou 1 par

te de água, uma tina com capacidade de 75 litros é suficiente. A alimentação de água para diluir a solução no ponto de aplicação pode ser controlada por um rotâmetro ou por um sistema que utilize o mesmo princípio de funcionamento dos dosadores de nível constante.

As bombas de transferência de solução, registros, tanques de preparo e armazenamento, tubulações e dosadores deverão ser confeccionados com material que suporte o grau de corrosividade da solução.

5.8.2.2 - Cloreto férrico

. Estocagem

O cloreto férrico não é geralmente aplicado em tratamento de água devido às suas características físicas. O cloreto férrico pode ser fornecido sob as seguintes formas:

a) Cloreto férrico hidratado

Pode ser fornecido em sacos plásticos ou a granel, requerendo os mesmos cuidados estabelecidos para o FeSO_4 para estocagem. Bastante solúvel na água, contém cerca de 59 a 61% de FeCl_3 , de tonalidade amarelenta e forma granular.

b) Cloreto férrico anídrico (FeCl_3)

Pode ser fornecido em sacos plásticos ou a granel, requerendo os mesmos cuidados estabelecidos para o FeSO_4 para estocagem. Bastante solúvel na água, contém cerca de 98% de FeCl_3 , de tonalidade preto-esverdeado e em forma de pó.

c) Cloreto férrico "Ferriclor", cloreto de ferro (III)

É fornecido a granel (carro tanque), em solução, na concentração de 45%, completamente solúvel em água e contém cerca de 40 a 45 FeCl_3 . O produto possui tonalidade castanha e peso específico de 1,44 a 1,51 kg/l .

A substância no estado anídrico é muito cara para ser utilizada. Em solução apresenta uma coagulação de baixo custo, todavia, somente será viável se a fonte produtora for próxima à de consumo.

A solução deve ser recebida em tanques de Fiberglass, dotados de agitação (preferência ar), e daí, transferida para consumo obedecendo os mesmos critérios adotados para a solução de FeSO_4 . A solução desse produto é bastante corrosiva, requerendo equipamentos especiais para dosagem.

. Aplicação

O dosador deve ser de nível constante e que atenda o grau de corrosividade dessa solução. Em qualquer forma que se apresente o cloreto férrico, deve ser aplicado em solução, numa concentração de 2 a 20%.

O pH ótimo de floculação pode variar de 4 a 11.

Os sais de ferro são mais ativos quimicamente do que os de sulfato de alumínio e se transformam mais rapidamente em hidróxido, daí, a necessidade de que a mistura rápida do sistema receba atenção especial a fim de que os produtos sejam adicionados através de toda massa líquida.

Apesar dos sais de ferro III formarem os seus microflocos (coagulação) mais rapidamente do que os de alumínio, entretanto, a formação dos flocos na mistura lenta faz-se com uma veloci-

dade menor, podendo até alcançar um tempo de 40 minutos. Esse tempo depende das características físico-químicas da água, temperatura, etc..

Os sais de ferro são menos susceptíveis às modificações das características físico-químicas da água.

Os sais de ferro são vantajosos no emprego de instalação cuja água bruta apresente ferro, pois o ferro existente em combinação com o coagulante férrico ajuda a coagulação, reduzindo a dosagem ao mínimo. O mesmo não ocorre com o emprego do coagulante sulfato de alumínio, pois normalmente este reagirá com o sulfato de alumínio interferindo na coagulação.

Diante dos resultados obtidos nessa pesquisa, achamos desnecessária a utilização de uma central anexa a ETA para produzir cálcio parrosa clorada, desde quando é obtida com facilidade no sistema ^{utilizado} ~~utilizado~~ com grande eficiência.

A aquisição de coagulantes férricos manufaturados, tais como: $FeCl_3$ e $Fe(SO_4)_3$ é desnecessária, uma vez que estes são os produtos obtidos no sistema contínuo de oxidação com o cloro.

As sugestões para adquirir o $FeCl_3$ em solução, já manufaturado, prende-se simplesmente a fatores negativos ocasionados pelas péssimas adaptações que passaram alguns sistemas para armazenar e dosar o sulfato ferroso.

Na parte conclusiva dessa pesquisa informamos as vantagens de utilização de sulfato ferroso, ao tempo em que afirmamos ser possível evitar ou minimizar os fatores negativos que podem comprometer a utilização do sulfato ferroso, desde quando os sistemas sejam bem adaptados ou projetados.

Para todos os sais de ferro, o sistema ideal de dosagem é o do tipo de nível constante, pois dever-se-á evitar a utilização de dosadores a seco para os produtos sólidos, pois além de

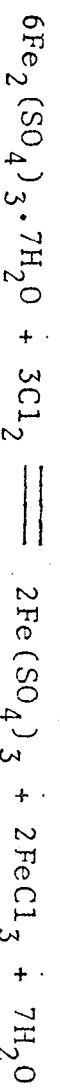
serem higroscópicos, tornam-se altamente corrosivos e não permitem uma aplicação uniforme. Embora os sais férricos requeiram um controle mais rigoroso em suprimento, estocagem e dosagem, isto não é tão sério e pode ser facilmente controlado.

5.9 - Oxidação do sulfato ferroso na ETA.

Dos processos estudados, o escolhido para aplicação na ETA foi a oxidação com cloro para obtenção de caparrosa clorada, que é um processo já conhecido e bastante divulgado na literatura técnica especializada.

Prepara-se primeiramente uma solução desse sal (concentração até 40%), e então o cloro é adicionado numa faixa de uma parte de cloro para sete partes de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Isso pode ser efetuado por batelada ou por sistema contínuo de oxidação, sendo este último preferido por evitar emanações de cloro na ETA e produção de FeCl_3 e $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$ nas tinas de preparo de solução, os quais por serem substâncias altamente corrosivas requereriam dosadores especiais para suas aplicações.

A reação de oxidação é a seguinte:



A solução dos tanques de armazenamento na concentração de até 40%, podem ser dirigidas diretamente para dosadores de nível constante ou passando primeiramente em tinas intermediárias de preparo de solução em concentrações mais baixas (5 a 10%). O dosador de nível constante lança a solução de sulfato ferroso numa linha servida por um ejetor, que também recebe a solução de cloro fornecida pelo clorador. Este ejetor lança estas duas soluções numa linha (conduto forçado) onde se processará a oxidação para isto é necessário que se permita um tempo de contato de 30

a 60 segundos. Manter este último tempo como ideal. A água fornecida pelo sistema de pressão do ejetor e da água de cloro, deve garantir diluição ideal da solução final no ponto de aplicação, não devendo esta ser inferior a 1%. Para se garantir a oxidação completa dever-se-á manter a presença de cloro livre no ponto de aplicação do coagulante, devendo este ficar em torno de 1 ppm. (anexo 23). Cuidados devem ser tomados para que não existam quantidades excessivas de cloro livre, pois poder-se-á oxidar a matéria orgânica possibilitando a formação de trihalometanos, que geralmente ocorrem em sistemas onde se processa a cloração no break-point, e suas concentrações aumentam com o mesmo. Isto foi devidamente comprovado, pois foram coletadas amostras de água coagulada com caparrosa clorada, em presença de leve excesso de cloro (em torno de 2 ppm) e com pré-cloração no break-point, e enviadas a CETESB para análise de trihalometanos. Estes compostos apenas foram detectados nas amostras de água coaguladas com a pré-cloração no break-point. O anexo 14 mostra o break-point da água bruta tratada na Estação T. Menezes.

A oxidação do sulfato ferroso com cloro, produz a caparrosa clorada ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + \text{FeCl}_3$) que é um excelente coagulante. Apesar destas substâncias serem altamente corrosivas, não causam problemas ao sistema, pois se formam na linha de oxidação (conduto forçado de PVC) bem próximo do ponto de aplicação do coagulante, cuja linha também é confeccionada em PVC.

6 - Aplicação do sulfato ferroso clorado na ETA.

A aplicação do sulfato ferroso clorado na ETA teve início a partir do mês de outubro de 1980. Procurou-se reproduzir na ETA as

condições determinadas em laboratório, aplicando-se também o sulfato de alumínio para estudo comparativo.

A água assim tratada foi analisada quanto a eficiência na remoção da Turbidez, Cor, Ferro e de metais pesados, sendo estes advindos do coagulante e da própria água bruta.

6.1 - Análise da água tratada com sulfato ferroso clorado (anexo 9) na ETA T. Menezes durante os meses de outubro e novembro/80. Devido às frequentes irregularidades na operação do sistema de captação Mata Escura - ETA T. Menezes - causado pelas fortes chuvas que ocorreram em Salvador durante este período, o controle efetivo da água tratada só veio a apresentar resultados confiáveis a partir de 21 de outubro. Durante o período de 21/10 a 31/10, foi aplicada uma dosagem média de 32 g/m³ de sulfato ferroso clorado, nas condições hidráulicas da ETA, citadas no item (5.1). A coagulação foi realizada em pH = 6,9 (pH da água bruta) e a floculação em pH = 6,0 (queda provocada pela reação do coagulante com a alcalinidade). Analisando-se os resultados médios obtidos, observa-se que o tratamento efetuado forneceu uma água dentro dos padrões de potabilidade. Com relação a cor e turbidez os resultados foram excelentes principalmente se for levado em consideração que neste período os resultados médios de cor aparente da água bruta era de 2035 U.H. e a turbidez de 351 U.J. Na primeira semana do mês de outubro ocorreu novamente fortes chuvas que além de terem produzido uma água com turbidez de 1500 U.J., provocaram paradas constantes no sistema, inclusive, com submersão da elevatória de água bruta, daí, ter-se considerado o controle do tratamento na ETA, como confiável, a partir de 13/11/80. Durante o período de 13 a 21 de novembro, o pH de floculação foi 5,3, corrigiu-se após 5 minutos para 9,1 nos flocula

dores e obteve-se um efluente final de excelente qualidade tanto no que se refere a remoção de contaminantes inorgânicos quanto a cor e turbidez (anexo 9).

Os registros mostrados no anexo 15 correspondem ao controle de rotina feitos para controle do tratamento, quanto a eficiência da remoção de cor, turbidez e ferro. O ferro foi determinado por análises espectrofotométricas de colorimetria foto-elétrica, daí, admitir que o ferro não detectado na água filtrada para este mesmo período, mostrado no anexo 9, tenha sido apenas devido a maior precisão do método empregado (absorção atômica). De acordo com o anexo (15) observa-se que, com a elevação do pH de flocculação processa-se uma maior remoção de cor, turbidez e ferro e, especificamente para o ferro que a partir do dia 12 de novembro a sua concentração na água filtrada foi bastante reduzida.

6.2 - Água tratada na ETA com sulfato ferroso clorado a pH 9,2 (de 28/11/80 a 03/12/80) e a pH 11,0 (de 31/12/80 a 06/01/81) (anexo 10).

A coagulação foi efetuada num pH em torno de 6,5, corrigindo-se o pH nas chicanas para 9,2 e 11 após 5 minutos do processo de coagulação. A água tratada apresentou-se dentro dos padrões de potabilidade.

6.3 - Água tratada na ETA durante os meses de janeiro a abril de 1981 (anexos 11 e 16 a 20).

Durante o período de janeiro a abril/81, foi adotado tratamento com o sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado, obedecendo as condições e dosagens ótimas determinadas durante a realização da pesquisa, para esses coagulantes, no sentido de se observar os resultados do tratamento quando entregue diretamente aos operadores, quanto as presenças de cor, turbidez, alumínio, ferro e metais pesados na água distribuída. Pode-se observar nos anexos que os resultados obtidos foram de excelente qualidade sob os aspectos físico-químicos convencionais e, principalmente, com relação à presença de metais pesados, constatando-se apenas a presença de estrôncio e pequenas quantidades de cobre (anexo 11).

O tratamento efetuado nos referidos períodos forneceu uma água filtrada dentro dos padrões de potabilidade, com exceção do estrôncio pelos mesmos motivos já comentados.

Considerando as concentrações dos metais pesados detectados no sulfato ferroso da Tibrás durante a fase de monitoragem (anexo 2), para que uma dosagem de 30 mg/l do coagulante sulfato ferroso clorado venha introduzir esses contaminantes na água bruta a tratar, nos mesmos níveis dos ensaios de coagulação e floculação referentes aos itens (5.6) e (5.7), será necessário que suas concentrações teóricas no sulfato ferroso seja iguais às apresentadas na coluna 3 (tabela a seguir), ao invés das concentrações reais máximas detectadas e que estão especificadas na coluna 2 (tabela a seguir).

1	2	3
METAIS PESADOS	CONCENTRAÇÕES REAIS (mg de contaminantes/ kg de sulfato ferroso)	CONCENTRAÇÕES TEÓRICAS (mg de contaminantes/ kg de sulfato ferroso)
Cádmio (Cd)	2,00	50.000
Cobre (Cu)	1,62	66.667
Zinco (Zn)	84,000	66.667
Chumbo (Pb)	11,00	50.000
Estrôncio (Sr)	0,03	100.000
Cromo (Cr)	6,25	50.000
Vanádio (V)	30,00	66.667
Bário (Ba)	2,50	50.000
Arsênico (As)	0,20	29.333
Mercurio (Hg)	0,40	38.333

Pelos dados expostos na tabela acima, nota-se que é pouco provável que a matéria prima venha a atingir concentrações tão altas de contaminantes, especificados na coluna 3.

Em função dos níveis de concentração desses contaminantes detectados no sulfato ferroso (anexo 2), das suas concentrações remanescentes na água tratada (anexos 9 a 11) e das vantagens citadas no item 4.2.2, chegou-se a conclusão que o tratamento de água (principalmente as águas coloridas) com o sulfato ferroso clorado deve ser processado com a coagulação em $4,5 < \text{pH} < 6,5$ (a depender das características físico-químicas da água, poderá apresentar pH ótimo de coagulação fora dessa faixa), elevando-se o pH de flocula-

ção nas chicanas próximo ou no pH de saturação, para a água em estudo foi de 8,5. Para águas que possuam outras características físico-químicas, é possível que se processe a elevação do pH nas chicanas, abaixo ou acima do pHs, com correção de pHs na saída da ETA.

Após 1 a 5 minutos de floculação, o pH era elevado nas chicanas. Para outros tipos de água torna-se necessário que este tempo seja pesquisado.

Os anexos 12 e 13 mostram os padrões de potabilidade desses contaminantes adotados no Brasil e nos Estados Unidos.

Neste período, a aplicação do sulfato de alumínio veio favorecer a coleta de amostras para um acompanhamento do desenvolvimento bacteriológico e hidrobiológico na mudança da aplicação do sulfato ferroso clorado para sulfato de alumínio, cujos resultados serão apresentados a seguir:

7 - Análises dos resultados hidrobiológicos e bacteriológicos obtidos na ETA com a aplicação dos coagulantes sulfato de alumínio e sulfato ferroso clorado.

Considerações gerais:

a - Os dados dos exames bacteriológicos referem-se a 100 ml da amostra examinada.

b - Os exames bacteriológicos compreendem:

- a contagem padrão de colônias de bactérias em água bruta, por 1ml;
 - a determinação do NMP (número mais provável de bactérias coliformes totais e fecais)
 - a determinação dos valores de cloro residual em mg/l da água clorada da ETA.
- c - Os dados apresentados nos exames bacteriológicos das águas bruta, decantada, filtrada e clorada expressam a média mensal de cada uma delas;
- d - O período citado compreende o prazo de quatro meses de janeiro a abril de 1981 inclusive;
- e - Os dados dos exames hidrobiológicos referem-se a 1ml da amostra examinada: ao número ORG/ml (número de organismos por ml) a UAP/ml (unidade padrão de área por ml), com frequência mensal;
- f - Os exames hidrobiológicos tem por objetivo, determinar a densidade da população existente na massa de água e nesse caso, a determinação é feita em relação à área ocupada por esses habitantes.
- O critério adotado foi, portanto, a área ocupada pelos organismos no campo do microscópico, expressa pela UPA, que é a unidade padrão de área, de uso internacional, cujo valor é: $1 \text{ UPA} = 400 \mu^2$;
- g - Quanto ao nº ORG/ml, refere-se ao número de células ou colônias de células por 1ml de água.

Os dados levantados na remoção de microorganismos, durante o período de janeiro a abril de 1981, estão especificados no anexo 21.

Pode-se observar que o tratamento com sulfato ferroso clorado apresenta uma maior eficiência na remoção de microorganismos do que o coagulante sulfato de alumínio.

Embora no processo de decantação o hidróxido férrico formado possua uma maior capacidade de remoção, a maior eficiência deve-se a presença do cloro livre proveniente do sistema de oxidação do sulfato ferroso clorado, o que por outro lado impede uma maior proliferação de algas nas unidades de tratamento, bem como, da fermentação do lodo decantado.

Devido as algas serem resistentes ao cloro, a maior remoção foi sob o aspecto bacteriológico.

8 - CÁLCULO DOS CUSTOS COM EQUIPAMENTO E PRODUTOS QUÍMICOS

Um estudo de custos, mais detalhado, para um sistema não estabeleceria uma regra geral para termos comparativos, pois a aplicação do sulfato ferroso clorado deve ser adaptado às necessidades particulares de cada sistema; entretanto, pode-se afirmar que a economia é substancial, justificando qualquer investimento para sua utilização, principalmente para sistemas de grande porte, como por exemplo, um sistema operando com uma vazão de 6000 l/seg.

Aplicando-se os preços e dosagens médias dos produtos químicos contidos nas tabelas 4 e 5, chegamos ao custo médio mensal com produtos químicos, constantes na tabela 6.

TABELA 4

Preço médio atual dos produtos químicos (CIF).

PRODUTOS	Cz\$/TON.	ESTADO	EMBALAGFM
Sulfato de alumínio	2.075,36	líquido	caminhão tanque
Sulfato ferroso (úmido)	44,00	sólido	cacamba (granel)
Cal hidratada	577,04	sólido	sacos de 20 kg
Cloro	2.886,51	gasoso	cilindros de 900 kg

OBSERVAÇÃO:

- 1) Preço do sulfato ferroso úmido em sacos = Cz\$ 118,21/ton
- 2) Preço do sulfato ferroso seco em sacos..... = Cz\$ 185,34/ton
- 3) Preço do sulfato ferroso seco em containers... = Cz\$ 136,67/ton
- 4) Preço do sulfato ferroso (seco) a granel = Cz\$ 105,90/ton

T A B E L A S

DOSAGEM E CONSUMO MEDIO PARA VAZAO DE 6000 l/seg.

	Para aplicação do sulfato fer-roso		Para aplicação do sulfato de alumínio	
	Dosagem média (mg/l)	Consumo (Kg/dia)	Dosagem média (mg/l)	Consumo (Kg/dia)
Sulfato ferroso	18,4	9538	-	-
Sulfato de alumínio	-	-	23,9	12389
Cal de correção de pH nos Floculados	30	15552	-	-
Cal de correção de pH na saída da ETA	8,7	4510	35,3	18299
Cloro para oxidação do sulfato ferroso	2,63	1363	-	-
Cloro para pós-cloração	2,67	1384	3,0	1555

OBS.: Devido a qualidade inferior da cal empregada, foi utilizado aproximadamente 30% a mais desse produto para que as dosagens fossem alcançadas.

T A B E L A 7

Custos com equipamentos e instalações

Preços estimados:

2 cloradores de 1000 lb/hora	Cz\$ 224.730,38
1 tanque de concreto revestido em Epoxi para preparo da solução de sulfato ferroso	Cz\$ 30.645,00
2 tanques de Fiberglass de 50.000 l para armazenamento da solução de sulfato ferroso	Cz\$ 163.439,65
2 bombas com rotor e corno em aço inoxidável para transferência de solução de sulfato ferroso (Vazão 15 a 20 m ³ /hora, 25 a 30 m.c.a.)	Cz\$ 81.720,14
Válvulas e acessórios e tubulações	Cz\$ 81.720,14
Mão de obra	Cz\$ 71.505,12
CUSTO TOTAL.....	= Cz\$ 653.760,43

TABELA 6

Custo médio mensal para tratar 6000l/seg.

	SULFATO DE ALUMÍNIO		SULFATO FERROSO	
	Consumo mensal Ton.	Cz\$	Consumo mensal Ton.	Cz\$
Sulfato de alumínio	312	647.512,32	-	-
Sulfato ferroso	-	-	286	12.584,00
Cal de correção de PH nos floculadores	-	-	466	268.900,64
Cal de correção de PH na saída da ETA	549	316.794,96	135,3	78.073,51
Cloro para oxidação do sulfato ferroso	-	-	41	118.346,91
Cloro para pós-clo ração	47	135.665,97	41,5	119.790,17
CUSTO MENSAL	-	1.099.973,30	-	597.695,22

Cz\$ 1.099.973,30

Cz\$ 597.695,22

Cz\$ 502.278,08

(REDUÇÃO: 45,7%)

Na tabela 7 estão indicados os custos com equipamentos necessários à execução de uma planta considerada como ideal para recebimento, estocagem e aplicação do produto (anexo 23).

De acordo com a tabela 6, observa-se que a aplicação do sulfato ferroso clorado traz uma economia mensal de Cz\$ 502.278,08 (quinhentos e dois mil, duzentos e setenta e oito cruzados e oito centavos), correspondendo a uma redução de 47,7% em relação ao sulfato de alumínio.

Para um sistema do porte considerado, o investimento em equipamentos seria ressarcido em um mês de consumo.

Os custos foram levantados durante o mês de julho de 1986.

9. CONCLUSÃO

Embora estudos de laboratório tenham demonstrado que o coagulante sulfato ferroso clorado em relação ao sulfato de alumínio produz um floco de maior eficiência na remoção da turbidez no processo de decantação, isto não ocorreu com os resultados na ETA, onde os valores foram bem próximos, porém excelentes.

A não observância prática da maior eficiência do sulfato ferroso como coagulante deve-se, além das variações constantes das características físico-químicas da água bruta que não permitiu a aplicação dos coagulantes sulfato de alumínio e ferroso clorado em condições semelhantes, a baixa taxa de escoamento superficial aplicada aos decantadores.

Existem citações de algumas desvantagens na utilização do sulfato ferroso, tais como:

- 1 - Difícil abastecimento.
- 2 - A oxidação do sulfato ferroso com cloro provoca a emanção deste gás na ETA.
- 3 - A aquisição de equipamentos especiais para es-tocagem, dosagem e manutenção dos mesmos é cara.
- 4 - Há necessidade de um controle mais efetivo do processo de tratamento.
- 5 - Corrosão das estruturas de concreto armado.
- 6 - Presença de elementos tóxicos (metais pesados).

Considerando os itens citados acima e os resultados obtidos nessa pesquisa, pode-se afirmar que o sulfato ferroso aplicado sob a forma de caparrosa clorada apresenta uma série de vantagens em relação ao sulfato de alumínio nos processos coagulação e floculação (isto é genérico para os sais de ferro aplicados na forma oxidada), tais como:

- a) o floco de hidróxido férrico formado é mais pesado do que o de hidróxido de alumínio, daí, permitindo uma maior taxa de aplicação nos sedimentadores;
- b) o floco de hidróxido férrico apresenta uma maior capacidade na remoção de cor e turbidez;
- c) apresenta uma faixa mais ampla de pH ótimo de floculação;
- d) o hidróxido férrico possui uma solubilidade bastante inferior à do hidróxido de alumínio, daí, apresentar menor teor residual no efluente dos filtros;
- e) que possuindo mais ferro que o sulfato de alumínio, apresenta-se como um coagulante mais forte, daí, com aplicações de

menores dosagens no tratamento, podendo atingir até 40% de redução em relação ao sulfato de alumínio, para determinados tipos de água; todavia, não podendo ser generalizado;

- f) quando uma coagulação for realizada em pH neutro ou próximo deste, com a finalidade em se remover cor, o consumo com o sulfato de alumínio pode ser menor do que com o emprego da caparrosa clorada, entretanto, quando realizada em pH 7,8 ou em pH 6,4 o consumo deste último coagulante é menor e com maior eficiência na remoção da cor;
- g) o floco formado, de tonalidade avermelhada, consiste num complexo de ferro orgânico e não de um simples precipitado de Fe(OH)_3
- h) não existem problemas para abastecimento, recebimento, manipulação, etc.. O que se verifica normalmente quando se pretende aplicar o sulfato ferroso clorado em caráter experimental é que as ETA's são necessariamente adaptadas para a sua aplicação, comprometendo dessa forma a utilização do produto. Se um sistema de aplicação desse produto for devidamente adaptado ou projetado, levando-se em conta os problemas que poderão causar, fatores negativos, tais como: corrosão, manchas em equipamentos, pisos e redes, etc., serão minimizados ou evitados;
- i) a oxidação do sulfato ferroso com o cloro através de um sistema dotado de ejetor que recebe e lança as soluções de sulfato ferroso e cloro numa linha de oxidação (conduto forçado), produz uma emanção de cloro no ponto de aplicação dessa solução, muito inferior àquele que seria

resultante de pré-cloração normal numa ETA;

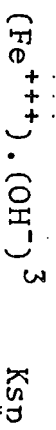
j) os equipamentos utilizados no manuseio são os mesmos utilizados para dosagem de sulfato de alumínio, de preferência devem ser protegidos internamente com pintura anti-corrosiva. As substâncias que são altamente corrosivas são formadas no sistema de oxidação, próximo do ponto de aplicação, daí, não serem requeridos equipamentos especiais para dosar o $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. É prioritário que se mantenha a dosagem através de dosadores de nível constante. A solução deve ser mantida agitada no dosador, através de ar, para evitar qualquer deposição do coagulante no estado oxidado;

l) quanto a possível corrosão das estruturas de concreto armado, esta pode ser minimizada utilizando-se cimento do tipo metalúrgico sulfatado na fabricação do concreto e do revestimento a serem empregados na construção das unidades. Este cuidado deve também ser considerado na utilização do coagulante sulfato de alumínio. O cimento metalúrgico possui resistência aos ataques químicos do meio, salvo a ação de ácido, no caso específico do ácido sulfúrico proveniente da acidez livre do sulfato ferroso ou do sulfato de alumínio;

m) a presença do ácido sulfúrico (acidez livre) pode ser facilmente controlada mediante a correção do pH nos flocculadores logo após o processo de coagulação, e, apresenta ainda as seguintes vantagens:

- Elevar o pH de flocculação para formação de um colóide neutro, cuja finalidade é remover cátions da água, especificamente, metais pesados.

- Favorecer a formação dos hidróxidos metálicos que são removidos por precipitação natural e por remoção mecânica dos flocos formados.
- Evitar a peptização.
- Evitar a dissolução do precipitado, pelo aumento do produto iônico,



- Precipitar sais de ferro remanescentes.
- Utilizar material inerte da cal e carbonato de cálcio formado para aumentar o peso específico do floculo, acelerando a decantação.
- Desfavorecer parte da vida aquática.
- Evitar a corrosão provocada pela acidez livre do sulfato ferroso e demais ácidos resultantes do processo.

OBSERVAÇÃO: estes itens foram estudados e observados exaustivamente, durante a realização dessa pesquisa.

n) com relação a presença de metais pesados no sulfato ferroso e a concentração final desses elementos na água tratada, essa pesquisa, por si só, elucida a efetiva viabilidade técnica do emprego do referido produto;

o) a eficiência da remoção de metais pesados depende do pH da água tratada, tipo e dosagem do coagulante e, dessas variáveis, a de maior importância é o pH da água tratada, pois, para que a precipitação do hidróxido do metal ocorra é necessário que seja ultrapassado seu produto de solubilidade (Ksp).

p) dos tratamentos realizados, o tempo determinado como ideal para elevar o pH de floculação, logo após o processo de coagulação, foi de 5 minutos;

q) considerando a mínima quantidade de metais pesados introduzidos no tratamento através do emprego do sulfato ferroso e dos existentes na própria água bruta, tornou-se desnecessário que a correção de pH nas chicanas ultrapassasse a 8,5 para que suas concentrações fossem mantidas abaixo dos limites máximos permitidos;

r) na verdade não existe coagulante universal, todavia, pode-se afirmar que o sulfato ferroso clorado é um coagulante altamente eficiente para a maioria dos tratamentos de águas existentes, e que, além de ser um produto barato deve ser incentivado tanto quanto o sulfato de alumínio, garantindo assim a substituição desse produto, cuja aquisição no país torna-se a cada dia mais difícil. Por outro lado, em função dos resultados obtidos, afirmamos que nada impede a sua utilização em tratamento de água, quer seja sob o aspecto de contaminação por metais pesados, manipulação ou custos.

10 - RECOMENDAÇÕES

- Que, quando adotado o sulfato ferroso como coagulante, as Empresas mantenham rigoroso controle da qualidade do produto recebido, dos aspectos de rotina e, especialmente, quanto a presença de metais pesados, o que também deve

ser estendido ao sulfato de alumínio.

- Que a ABES e o BNH divulguem entre as Companhias Estaduais de Saneamento os resultados obtidos nesta pesquisa e estimulem a aplicação do sulfato ferroso como alternativa ao uso do sulfato de alumínio.
- Que os tanques destinados ao preparo e armazenamento da solução de sulfato ferroso sejam fabricados com materiais anticorrosivo (PVC ou em concreto revestido de epoxi) e dotados de agitação de preferência com ar.
- Que o sulfato ferroso seja recebido em embalagem impermeável (sacos plásticos, containers) quando se tratar de fontes consumidoras localizadas a grandes distâncias. Para pequenas distâncias, a granel; e, quando tratar-se de ETA's com consumo no nível do utilizado na pesquisa, o sulfato ferroso seja estocado em silo aberto, construído em concreto armado, revestido com epoxi (ou similar), situado sob cobertura de um galpão, fora da área de operação da ETA e com disposição para permitir o seu recebimento. Quando tratar-se de estações de grande porte, o produto sólido recebido seja transformado em solução e estocado numa concentração máxima de 40% (anexo 22).
- Que o produto objeto da pesquisa seja aplicado sob a forma de solução numa concentração de 10 a 40%, através de dosadores nível constante.
- Que a aplicação do coagulante seja efetuada em pH baixo, principalmente para águas coloridas, elevando-se o pH nos floculadores após o processo de coagulação, podendo a referida eleva

ção do pH preceder a formação do floco, quando for necessário. Essa elevação deve atingir um valor abaixo do pH de saturação e, quando necessário em torno de 8,5.

- Que o sistema de cloração seja dimensionado com folga para atender ao processo de oxidação do sulfato ferroso.
- Que a oxidação do sulfato ferroso seja preferencialmente efetuada em sistema contínuo.
- Que a desinfecção seja efetuada no "break-point" logo após o efluente dos filtros.
- Que a correção de pH seja efetuada após o tempo de contato mínimo exigido para a desinfecção.
- Que os pisos e paredes dos locais onde estejam situados os dosadores, tanques de preparo de solução e depósitos sejam revestidos com material lavável e anti-corrosivo.
- Deve-se evitar adquirir (FeCl_2 e $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$) manufaturados, pois, além desses produtos serem mais caros, são mais corrosivos do que o $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.
- Que quando for projetado um misturador rápido (hidráulico ou mecânico) seja dada uma atenção especial, uma vez que a caparrosa clorada por ser mais ativa quimicamente do que o sulfato de alumínio, necessita de maior energia para uma dispersão mais uniforme e rápida. Por outro lado, a mistura lenta deve ser mais demorada, considerando que a precipitação do gelatinoso de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ por ter pequena solubilidade, não permite o crescimento do floco a uma velocidade significativa, e que, para determinados tipos de águas, pode chegar ao tempo de até 40 minutos.

11 - BIBLIOGRAFIA

- AWWA Water Quality and Treatment. USA, Second Edition.
- Handenberg, W.A. Abastecimento e Purificação de Água. SESP, 1958.
- Babbit, H.E., Doland, J.J. e Cleasby, J.L. Abastecimento de Água São Paulo, EDUSP, 1962.
- Valêrcia, J.A. Teoria, Diseño Y Control de los Processos de Clarificación del Agua. Lima-Perú, Cepis, 1973.
- Decker, A.C. Chlorinated Copperas in the Treatment of Soft Highly Colored Water USA, Journal AWWA, 1928.
- Kerslake, J.E. Schmitt, H.C., Thomas N.A. Iron Salts as Coagulants. Journal AWWA, Presented on May 9, 1964, at the Annual Conference, St Louis, Mo.
- Nicker, J.B. Coagulation With Ferric Sulfate Journal AWWA, Presented on Nov 15, 1964, at the West Virginia Section Meeting, Wheeling, W.Va.
- Sorg, T.J. Treatment Techniques for the Removal of Inorganic Contaminants from Drinking Water of the Manual of Treatment Techniques for Meeting the Interim Primary Drinking Water Regulations. U.S., EPA-600/8-77-005, Cincinnati, Ohio.
- SABESP. Um ano de experiência com sulfato ferroso clorado na ETA Cumbica. Relatório final, 1973.
- Bezerra, J,E.M. Viabilidade Técnica e Econômica da substituição do sulfato de alumínio pela caparrosa clorada em estações de tratamento de água. CETESB, 7º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 1973.

França, E.N., Almeida, H.ª, Sampaio, I.V. Relatório de Aplicação de Sulfato Ferroso na ETA Teodoro Sampaio Salvador-Bahia, EMBASA.

OHLWEILER, O.A. Química Analítica Quantitativa. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos Ed. S/A, 1976, 2ª Edição.

Vogel, A.I. Análise Inorgânica Quantitativa. Ed. Guanabara Dois S.A., Rio de Janeiro, 1981, 4ª Edição.

Connor, R.O. Fundamentos de Química. Ed. Horper & Cow do Brasil Ltda., 1977.

Sienko, M.J.ª, PLANNE, R.A. Química. Companhia Editora Nacional, 7ª Edição.

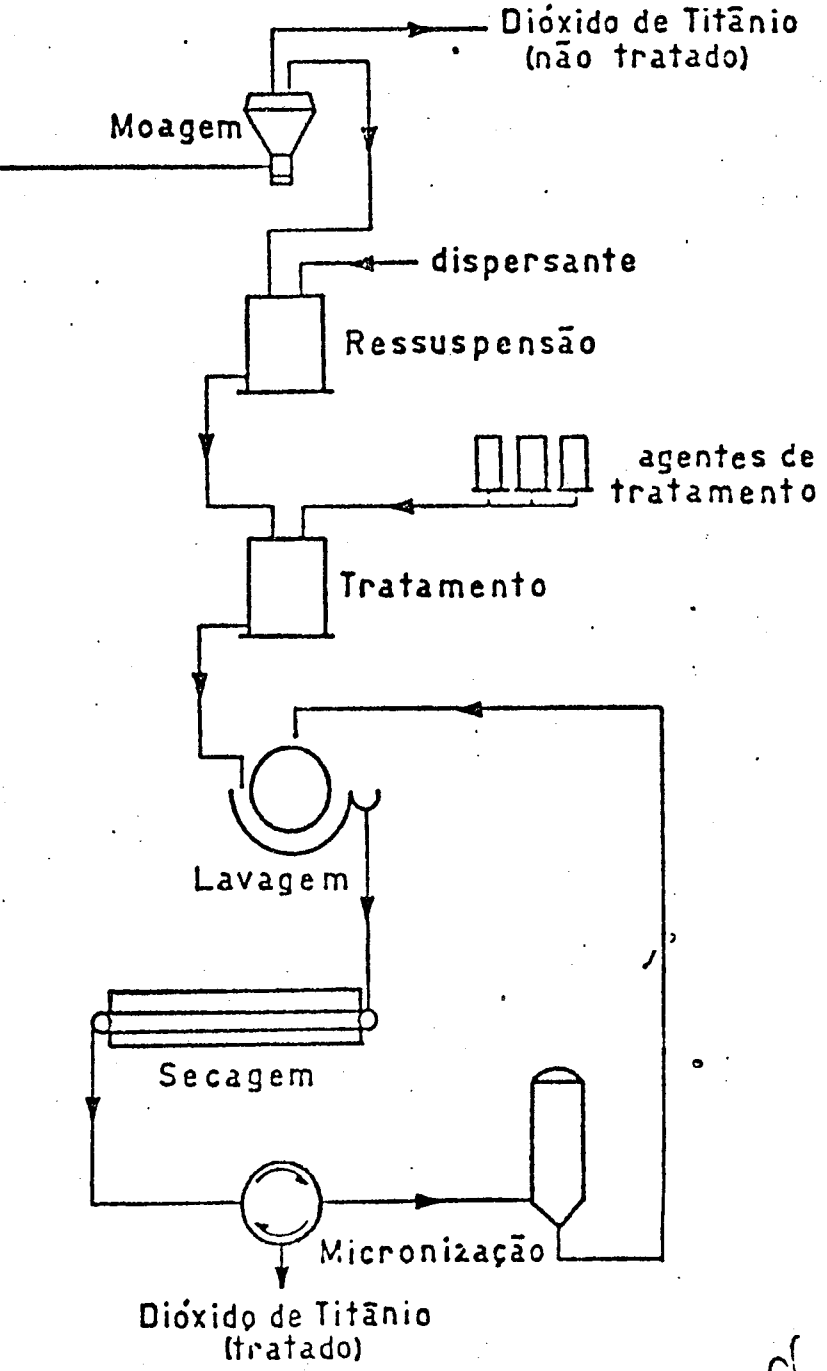
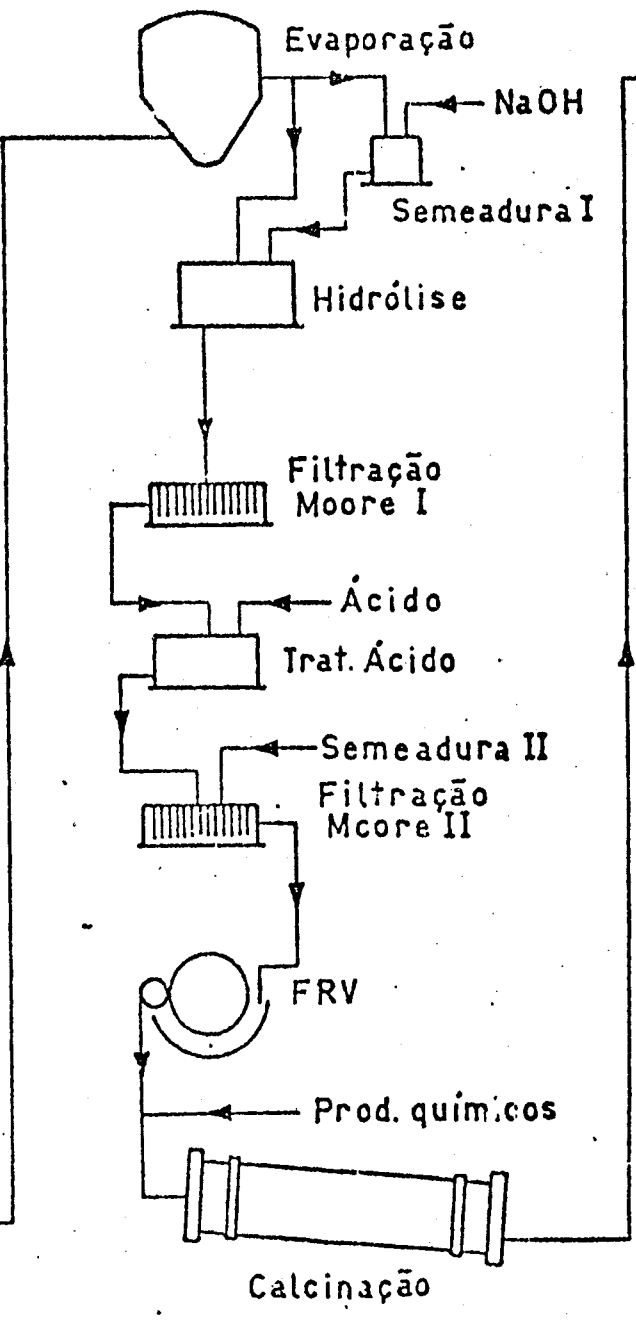
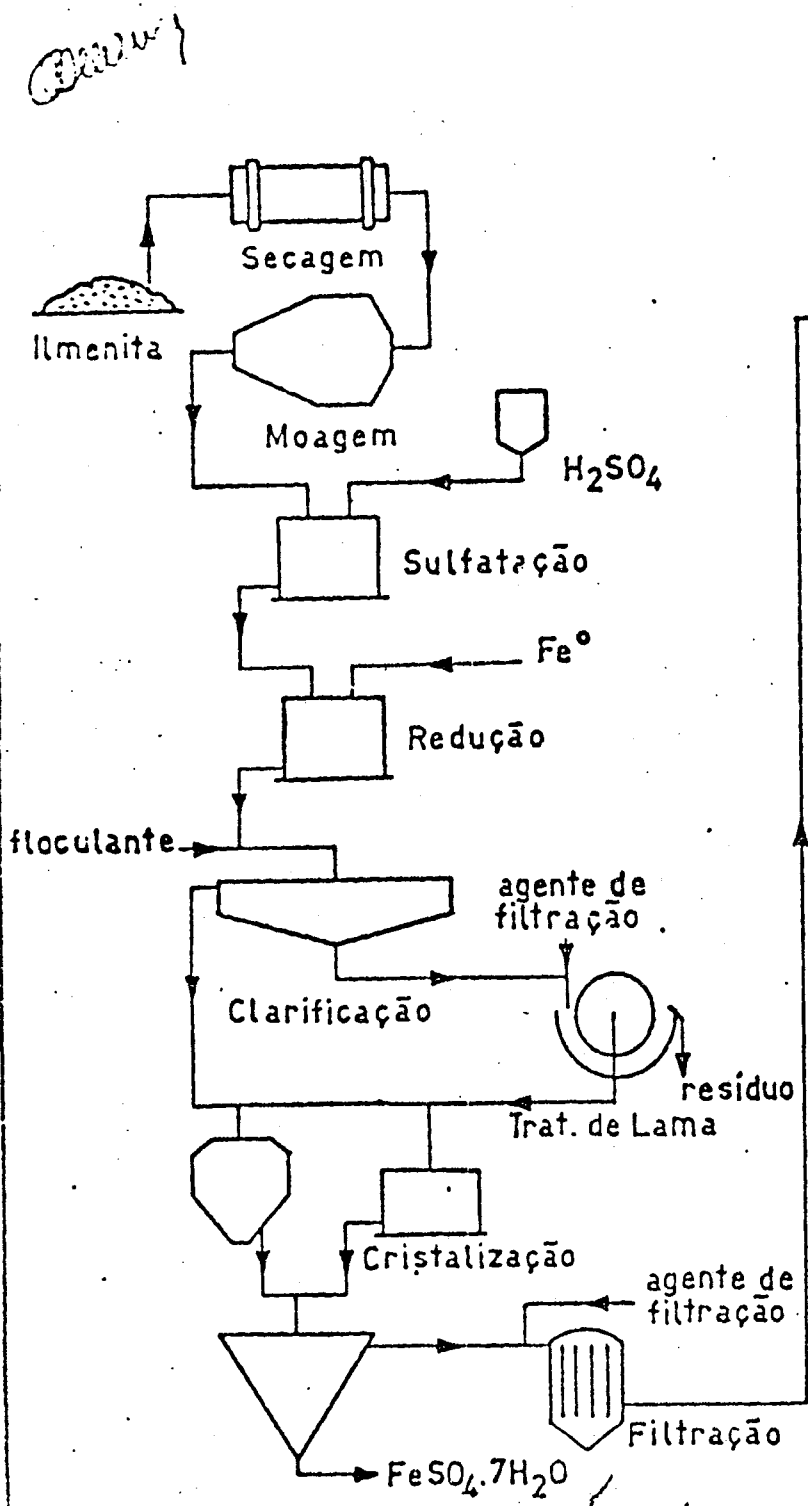
Willford, H.H., Merritt, L.L., Dean, J.A. Instrumental Methods of Analysis. D. Van Nostrand Company Inc, New York, 1974, 5ª Edição.

Williams, R.R.ª, Homill, W.H. Química Física. México Barcelona Ed. Ediciones Grijalbo S.A.D.F., 1963

12. ANEXOS

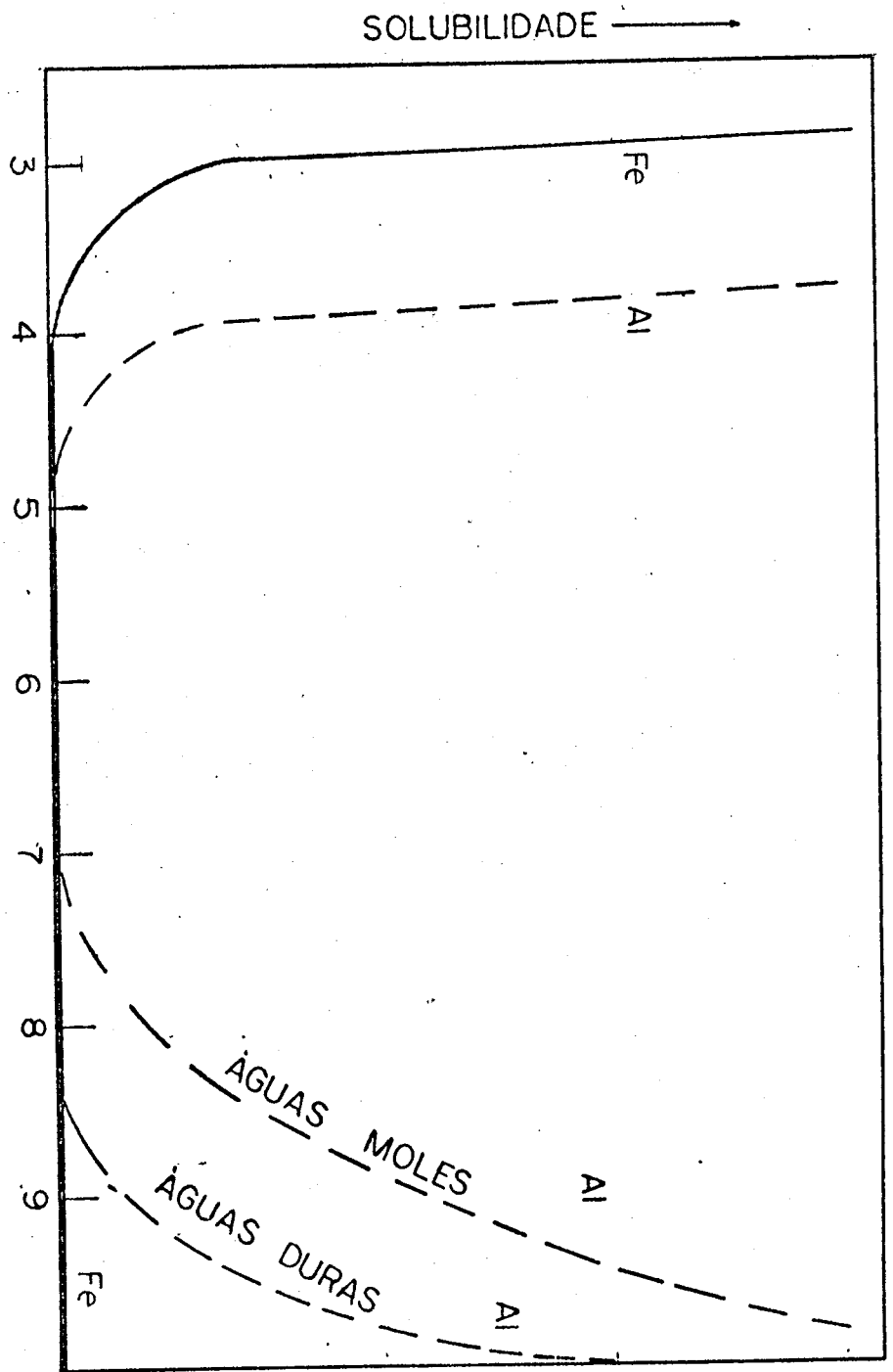
DIÓXIDO DE TITÂNIO
ESQUEMA DE PRODUÇÃO
TIBRÁS-1979

ANEXO I



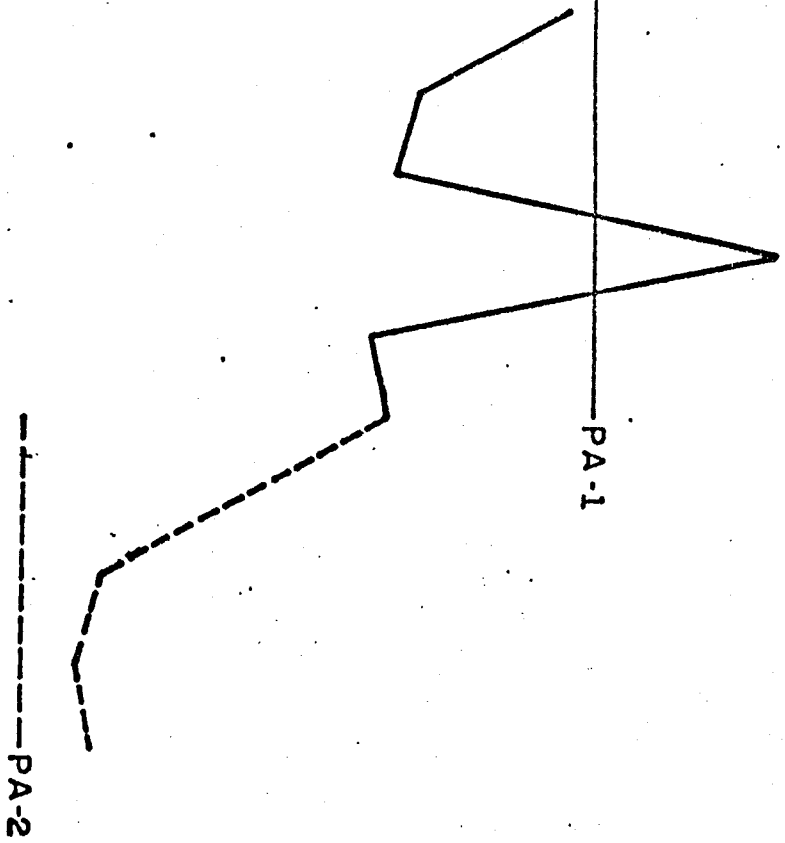
[Handwritten signature]

ANEXO.02 CURVAS DE SOLUBILIDADE PARA OS HIDROXIDOS, FERRICO E ALLUMINIO.



ANEXO: 3

NIÓBIO
PA 1 = 242 cps
PA 2 = 170 cps

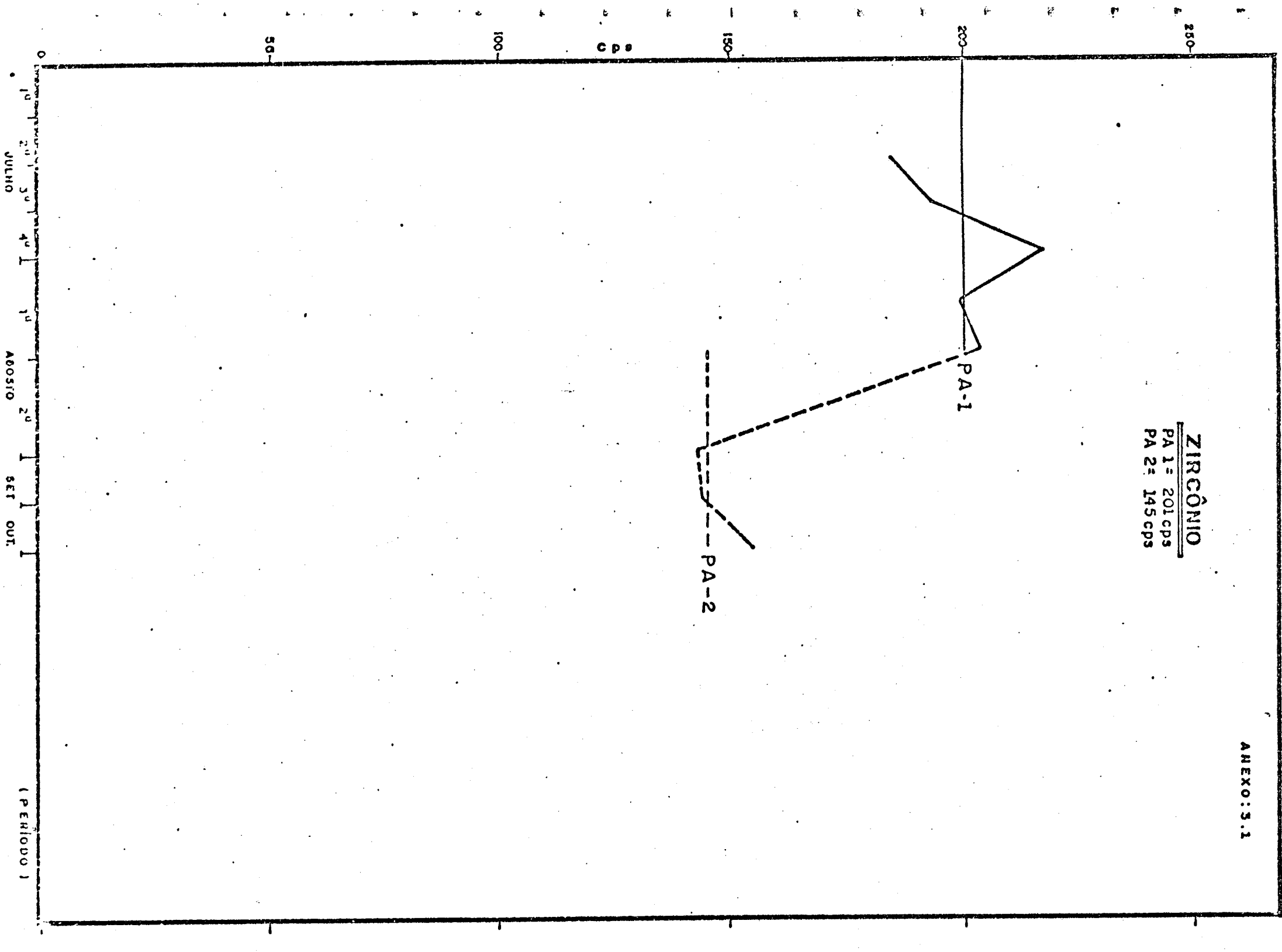


OBS.
FLUTUAÇÃO DOS RESULTADOS OBTIDOS NA MATERIA PRIMA EM COMPARAÇÃO COM O
SULFATO FERROSO. P.A.

(PERÍODO)

ANEXO: 3.1

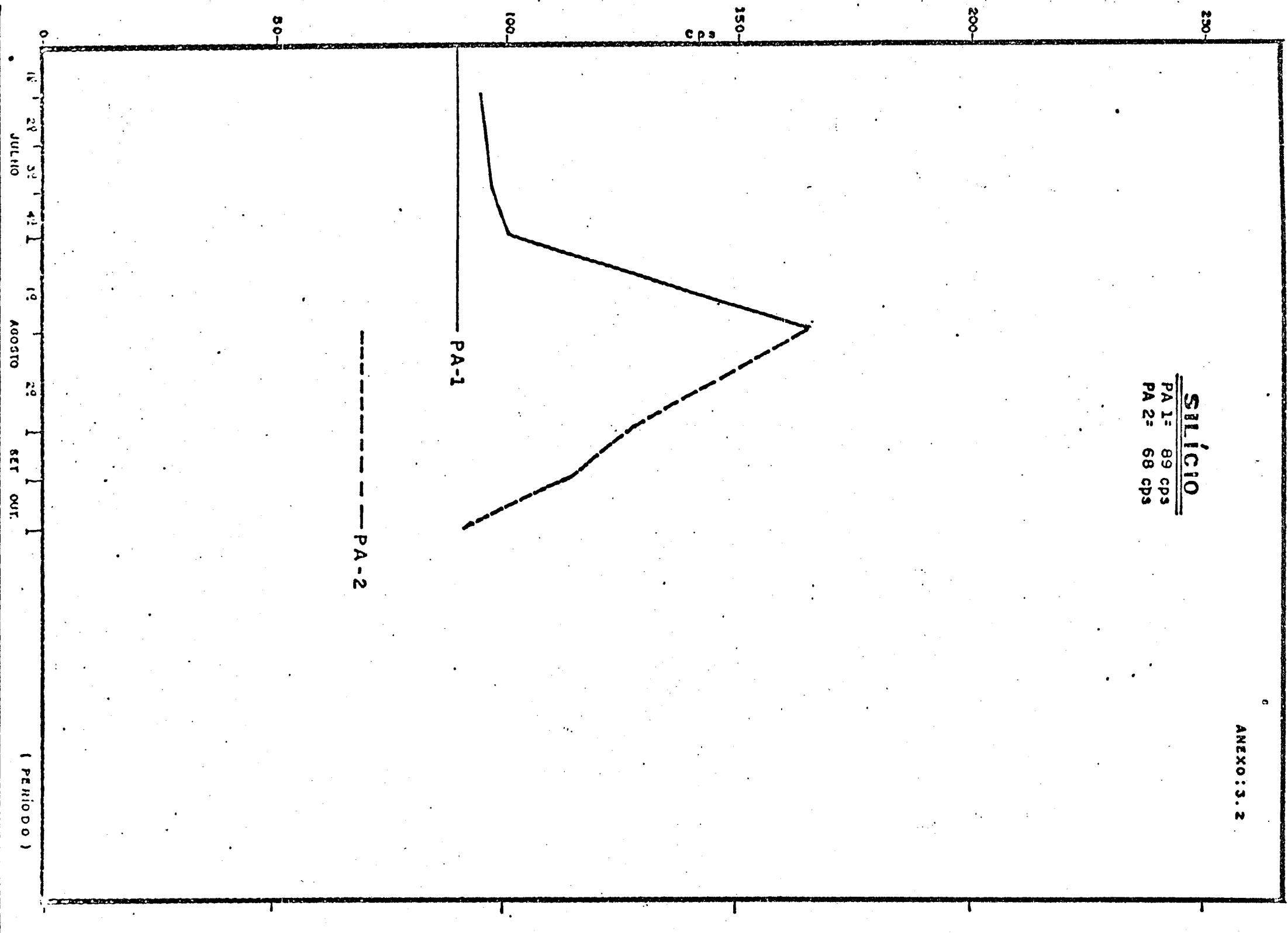
ZIRCÔNIO
PA 1 = 201 cps
PA 2 = 145 cps



(PERÍODO)

JUNHO JULHO ABRIL SET OUT

SILÍCIO
PA 1: 89 cps
PA 2: 68 cps



(PERIODO)

250-

200-

150-

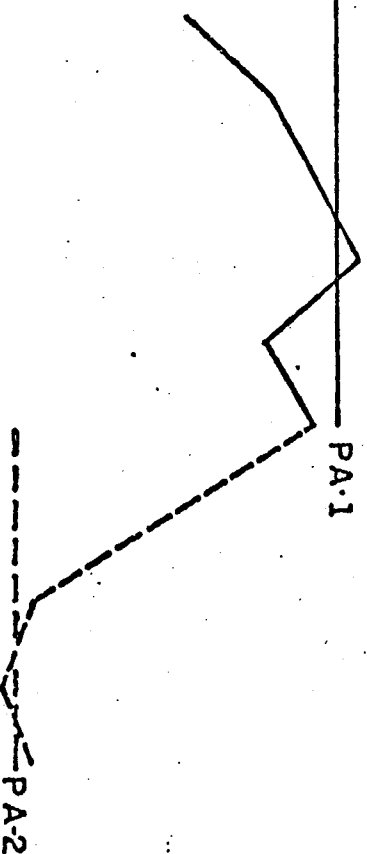
100-

50-

0

ESTRONCIO
PA 1 = 154 cps
PA 2 = 115 cps

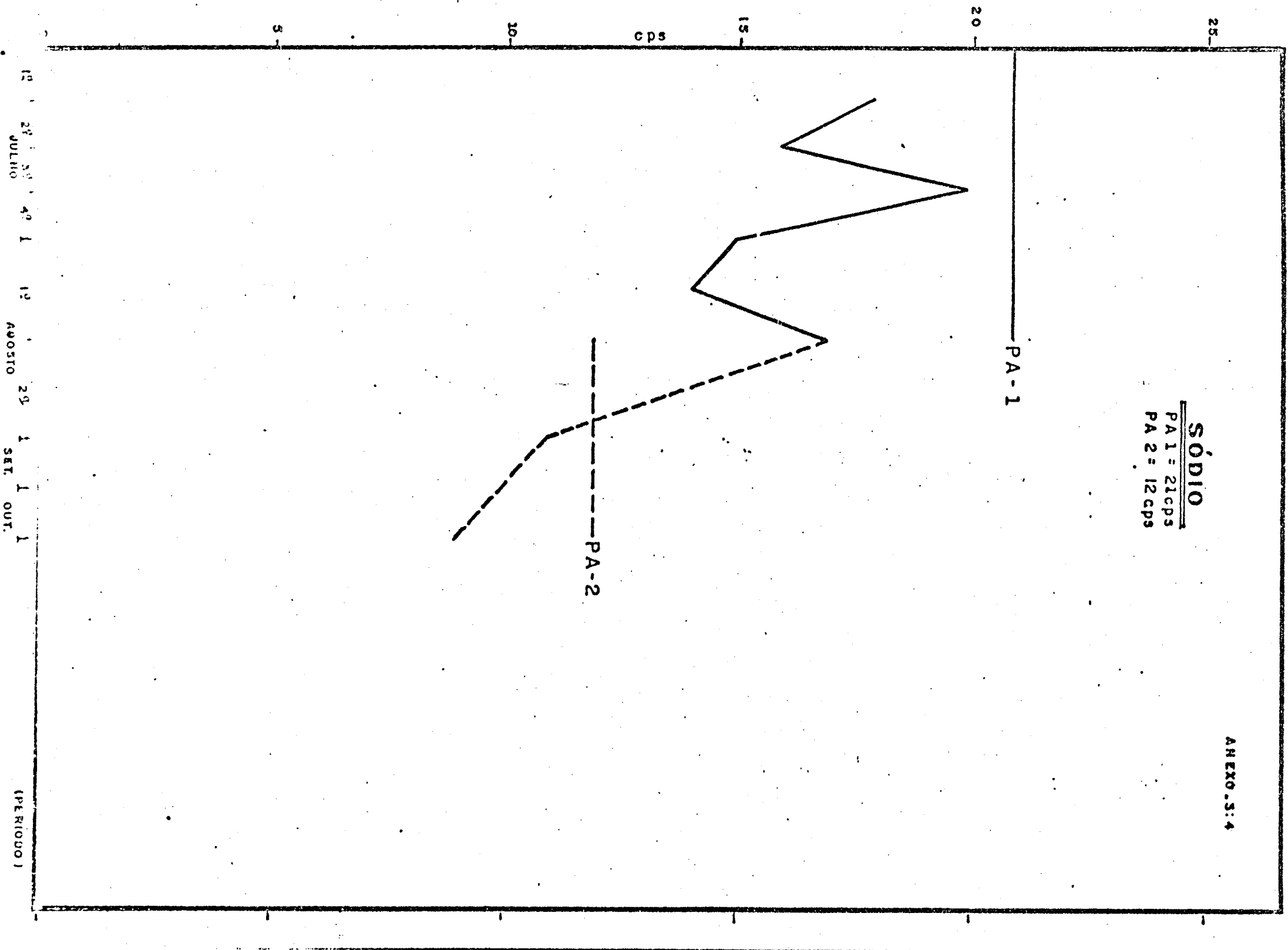
ANEXO : 3:3



JULIO 1^o 2^o 3^o 4^o 5^o 6^o 7^o 8^o 9^o 10^o 11^o 12^o 13^o 14^o 15^o 16^o 17^o 18^o 19^o 20^o 21^o 22^o 23^o 24^o 25^o 26^o 27^o 28^o 29^o 30^o 31^o AGOSTO 1^o 2^o 3^o 4^o 5^o 6^o 7^o 8^o 9^o 10^o 11^o 12^o 13^o 14^o 15^o 16^o 17^o 18^o 19^o 20^o 21^o 22^o 23^o 24^o 25^o 26^o 27^o 28^o 29^o 30^o 31^o SEPT. OUB 1^o 2^o 3^o 4^o 5^o 6^o 7^o 8^o 9^o 10^o 11^o 12^o 13^o 14^o 15^o 16^o 17^o 18^o 19^o 20^o 21^o 22^o 23^o 24^o 25^o 26^o 27^o 28^o 29^o 30^o 31^o (PERIODO)

ANEXO 3:4

SÓDIO
PA 1 = 21 cps
PA 2 = 12 cps

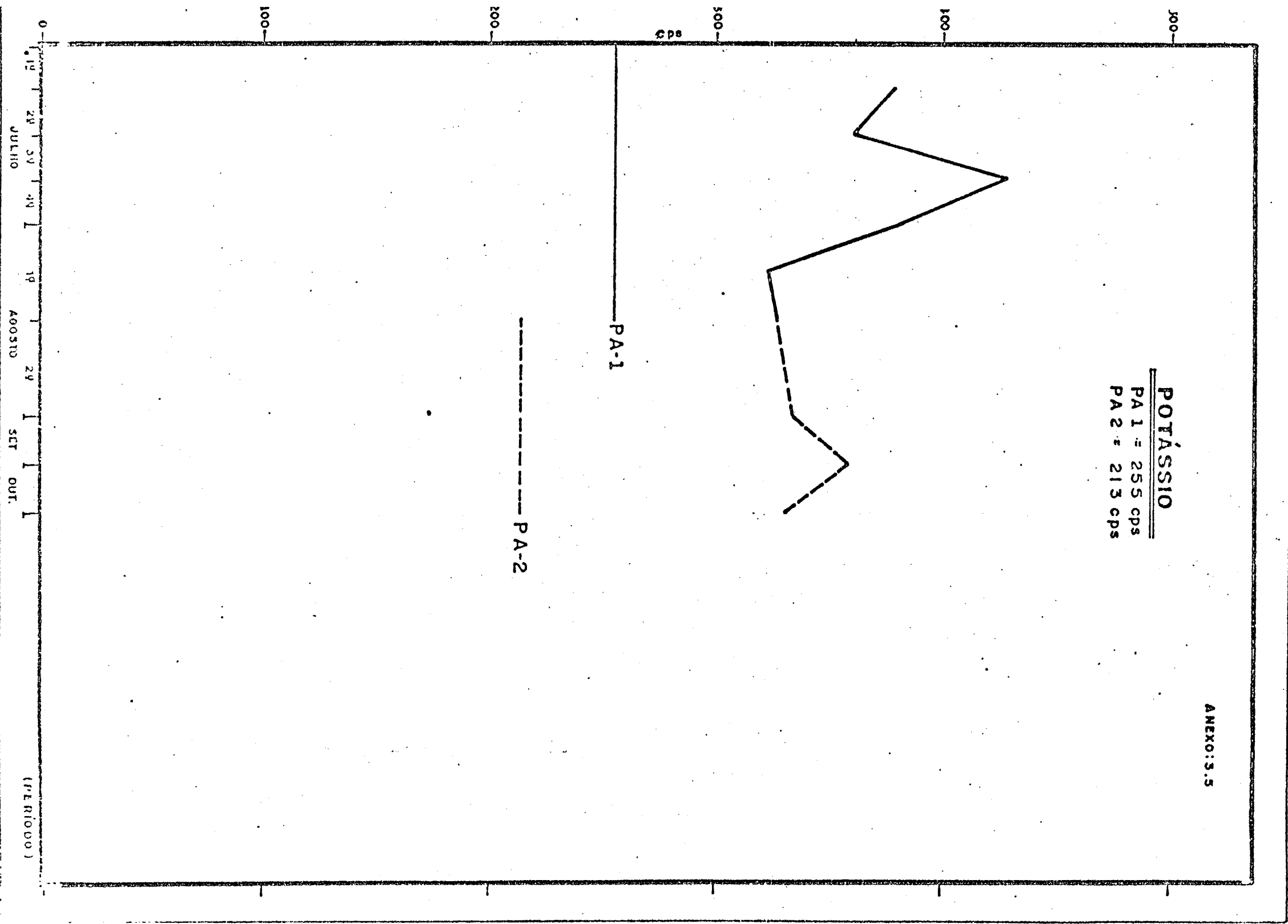


(PERÍODO)

ANEXO: 3.5

POTÁSSIO

PA 1 = 255 cps
PA 2 = 213 cps



PA-1

PA-2

cps

(PERIODO)

JULHO

A00310

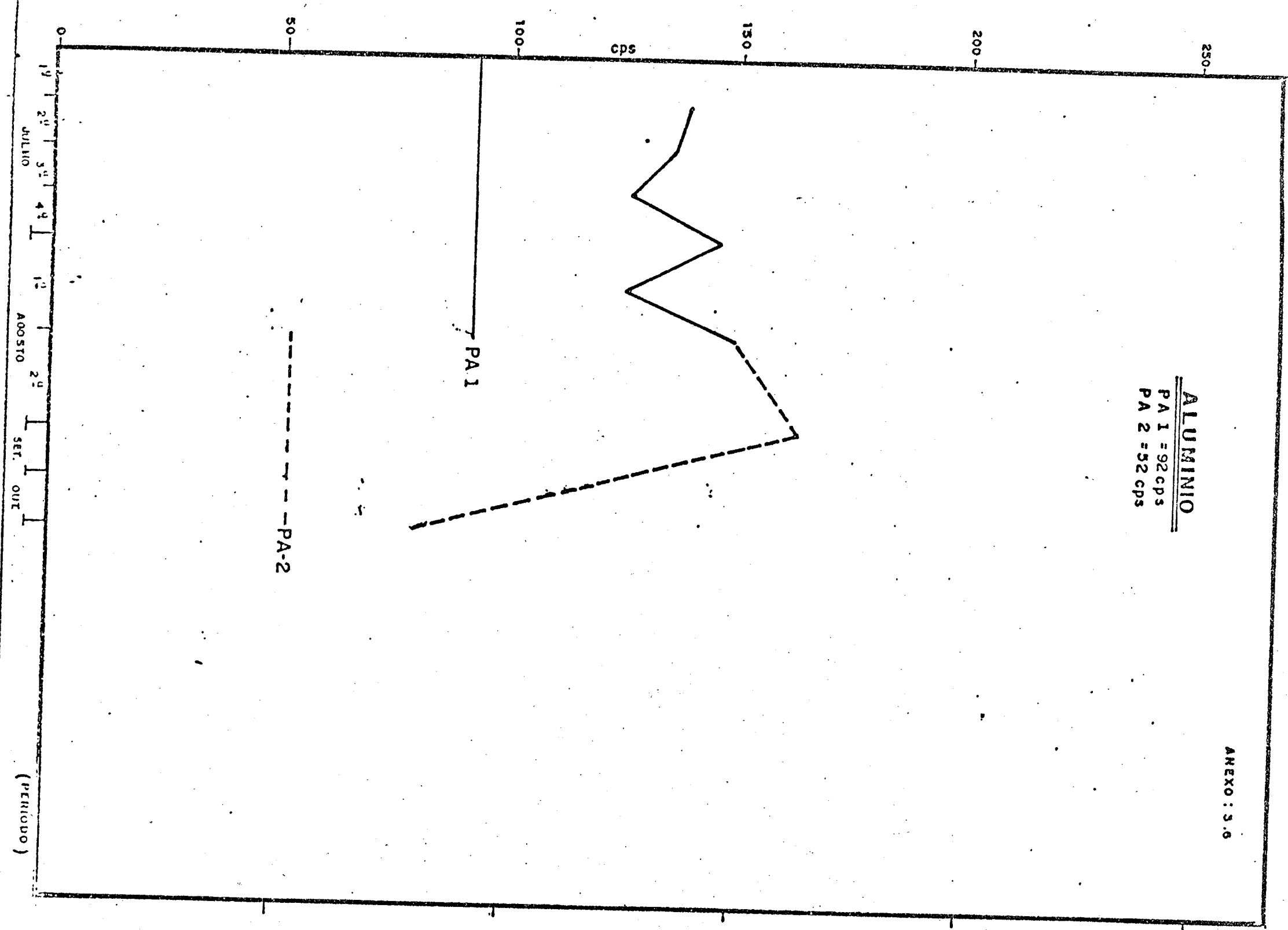
SET

OUT

AREXO : 3.0

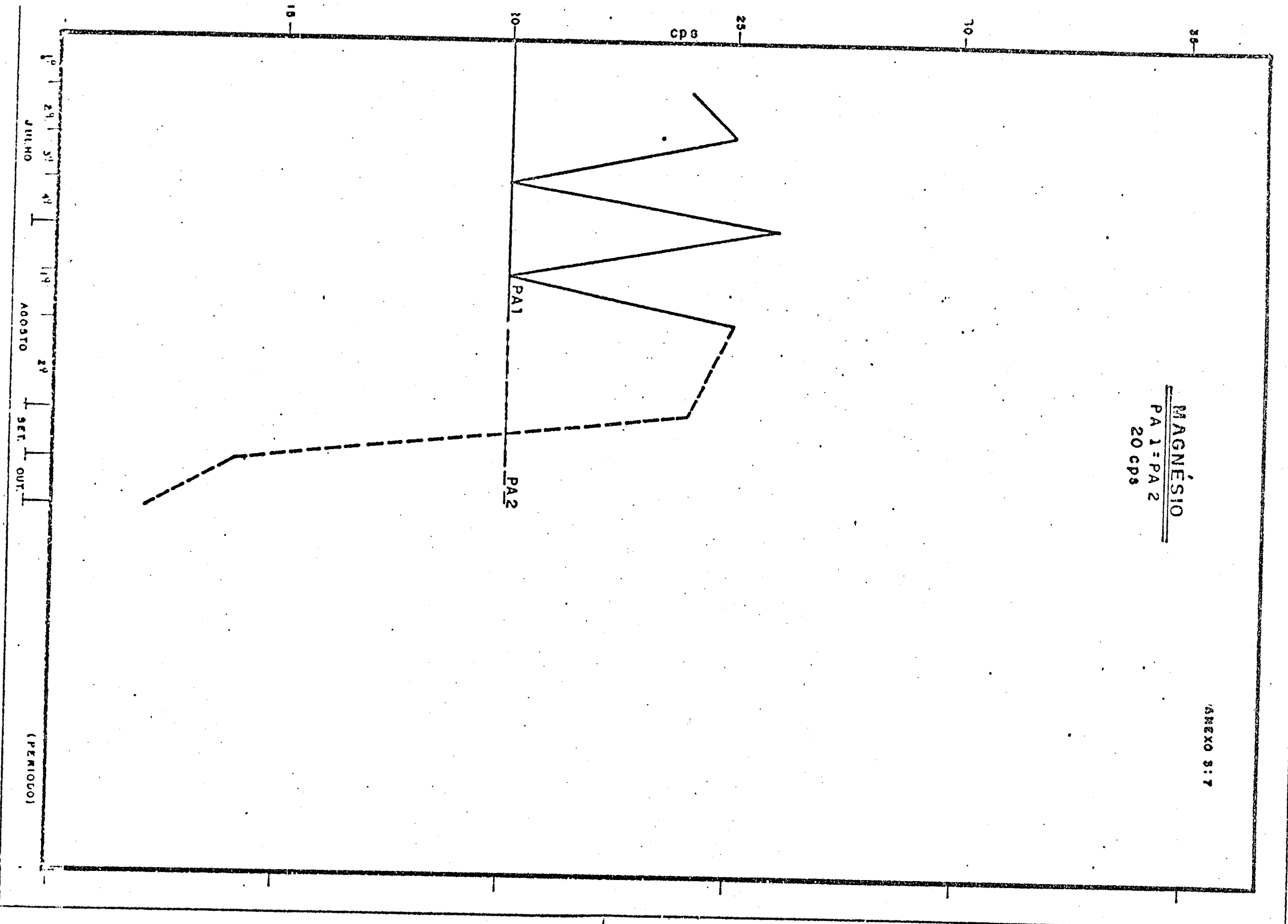
ALUMINIO

PA 1 = 92 cps
PA 2 = 52 cps



MAGNÉSIO
PA 1 - PA 2
20 cps

ANEXO 3:7



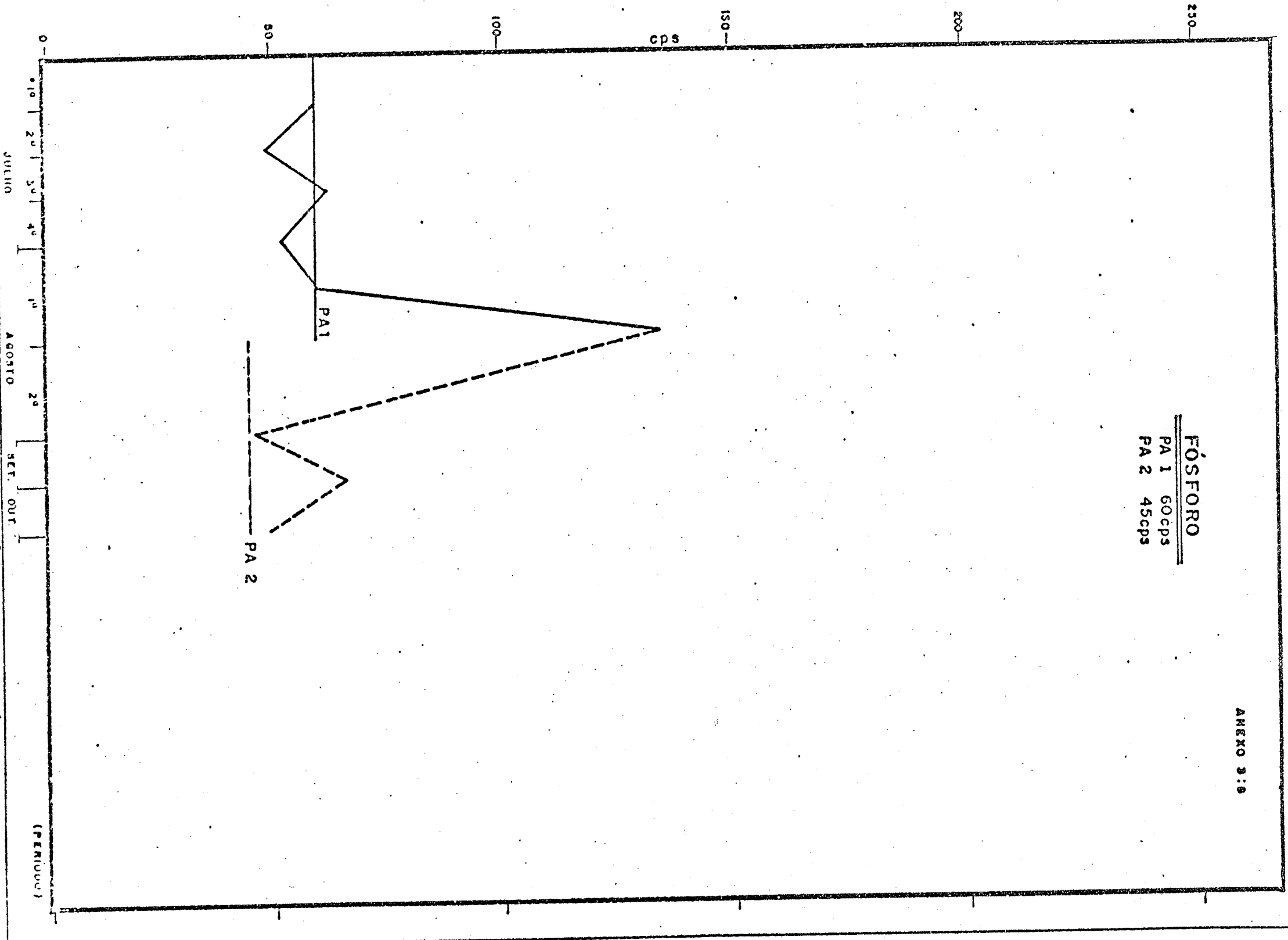
(PERÍODO)

ANEXO 3:9

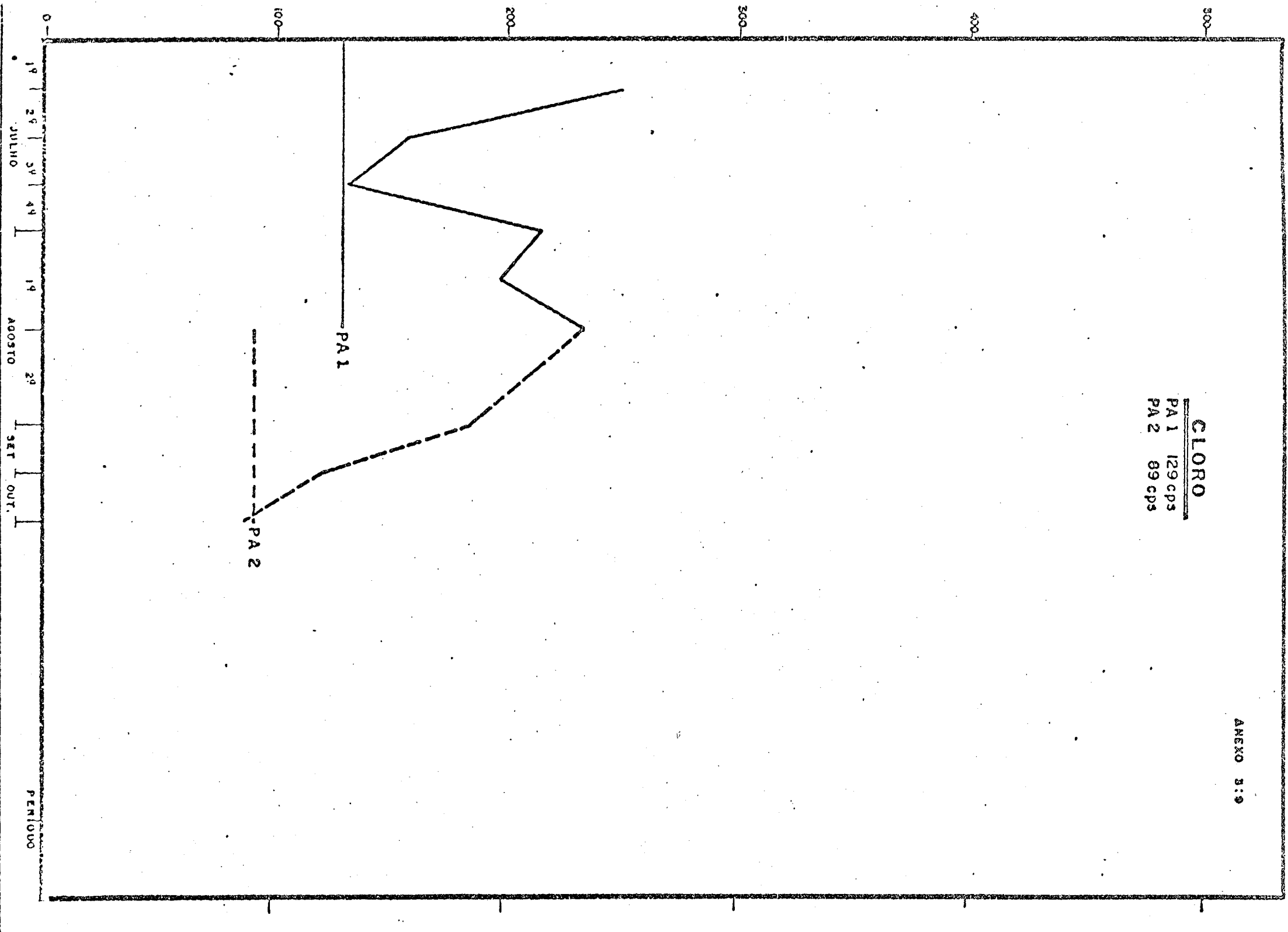
FÓSFORO

PA 1 60cps

PA 2 45cps

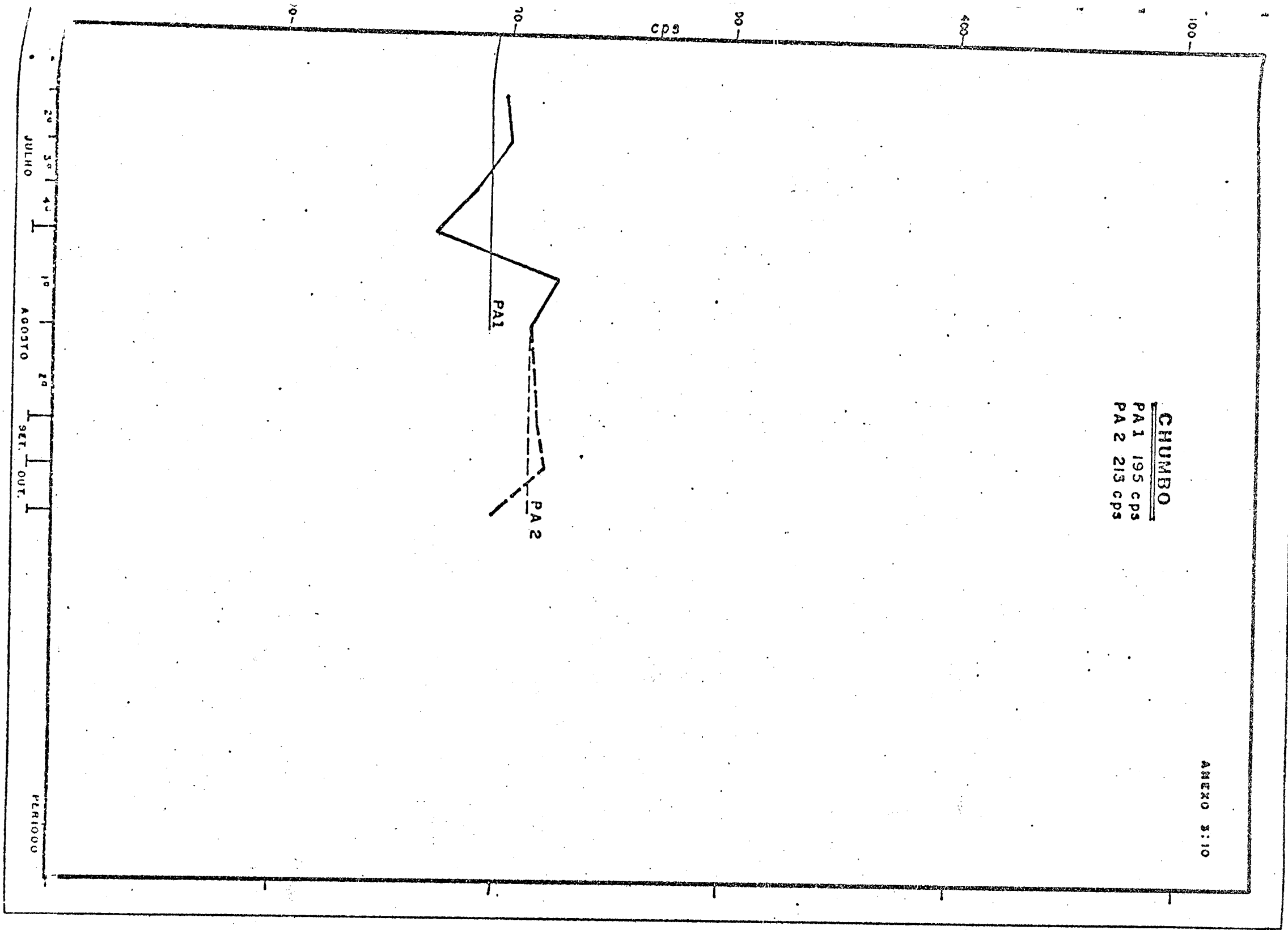


CILORO
PA 1 129 cps
PA 2 89 cps

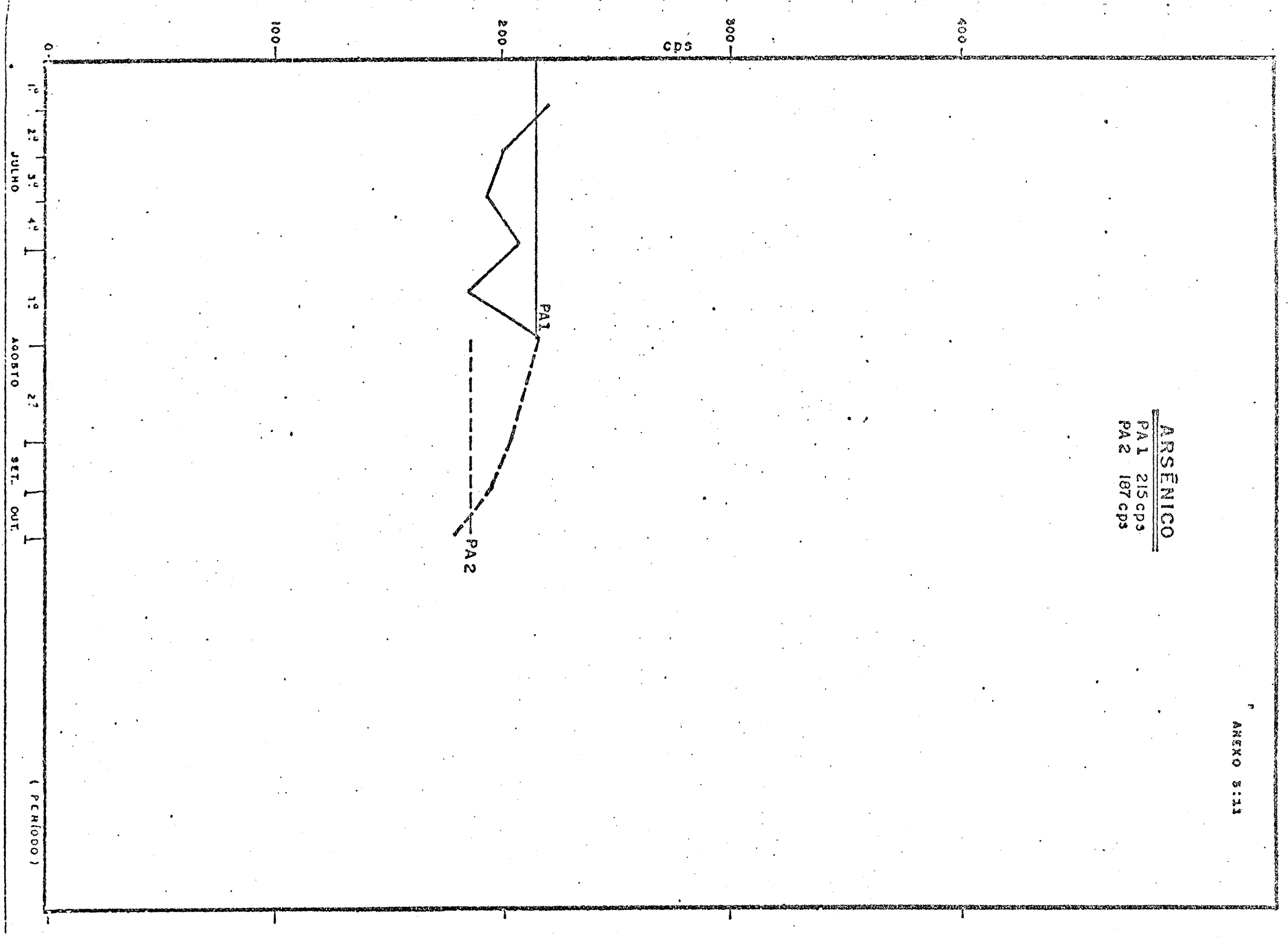


ANEXO 3:10

CHUMBO
PA 1 195 cps
PA 2 213 cps



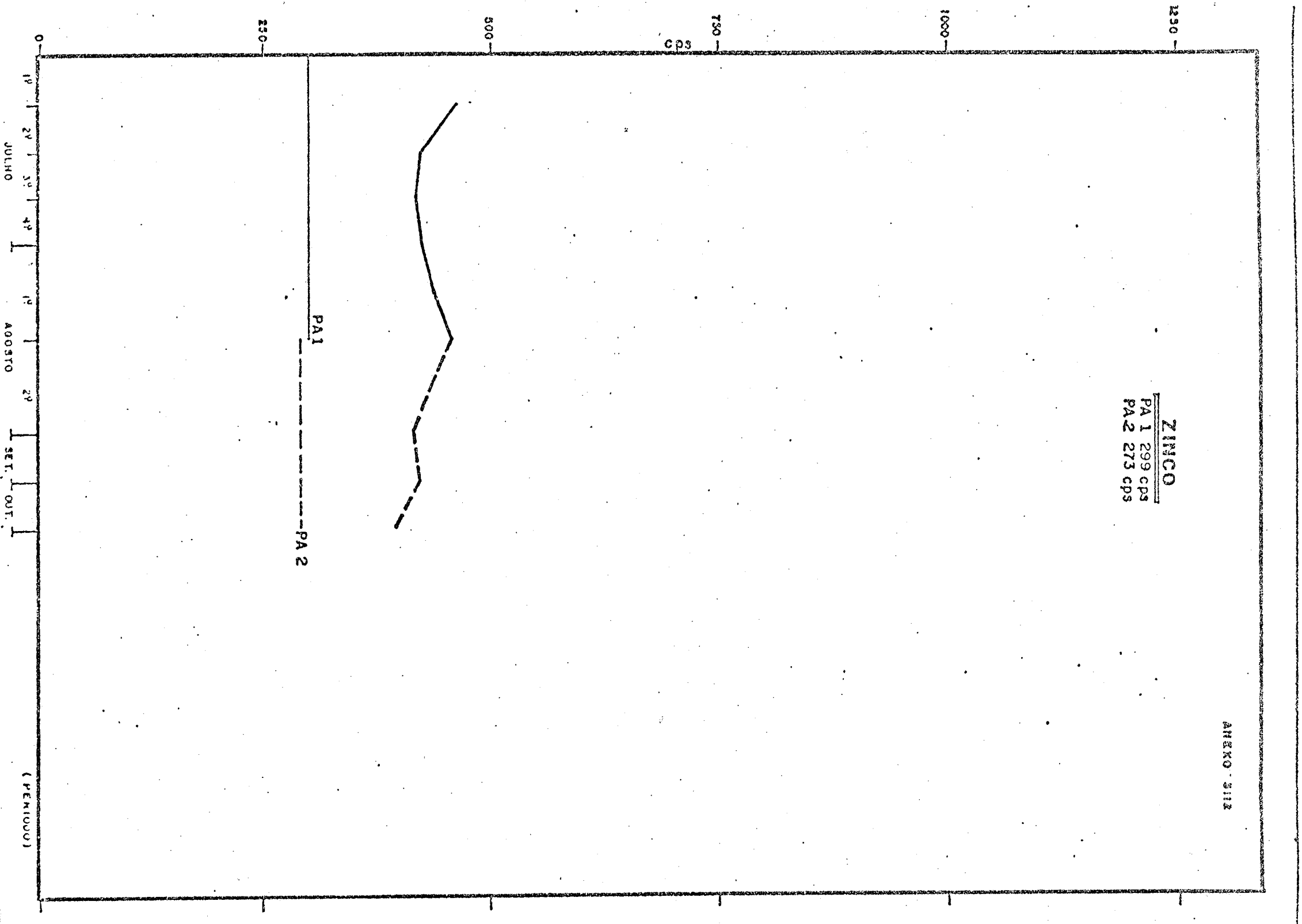
ARSENICO
PA1 215 cps
PA2 187 cps

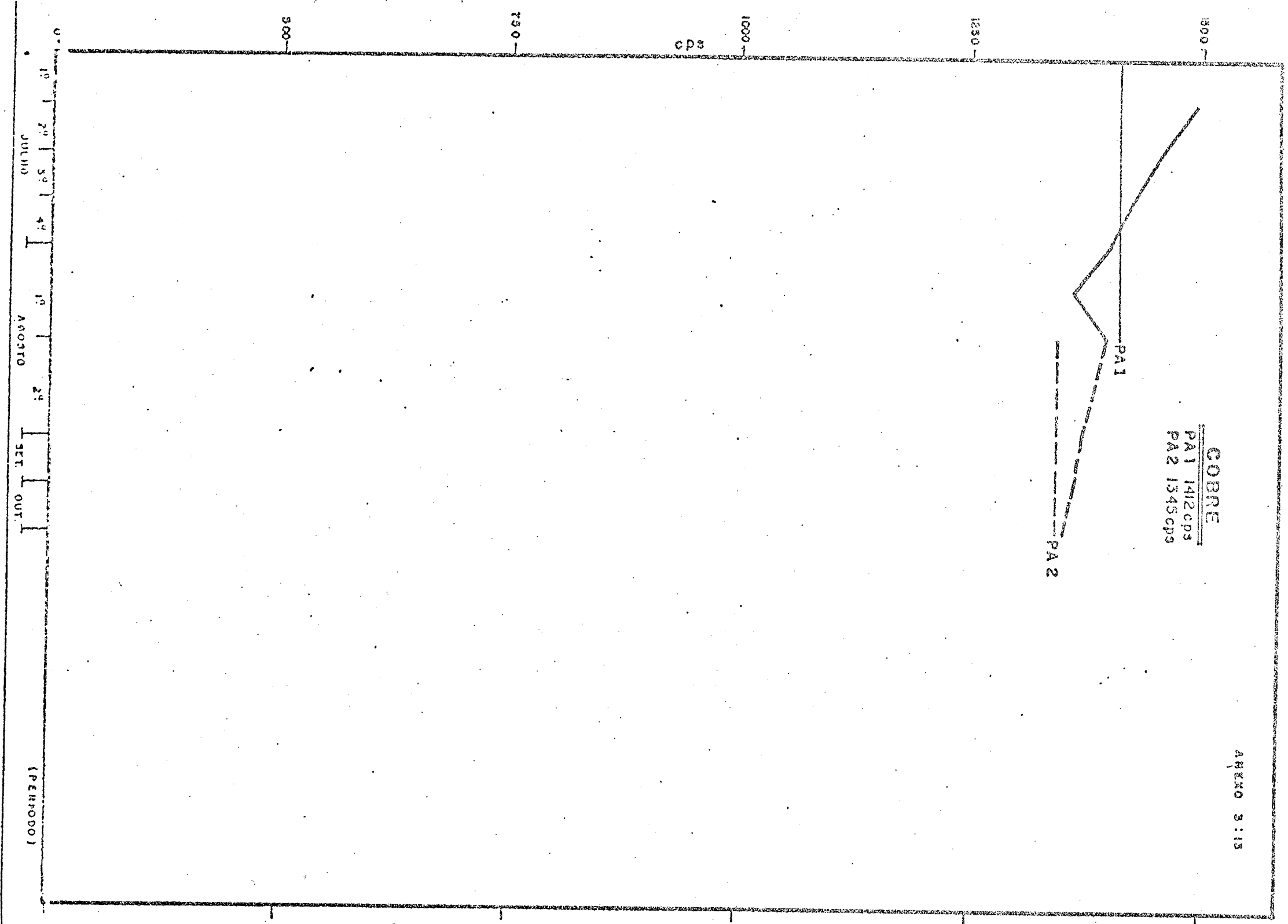


(PERIODO)

ANEXO 5112

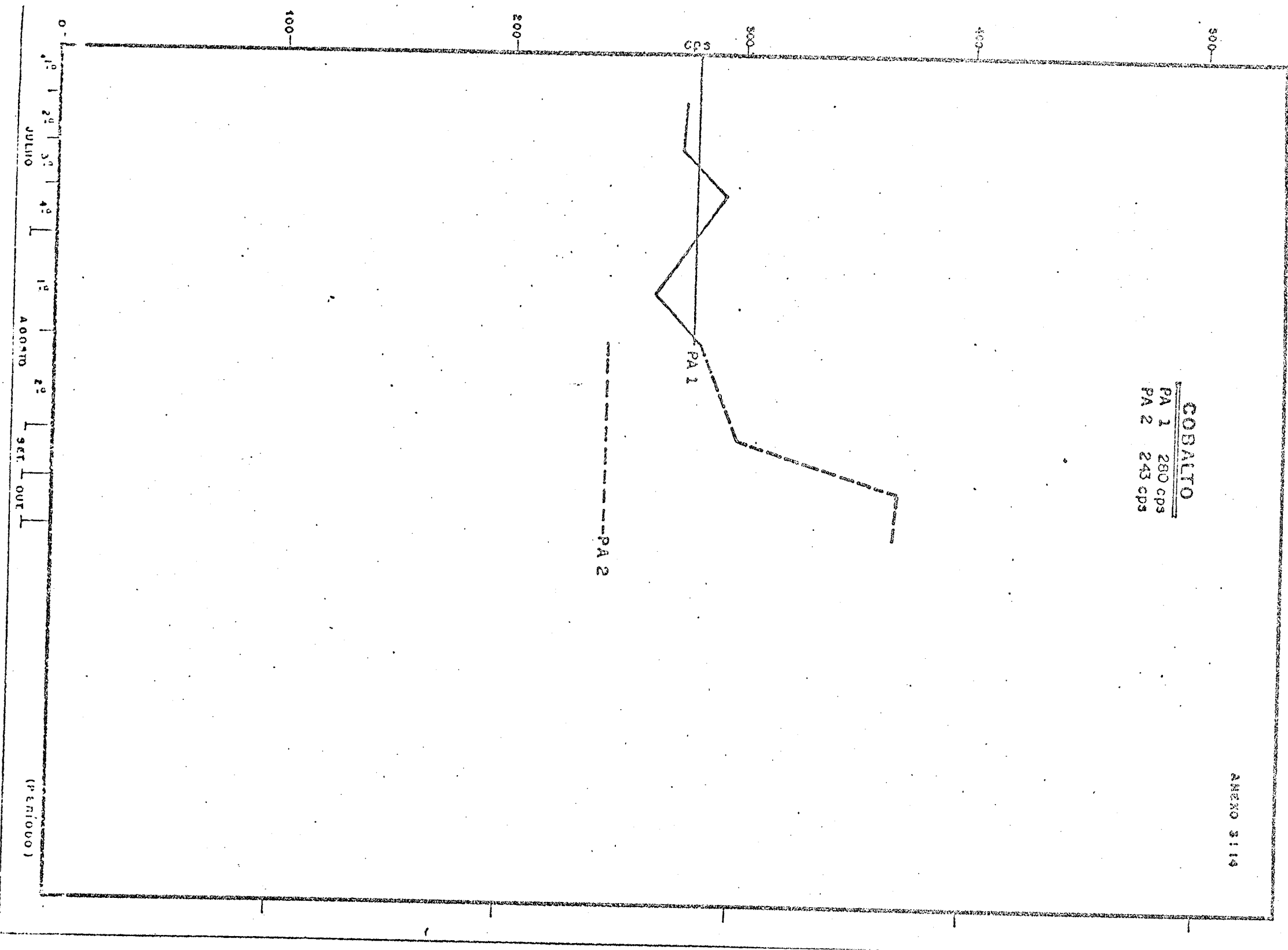
ZINCO
PA 1 299 cps
PA 2 273 cps





ANEXO 3119

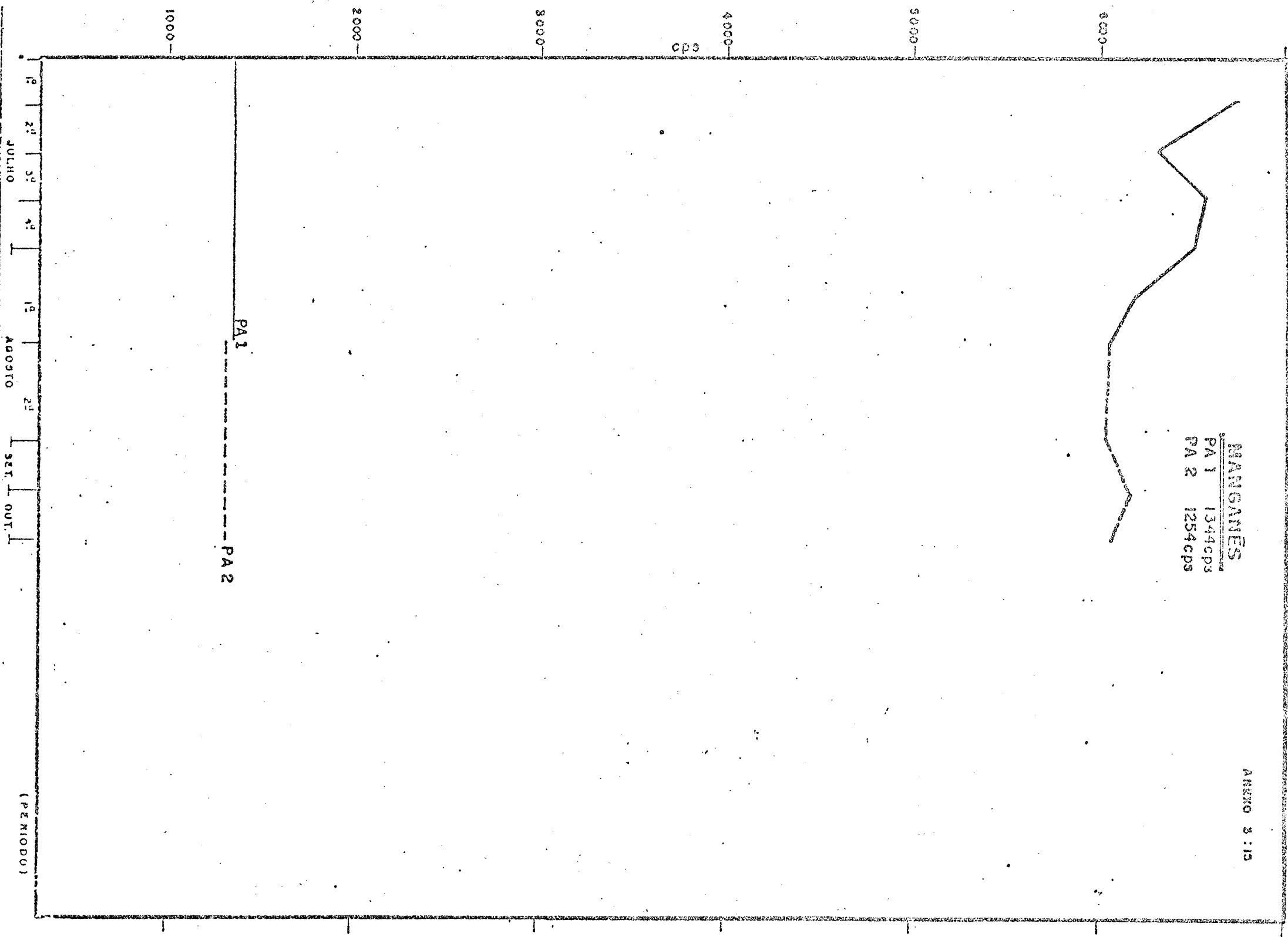
COBALTO
PA 1 280 cps
PA 2 243 cps



(PERIODO)

MANGANES
PA 1 1344cps
PA 2 1254cps

ANEXO 3 : 13

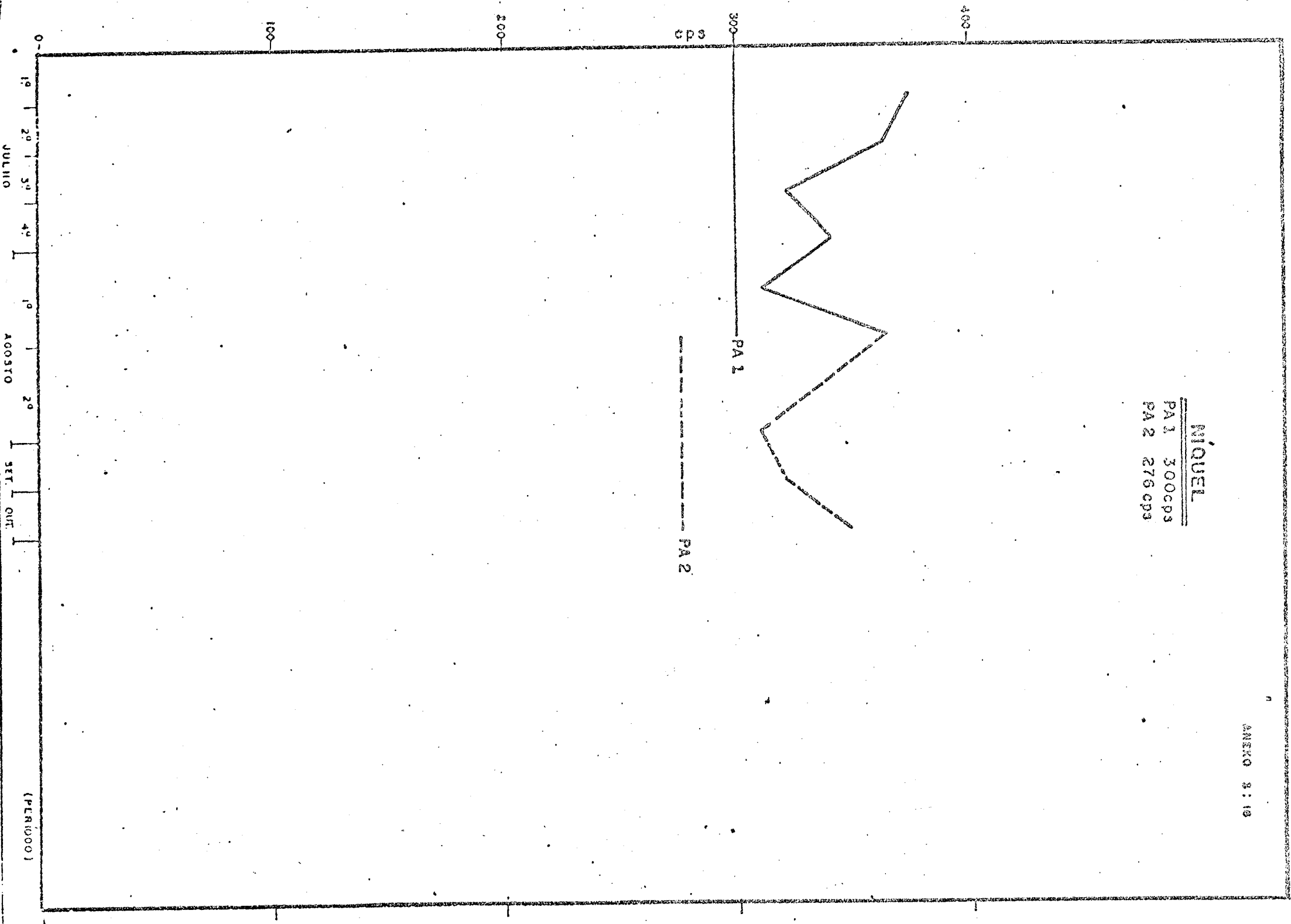


(PERIODO)

ANEXO 8:19

NIQUEL

PA 1 300cps
PA 2 276cps



(PERIODOS)

JULIO

AGOSTO

SET. OUT.

400
300
200
100
0

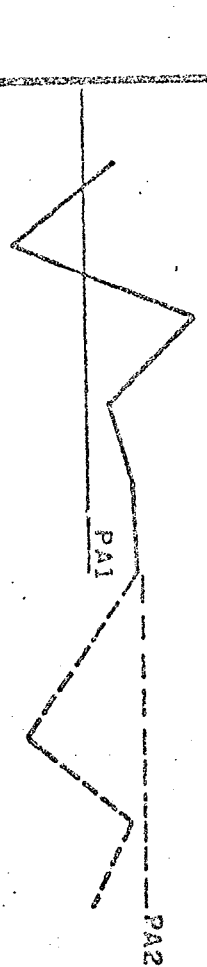
PA 1

PA 2

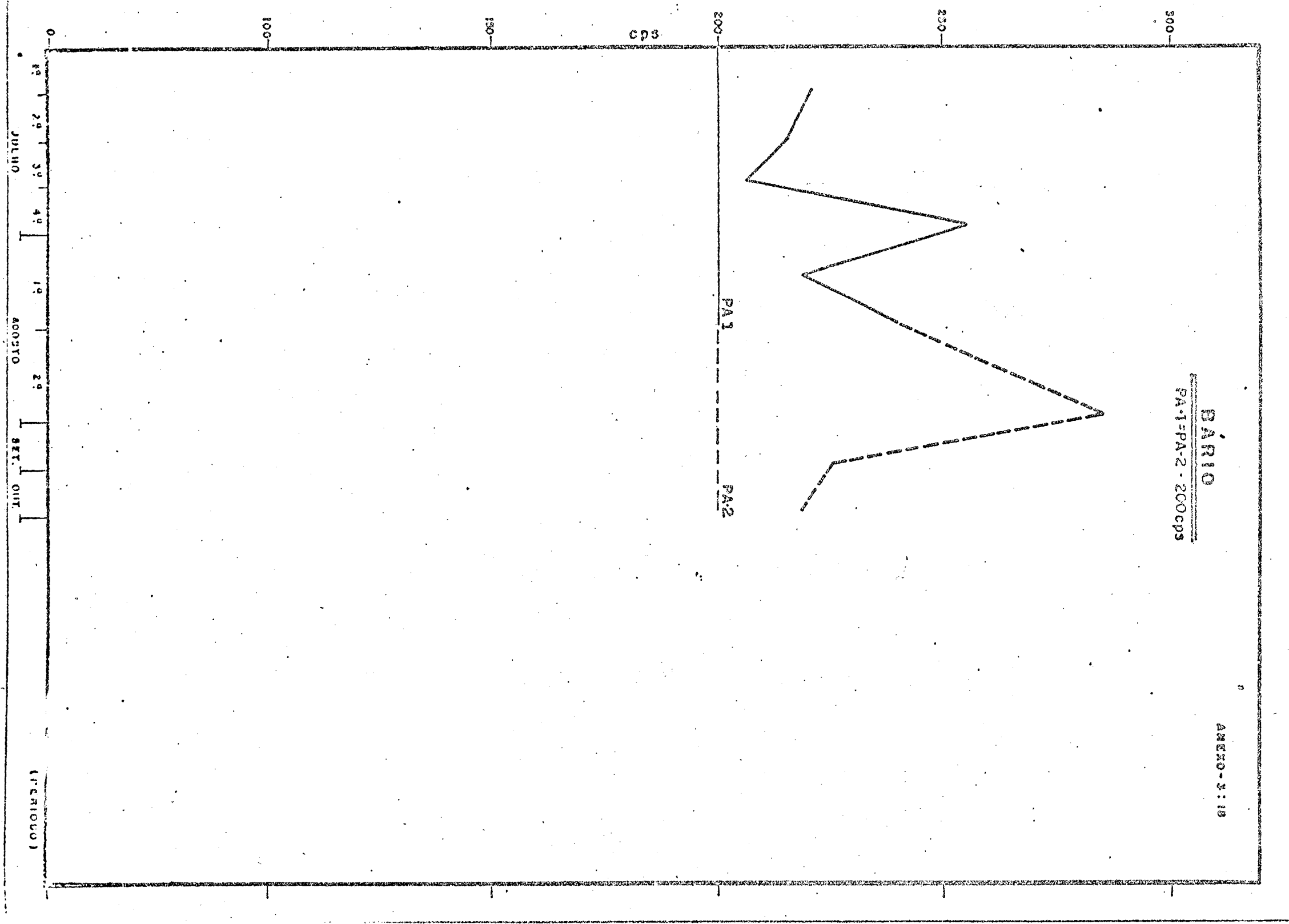
cps

ANEXO 3:17

CROMO
PA-1 = 891 cps
PA 2 911 cps



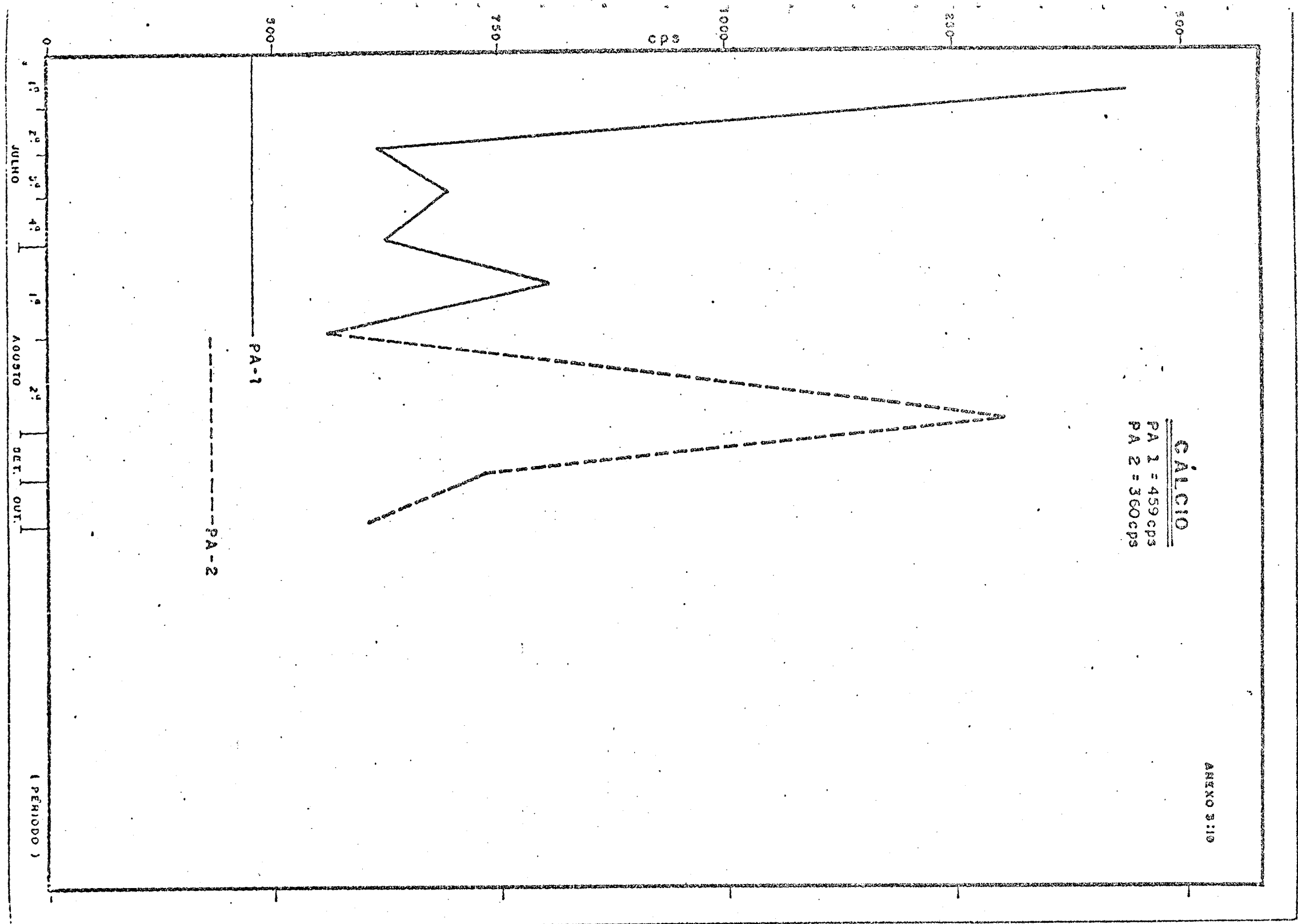
(PERIODO)



ANEXO 3:19

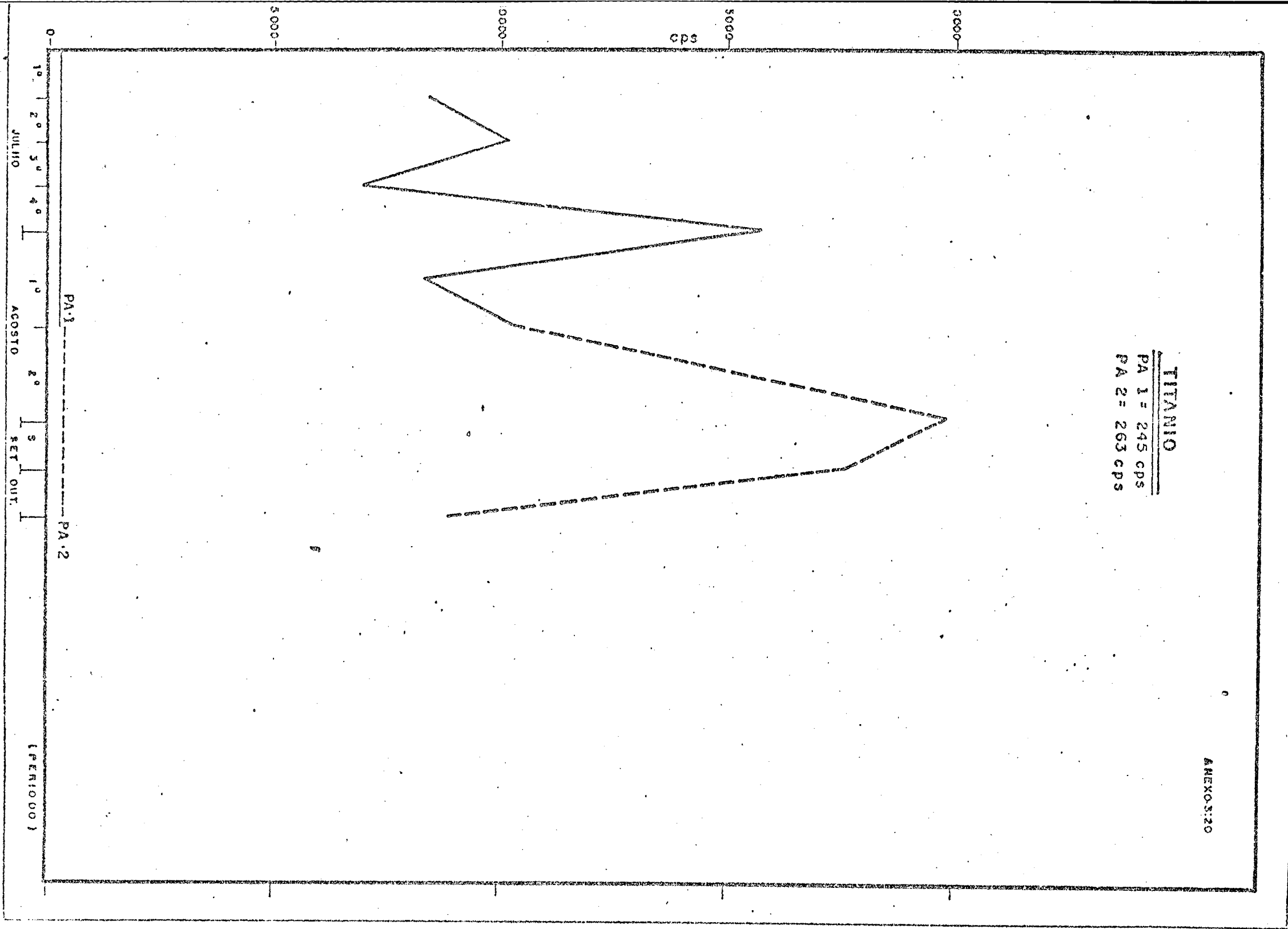
CÁLCULO

PA 1 = 459 cps
PA 2 = 360 cps



TITANIO
PA 1 = 245 cps
PA 2 = 263 cps

AMEXOS:20



ENSAIO Nº 01

ANEXO 4

ENSAIO DE FLOCULAÇÃO

DATA DO ENSAIO 07/08/1980

REALIZADO POR Antonio Fernando Torres Vieira

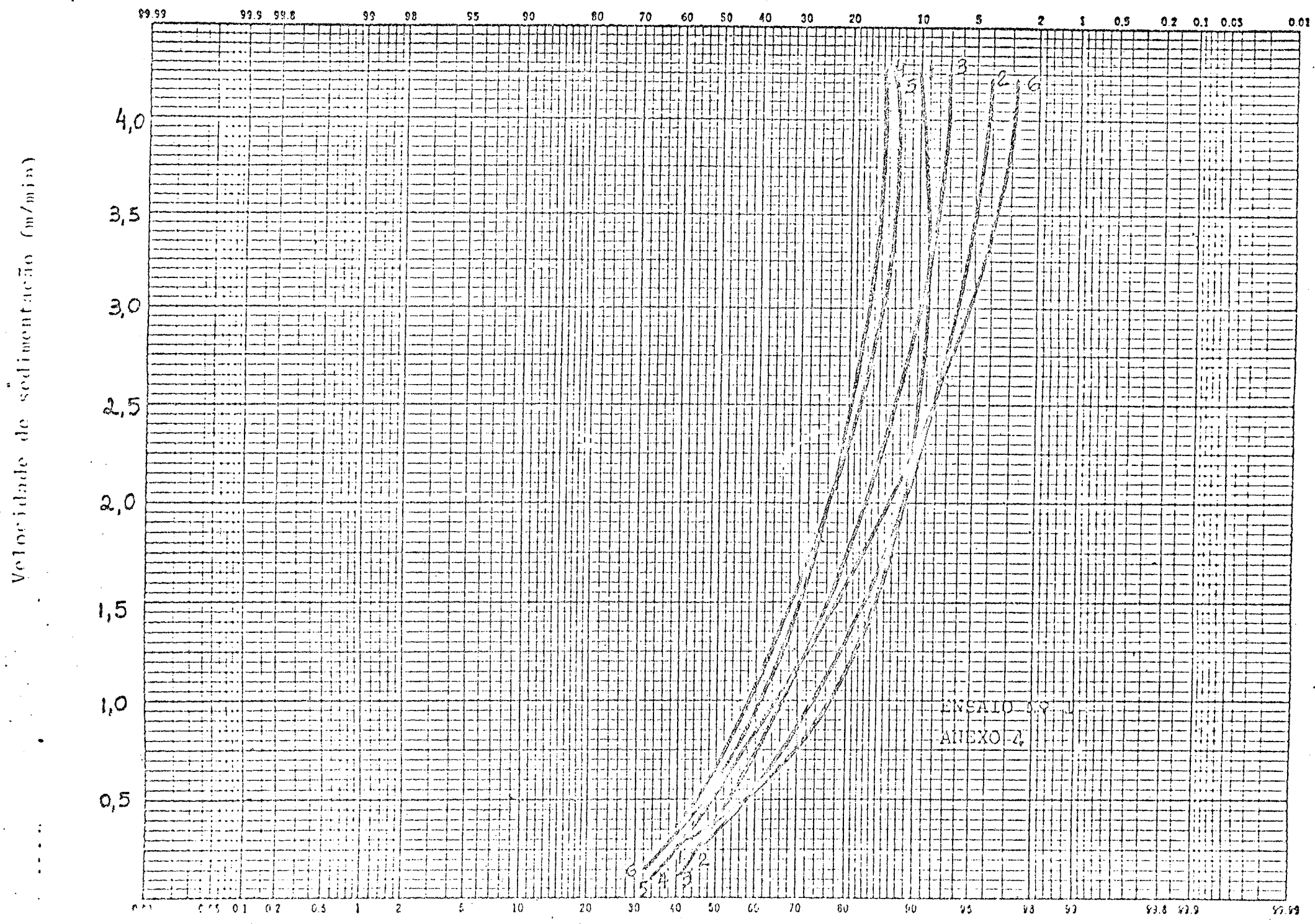
FONTE DA ÁGUA Mata Escura C/ ESTADORES SIM NÃO

ESTUDO DE DOSAGEM (Amostra 1)

DATA DA COLETA 07/08/1980 CAPACIDADE DO JARRO 2

TEMPERATURA DA ÁGUA 25 °C
 PH 7,5
 TURBIDEZ 16 NTU
 COR 50 HAZEN
 ALCALINIDADE 126 mg/l

TEMPO DE FLOCULAÇÃO				...13... min.			...13... min.			...13... min.			...13... min.			...13... min.			...13... min.														
SEDIMENTAÇÃO				JARRO 1			JARRO 2			JARRO 3			JARRO 4			JARRO 7 FLOCULADOR DA ETA			JARRO 5			JARRO 6											
ALT. (cm)	TEMPO (min)	VELOC. (cm/min)	TAXA (m ³ /m ² .h)	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.									
-	-	-	-	11,0	16,0	-	11,0	14,5	-	11,0	15,0	-	11,0	15,0	-	-	-	-	11,0	18,0	-	11,0	18,0	-									
10	2,5	4,0	64,8	15,5	14,5	90,0	15,5	14,0	96,5	15,5	14,0	93,3	15,5	13,0	86,7	-	-	-	15,5	16,0	88,8	15,5	17,5	97,2									
10	5,0	2,0	28,8	20,5	14,0	87,5	20,5	12,5	86,2	20,5	12,0	80,0	20,5	11,0	73,3	-	-	-	20,5	13,0	72,2	20,5	15,0	83,5									
10	10,0	1,0	14,4	30,5	12,5	78,0	30,5	11,0	75,9	30,5	10,0	66,6	30,5	9,5	63,3	-	-	-	30,5	10,0	55,5	30,5	11,0	61,1									
10	15,0	0,67	9,6	45,5	10,0	62,5	45,5	9,9	68,3	45,5	9,0	60,0	45,5	8,0	53,3	-	-	-	45,5	9,0	50,0	45,5	10,0	55,5									
10	30	0,35	4,7	75,5	7,5	47,0	75,5	6,0	41,4	75,5	7,0	46,7	75,5	6,0	40,0	-	-	-	75,5	7,5	41,6	75,5	8,0	44,4									
DOSAGEM				ml.		mg./l.		ml.		mg./l.		ml.		mg./l.		ml.		mg./l.		ml.		mg./l.		ml.		mg./l.							
				3		15		4		20		5		25		6		30		-		7		35		8		40					
LOCULAÇÃO				PH ÓTIMO		-		-		-		-		-		-		-		-		-		-		-							
ÁGUA DECANTADA				PH		7,3		7,3		7,3		7,3		7,1		-		-		7,1		-		7,0		-							
				ALC.		120		118		116		116		96		-		-		-		112		-		112		-					
				COR		10,0		5,0		5,0		5,0		5,0		-		-		-		5,0		-		5,0		-					
MISTURAS				RÁPIDA		RPM	0	T	G.T	RPM	0	T	G.T	RPM	0	T	G.T	RPM	0	T	G.T	RPM	0	T	G.T	RPM	0	T	G.T	RPM	0	T	G.T
				LENTE		60	100	60	6000	60	100	60	6000	60	100	60	6000	60	100	60	6000	-	-	-	-	60	100	60	6000	60	100	60	6000
						55	80	780	62400	55	80	780	62400	55	80	780	62400	55	80	780	62400	-	-	-	-	55	80	780	62400	55	80	780	62400
				SOMA		68400		SOMA		68400		SOMA		68400		SOMA		-		SOMA		68400		SOMA		68400							



ENSAIO Nº 02

ANEXO 5

ENSAIO DE FLOCULAÇÃO

DATA DO ENSAIO 07/08/1980.....

REALIZADO POR Antonio.Fernando.Torres.Vieira...

FONTE DA ÁGUA Mata Escura..... C/ ESTADORES SIM NÃO

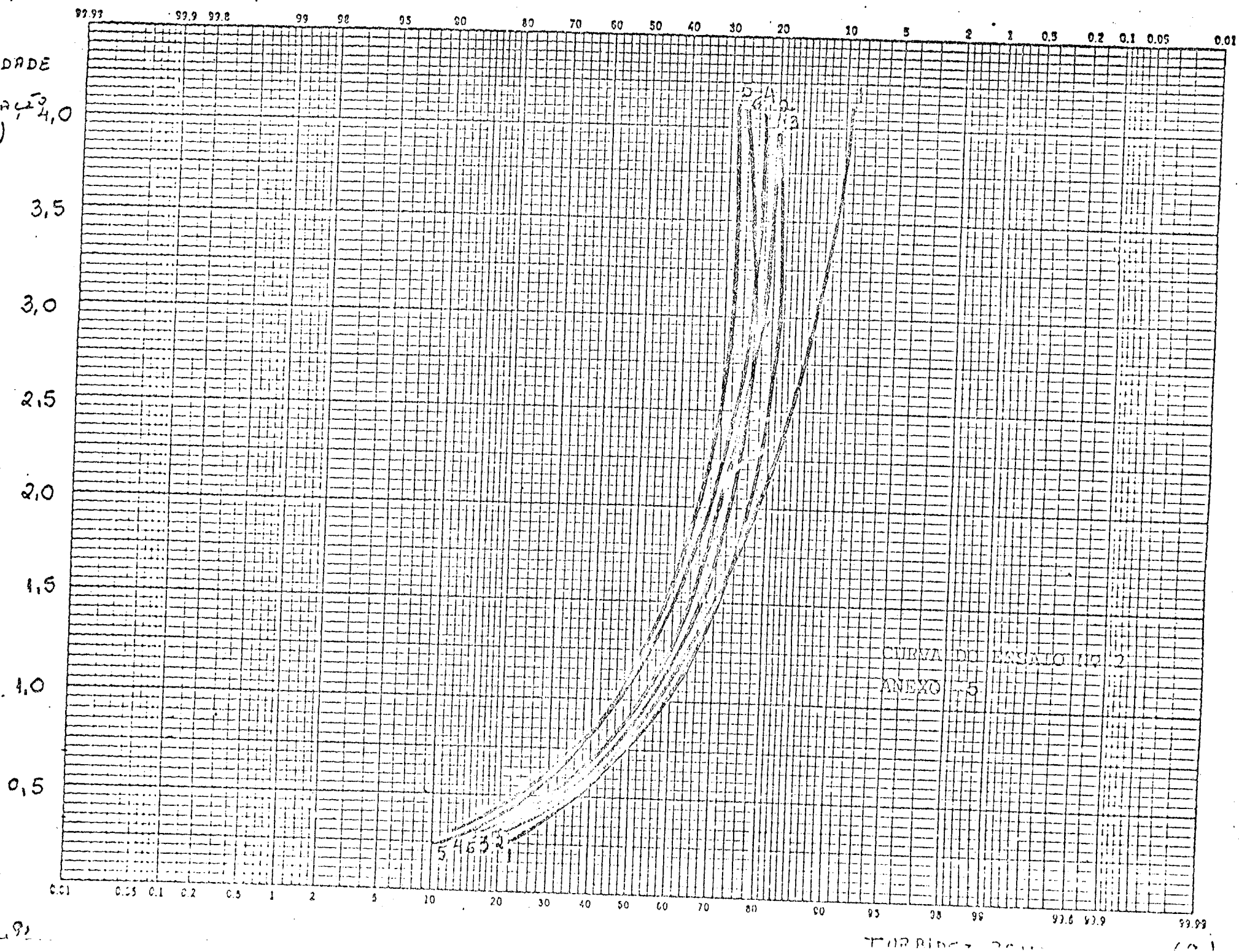
ESTUDO DE DOSAGEM ÓTIMA (Amstra 2).....

DATA DA COLETA 07/08/1980... CAPACIDADE DO JARRO 2....

TEMPERATURA DA ÁGUA 25 °C
 PH 7,5
 TURBIDEZ 16 NTU
 COR 50 HAZEN
 ALCALINIDADE 126 mg/l

TEMPO DE FLOCULAÇÃO				13 min.			13 min.			13 min.			13 min.			13 min.			13 min.												
SEDIMENTAÇÃO				JARRO 1			JARRO 2			JARRO 3			JARRO 4			JARRO 5			JARRO 6												
ALT (cm)	TEMPO (min)	VELOC. (cm/min)	TAXA (mg/cm ² min)	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.							
-	-2	-	-	11,0	15,0	-	11,0	15,0	-	11,0	16,0	-	11,0	17,0	-	-	-	-	11,0	17,0	-	11,0	16,0	-							
10	2,5	4,0	64,8	15,5	13,0	86,7	15,5	12,0	80,0	15,5	13,0	81,2	15,5	13,5	79,4	-	-	-	15,5	12,5	73,5	15,5	12,0	75,0							
10	5,0	2,0	28,8	20,5	12,5	83,3	20,5	11,0	76,7	20,5	11,0	68,7	20,5	11,0	64,7	-	-	-	20,5	11,0	64,7	20,5	12,0	75,0							
10	10,0	1,0	14,4	30,5	8,0	53,3	30,5	9,0	60,0	30,5	9,0	56,2	30,5	8,0	47,0	-	-	-	30,5	8,0	47,0	30,5	8,0	50,0							
10	15,0	0,67	9,6	45,5	6,7	44,7	45,5	6,3	42,0	45,5	6,4	40,0	45,5	5,8	34,1	-	-	-	45,5	5,7	33,5	45,5	5,3	33,1							
10	30,0	0,33	4,7	75,5	3,4	22,7	75,5	3,1	20,7	75,5	2,8	17,5	75,5	2,2	13,0	-	-	-	75,5	2,5	14,7	75,5	2,8	17,5							
DOSAGEM				ml.	mg/l.	ml.	mg/l.	ml.	mg/l.	ml.	mg/l.	ml.	mg/l.	ml.	mg/l.	ml.	mg/l.	ml.	mg/l.	ml.	mg/l.	ml.	mg/l.								
				3	15	4	20	5	25	6	30	-	-	7	35	8	40														
LOCULAÇÃO				PH ÓTIMO			-			-			-			-			-			-									
ÁGUA DECANTADA				PH			7,2			7,1			7,0			6,9			-			6,9			6,9						
				ALC.			120			120			118			114			-			110			110						
				COR			5,0			5,0			5,0			5,0			-			5,0			5,0						
MISTURAS				RÁPIDA				RPM	G (seg.)	T (seg.)	GBT	RPM	G (seg.)	T (seg.)	GBT	RPM	G (seg.)	T (seg.)	GBT	RPM	G (seg.)	T (seg.)	GBT	RPM	G (seg.)	T (seg.)	GBT				
				60	100	60	6000	60	100	60	6000	60	100	60	6000	60	100	60	6000	-	-	-	-	60	100	60	6000	60	100	60	6000
				55	80	780	62400	55	80	780	62400	55	80	780	62400	55	80	780	62400	-	-	-	-	55	80	780	62400	55	80	780	62400
MISTURAS				LENTA																											
				SOMA				68400				SOMA				68400				SOMA				68400				SOMA			

VELOCIDADE
DE
DECAÍMTO, 4,0
(cm/min)



ANEXO 5

ENSAIO Nº 03
 DATA DO ENSAIO 07/08/1980
 REALIZADO POR Antonio Fernando Torres Vieira
 ESTUDO DE DOSAGEM ÓTIMA (Amostra 1)

ANEXO 6

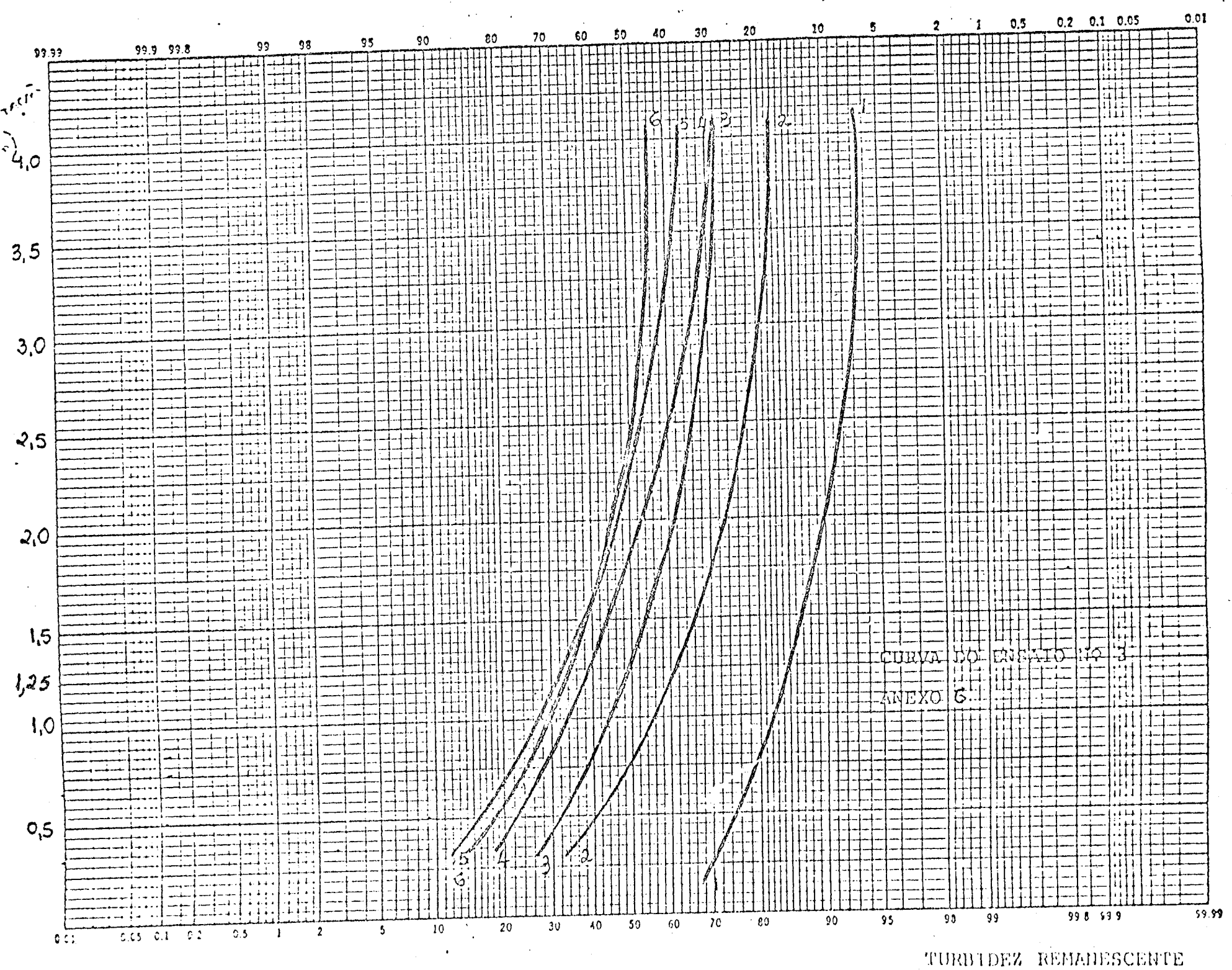
ENSAIO DE FLOCULAÇÃO

FONTE DA ÁGUA Mata Escura C/ ESTADORES SIM NÃO
 DATA DA COLETA 07/08/1980 CAPACIDADE DO JARRO 2

TEMPERATURA DA ÁGUA 25 °C
 PH 7,5
 TURBIDEZ 16 NTU
 COR 50 HAZEN
 ALCALINIDADE 126 mg/l

TEMPO DE FLOCULAÇÃO				13 min.			13 min.			13 min.			13 min.			13 min.			13 min.																								
SEDIMENTAÇÃO				JARRO 1			JARRO 2			JARRO 3			JARRO 4			JARRO 7 FLOCULADOR DA ETA			JARRO 5			JARRO 6																					
ALT (cm)	TEMPO (min)	VELOC (cm/min)	TAXA (mg/l)	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.																			
-	-2	-	-	11,0	16,0	-	11,0	16,0	-	11,0	17,0	-	11,0	18,0	-	-	-	-	-	11,0	20,0	-	11,0	21,0	-																		
10	2,5	4,0	64,8	15,5	15,0	93,7	15,5	13,0	81,2	15,5	12,5	73,5	15,5	13,0	72,2	-	-	-	-	15,5	13,0	65,0	15,5	12,0	57,1																		
10	5,0	2,0	28,8	20,5	14,0	87,5	20,5	12,0	75,0	20,5	10,0	58,8	20,5	9,5	53,0	-	-	-	-	20,5	8,0	40,0	20,5	8,0	38,1																		
10	10,0	1,0	14,4	30,5	13,5	84,3	30,5	9,0	56,2	30,5	8,0	47,0	30,5	5,0	29,4	-	-	-	-	30,5	5,0	25,0	30,5	6,5	31,0																		
10	15,0	0,67	9,6	45,5	12,5	78,1	45,5	6,0	37,5	45,5	5,5	32,3	45,5	5,0	29,4	-	-	-	-	45,5	4,0	20,0	45,5	5,0	23,8																		
10	20,0	0,33	4,7	75,5	11,0	68,7	75,5	5,3	33,1	75,5	4,0	27,0	75,5	3,4	20	-	-	-	-	75,5	2,6	13,0	75,5	2,8	13,3																		
DOSAGEM				ml.	mg./l.	ml.	mg./l.	ml.	mg./l.	ml.	mg./l.	ml.	mg./l.	ml.	mg./l.	ml.	mg./l.	ml.	mg./l.	ml.	mg./l.	ml.	mg./l.	ml.	mg./l.																		
				3	15	4	20	5	25	6	30	-	-	7	35	8	40																										
FLOCULAÇÃO				PH ÓTIMO			-			-			-			-			-			-			-																		
ÁGUA DECANADA				PH			7,3			7,2			7,1			7,1			-			7,1			7,0																		
				ALC.			124,0			120,0			118,0			118,0			-			114,0			112,0																		
				COR			10,0			5,0			5,0			5,0			-			5,0			5,0																		
MISTURAS				RÁPIDA				RPM	G	T	OST	RPM	G	T	OST	RPM	G	T	OST	RPM	G	T	OST	RPM	G	T	OST																
				60	100	60	6000	60	100	60	6000	60	100	60	6000	60	100	60	6000	-	-	-	-	60	100	60	6000	60	100	60	6000												
MISTURAS				LENTA				RPM	G	T	OST	RPM	G	T	OST	RPM	G	T	OST	RPM	G	T	OST	RPM	G	T	OST																
				20	20	780	15600	20	20	780	15600	20	20	780	15600	20	20	780	15600	-	-	-	-	20	20	780	15600	20	20	780	15600												
				SOMA				21600				SOMA				21600				SOMA				-				SOMA				21600				SOMA				21600			

Vel. de recantada
(m/min) 4.0



ANEXO 6

1:1000 20/1/14

ENSAIO Nº 04

ANEXO 7

ENSAIO DE FLOCULAÇÃO

DATA DO ENSAIO 07/08/1980

REALIZADO POR Antonio Fernando Torres Vieira

FONTE DA ÁGUA Mata Escura

C/ ESTADORES SIM NÃO

ESTUDO DE DOSAGEM ÓTIMA (Amostra 2)

DATA DA COLETA 07/08/1980

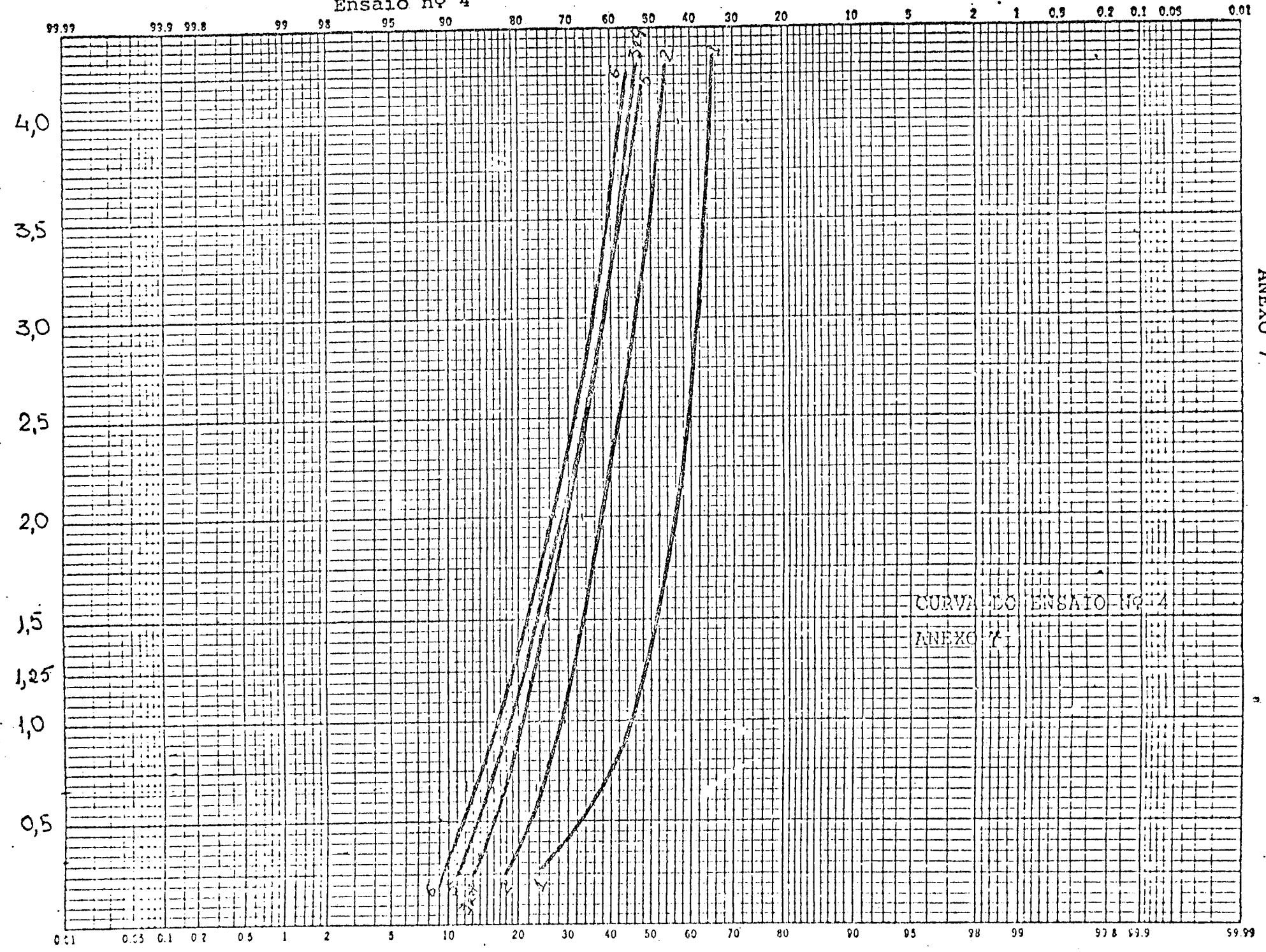
CAPACIDADE DO JARRO 2

TEMPERATURA DA ÁGUA 25 °C
 PH 7,5
 TURBIDEZ 16 NTU
 COR 50 HAZEN
 ALCALINIDADE 126 mg/l

TEMPO DE FLOCULAÇÃO				...13... min.			...13... min.			...13... min.			...13... min.		min.			..13.. min.			13 min													
SEDIMENTAÇÃO				JARRO 1			JARRO 2			JARRO 3			JARRO 4			JARRO 7 FLOCULADOR DA ETA			JARRO 5			JARRO 6													
ALT	TEMPO	VELOC	TAXA	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.	TEMPO DE COLETA	TURB.	% REM.											
-	-2	-	-	11,0	15,0	-	11,0	14,0	-	11,0	15,0	-	11,0	15,0	-	-	-	-	11,0	15,0	-	11,0	14,0	-											
10	2,5	4,0	64,8	15,5	11,0	73,3	15,5	8,0	57,0	15,5	7,0	46,7	15,5	7,0	46,7	-	-	-	15,5	7,0	46,7	15,5	6,0	2,8											
10	5,0	2,0	28,8	20,5	7,8	52,0	20,5	4,7	33,6	20,5	4,4	29,3	20,5	4,3	29,3	-	-	-	20,5	4,3	28,7	20,5	3,9	27,8											
10	10,0	1,0	14,4	30,5	6,7	44,7	30,5	4,1	29,3	30,5	3,0	20,0	30,5	2,7	20,0	-	-	-	30,5	2,7	18,0	30,5	2,3	16,4											
10	15,0	0,67	9,6	45,5	5,9	39,3	45,5	3,3	23,6	45,5	2,6	17,3	45,5	2,3	17,3	-	-	-	45,5	2,3	15,3	45,5	1,7	12,1											
10	30,0	0,33	4,7	75,5	4,0	26,7	75,5	2,7	19,3	75,5	2,1	14,0	75,5	1,8	14,0	-	-	-	75,5	1,8	12,0	75,5	1,5	10,7											
DOSAGEM				ml.	mg/l.		ml.	mg/l.		ml.	mg/l.		ml.	mg/l.		ml.	mg/l.		ml.	mg/l.		ml.	mg/l.												
				3,0	15,0		4,0	20,0		5,0	25,0		6,0	30,0		-	-		7,0	35,0		8,0	40,0												
LOCULAÇÃO				EM ÓTIMO			-			-			-			-			-			-			-										
ÁGUA DECANTADA				PH			7,1			7,1			7,0			7,0			-			7,0			6,9										
				ALC.			126,0			113,0			110,0			104,0			-			104,0			102,0										
				COR			10,0			5,0			5,0			5,0			-			5,0			5,0										
MISTURAS				RÁPIDA				RPM	0	T	G.T	RPM	0	T	G.T	RPM	0	T	G.T	RPM	0	T	G.T	RPM	0	T	G.T								
				60	100	60	6000	60	100	60	6000	60	100	60	6000	60	100	60	6000	-	-	-	-	60	100	60	6000	60	100	60	6000				
				20	20	780	15600	20	20	780	15600	20	20	780	15600	20	20	780	15600	-	-	-	-	20	20	780	15600	20	20	780	15600				
				SOMA				21600				SOMA				21600				SOMA				21600				SOMA				21600			

ER-110
DATA - 11/08/80.

Ensaio nº 4



ANEXO 7

DETERMINAÇÕES EFETUADAS POR ESPECTOFOTOMETRIA

A N E X O 8

DE ABSORÇÃO ATÔMICA

ELEMENTOS Quantida- des rema- nescente	ÁGUA BRUTA (ppm)	SOLUÇÃO DE SULFATO FERROSO (ppm)	ELEMENTOS PRESENTES TOTAL Água bruta + Sol. Sulfato ferros (ppm)	ENSAIOS DE JARR TEST (ppm)						ORÇÃO RESPONSÁVEL PELAS ANÁLISES
				AMOSTRA II Nº 1		AMOSTRA III A Nº 2		AMOSTRA III B Nº 3		
				Água sobrena- dante	Água filtra- da	Água sobrena- dante	Água filtra- da	Água sobrena- dante	Água filtra- da	
Ferro	nd	5,8	5,8	nd	nd	nd	nd	nd	nd	CEOCIÊNCIAS
Chumbo	nd	$1,8 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-4}$	nd	nd	nd	nd	nd	nd	"
Cobre	0,008	$3,7 \times 10^{-5}$	$8,037 \times 10^{-3}$	0,008	0,008	0,008	0,008	0,006	0,006	"
Cádmio	nd	$2,2 \times 10^{-5}$	$2,2 \times 10^{-5}$	nd	nd	nd	nd	nd	nd	"
Zinco	nd	$2,5 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-3}$	nd	nd	nd	nd	nd	nd	"
Cromo	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	"
Titânio	nd	$2,4 \times 10^{-4}$	$2,4 \times 10^{-2}$	nd	nd	nd	nd	nd	nd	"
Vanádio	nd	$9,0 \times 10^{-4}$	$9,0 \times 10^{-4}$	nd	nd	nd	nd	nd	nd	"
Bário	0,04	$7,5 \times 10^{-5}$	$4,0075 \times 10^{-2}$	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	"
Estrôncio	0,164	$7,5 \times 10^{-7}$	0,164	0,184	0,180	0,254	0,236	0,252	0,180	"
Mercurio	< 0,0005	$1,2 \times 10^{-6}$	$5,012 \times 10^{-4}$	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	CEPED
Arsênio	< 0,04	$6,0 \times 10^{-6}$	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	"
ANÁLISES										
Cor	50	—	—	5	—	—	—	—	—	EMBASA
Turbidez	16	—	—	1,8	—	12,5	—	6	—	"
pH	7,5	—	—	7	—	9	—	8,3	—	"
Alcalini- dade	126	—	—	104	—	—	—	—	—	"
Dosagem de sul- fato	—	—	—	30	—	30	—	30	—	"

A N E X O 9

ELEMENTOS	ENSAIO DE JARR TEST COM ÁGUA CONTAMINADA										AMOSTRAGEM DA ÁGUA TRATADA				CRÉDITO RESPON- SÁVEL PELAS ANÁLISES
	ÁGUA BRUTA CONTAMINA- DA (ppm)	AMOSTRA I		AMOSTRA II		AMOSTRA III		AMOSTRA IV		ENTRE 21/10 a 31/10		13/11 a 21/11			
		ÁGUA FIL- TRADA (ppm)	REMOÇÃO (%)	ÁGUA FIL- TRADA (ppm)	REMOÇÃO	ÁGUA FIL- TRADA (ppm)	REMOÇÃO (%)	ÁGUA FIL- TRADA (ppm)	REMOÇÃO (%)	ÁGUA BRU- TA (ppm)	ÁGUA FIL- TRADA (ppm)	ÁGUA BRU- TA (ppm)	ÁGUA FIL- TRADA (ppm)		
FERRO	6	2,56	57,33	nd	100,00	6,66	-	nd	100,00	-	nd	-	nd	GERÊNCIAS	
CÁLCIO	1,5	0,7	53,33	0,02	98,67	0,66	56,00	0,04	97,33	-	nd	-	nd	"	
CÓLICO	2	2,6	-	0,03	98,50	2,16	-	0,01	99,50	-	0,01	-	nd	"	
CÁDMIO	1,5	1,38	8,00	0,34	77,33	1,34	10,67	0,01	99,33	-	nd	-	nd	"	
ZINCO	2	1,66	17,00	0,02	99,00	1,66	17,00	0,01	99,50	-	0,01	-	nd	"	
CROMO	1,5	1,22	18,67	1,08	28,00	1,22	18,67	1,1	26,67	-	nd	-	nd	"	
TITÂNIO	nd	nd	-	nd	-	nd	-	nd	-	-	nd	-	nd	"	
COBALTO	2	1,48	26,00	0,44	78,00	1,48	26,00	0,59	70,50	-	nd	-	nd	"	
BAÁRIO	1,5	0,24	84,00	0,16	89,00	0,18	88,00	0,18	88,00	-	0,04	-	nd	"	
ESTRÔNCIO	3,0	2,58	14,00	3,26	-	2,56	14,67	3,16	-	-	0,18	-	0,03	"	
MERCÚRIO	0,0023	0,002	13	0,002	13	0,002	13	0,002	13	-	0,002	-	-	CEMID	
ALUMÍNIO	0,02	0,02	-	0,02	-	0,02	-	0,02	-	-	0,02	-	0,02	"	
ANÁLISES	OCR (ppm)	600	5*	-	10*	-	10*	-	30*	-	1035	20	297	5	EMPASA
	TURBIDEZ (ppm)	75	0,1	-	0,1	-	0,1	-	0,1	-	351	2,7	41,7	0,8	"
	pH	6	4,8	-	8,8	-	4,8	-	8,8	-	6,9	7,5	6,0	7,8	"
	ALCALINIDADE (ppm)	22	7	-	31	-	2,0	-	34	-	103,5	82,5	2,8	37	"
CONDIÇÕES DE TRATAMENTO															
pH	ÁGUA	AMOSTRA I	AMOSTRA II	AMOSTRA III	AMOSTRA IV	ENTRE 21 e 31/10		ENTRE 13 e 21/11		EMPASA					
	FLOCULADA	4,8	4,8	4,8	4,8	6,0		5,3							
TURBIDEZ (ppm)	FLOCULADA CORRIGIDA	-	8,8	-	8,8	-		9,1		"					
	DECANTADA	4,8	8,8	4,8	8,8	-		7,8							
	SATURADA	-	-	-	-	7,6		8,4							
	FLOCULADA	7	7,0	2,0	3,0	7,8		1,5							
DURA (ppm)	FLOCULADA CORRIGIDA	-	31	-	33	-		48		"					
	DECANTADA	7	31	2,0	33	-		37							
	SATURADA	-	-	-	-	85,2		45							
	SULFATO FERROSO	-	-	30	30	32		22,5							
AGITAÇÃO (s-1)	SULFATO DE ALUMÍNIO	30	30	-	-	-		-		"					
	RÁPIDA	100	100	100	100	1000		1000							
	LEVE	60	60	60	60	1		1							
	LEVE	30	30	30	30	30		30							
		720	720	720	720	720		720		"					

A N E X O 10

ELEMENTOS	ÁGUA BRUTA CONTAMINADA	ENSAIOS DE JARR TEST COM ÁGUA CONTAMINADA								AMOSTRAGEM DA ÁGUA TRATADA				ÓRGÃO QUE REALIZOU AS ANÁLISES	
		AMOSTRA I		AMOSTRA II		AMOSTRA III		AMOSTRA IV		ENTRE 28/11 a 03/12		ENTRE 31/12 a 06/1/81			
		ÁGUA FILTRADA	REMOÇÃO	ÁGUA FILTRADA	REMOÇÃO	ÁGUA FILTRADA	REMOÇÃO	ÁGUA FILTRADA	REMOÇÃO	ÁGUA BRUTA	ÁGUA FILTRADA	ÁGUA BRUTA	ÁGUA FILTRADA		
FERRO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
CHUMBO	0,5	nd	100,00	nd	100,00	nd	100,00	nd	100,00	-	nd	-	nd	GEOCIÊNCIAS	
CÓBRE	1,38	0,022	98,41	0,010	99,24	0,020	98,55	0,010	99,28	0,008	0,004	0,008	0,002	..	
CÁDMIO	1,86	0,006	99,68	0,002	99,89	0,004	99,78	0,004	99,78	-	0,002	-	0,002	..	
ZINCO	1,87	0,004	99,79	0,002	99,89	0,006	99,68	0,002	-	-	0,002	-	0,002	..	
CROMO	1,25	0,576	53,92	0,490	60,8	0,724	42,08	0,806	35,52	-	0,002	-	0,002	..	
TITÂNIO	nd	nd	100,00	nd	100,00	nd	100,00	nd	100,00	-	nd	-	nd	..	
Vanádio	1,4	0,56	60,00	0,72	48,57	0,44	68,57	0,42	70,00	-	0,02	-	0,02	..	
BÉRIO	1,5	0,028	98,13	0,010	99,33	0,044	97,07	0,040	97,34	0,04	0,002	0,04	0,008	..	
ESTRÔNCIO	1,33	0,770	42,11	0,870	34,59	1,046	21,35	0,874	34,29	0,164	0,078	0,164	0,148	..	
MERCÚRIO	1,1535	0,0889	92,37	0,0809	92,98	0,0915	92,06	0,1106	90,41	< 0,0005	0,0002	< 0,0005	0,0002	CEFED	
ARSENÍO	0,89	0,13	85,23	0,07	92,05	0,099	88,75	0,11	87,50	< 0,004	0,027	< 0,004	0,02	CEFED	
COR (ppm)	100	25	-	20	-	30	-	30	-	114	5	27,5	5		
TURBIDEZ (ppm)	6,7	0,3	-	0,3	-	0,5	-	0,5	-	35,6	0,2	3,7	0,3		
Alcali- nidade	5,0	8,5	-	10,8	-	8,4	-	10,5	-	6,7	7,8	7,0	8,6		
DUREZA (ppm)	81	200	-	114	-	26	-	63	-	-	-	-	-		
	124	204	-	184	-	230	-	118	-	57	45,6	129	53,5		
CONDIÇÕES DE TRATAMENTO															
ÁGUA ANÁLISES	pH				ALCALINIDADE (ppm)				DUREZA TOTAL (ppm)				SULF. (ppm)		ÓRGÃO RESPONSÁVEL PELAS ANÁLISES
	FLOCULADA	FLOCULADA CORRIGIDA	DECANTADA	SATURADA	FENOL MISTO FLOCULADA COAGULADA	FENOL MISTO FLOC. CORRIGIDA	FENOL MISTO DECANTADA	FENOL MISTO SATURADA	FLOCULADA COAGULADA	FLOC. CORRIGIDA	DECANTADA	SATURADA	SULF. ALUM.	SULF. FERRO	
AMOSTRA I (1)	-	8,7	8,6	-	-	-	-	220	-	-	208	-	30	-	EMFASA
AMOSTRA II (1)	-	11,0	10,8	-	-	-	70	112	-	184	160	-	30	-	EMFASA
AMOSTRA III (1)	-	8,8	8,6	-	-	-	222	-	200	-	208	-	-	30	EMFASA
AMOSTRA IV (1)	-	11,1	10,6	-	-	-	132	-	-	172	152	-	-	30	EMFASA
AMOSTRAGEM ENTRE 28/11 a 03/12	6,2	9,2	-	7,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20,2	EMFASA
AMOSTRAGEM ENTRE 31/12 a 06/01	6,8	11,0	9,3	7,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11,0	EMFASA
EFICÁCIA DE FLOCULAÇÃO	RÁPIDA		G(s-1) 1 (seg)		100		LENTA		G(s-1) 1 (seg)		70		70		EMFASA

A N E X O 11

ELEMENTOS	AMOSTRAGEM NA ÁGUA TRATADA NA ETA T. MENEZES										ÓRGÃO RESPONSÁVEL PELAS ANÁLISES									
	AMOSTRA I 01/01 a 25/01/81		AMOSTRA II 26/01 a 15/02/81		AMOSTRA III 16/02 a 28/02/81		AMOSTRA IV 01/03 a 26/03/81		AMOSTRA V 27/03 a 10/04/81											
	ÁGUA BRUTA	ÁGUA FILTRADA	ÁGUA BRUTA	ÁGUA FILTRADA	ÁGUA BRUTA	ÁGUA FILTRADA	ÁGUA BRUTA	ÁGUA FILTRADA	ÁGUA BRUTA	ÁGUA FILTRADA										
FERRO	-	nd	-	nd	-	nd	-	nd	-	nd	COGICINAS									
CUMPO	-	nd	-	nd	-	nd	-	nd	-	nd	.									
COBRE	-	0,02	-	0,01	-	0,01	-	0,01	-	0,01	.									
CÁDMIO	-	nd	-	nd	-	nd	-	nd	-	nd	.									
ZINCO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.									
CHROMO	-	nd	-	nd	-	nd	-	nd	nd	nd	.									
TITÂNIO	-	nd	-	nd	-	nd	-	nd	nd	nd	.									
Vanádio	-	nd	-	nd	-	nd	-	nd	nd	nd	.									
BÁRIO	-	nd	-	nd	-	nd	-	nd	nd	nd	.									
ESTRÔNCIO	-	1,01	-	0,89	-	0,97	-	0,84	-	1,05	.									
MERCÚRIO	-	0,00040	-	0,00065	-	0,00080	-	0,00090	-	0,00070	.									
ARSENITO	-	0,33	-	< 0,02	-	< 0,02	-	< 0,02	-	< 0,02	CEPED									
ANÁLISES	COR (ppm)	25,8	5,0	22,2	< 5	23,6	< 5	53,6	< 5	82,9	CEPED									
	TURBIDEZ	3,9	0,6	3,0	0,2	3,1	0,2	9,3	0,2	23,1	DEVASA									
	PH	7,1	7,7	7,1	7,1	7,1	7,3	7,1	7,0	7,1	DEVASA									
	Alcalinidade - Cl ⁻	-	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	DEVASA									
	CO ₃ ⁼	-	-	nd	nd	nd	2,9	5,6	3,7	nd	2,5	DEVASA								
	HCO ₃ ⁻	134	112	129,2	115,5	130,5	119,8	118,0	104,8	122,7	110,7	DEVASA								
	DUREZA (TITM)	109,2	117,2	108,8	113,0	108,4	121,2	108,5	110,3	107,8	117,2	DEVASA								
CONDIÇÕES DE TRATAMENTO																				
ANÁLISES	ÁGUA	Al				ALCALINIDADE (TITM)									DUREZA TOTAL (TITM)			DOXAGEM (TITM)		ÓRGÃO RESPONSÁVEL PELAS ANÁLISES
		FLOCULADA	FLOCULADA CORRIGIDA	DECANTADA	SATURADA	FLOCULADA			FLOCULADA CORRIGIDA			DECANTADA			FLOCULADA	FLOCULADA CORRIGIDA	DECANTADA	SULFATO ALUMÍNICO	SULF. FERROSO CLORO.	
AMOSTRAS						Cl ⁻	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	FLOCULADA	FLOCULADA CORRIGIDA	DECANTADA	SULFATO ALUMÍNICO	SULF. FERROSO CLORO.	
AMOSTRA I		6,9	8,3	8,3	7,7	nd	nd	122,2	-	-	136,3	nd	nd	126,6	108	119,2	115,2	-	11,4	DEVASA
AMOSTRA II		7,0	-	7,2	7,3	nd	nd	124,3	-	-	-	nd	nd	123,0	110,7	-	110,2	21,7	-	DEVASA
AMOSTRA III		6,7	8,4	8,1	7,4	nd	nd	126,2	nd	21,8	131,5	nd	18,7	120,4	112,6	128,9	121,9	-	15,5	DEVASA
AMOSTRA IV		7,0	-	7,0	7,3	nd	5,2	111,5	-	-	-	nd	4,4	113,1	109,8	-	109,5	22,1	-	DEVASA
AMOSTRA V		7,0	8,5	8,0	7,4	nd	1,7	117,9	nd	25,2	119,6	nd	21,7	108,1	108,9	135,9	120,8	-	18,6	DEVASA

TABELA I
VALORES MÁXIMOS DESEJÁVEL E PERMISSÍVEL DAS CARACTERÍSTICAS DE
QUALIDADE FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA POTÁVEL

CARACTERÍSTICAS	VMD	VMP
Cor (uH) (1)	5	20
Turbidez (uT) (2)	1	5
Odor	Não Objetável	Não Objetável
Sabor	Não Objetável	Não Objetável

(1) uH é a unidade de escala de Hazen (deplatina-cubalto)
(2) uT é a unidade de turbidez seja em unidade Jarrison ou nefelométrica.

b) Químicas

TABELA II
VALORES MÁXIMOS DESEJÁVEL E PERMISSÍVEL DAS CARACTERÍSTICAS
DE QUALIDADE QUÍMICAS DA ÁGUA POTÁVEL

CARACTERÍSTICAS	VMD	VMP
Agentes Tenso Ativos (ATA) Reativos ao Azul de Metileno (mg/l)	0,2	0,5
Alumínio (mg/l Al)	0,05	0,10
Arsênico Total (mg/l As) ✓	0,05	0,1
Bário (mg/l Ba)	-	0,1
Cádmio (mg/l Cd)	-	0,01
Chumbo (mg/l Pb) ✓	0,05	0,1
Cluretos (mg/l Cl)	200	600
Cromo Total (mg/l Cr)	-	0,05
Cobre (mg/l Cu) ✓	0,2	1,0
Ferro Total (mg/l Fe)	0,3	1,0
Fluoreto (mg/l F)	-	(4) 0,6 - 1,7
Fenóis (mg/l Fenol)	-	0,001
Mangans (mg/l Mn)	0,05	0,5
Mercurio (mg/l Hg) ✓	-	0,02
Nitratos (mg/l N)	-	10
Prata (mg/l Ag) ✓	-	0,05
Selenio (mg/l Sel) ✓	-	0,01
Sólidos Totais (mg/l)	500	1500
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/l)	500	1000
Zinco (mg/l Zn) ✓	1	5
Biocidas Orgânicos Sintéticos	-	-
Hidrocarbonetos Clorados	-	-
Aldrin (mg/l)	-	0,001
Clordano (mg/l)	-	0,003
D.D.T. (mg/l)	-	0,05
Dieldrin (mg/l)	-	0,001
Endrin (mg/l)	-	0,0002
Heptacloro (mg/l)	-	0,0001
Lindano (mg/l)	-	0,004
Metoxicloro (mg/l)	-	0,1
Toxaleno (mg/l)	-	0,005
Compostos Organofosforados e Carbamatos (mg/l)	-	0,1
Herbicidas Clorolunoxi	-	-
2,4-D (mg/l) (1)	-	0,02
2,4,5 - TP (mg/l) (2)	-	0,03
2,4,5 - T (mg/l) (3)	-	0,002

(1) 2,4-D (2,4 - Ácido dicloroatossuécico)
(2) 2,4,5 - TP (2,4,5 - Ácido Tricloroatossuécico Opicional)
(3) 2,4,5 - T (2,4,5 - Ácido Tricloroatossuécico)

(CONTINUA)

Table 33-1 1962 U.S. Public Health drinking water standards for trace inorganics

Metals	mg/l	Nonmetals	mg/l
Ba	1.0	As	0.01-0.05*
Cd	0.01	CN	0.01-0.2*
Cr	0.05	F	1.0-†
Cu	1.0	Se	0.01
Pb	0.05		
Ag	0.05		
Zn	5.0		

* Permissible if no other source available.

† Depends upon air temperature.

tic life, and passed along through natural food chains to humans, largely through fish; (3) the evidence which exists to indicate that certain forms of the inorganics may be carcinogenic; (4) the realization that purposeful recycling of wastewaters for supplementation of drinking water supplies is imminent in many areas of the country.

The critical nature of the water supply problem has brought Congressional action resulting in Public Law 93-523, known as the Safe Drinking Water Act. It is incumbent upon the Environmental Protection Agency to interpret the law and establish Drinking Water Standards that will apply to all supplies, not just those which supply common carriers, as did the U.S. Public Health Standards.

At this writing, the Environmental Protection Agency has advanced **Interim Primary Drinking Water Standards** as shown in Table 33-2. It will be noted that both copper and zinc have been dropped from the standards. This is largely because the previous standards were to control the aesthetic problem of tastes which these metals cause, rather than from health considerations which is the subject of the newer EPA Primary Drinking Water Standards.

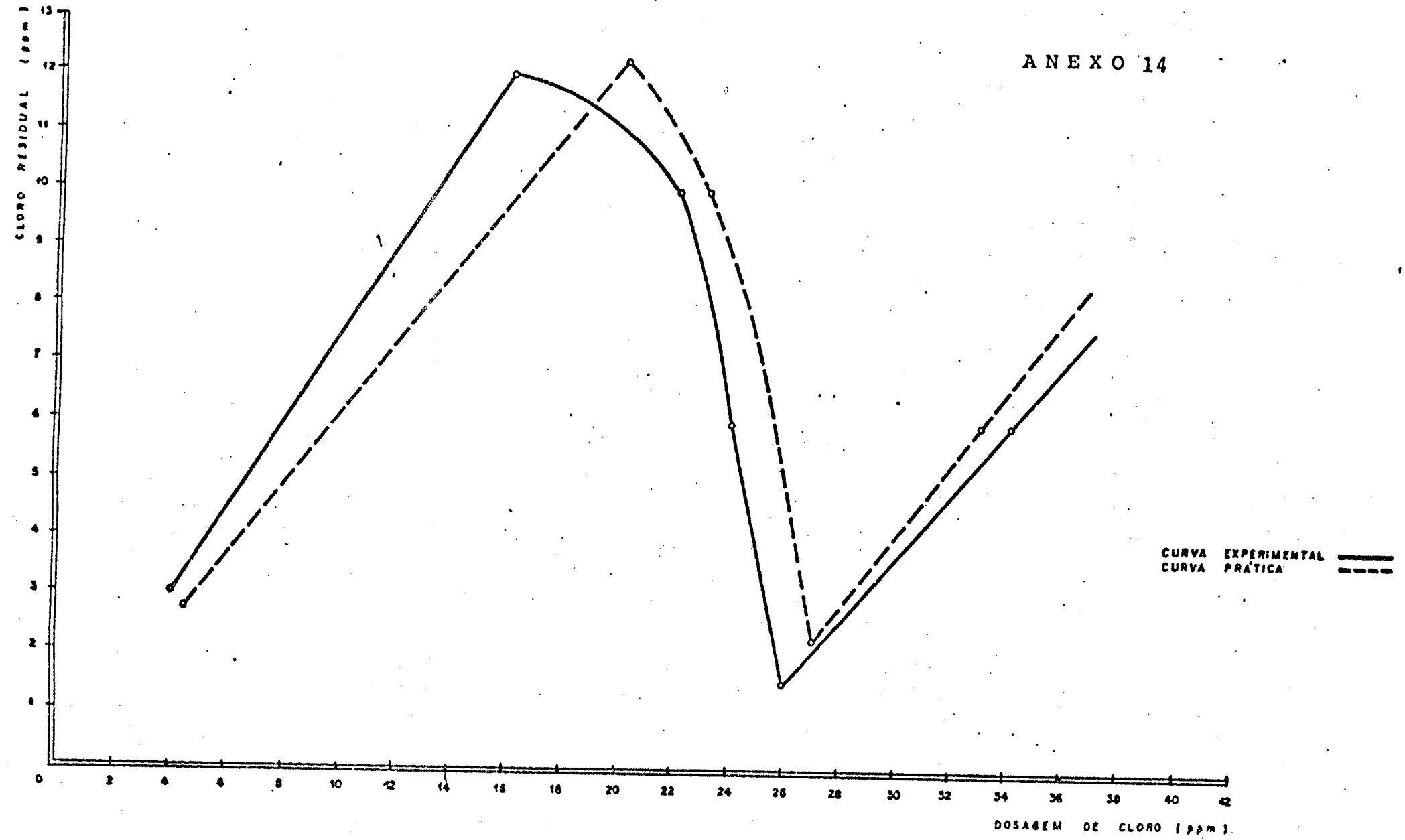
Table 33-2 Environmental Protection Agency interim primary drinking water standards

Metals	mg/l	Nonmetals	mg/l
Ba	1.0	As	0.05
Cd	0.01	CN	0.2
Cr	0.05	F	1.4-2.4*
Pb	0.05	Se	0.01
Hg	0.002		
As	0.05		

* Depends upon air temperature.

BREAK-POINT DA ÁGUA INATURA DA E.T.A. T. MENEZES

ANEXO 14



DADOS OBTIDOS DA APLICAÇÃO DE SULFATO FERROSO CLORADO NA FTA T. FENEZES
MÊS NOVEMBRO DE 1980

TEMPO (DIAS)		01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	
DOSAGEM DE SULFATO FERROSO CLORADO		12,3	14,2	57,5	62,7	-	-	-	-	-	17,8	28,2	20,0	27,0	-	-	-	22,1	19,7	22,7	22,2	17,3	-	-	-	21,0	20,1	17,6	-	-	-	28,0	
DOSAGEM DE CAL (ppm)		29,0	15,4	20,0	11,5	-	-	-	-	-	23,8	31,8	29,1	52,9	-	-	-	48,6	44,5	44,5	44,5	44,5	-	-	-	33,4	33,4	56,2	-	-	-	34,5	
ANÁLISES FÍSICO - QUÍMICAS																																	
TURBIDEZ (NTU)	ÁGUA DECONTADA	ÁGUA BRUTA	180	750	810	210	-	-	-	-	37	26	34	22	-	-	-	36	35	60	50	44	-	-	-	40	40,5	39,7	-	-	-	174,6	
		SCPH *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		CCPH *	7,6	13,0	10,0	7,2	-	-	-	-	-	2,3	3,2	0,0	3,5	-	-	-	3,2	3,0	5,0	3,0	3,1	-	-	-	2,0	2,4	1,8	-	-	-	4,9
	RENASCENTE (N)	1,37	1,78	1,10	3,43	-	-	-	-	-	6,22	12,31	23,53	15,91	-	-	-	8,89	8,57	8,33	7,60	7,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,6
	ÁGUA FILTRADA	SCPH *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		CCPH	1,8	1,8	1,9	3,3	-	-	-	-	-	2,1	2,2	2,0	1,0	-	-	-	1,0	0,9	1,0	0,5	0,3	-	-	-	0,2	0,2	0,1	-	-	-	1,1
RENASCENTE (N)		0,38	0,25	0,21	1,57	-	-	-	-	-	5,68	8,46	8,24	4,54	-	-	-	2,78	2,57	1,67	1,00	0,68	-	-	-	0,59	0,49	0,25	-	-	-	2,4	
PH	ÁGUA BRUTA	7,0	7,0	7,0	6,7	-	-	-	-	-	6,1	6,0	6,0	5,6	-	-	-	6,4	5,8	6,3	5,9	6,2	-	-	-	6,2	6,1	6,2	-	-	-	6,3	
	ÁGUA FLOCULADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,8	-	-	-	5,8	5,0	5,2	5,3	5,5	-	-	-	5,4	5,6	5,8	-	-	-	5,4	
	ÁGUA FLOCULADA CCPH *	7,6	6,0	7,0	6,9	-	-	-	-	-	6,6	6,1	5,9	8,5	-	-	-	8,4	7,4	9,8	10,1	10,1	-	-	-	7,6	8,7	7,8	-	-	-	7,8	
	ÁGUA DECONTADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ÁGUA FILTRADA	7,6	7,6	7,6	7,6	-	-	-	-	-	7,5	7,6	7,6	6,5	-	-	-	8,2	7,8	8,1	7,5	8,0	-	-	-	8,5	8,2	7,4	-	-	-	7,7	
	SATURADO	7,6	7,6	7,6	7,6	-	-	-	-	-	7,6	7,6	7,6	8,4	-	-	-	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4	-	-	-	8,4	8,4	8,4	-	-	-	8,0	
COR (ppm)	ÁGUA BRUTA	944	1950	1960	1520	-	-	-	-	-	108	140	140	825	-	-	-	200	200	200	200	156	-	-	-	160	160	160	-	-	-	563,9	
	ÁGUA DECONTADA	24,0	20,0	27,5	90	-	-	-	-	-	9	5	20	80	-	-	-	5	5	5	<5	<5	-	-	-	5	5	5	-	-	-	15,1	
	ÁGUA FILTRADA	5,0	5,0	6,7	27,0	-	-	-	-	-	<5	<5	<5	<5	-	-	-	<5	<5	<5	<5	<5	-	-	-	<5	<5	<5	-	-	-	<5	
FERRO (ppm)	ÁGUA FLOCULADA	1,2	1,2	1,2	1,2	-	-	-	-	-	1,2	1,5	1,1	1,3	-	-	-	1,1	1,3	1,6	1,5	1,5	-	-	-	1,5	1,5	1,5	-	-	-	1,4	
	ÁGUA DECONTADA	0,5	0,4	0,5	0,5	-	-	-	-	-	0,3	0,6	0,45	0,2	-	-	-	0,12	0,30	0,46	0,30	0,2	-	-	-	0,3	0,2	0,3	-	-	-	0,4	
	RENASCENTE (N)	41,7	33,3	38,5	38,5	-	-	-	-	-	25	40	40,9	15,4	-	-	-	10,9	27,7	28,8	24	13,3	-	-	-	20,0	13,3	20	-	-	-	28,6	
	ÁGUA FILTRADA	0,2	0,2	0,2	0,3	-	-	-	-	-	0,02	0,1	0,03	0,03	-	-	-	0,015	0,06	0,13	0,00	0,02	-	-	-	0,20	0,0	0,0	-	-	-	0,1	
	RENASCENTE (N)	16,7	16,7	15,4	23,1	-	-	-	-	-	0,7	6,7	2,7	2,3	-	-	-	1,4	4,6	7,5	0,0	1,3	-	-	-	13,3	2,0	3,3	-	-	-	7,0	

OS.: * SCPH = sem correção de pH nas diluições
* CCPH = com correção de pH nas diluições

TEMPO (DIAS)	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	MÉDIA	
DOSAGEM DE SULFATO DE ALUMÍNIO (g/m³)	-	-	-	-	-	31,4	22,3	33,4	36,8	30,4	28,2	33,4	22,3	27,8	27,8	-	-	33,4	17,0	24,4	22,3	17,0	24,6	17,0	16,7	-	-	-	22,4	-	-	25,7	
DOSAGEM DE CAL (ppm)	-	-	-	-	-	25,0	33,4	33,4	44,8	38,7	27,9	33,4	33,4	33,4	-	-	-	33,4	33,4	36,7	33,4	33,4	36,3	33,4	33,4	-	-	-	33,4	-	-	33,9	
ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA NA ETA T. MENEZES																																	
TURBIDEZ (NTU)	ÁGUA BRUTA	-	-	-	-	7,9	7,9	7,5	8,0	7,5	0,7	8,0	7,5	6,5	7,0	-	-	6,5	7,5	7,5	7,0	7,5	7,0	7,0	7,0	7,0	-	-	-	6,0	-	-	6,8
	ÁGUA DECONTADA	-	-	-	-	1,0	1,3	0,9	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	-	-	0,5	0,7	0,7	0,5	0,5	0,6	0,6	0,5	-	-	-	0,6	-	-	0,6	
	REMANESCENTE (8)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	ÁGUA FILTRADA	-	-	-	-	0,7	0,7	0,7	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	-	0,1	-	-	0,2
	REMANESCENTE (9)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ODR (ppm)	ÁGUA BRUTA	-	-	-	-	58	58	70	62	49	70	77	59	50	40	-	-	48	40	40	40	40	40	40	40	40	-	-	-	60	-	-	50,7
	ÁGUA DECONTADA	-	-	-	-	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	-	-	10	10	10	10	10	10	10	10	10	-	-	-	10	-	-	10
	ÁGUA FILTRADA	-	-	-	-	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	-	-	5	5	5	5	5	5	5	5	5	-	-	-	5	-	-	5
PH	ÁGUA BRUTA	-	-	-	-	6,5	6,7	6,7	6,7	6,5	6,8	7,0	7,1	7,1	7,1	-	-	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	-	-	-	7,1	-	-	7,0
	ÁGUA FLOCULADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	* FLOCUL. SCPH	-	-	-	-	6,4	6,6	6,6	6,2	6,3	6,5	6,8	6,9	6,9	6,9	-	-	6,8	6,8	6,8	6,9	6,8	6,8	7,0	7,0	-	-	-	7,0	-	-	6,7	
	ÁGUA DECONTADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ÁGUA DISTRIBUÍDA	-	-	-	-	7,5	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	-	-	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	-	-	-	7,6	-	-	7,6
	ÁGUA SATURADA	-	-	-	-	7,6	7,6	7,5	7,5	7,5	7,4	7,5	7,5	7,4	7,3	-	-	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	-	-	-	7,3	-	-	7,4
FERRO (ppm)	ÁGUA FLOCULADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ÁGUA DECONTADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	REMANESCENTE (2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ÁGUA FILTRADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	REMANESCENTE (4)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DUREZA (ppm)	ÁGUA BRUTA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ÁGUA FLOCULADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ÁGUA FLOC. SCPH *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ÁGUA DECONTADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ÁGUA FILTRADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ALCALINIDADE (ppm)	ÁGUA BRUTA	-	-	-	-	50	57	63	52	43	86	120	120	123	120	-	-	123	124	124	126	126	120	124	126	-	-	-	127	-	-	109,5	
	ÁGUA FLOCULADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ÁGUA FLOC. SCPH *	-	-	-	-	50	57	57	49	46	73	103	110	118	115	-	-	118	120	120	122	123	118	120	124	-	-	-	122	-	-	98,1	
	ÁGUA DECONTADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ÁGUA FILTRADA	-	-	-	-	54	66	64	52	52	73	104	112	112	110	-	-	117	117	116	118	121	114	118	120	-	-	-	119	-	-	97,8	
	ÁGUA SATURADA	-	-	-	-	56	66	65	58	52	79	106	113	114	115	-	-	118	119	118	120	122	116	120	122	-	-	-	121	-	-	100,0	

Obs: SCPH* = sem correção de pH nas chicanas
 OCPH* = com correção de pH nas chicanas

- ANEXO 17
 DADOS OBTIDOS DA APLICAÇÃO DE SULFATO FERROSO CLORADO NA ETA T. MENEZES
 MES JANEIRO

TEMPO (DIAS)		01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	MÉDIA	
DOSAGEM DE SULF. FERROSO CLORADO (ppm)		12,7	-	2,7	11,6	-	-	11,9	12,7	10,9	11,6	10,5	10,8	12,2	10,8	10,0	13,2	13,6	13,3	11,6	8,2	11,8	10,1	11,4	11,7	6,9	-	-	-	-	-	-	11,4	
DOSAGEM DE CAL (ppm)		40,2	-	41	39	-	-	40,1	40,1	40,1	53,4	40,1	40,1	26,7	40,2	40,1	40,1	40,2	42,9	40,1	53,4	40,1	40,7	40,1	40,1	40,1	-	-	-	-	-	-	39	
ANÁLISES FÍSICO - QUÍMICAS																																		
TURBIDEZ (NTU)	ÁGUA BRUTA	4,9	-	4,9	4,9	-	-	2,0	4,5	3,1	3,8	3,8	3,1	3,8	3,8	5,0	4,4	3,8	3,8	4,1	2,0	3,5	3,1	2,3	3,8	3,8	-	-	-	-	-	-	3,9	
	ÁGUA DECANTADA CCpH*	1,3	-	1,3	1,3	-	-	1,9	1,3	1,4	1,3	1,3	1,3	1,3	1,2	3,1	1,7	1,3	1,2	3,0	1,0	1,5	1,6	1,8	1,5	1,3	-	-	-	-	-	-	1,4	
	REMANESCENTE (%)	26,5	-	26,5	26,5	-	-	9,5	28,9	45,1	34,2	34,2	42	34,2	32	62	38,6	34,2	32	73	50,0	43	52	78,3	39,5	34,2	-	-	-	-	-	-	43,7	
	ÁGUA FILTRADA CCpH*	0,9	-	0,8	0,8	-	-	0,1	0,8	0,2	0,8	0,8	0,2	0,8	0,8	0,3	0,3	0,8	0,8	0,5	0,3	0,5	0,4	0,3	0,8	0,7	-	-	-	-	-	-	0,6	
	REMANESCENTE (%)	16,3	-	16,3	16,3	-	-	5,0	17,8	6,4	21	21	6,4	21	21	6,0	6,8	21	21	12,2	15,0	14,3	12,9	13,0	21,0	18,4	-	-	-	-	-	-	15,0	
COR (ppm)	ÁGUA BRUTA	33	-	30	30	-	-	20	25	20	25	25	25	25	25	35	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	-	-	-	-	-	-	25,8	
	ÁGUA DECANTADA	29	-	23	25	-	-	10	15	10	10	10	5	10	10	15	10	10	10	10	10	10	15	15	10	10	-	-	-	-	-	-	12,8	
	ÁGUA FILTRADA	5	-	5	5	-	-	<5	<5	<5	5	5	<5	5	5	<5	<5	5	5	<5	5	<5	<5	<5	5	5	-	-	-	-	-	-	5,0	
PH	ÁGUA BRUTA	7,1	-	7,1	7,1	-	-	7,1	7,1	7,2	7,1	7,1	7,0	7,1	7,1	6,9	7,1	7,1	7,1	7,0	7,5	7,1	7,1	7,0	7,1	7,1	-	-	-	-	-	-	7,1	
	ÁGUA FLOCULADA	-	-	-	-	-	-	7,0	-	6,9	-	-	6,9	-	-	6,7	6,7	-	-	6,7	7,4	6,8	6,9	6,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,6
	ÁGUA FLOCULADA CCpH*	8,8	-	8,8	8,8	-	-	8,4	8,6	8,9	8,7	8,9	8,2	8,9	8,8	8,7	8,2	8,7	8,7	8,5	8,4	8,2	8,3	8,3	8,4	8,0	-	-	-	-	-	-	8,6	
	ÁGUA DECANTADA	-	-	-	-	-	-	8,4	-	8,6	-	-	-	-	-	8,6	8,2	-	-	8,2	8,4	8,0	8,3	8,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,3
	ÁGUA FILTRADA	-	-	-	-	-	-	8,0	-	8,3	7,8	-	7,4	7,8	7,7	7,9	7,7	7,5	7,5	7,5	7,7	7,5	7,7	7,5	7,7	7,5	7,3	7,4	-	-	-	-	-	7,7
	ÁGUA SATURADA	7,6	-	7,6	7,6	-	-	7,6	7,7	7,6	7,7	7,8	7,9	7,9	7,9	7,8	7,8	7,6	7,7	7,8	7,8	7,7	7,8	7,6	7,5	7,4	7,4	-	-	-	-	-	-	7,7
DUREZA (ppm)	ÁGUA BRUTA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	114	106	110	108	108	-	-	-	-	-	-	-	-	109,2	
	ÁGUA FLOCULADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	116	98	108	108	110	-	-	-	-	-	-	-	-	128	
	ÁGUA FLOCULADA CCpH*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	128	108	118	122	120	-	-	-	-	-	-	-	-	119,2	
	ÁGUA DECANTADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	114	104	116	124	120	-	-	-	-	-	-	-	-	115,2	
	ÁGUA FILTRADA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	122	106	116	122	120	-	-	-	-	-	-	-	-	117,2	
FERRO (ppm)	ÁGUA FLOCULADA	-	-	-	-	-	-	2,2	-	2,0	-	-	1,5	-	-	2,4	4,0	-	-	3,2	3,0	2,0	2,0	1,4	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5	
	ÁGUA DECANTADA	-	-	-	-	-	-	0,5	-	0,6	-	-	-	-	-	0,7	0,6	-	-	0,5	0,4	0,5	0,5	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	
	REMANESCENTE (%)	-	-	-	-	-	-	22,7	-	30,0	-	-	-	-	-	29,2	15,0	-	-	15,6	13,3	25,0	17,8	35,7	-	-	-	-	-	-	-	-	22,7	
	ÁGUA FILTRADA	-	-	-	-	-	-	<0,1	-	<0,1	-	-	<0,1	-	-	<0,1	<0,1	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,1	
	REMANESCENTE (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ALCALINIDADE (ppm)	ÁGUA BRUTA	136	-	135	137	-	-	130	135	130	135	-	114	131	132	128	126	135	136	142	140	132	134	138	142	146	-	-	-	-	-	-	134	
	ÁGUA FLOCULADA	103	-	97	97	-	-	114	139	116	137	-	110	129	134	118	114	133	135	120	120	122	122	124	140	145	-	-	-	-	-	-	122,2	
	ÁGUA FLOCULADA CCpH*	-	-	-	-	-	-	140	-	140	-	-	140	-	-	136	138	-	-	128	138	135	130	138	-	-	-	-	-	-	-	-	-	136,3
	ÁGUA DECANTADA	-	-	-	-	-	-	124	-	122	-	-	130	-	-	128	130	-	-	114	130	130	128	130	-	-	-	-	-	-	-	-	-	126,6
	ÁGUA FILTRADA	55	-	76	79	-	-	120	126	118	129	-	107	125	124	120	120	122	122	122	106	130	124	125	126	133	-	-	-	-	-	-	112,0	
	ÁGUA SATURADA	81	-	77	77	-	-	130	130	130	126	-	-	126	127	126	127	124	124	127	126	127	129	131	134	136	-	-	-	-	-	-	-	120,9

11/1/02

Obs: *CCpH = sem correção de pH nas chicanas
 **CCpH = com correção de pH nas chicanas

ÁGUA	DATA	coagulante	Nº de Colonias/ml	Coli total N M P	Coli fecal N M P	Nº ord/ml	TPA/ml
BRUTA	25/03/81	SULFATO	$3,4 \times 10^5$	$2,8 \times 10^4$	$1,3 \times 10^4$	-	-
DECANTADA		DE	Incontáveis	2400	130	-	-
FILTRADA		ALUMÍNIO	"	240	240	-	-
CLORADA			-	0	0	-	-
BRUTA	26/03/81	SULFATO	$2,8 \times 10^5$	$9,2 \times 10^4$	$3,5 \times 10^4$	17242,00	874,00
DECANTADA		DE	$6,6 \times 10^4$	3500	1700	360,80	18,40
FILTRADA		ALUMÍNIO	$3,2 \times 10^4$	1600	240	497,80	26,60
CLORADA			-	0	0	2400,00	120,04
BRUTA	30/03/81	SULFATO	$2,5 \times 10^5$	$2,8 \times 10^4$	$1,1 \times 10^4$	29616,00	1490,00
DECANTADA		FERROSO	$2,1 \times 10^4$	50	0	1980,80	99,40
FILTRADA		CLORADO	$1,0 \times 10^4$	20	0	430,80	22,50
CLORADA			-	0	0	846,04	42,34
BRUTA	31/03/81	SULFATO	$5,3 \times 10^5$	$2,6 \times 10^4$	$1,4 \times 10^4$	16000,00	854,00
DECANTADA		FERROSO	$1,7 \times 10^4$	17	8	496,40	25,20
FILTRADA		CLORADO	$2,3 \times 10^4$	4	0	101,60	7,25
CLORADA			-	0	-	99,72	5,10
BRUTA	01/04/81	SULFATO	$1,1 \times 10^6$	3300	700	17112,00	883,00
DECANTADA		FERROSO	-	5,1	2,2	561,60	28,80
FILTRADA		CLORADO	-	16	5,1	738,20	37,00
CLORADA			-	0	0	276,10	13,88
BRUTA	02/04/81	SULFATO	$9,0 \times 10^4$	$1,3 \times 10^4$	3400	19418,00	1.008,00
DECANTADA		FERROSO	$1,1 \times 10^4$	11	0	1672,00	83,90
FILTRADA		CLORADO	$2,2 \times 10^4$	13	2	110,20	5,60
CLORADA			-	0	0	566,14	28,38
BRUTA	03/04/81	SULFATO	$1,2 \times 10^5$	4900	3300	23024,00	1162,00
DECANTADA		FERROSO	9000	2	0	1981,60	100,40
FILTRADA		CLORADO	$3,1 \times 10^4$	9	0	350,30	18,50
CLORADA			-	0	0	98,04	4,91
BRUTA	06/04/81	SULFATO	$1,6 \times 10^5$	7900	500	11424,00	586,00
DECANTADA		FERROSO	$1,5 \times 10^4$	0	0	2561,00	137,20
FILTRADA		CLORADO	$3,8 \times 10^4$	2	0	248,70	12,90
CLORADA			-	0	0	630,12	31,56
BRUTA	08/04/81	SULFATO	$7,0 \times 10^4$	$3,5 \times 10^4$	$1,7 \times 10^4$		
DECANTADA		FERROSO	-	0	0		
FILTRADA		CLORADO	-	5,1	0		
CLORADA			-	0	0		

ÁGUA	DATA	COAGULANTE	BACTERIOLOGIA			HIDROBIOLOGIA	
			Nº de Colônias/ml	Coli total N M P	coli fecal N M P	Nº org/ml	CPA/ml
BRUTA	13/01/81	SULFATO FERROSO	130000	2,4x10 ⁴	2200	17,474,00	881,00
DECANTADA			-	2,2	0	1.780,40	89,20
FILTRADA		CLORADO	-	0	0	85,20	4,35
CLORADA			-	0	0	11,24	0,60
BRUTA	20/01/81	SULFATO FERROSO	4000	4900	2200	-	-
DECANTADA			-	0	0	-	-
FILTRADA		CLORADO	-	0	0	-	-
CLORADA			-	0	0	-	-
BRUTA	27/01/81	SULFATO DE ALUMINIO	300000	4600	1700	-	-
DECANTADA			-	16	16	-	-
FILTRADA		ALUMINIO	-	0	0	-	-
CLORADA			-	0	0	-	-
BRUTA	10/02/81	SULFATO DE ALUMINIO	20000	490	90	5934,00	381,00
DECANTADA			-	0	-	760,60	38,60
FILTRADA		ALUMINIO	-	16	16	13,80	1,65
CLORADA		CLORADO	-	0	0	1.044,02	52,26
BRUTA	24/02/81	SULFATO FERROSO	3700	790	220	-	-
DECANTADA			-	0	0	-	-
FILTRADA		CLORADO	-	0	0	-	-
CLORADA			-	0	0	-	-
BRUTA	04/03/81	SULFATO DE ALUMINIO	1,5x10 ⁵	790	23	-	-
DECANTADA			-	16	16	-	-
FILTRADA		ALUMINIO	-	16	5,1	-	-
CLORADA			-	0	0	-	-
BRUTA	11/03/81	SULFATO DE ALUMINIO	INCONTÁVEIS	2,4x10 ⁴	59	-	-
DECANTADA			-	16	0	-	-
FILTRADA		ALUMINIO	-	16	0	-	-
CLORADA			-	0	0	-	-
BRUTA	18/03/81	SULFATO DE ALUMINIO	110000	9200	5400	-	-
DECANTADA			-	16	16	-	-
FILTRADA		ALUMINIO	-	16	9,2	-	-
CLORADA			-	0	0	-	-
BRUTA	24/03/81	SULFATO DE ALUMINIO	1,8 x10 ⁵	2,4x10 ⁴	2400	27.266,00	1412,00
DECANTADA			-	>16	16	1721,60	87,20
FILTRADA		ALUMINIO	-	>16	16	453,20	24,90
CLORADA			-	-	-	-	-

11/1/82

ANEXOS 22 - DA FIGURA 01 a 41

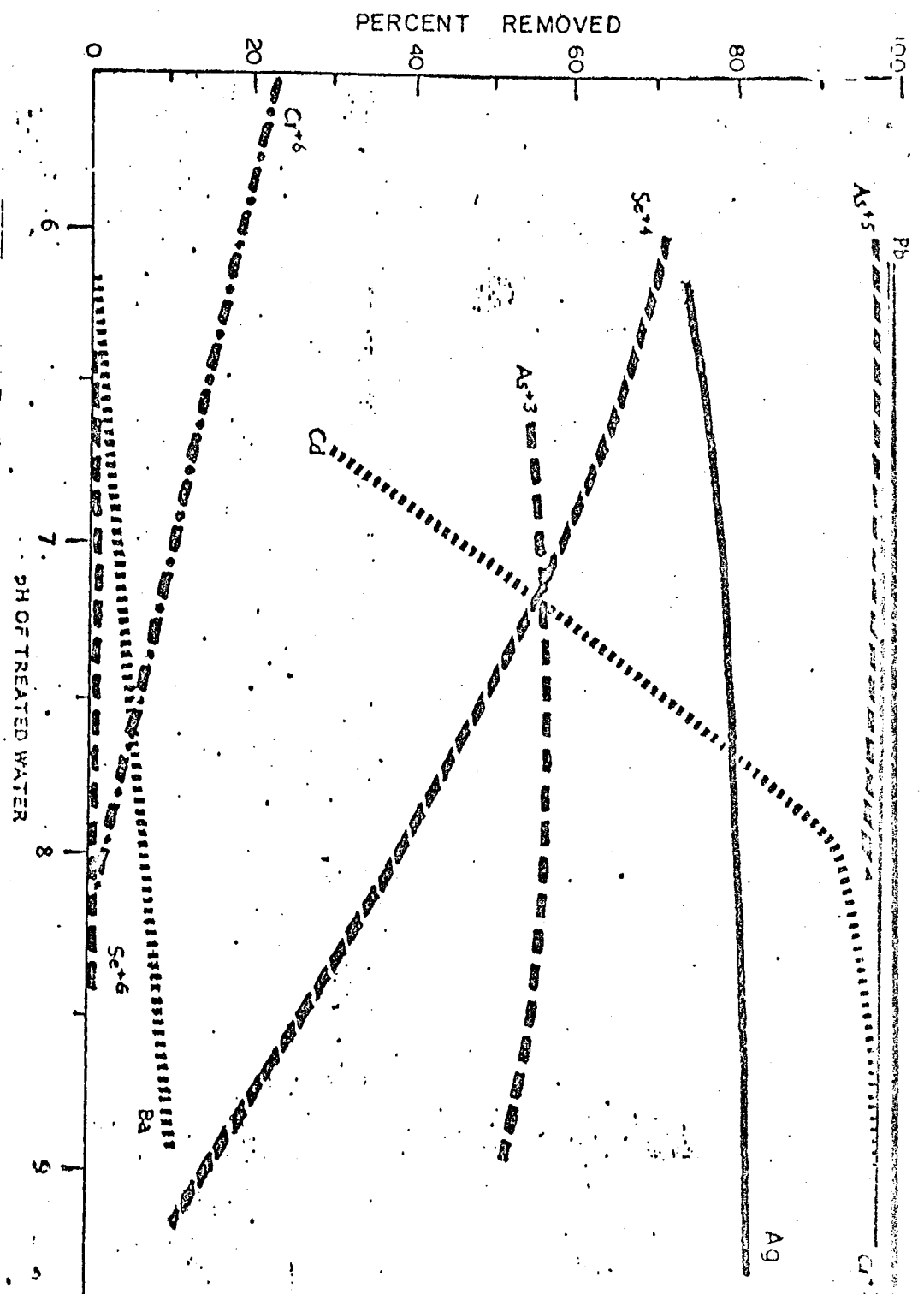


FIGURE 1 REMOVAL OF INORGANIC CONTAMINANTS BY IRON COAGULATION

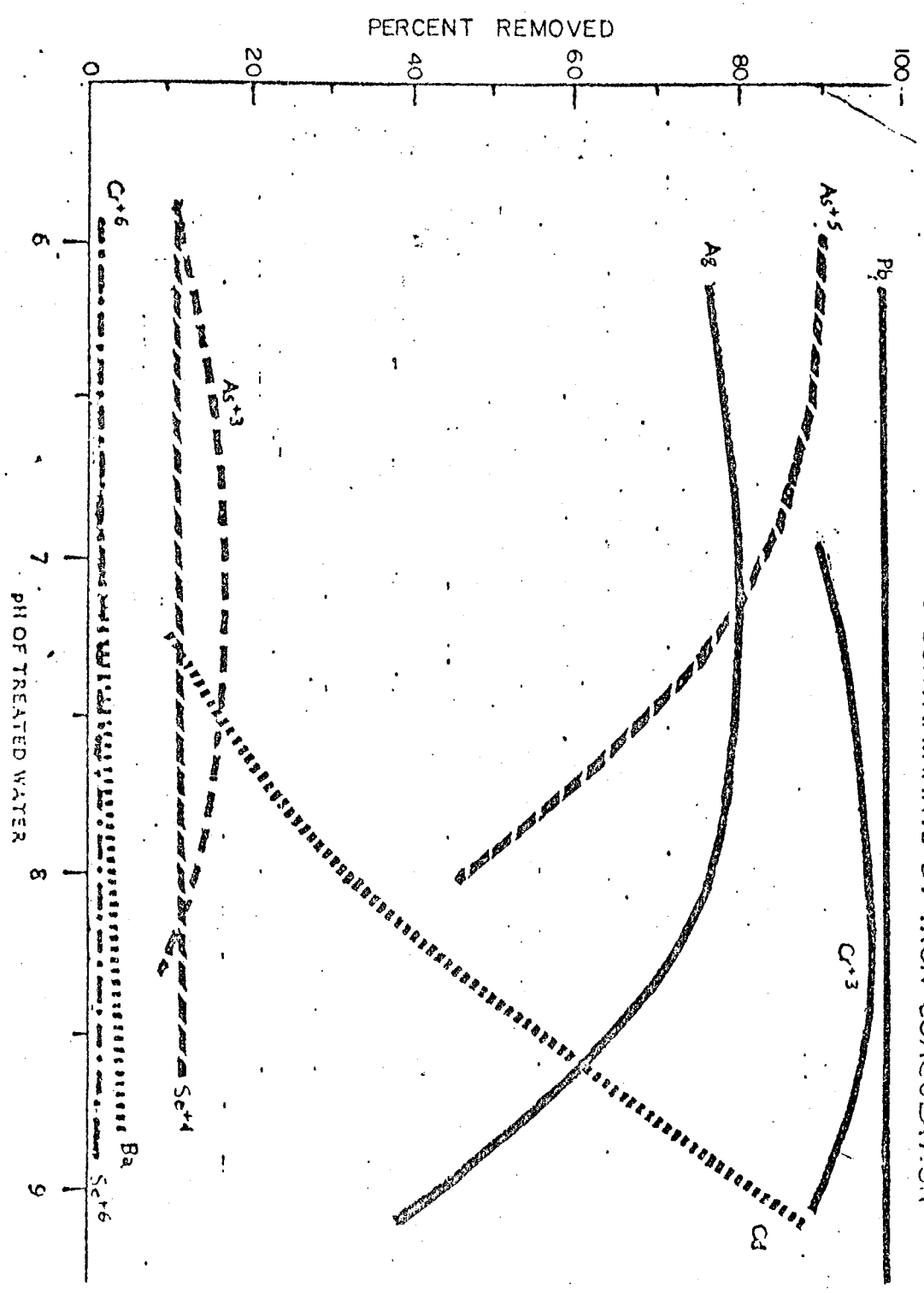


FIGURE 2 REMOVAL OF INORGANIC CONTAMINANTS BY ALUM COAGULATION

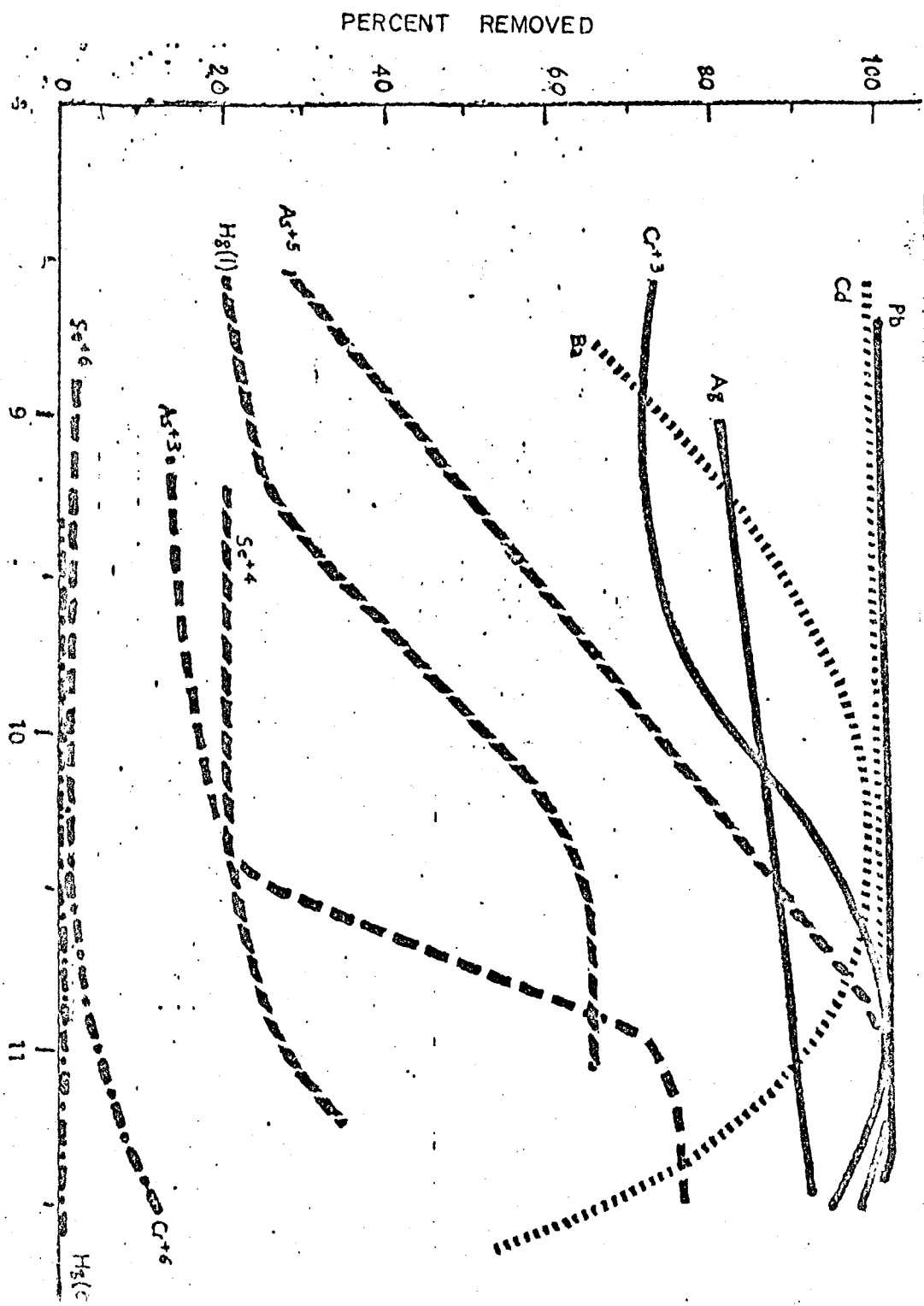


FIGURE 3 REMOVAL OF INORGANIC CONTAMINANTS BY LIME SOFTENING

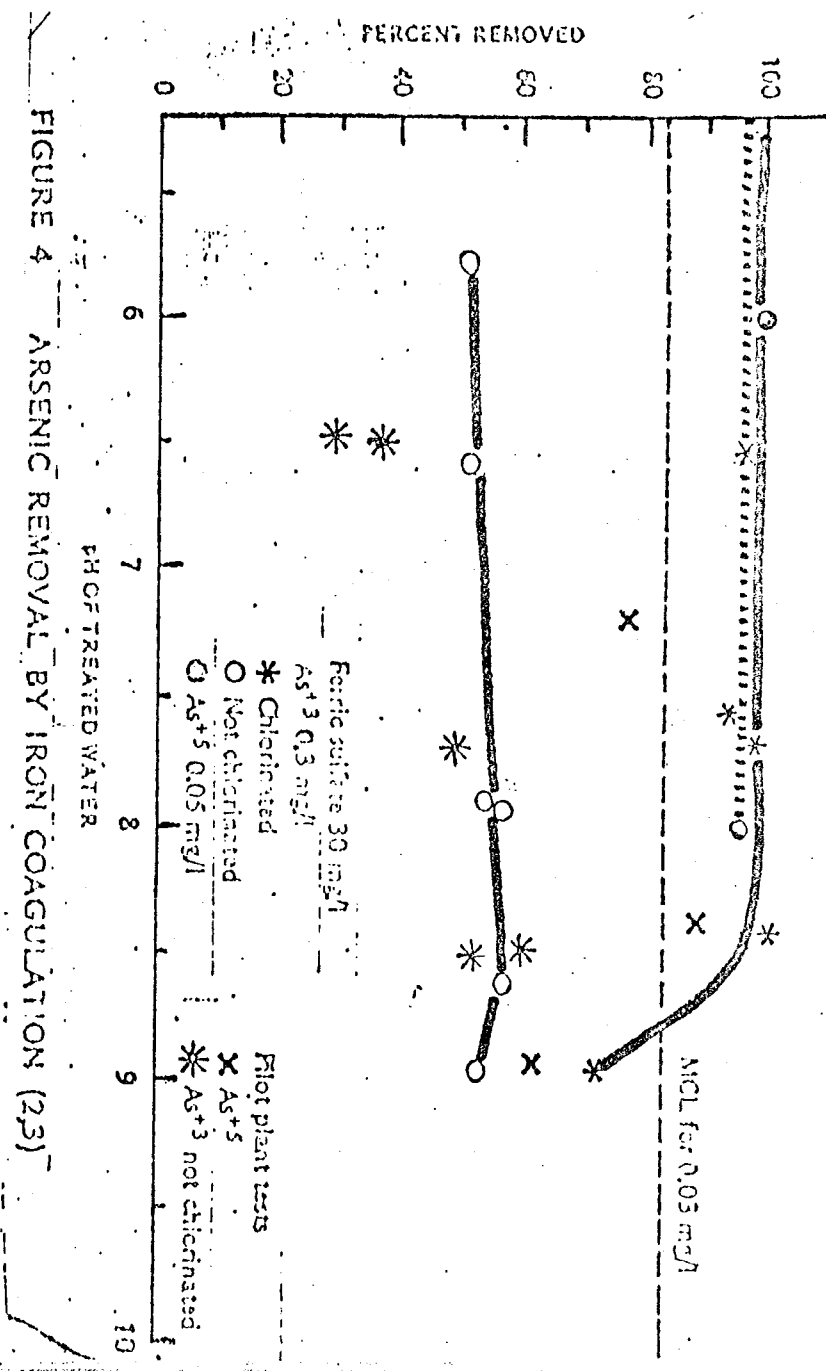


FIGURE 4 ARSENIC REMOVAL BY IRON COAGULATION (2,3)

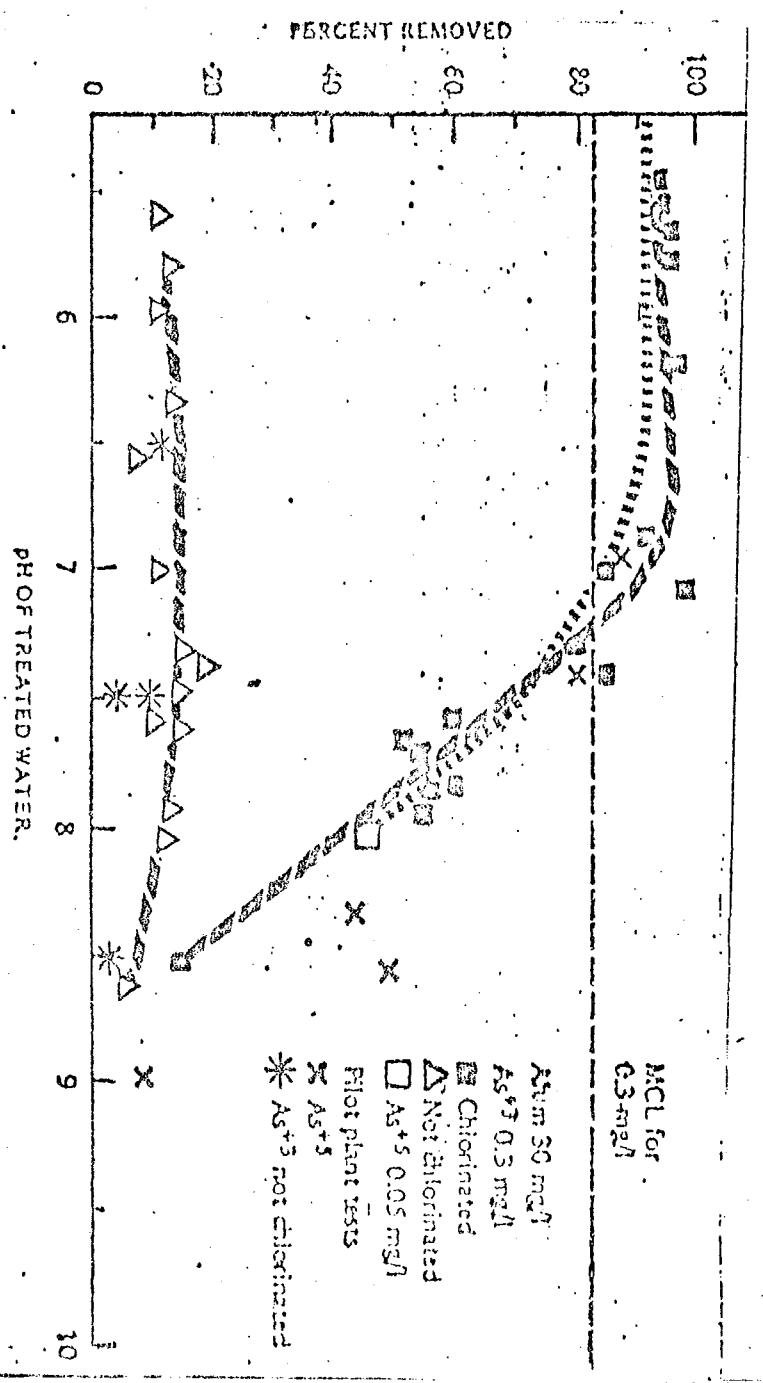


FIGURE 5 ARSENIC REMOVAL BY ALUM COAGULATION (2,3)

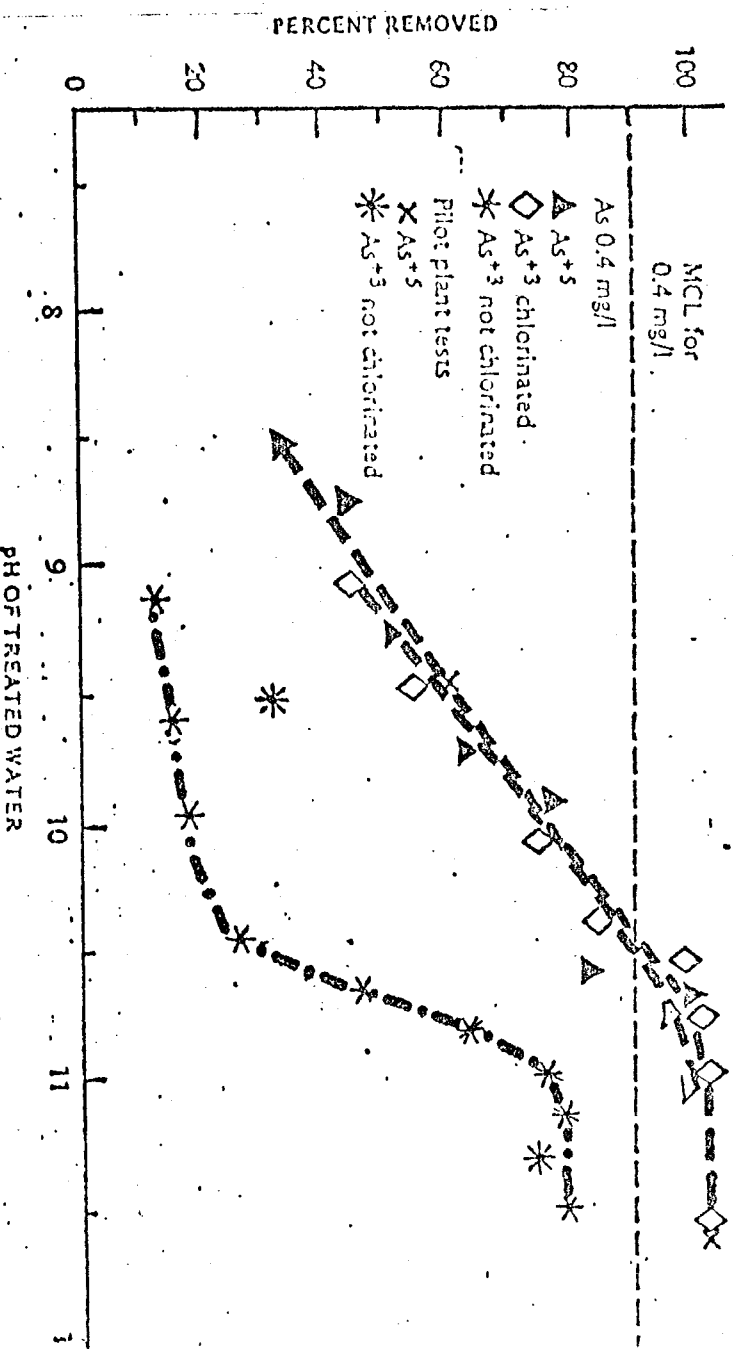


FIGURE 6 ARSENIC REMOVAL BY LIME SOFTENING (3)

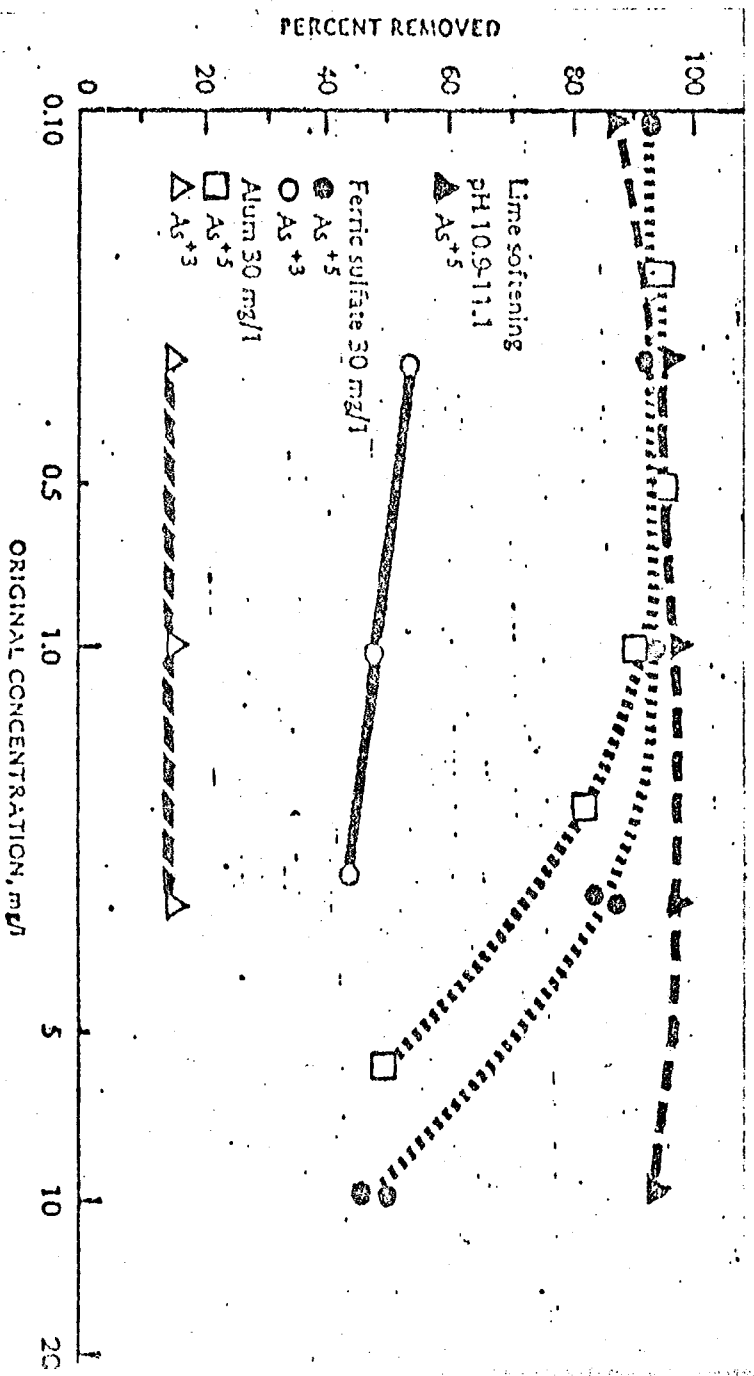


FIGURE 7 ARSENIC REMOVAL BY COAGULATION AND LIME SOFTENING (3)

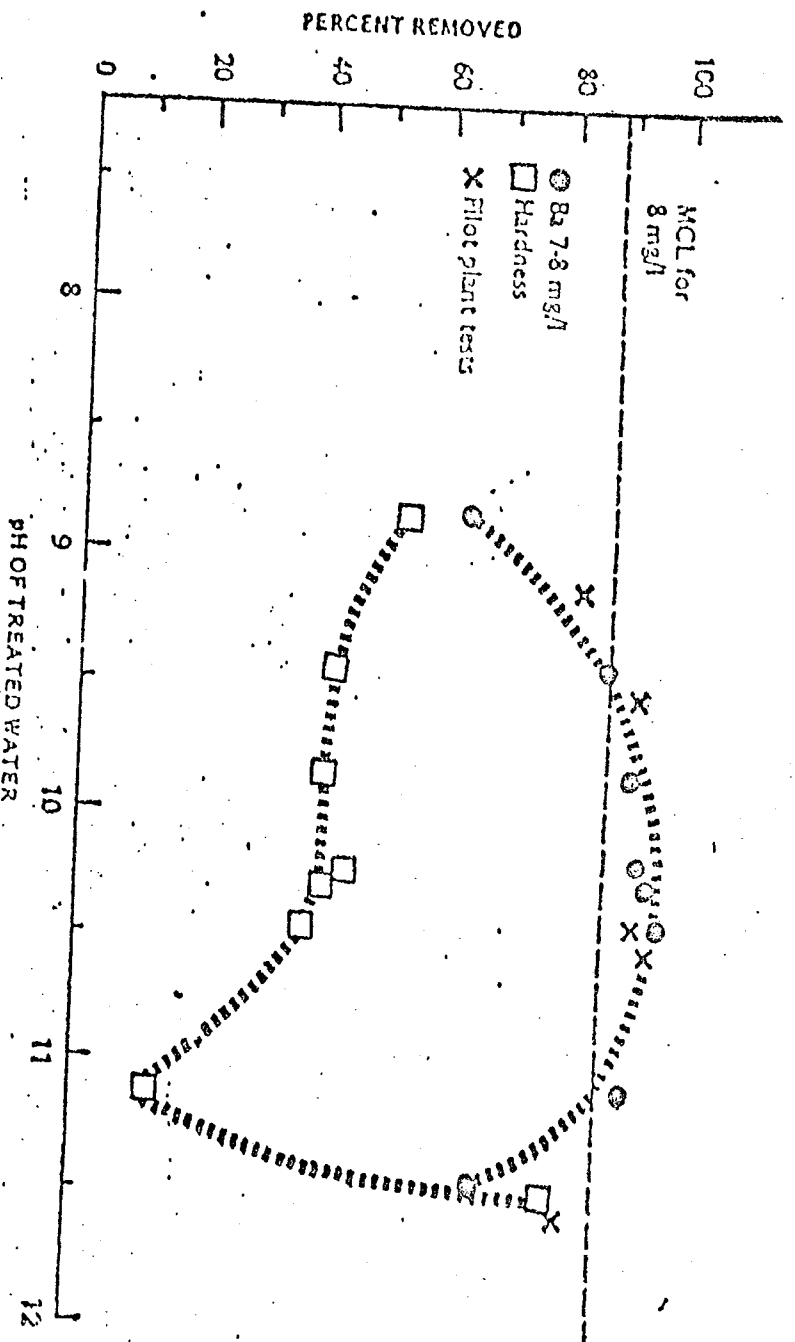


FIGURE 8 BARIUM REMOVAL BY LIME SOFTENING (1)

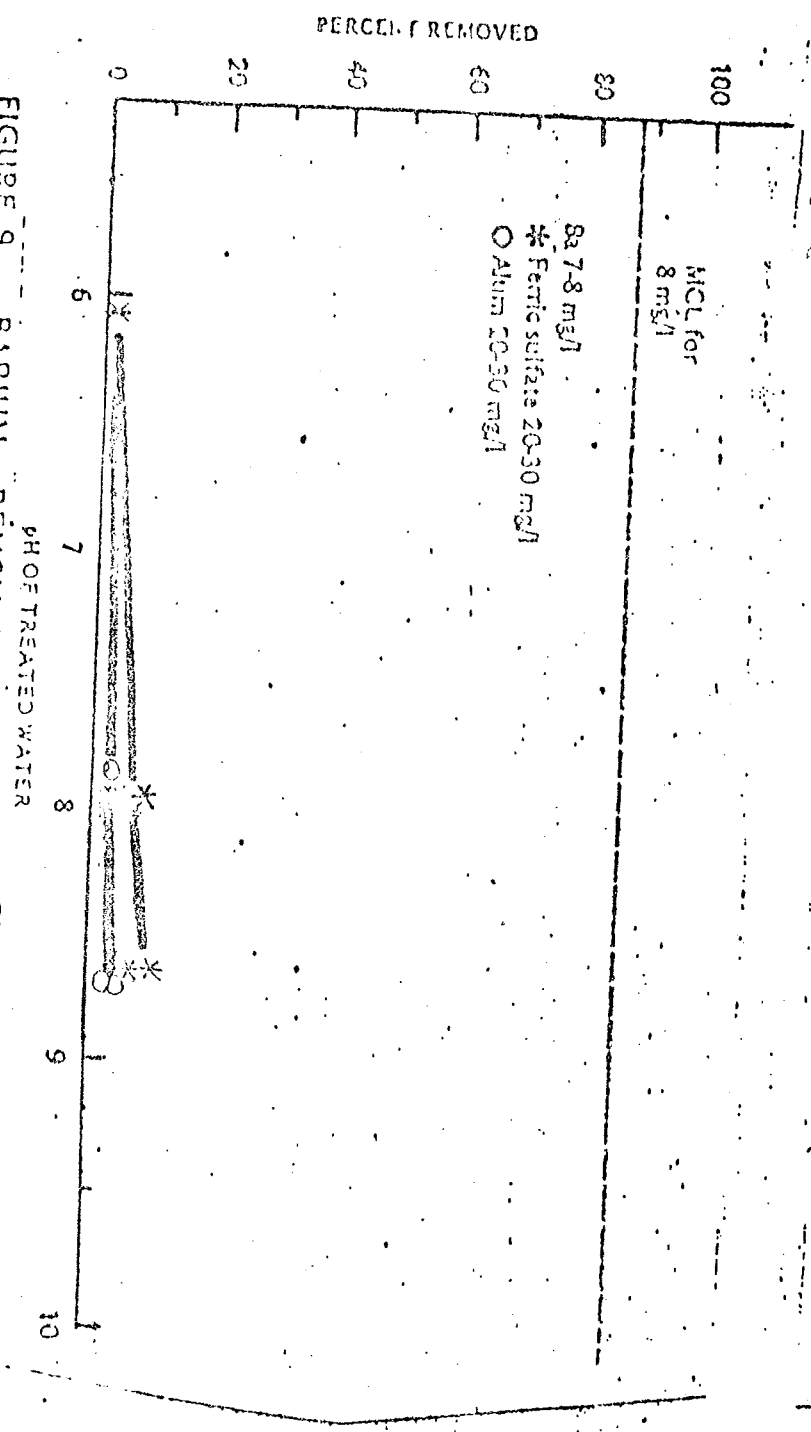


FIGURE 9 BARIUM REMOVAL BY ALUM AND FERRIC SULFATE COAGULATION (1)

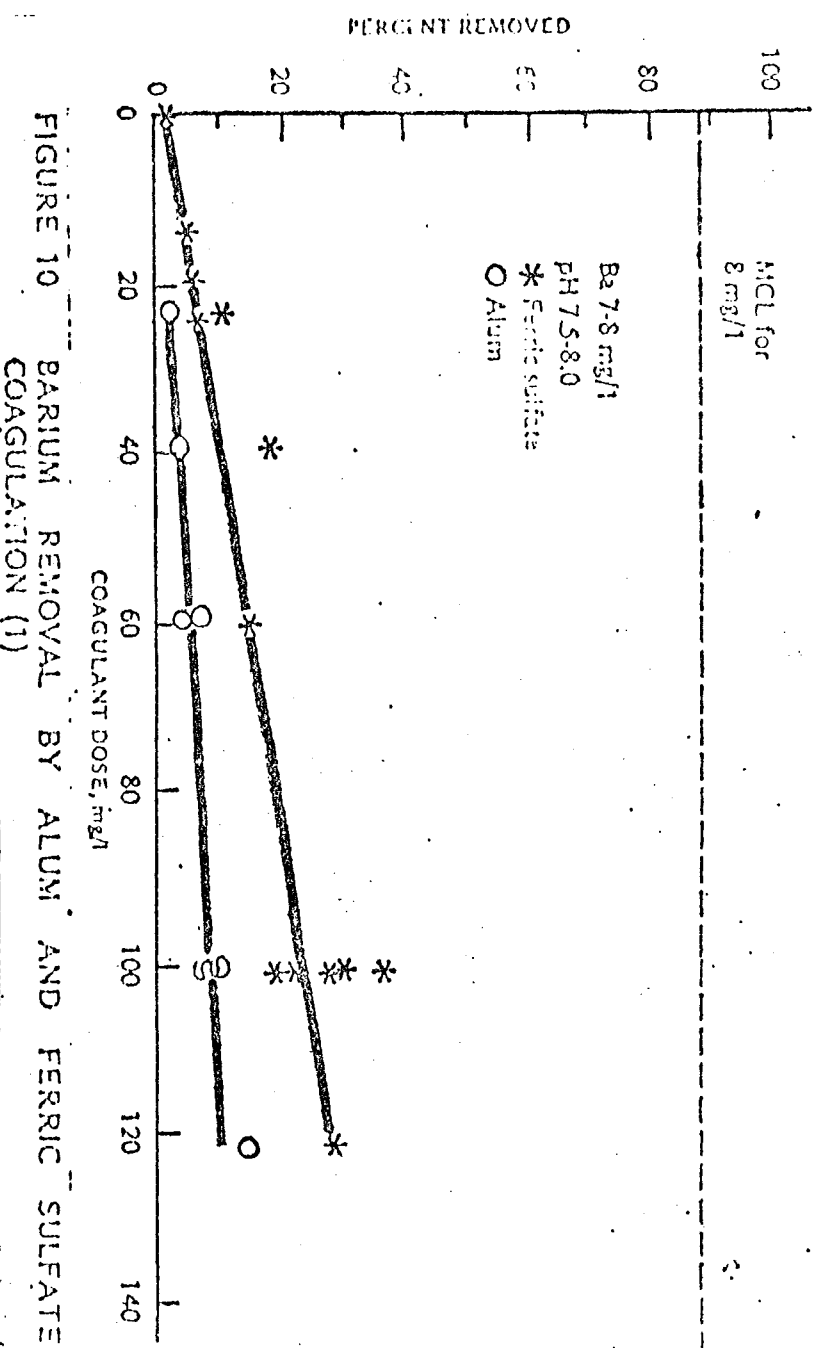


FIGURE 10 BARIUM REMOVAL BY ALUM AND FERRIC SULFATE COAGULATION (1)

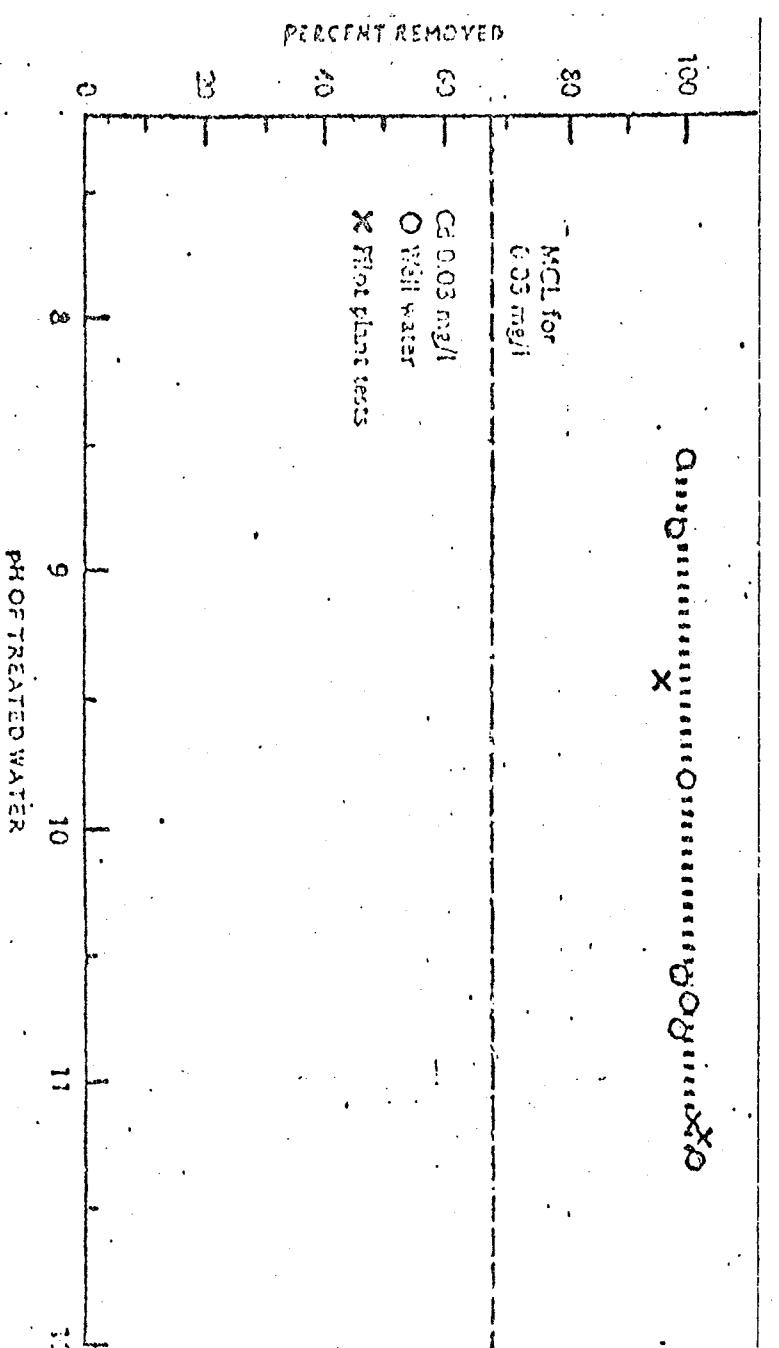


FIGURE 11 CADMIUM REMOVAL BY LIME SOFTENING (1)

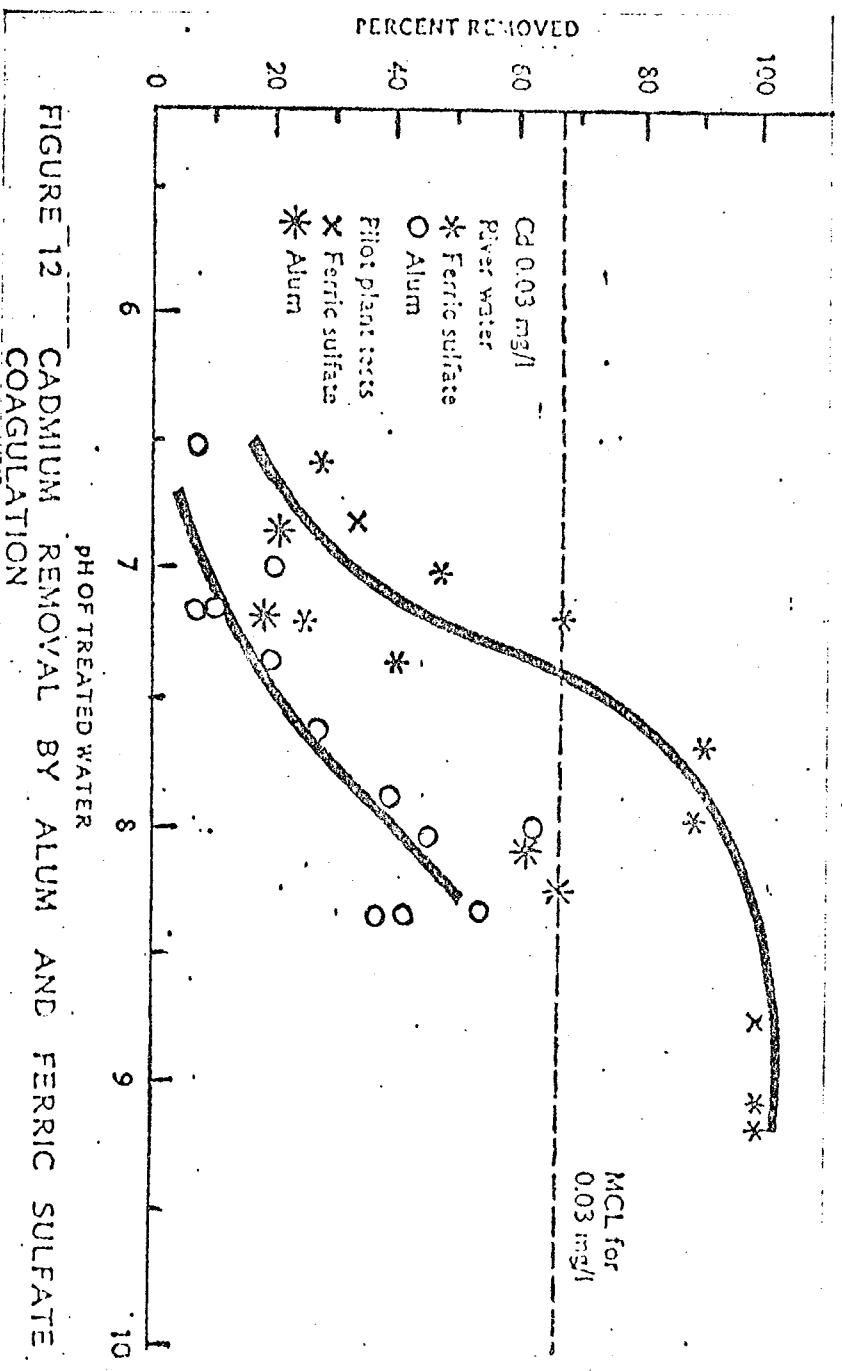


FIGURE 12 CADMIUM REMOVAL BY ALUM AND FERRIC SULFATE COAGULATION

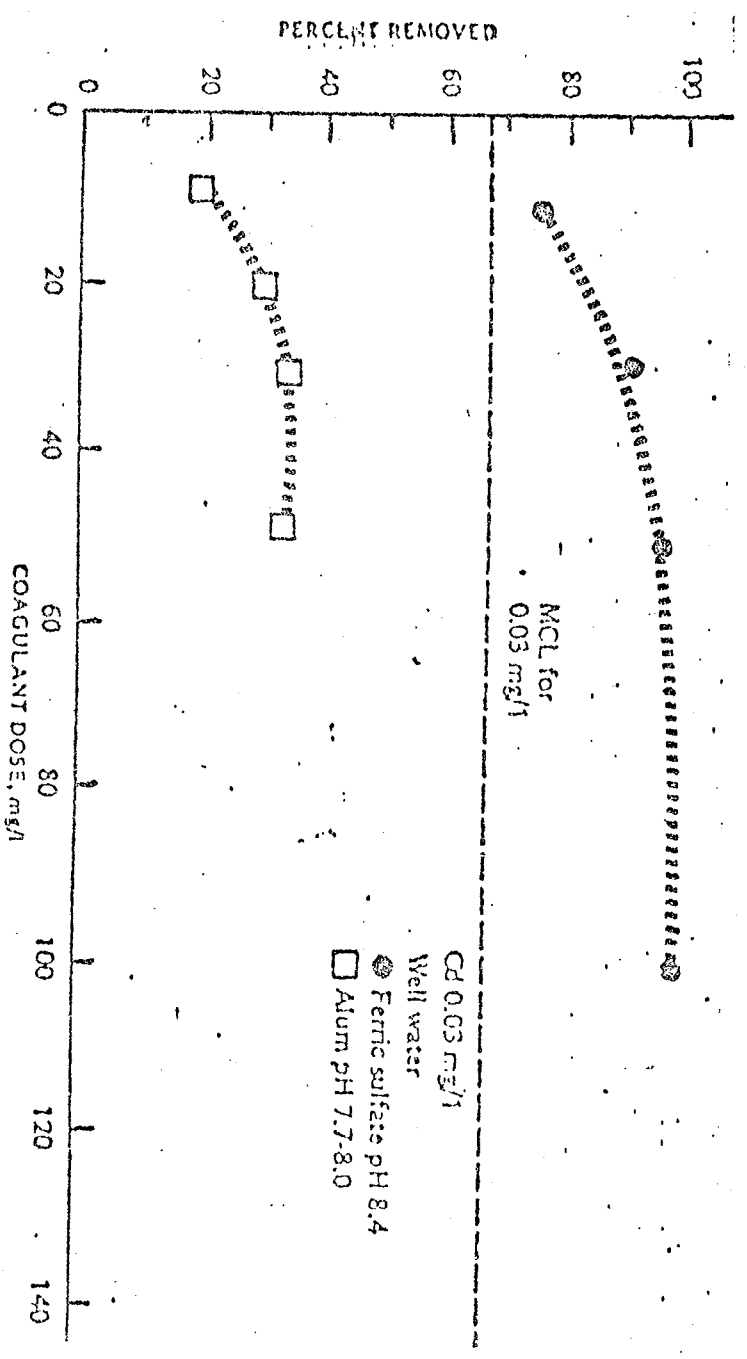


FIGURE 13 CADMIUM REMOVAL BY ALUM AND FERRIC SULFATE COAGULATION (1)

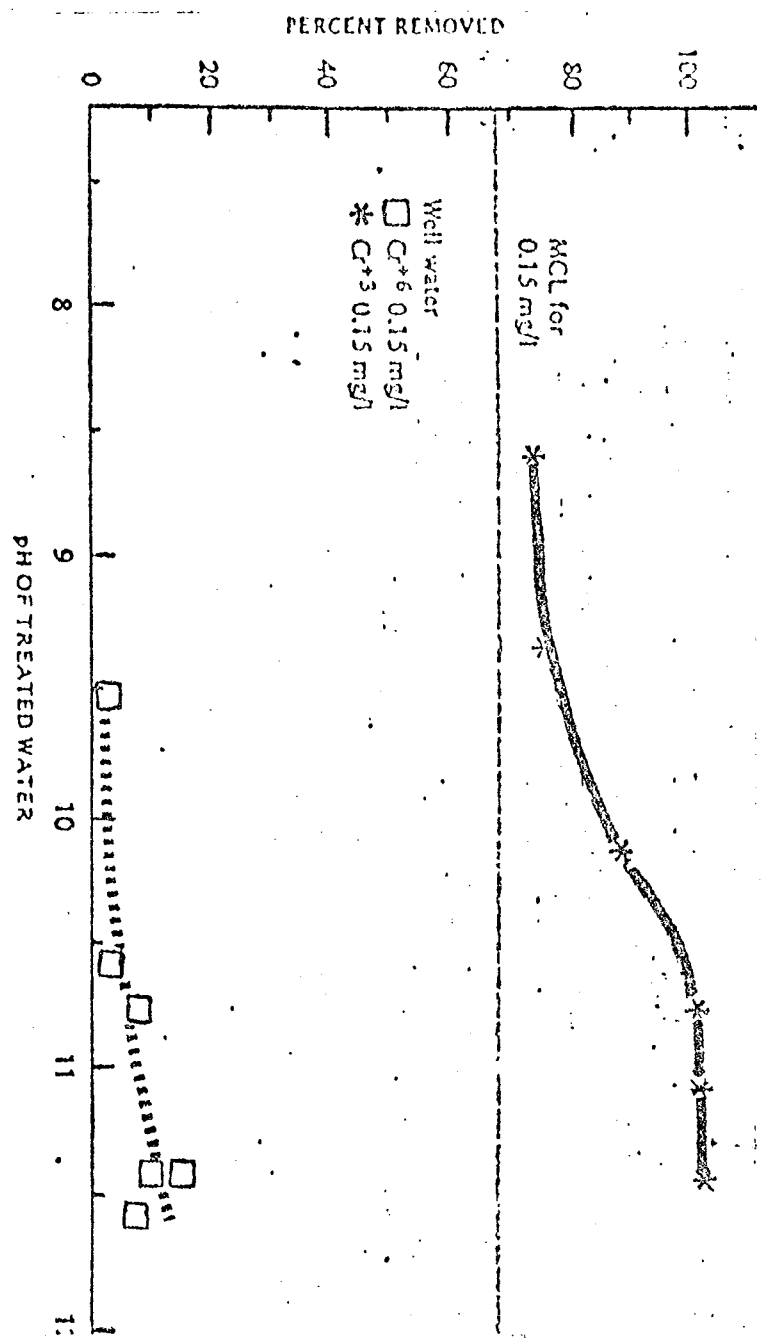


FIGURE 14 CHROMIUM REMOVAL BY LIME SOFTENING (2)

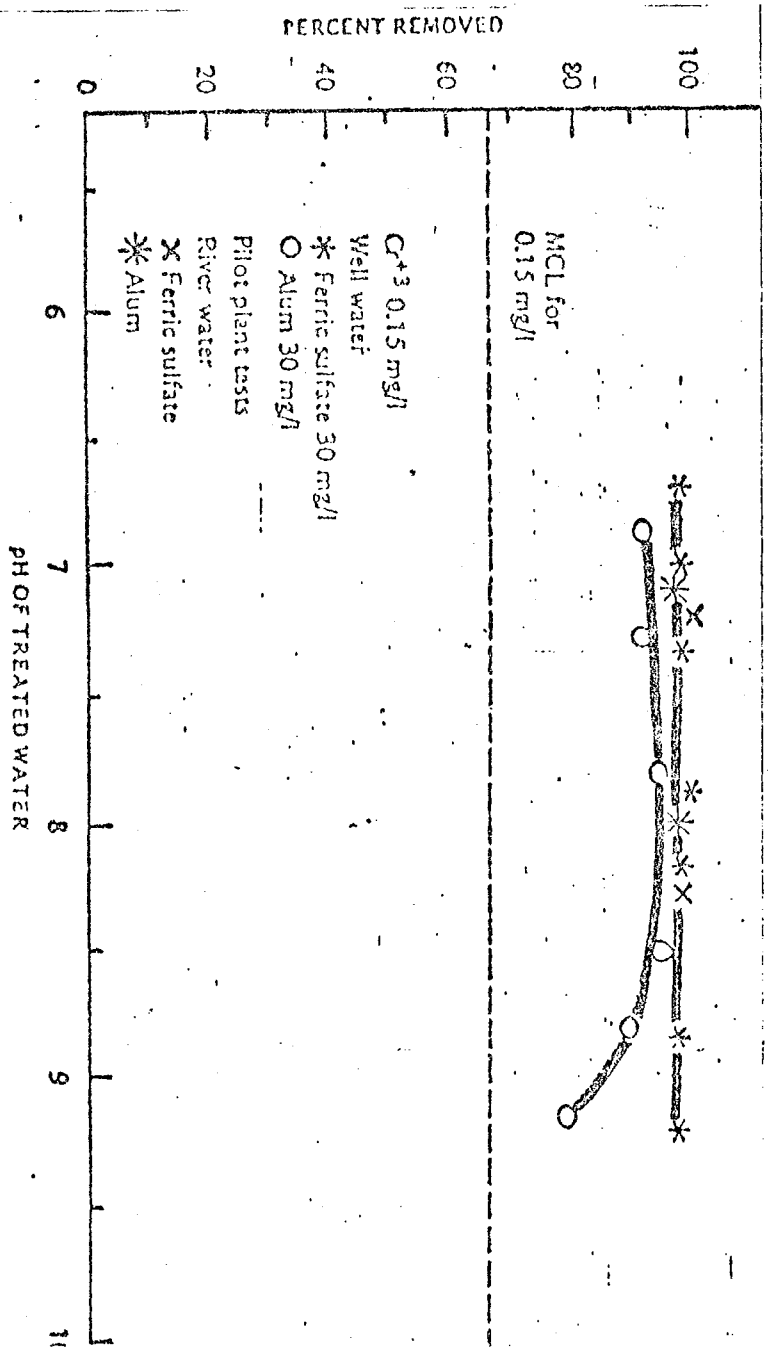


FIGURE 15 Cr+3 REMOVAL BY IRON AND ALUM COAGULATION (2)

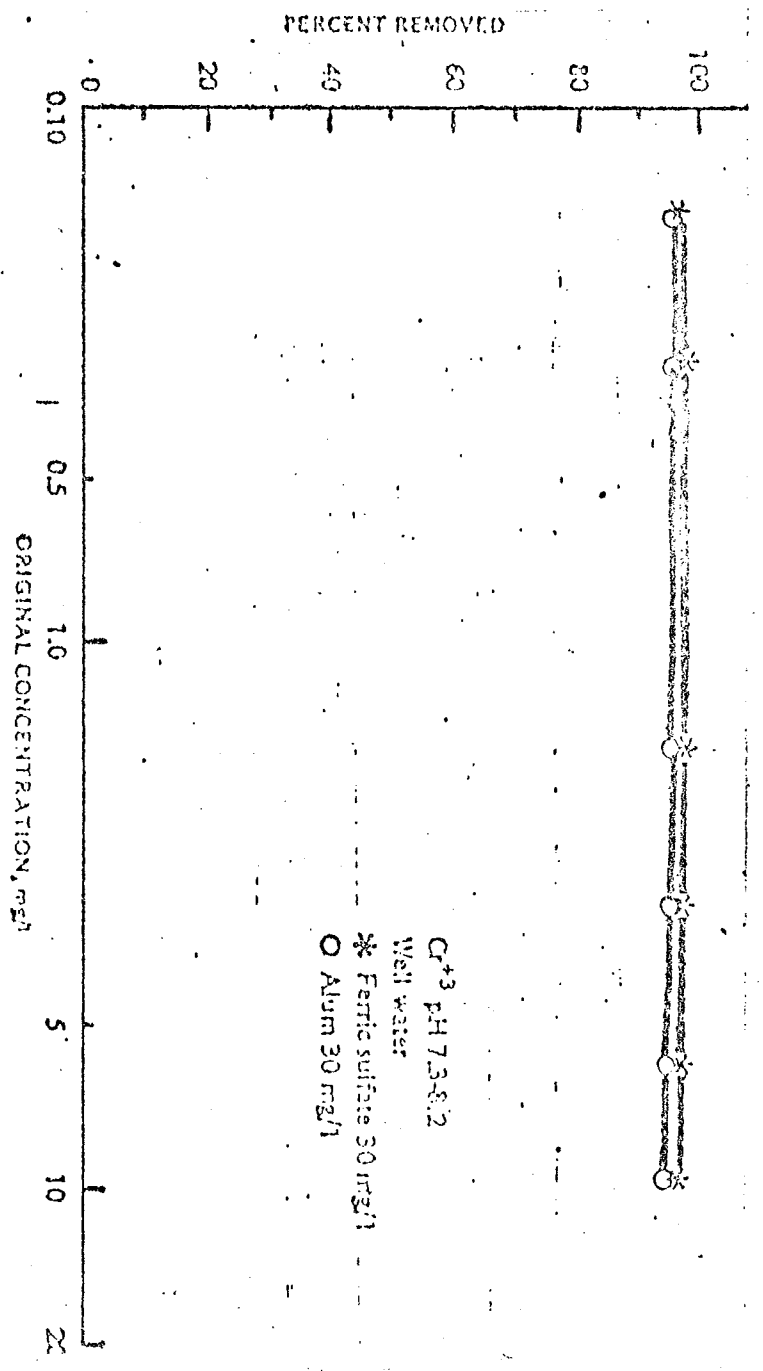


FIGURE 16 Cr³⁺ REMOVAL BY ALUM AND FERRIC SULFATE COAGULATION (2)

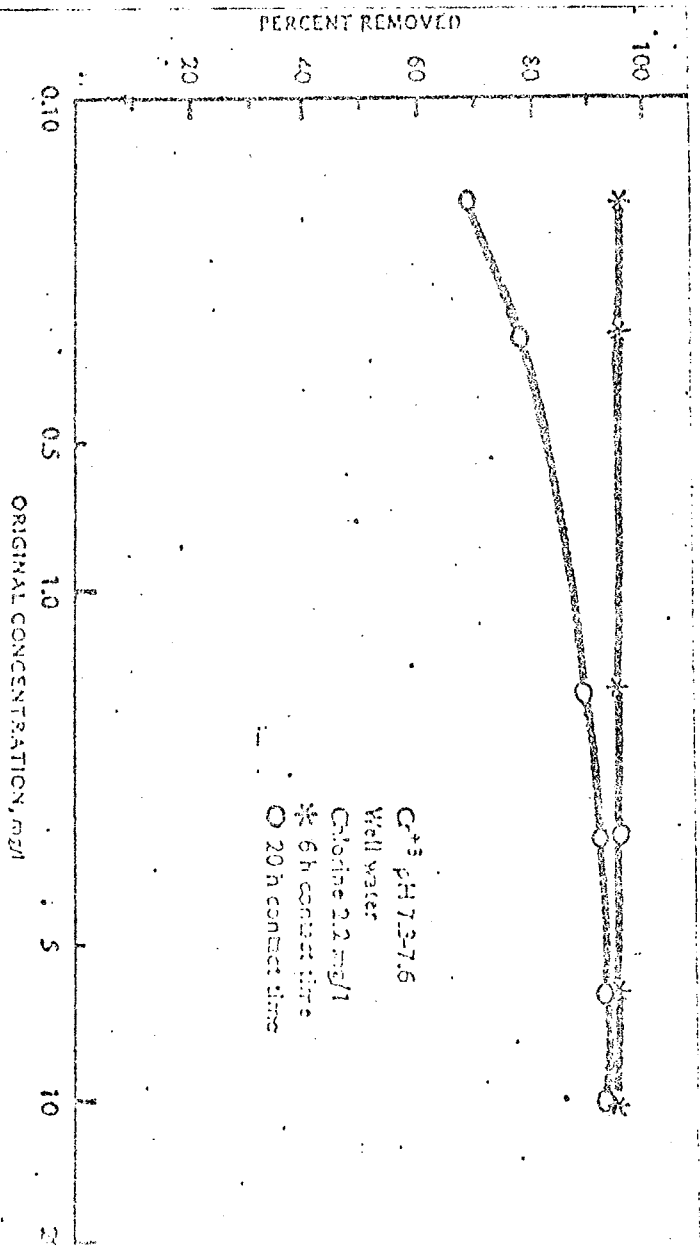
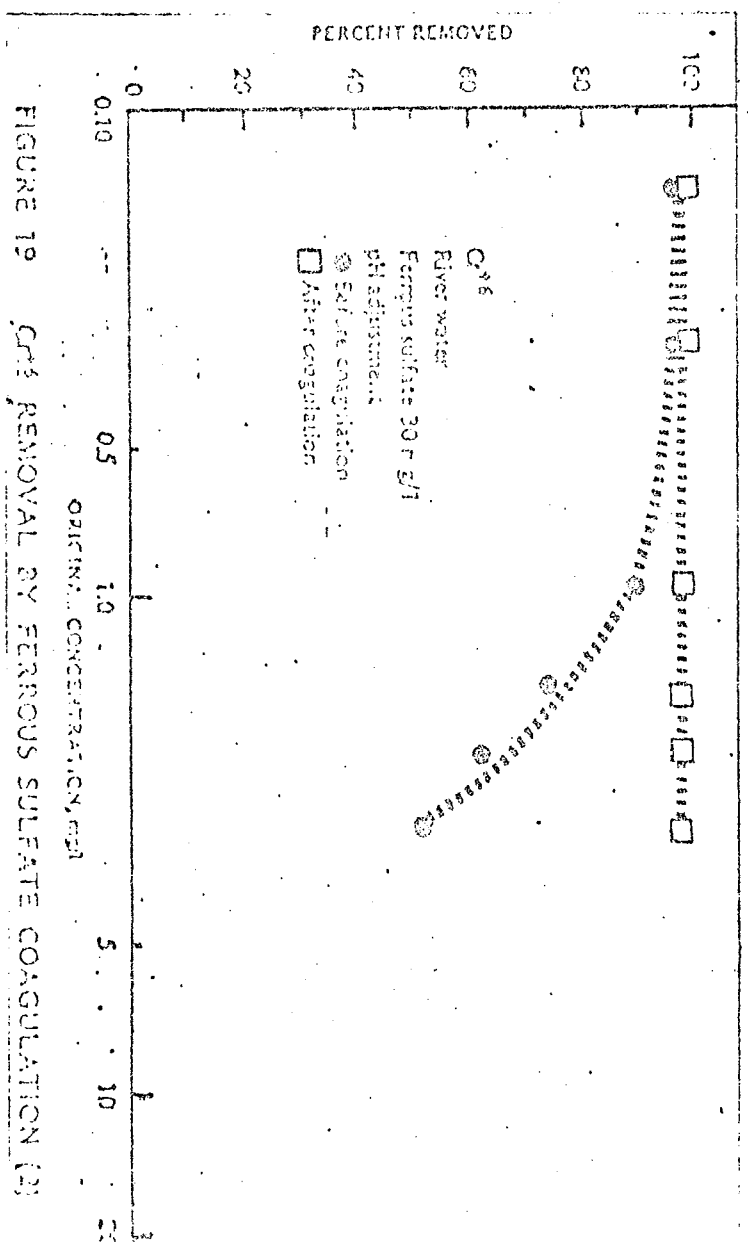
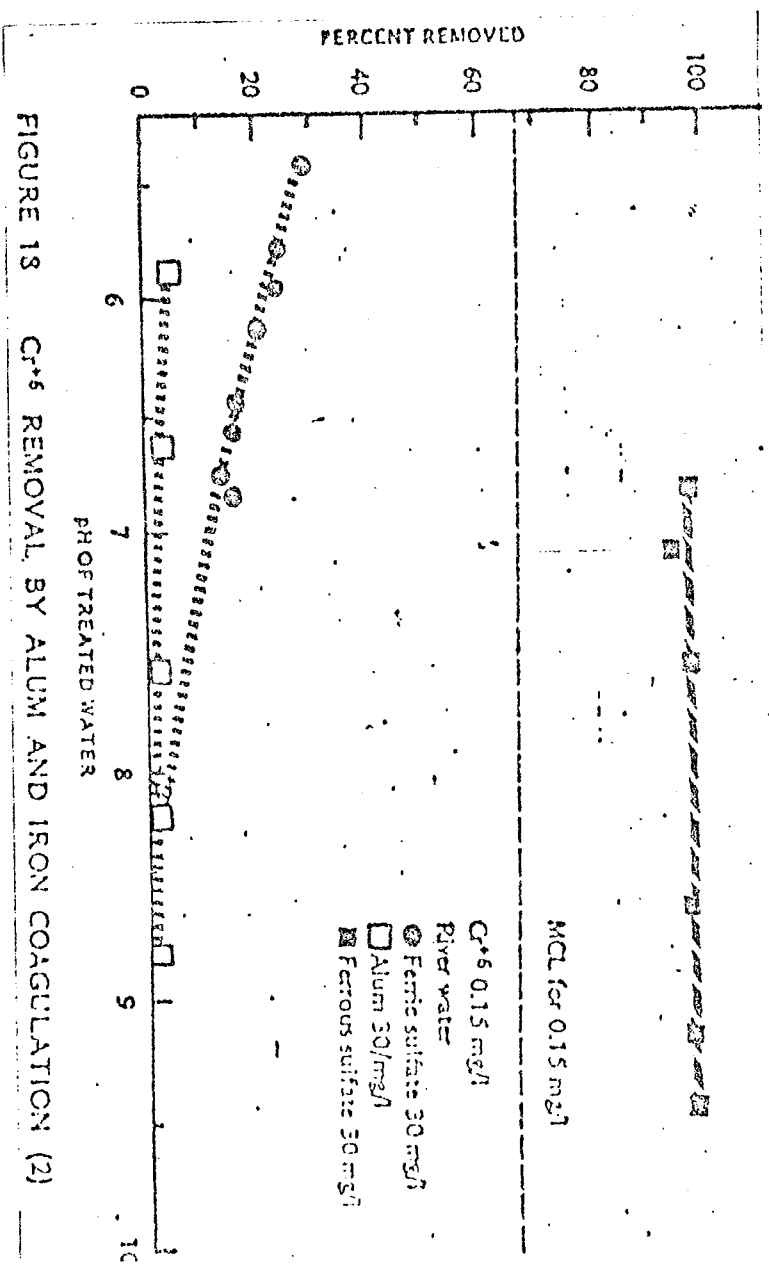


FIGURE 17 EFFECT OF PRECHLORINATION ON Cr³⁺ REMOVAL BY ALUM COAGULATION



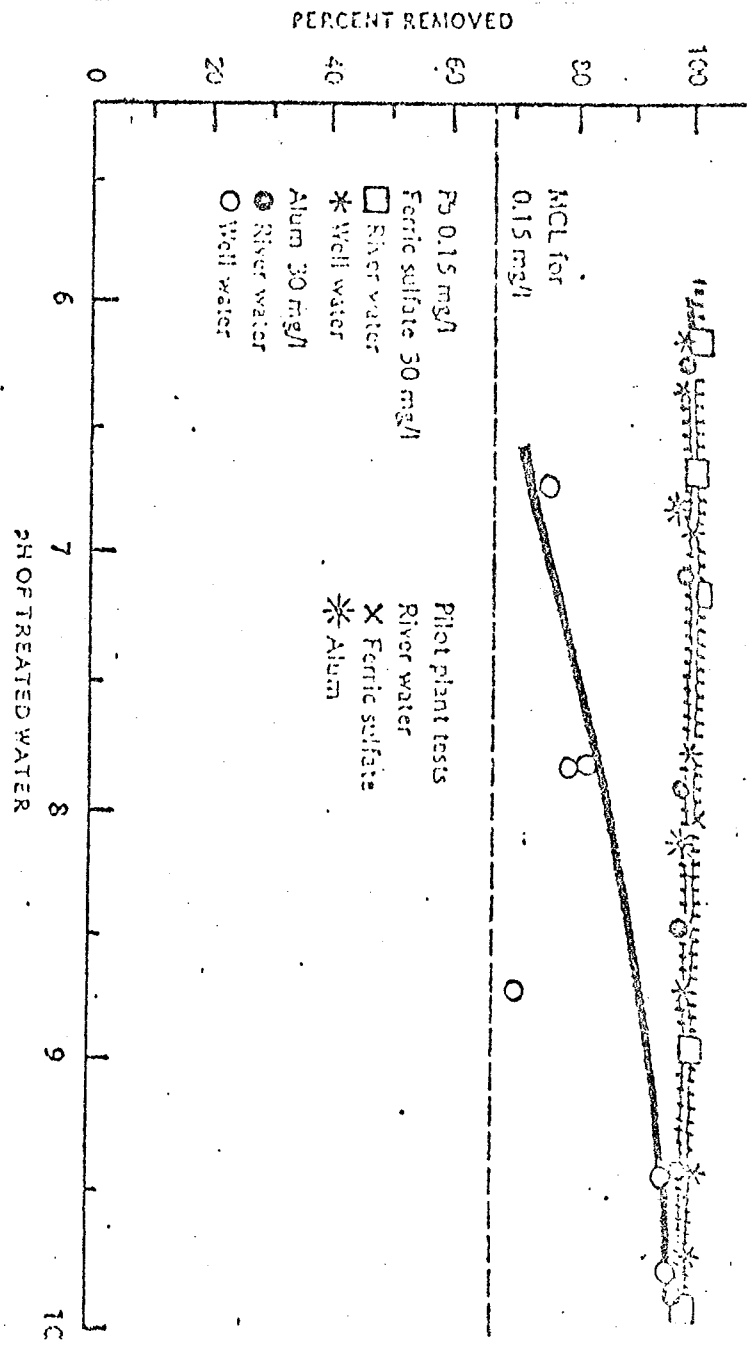


FIGURE 20 LEAD REMOVAL BY ALUM AND IRON COAGULATION (3)

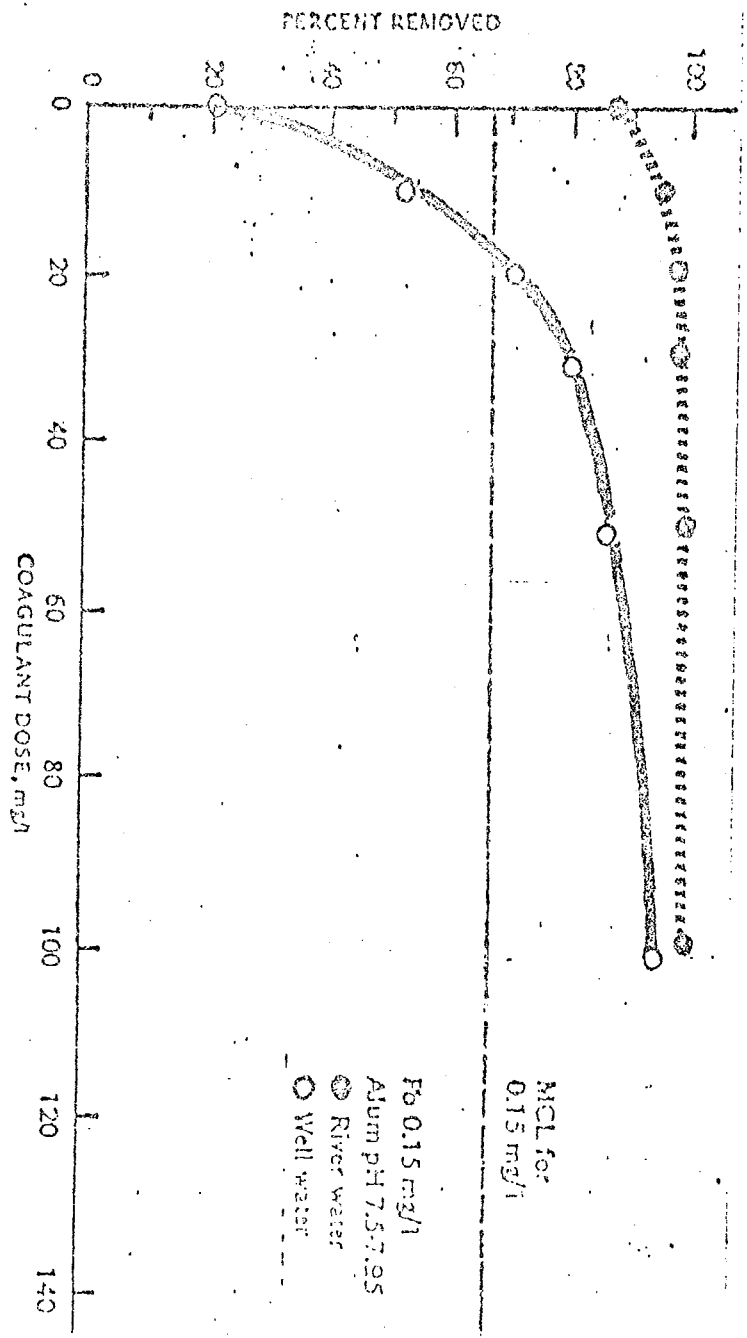


FIGURE 21 LEAD REMOVAL BY ALUM COAGULATION (3)

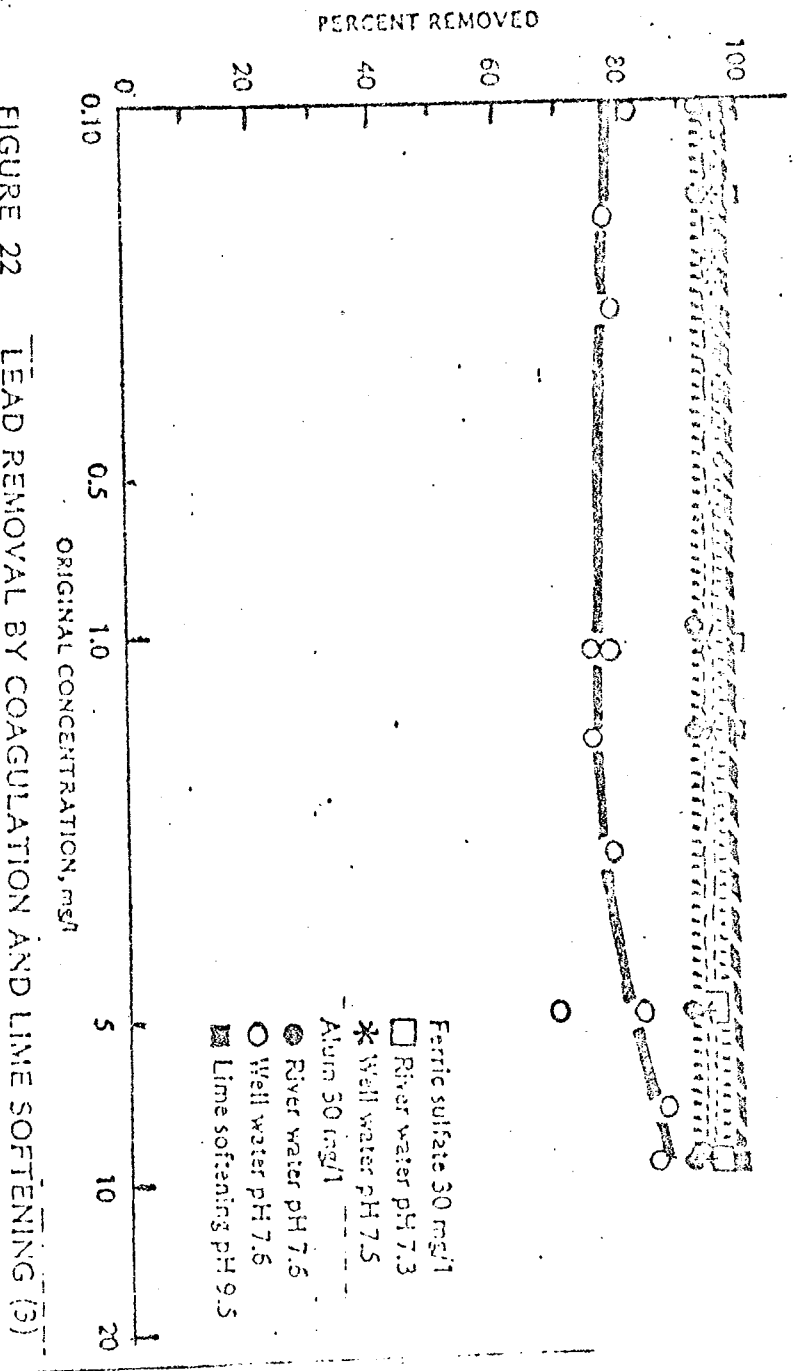


FIGURE 22 LEAD REMOVAL BY COAGULATION AND LIME SOFTENING (3)

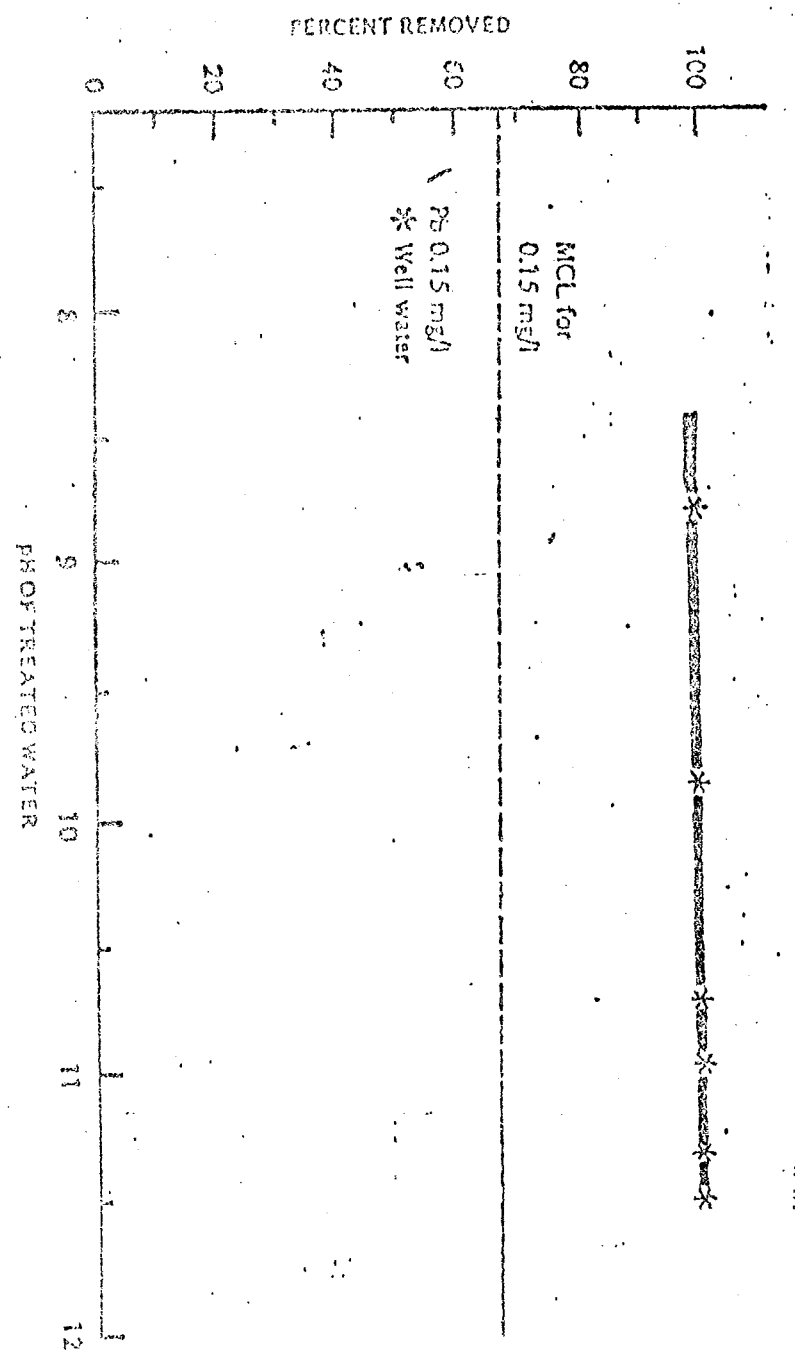


FIGURE 23 LEAD REMOVAL BY LIME SOFTENING (3)

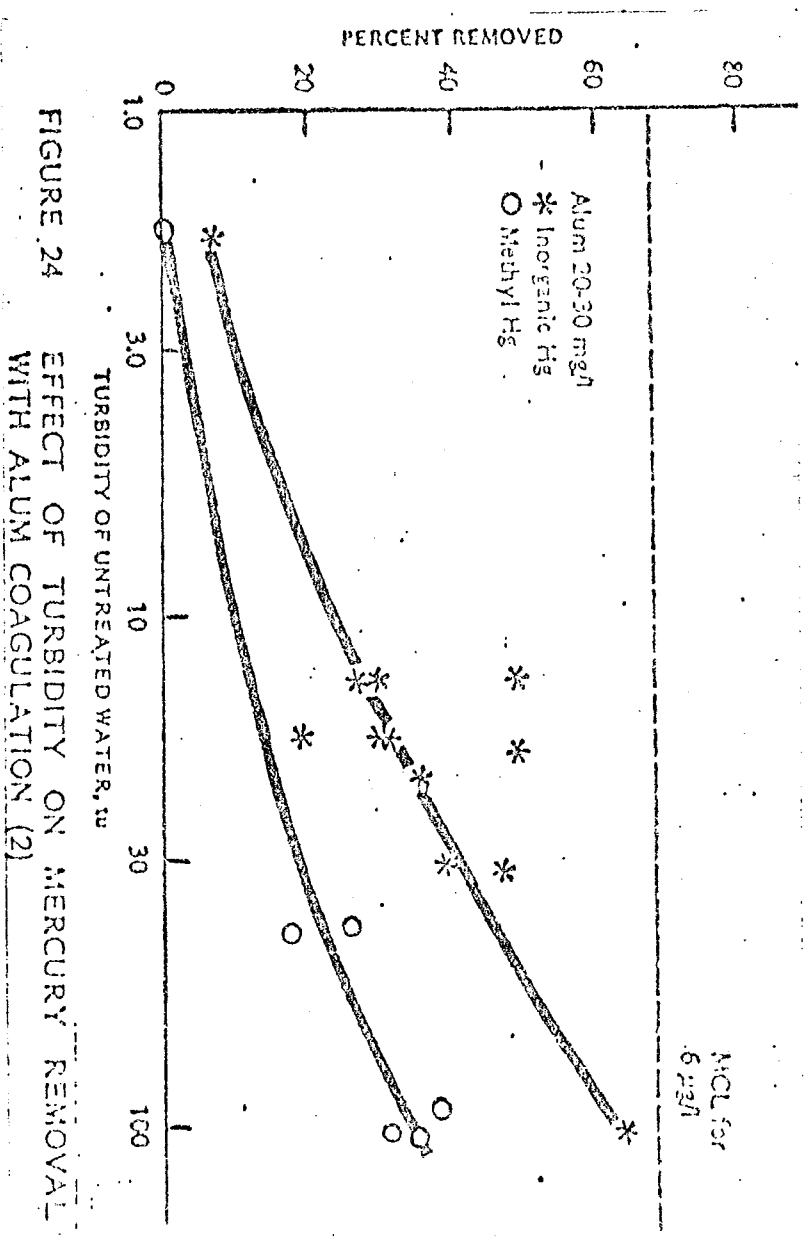


FIGURE 24 EFFECT OF TURBIDITY ON MERCURY REMOVAL WITH ALUM COAGULATION (2)

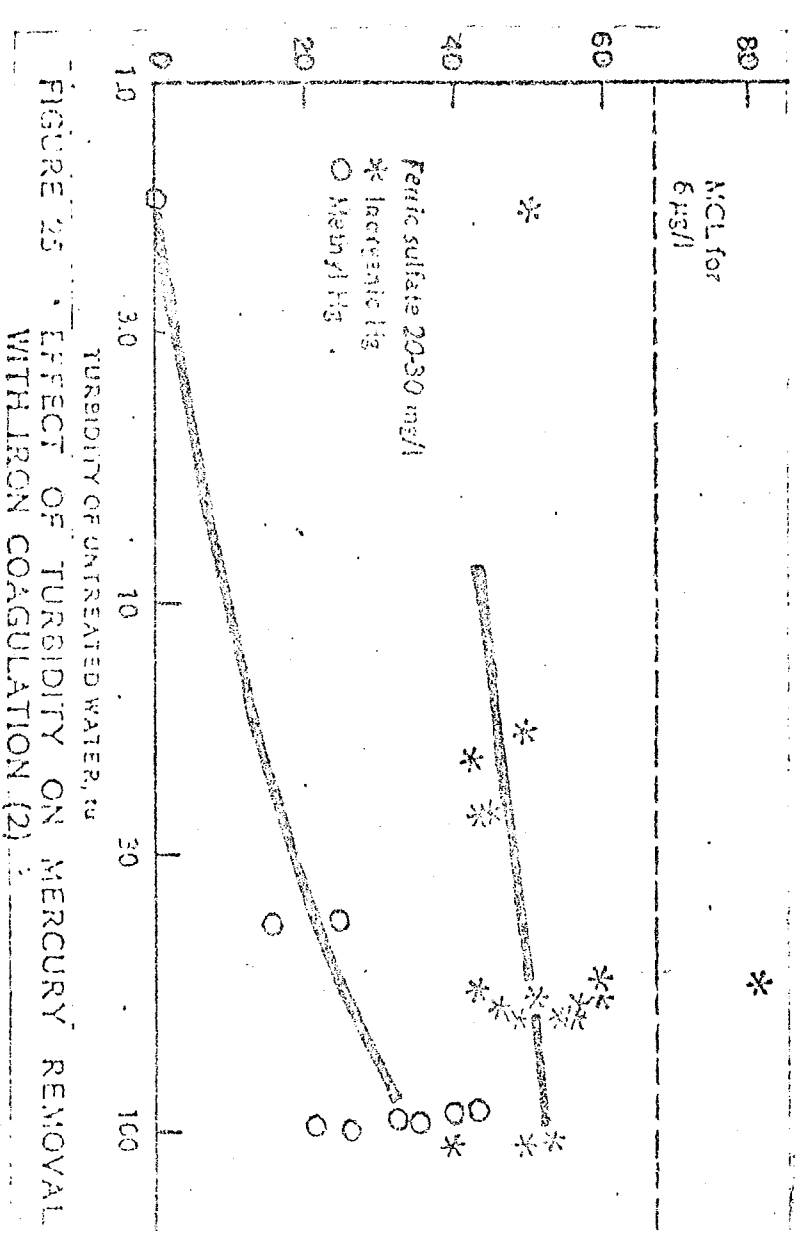


FIGURE 25 EFFECT OF TURBIDITY ON MERCURY REMOVAL WITH IRON COAGULATION (2)

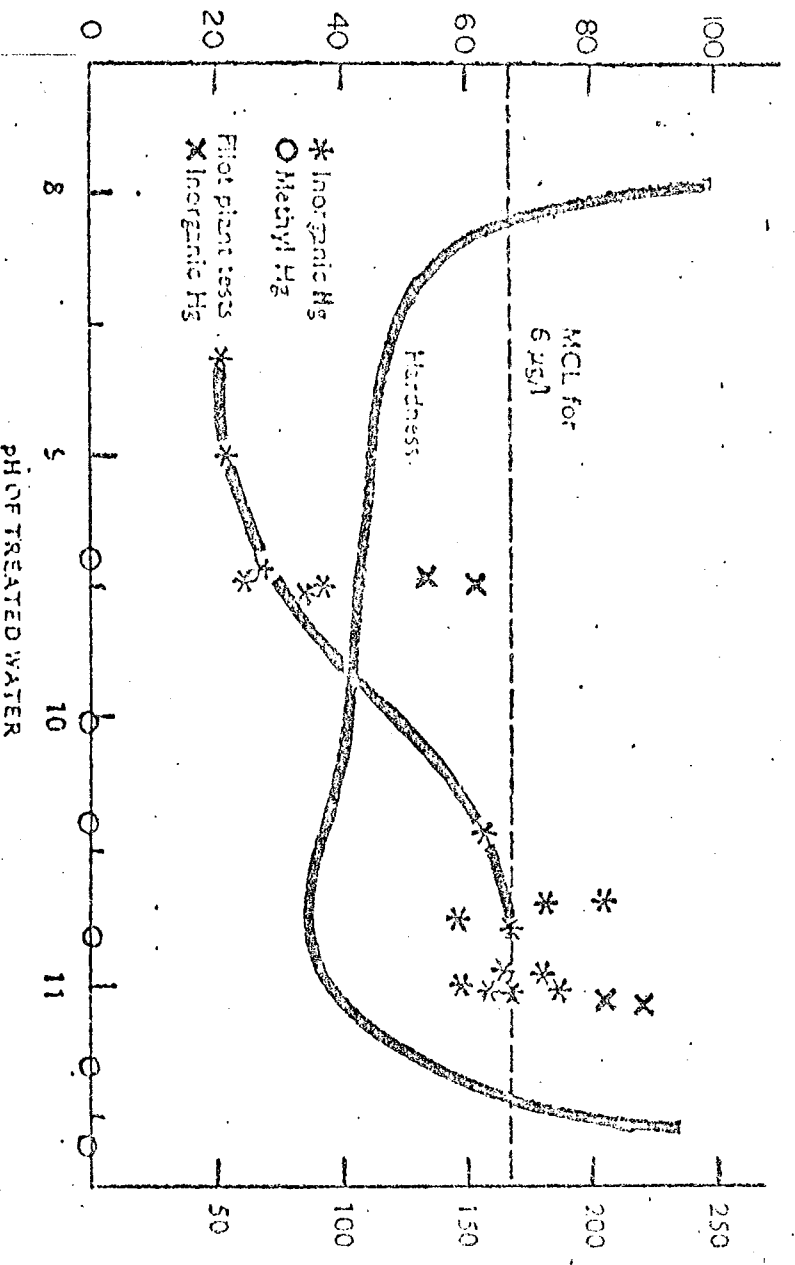


FIGURE 26 MERCURY REMOVAL BY LIME SOFTENING (2)

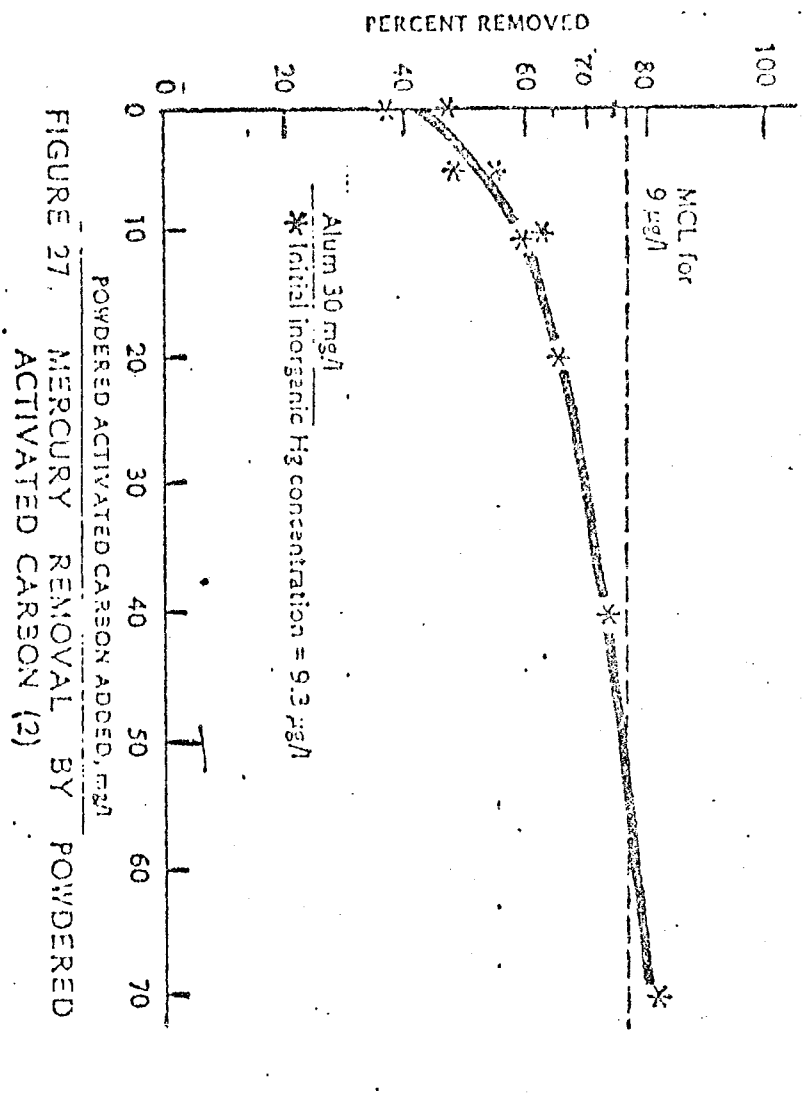


FIGURE 27. MERCURY REMOVAL BY POWDERED ACTIVATED CARBON (2)

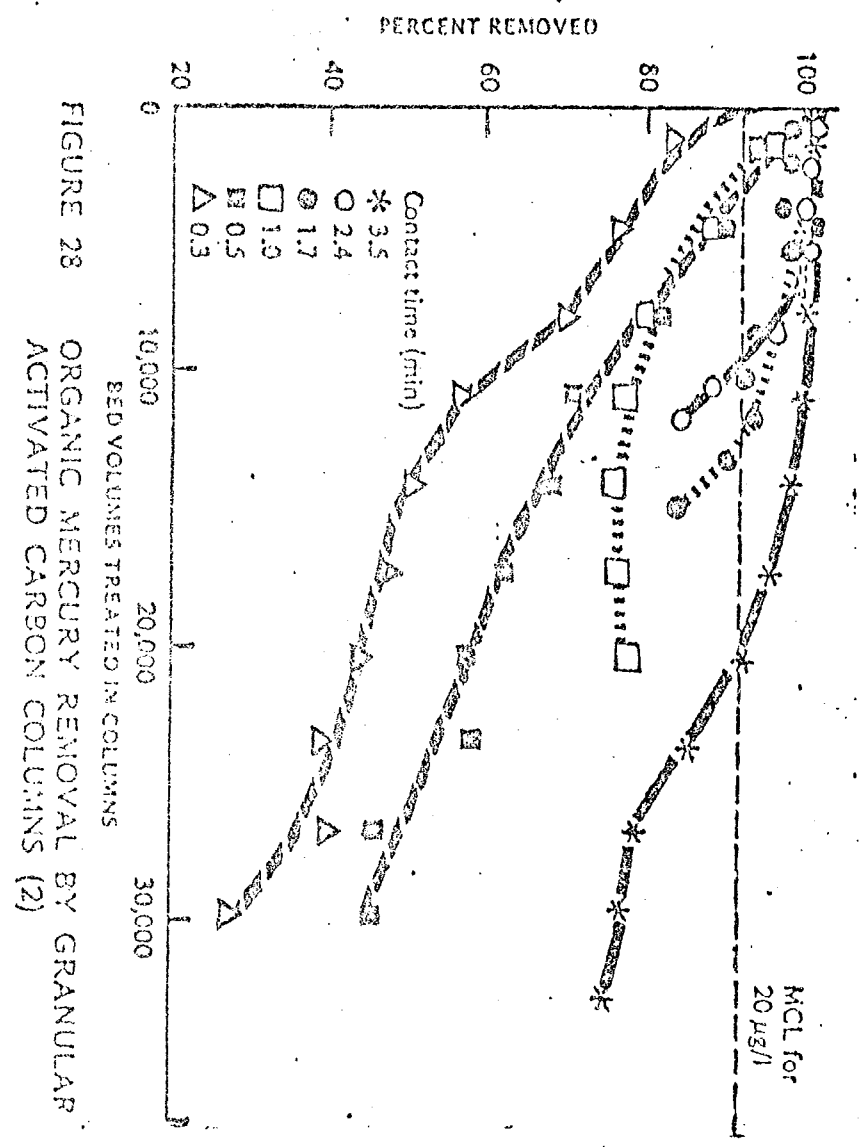
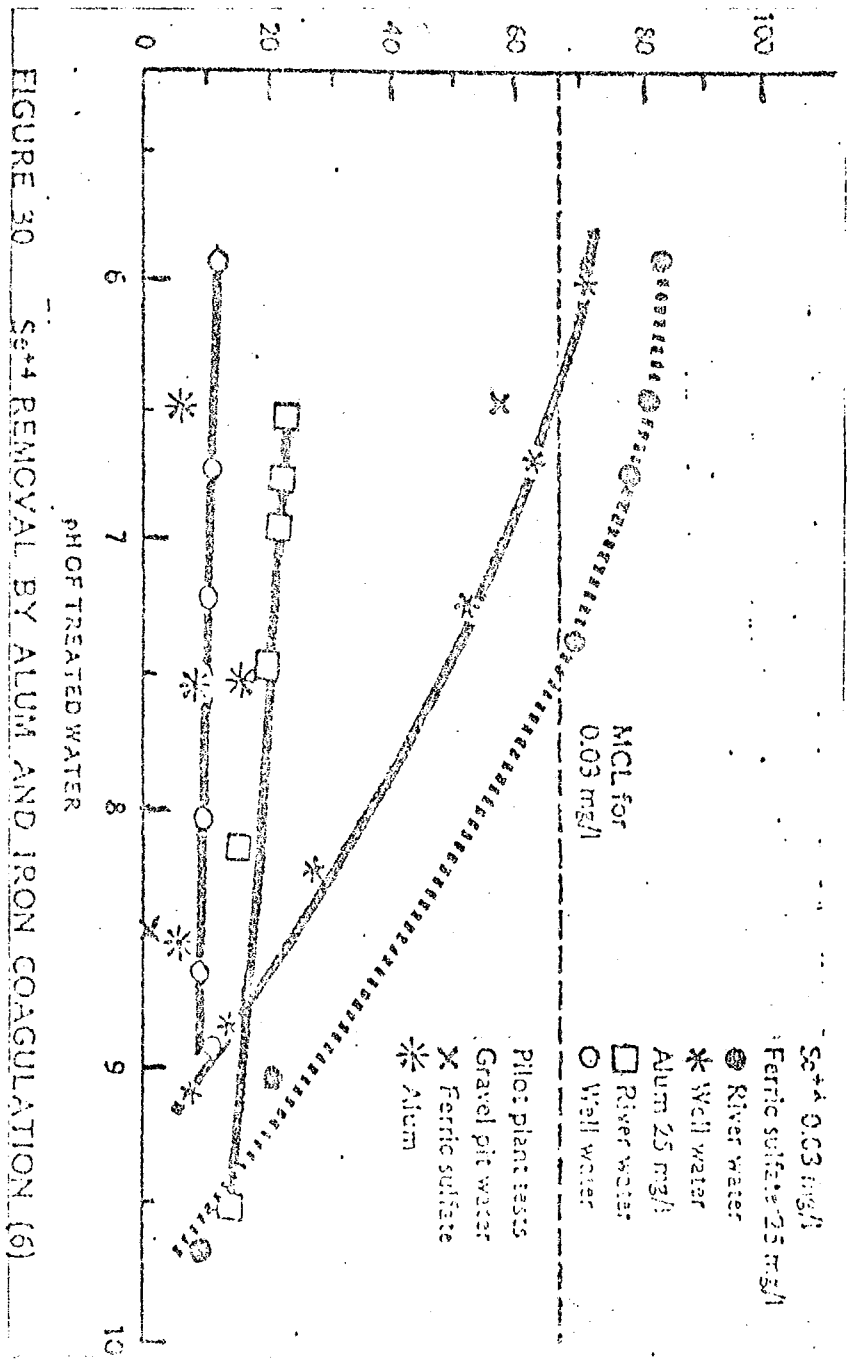
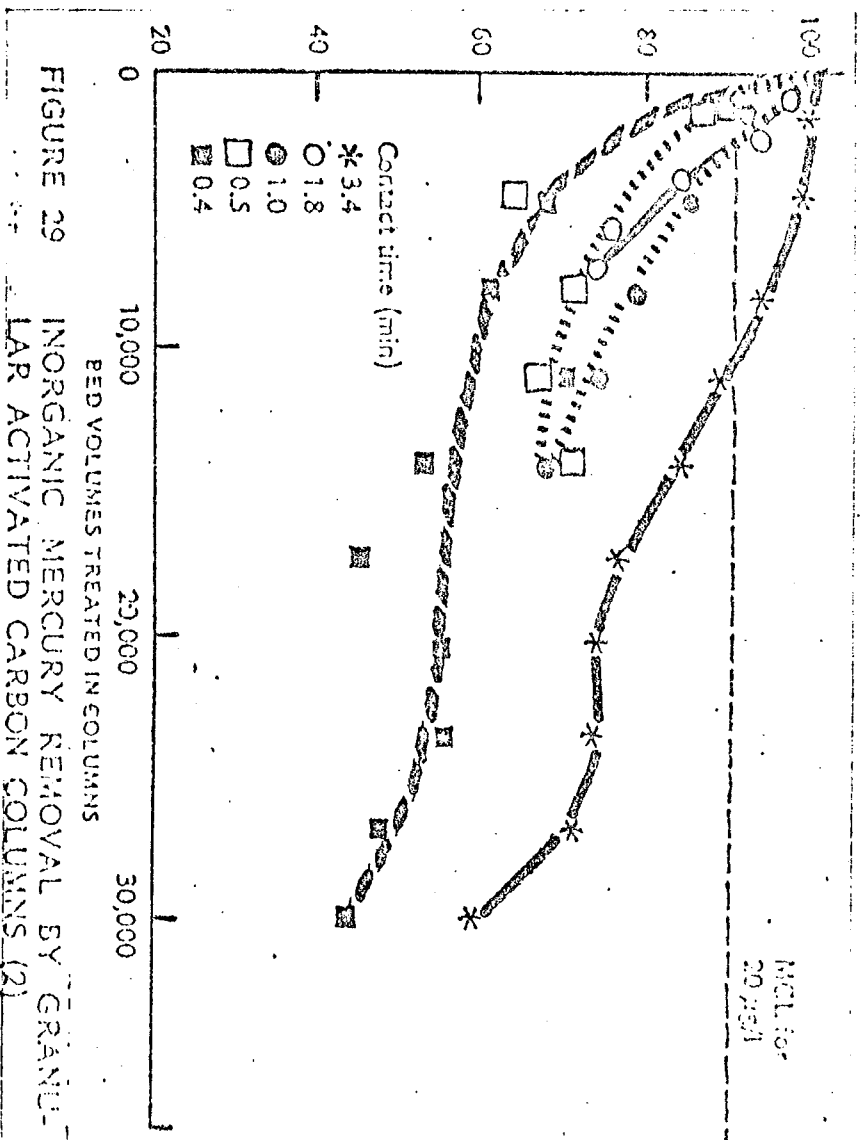


FIGURE 28. ORGANIC MERCURY REMOVAL BY GRANULAR ACTIVATED CARBON COLUMNS (2)

27



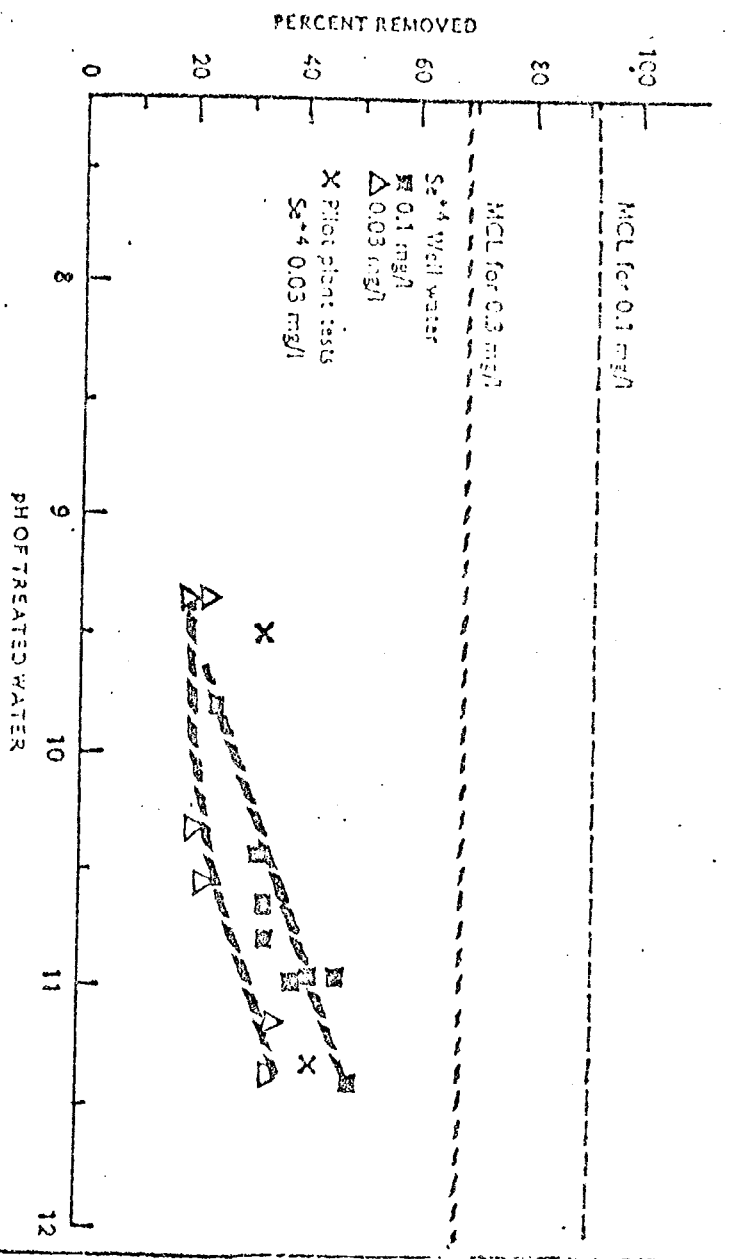


FIGURE 31 Se^{+4} REMOVAL BY LINE SOFTENING (6)

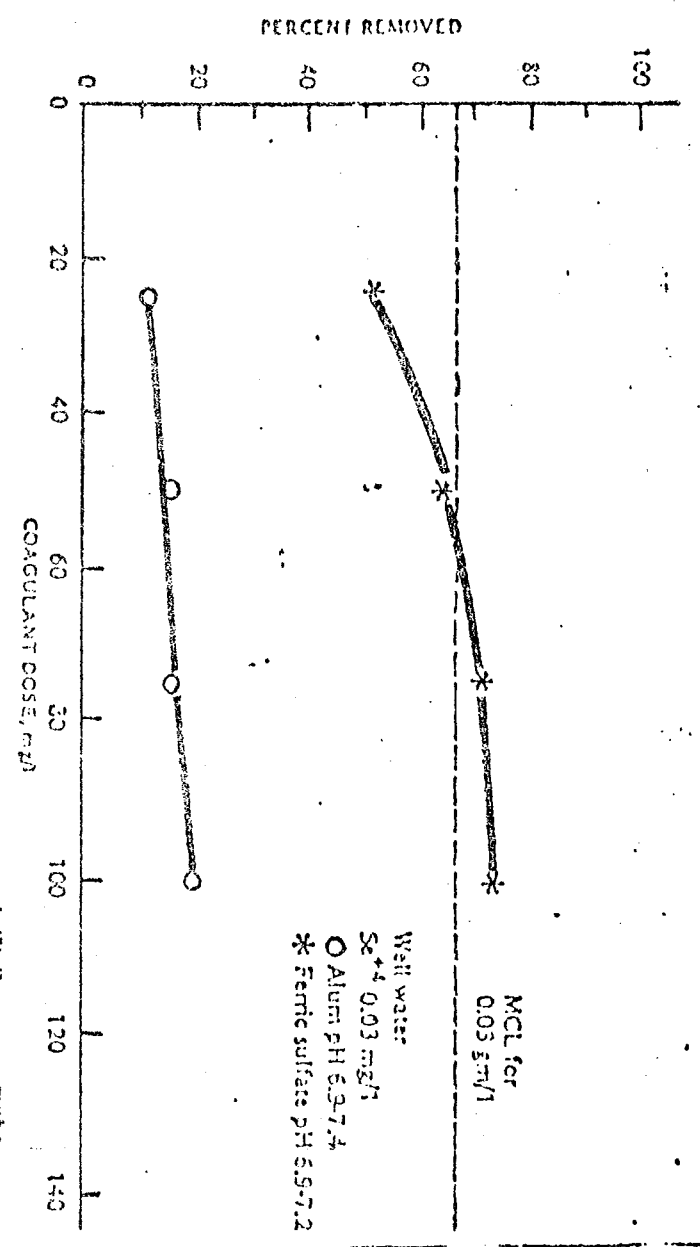


FIGURE 32 Se^{+4} REMOVAL BY ALUM AND IRON COAGULATION (6)

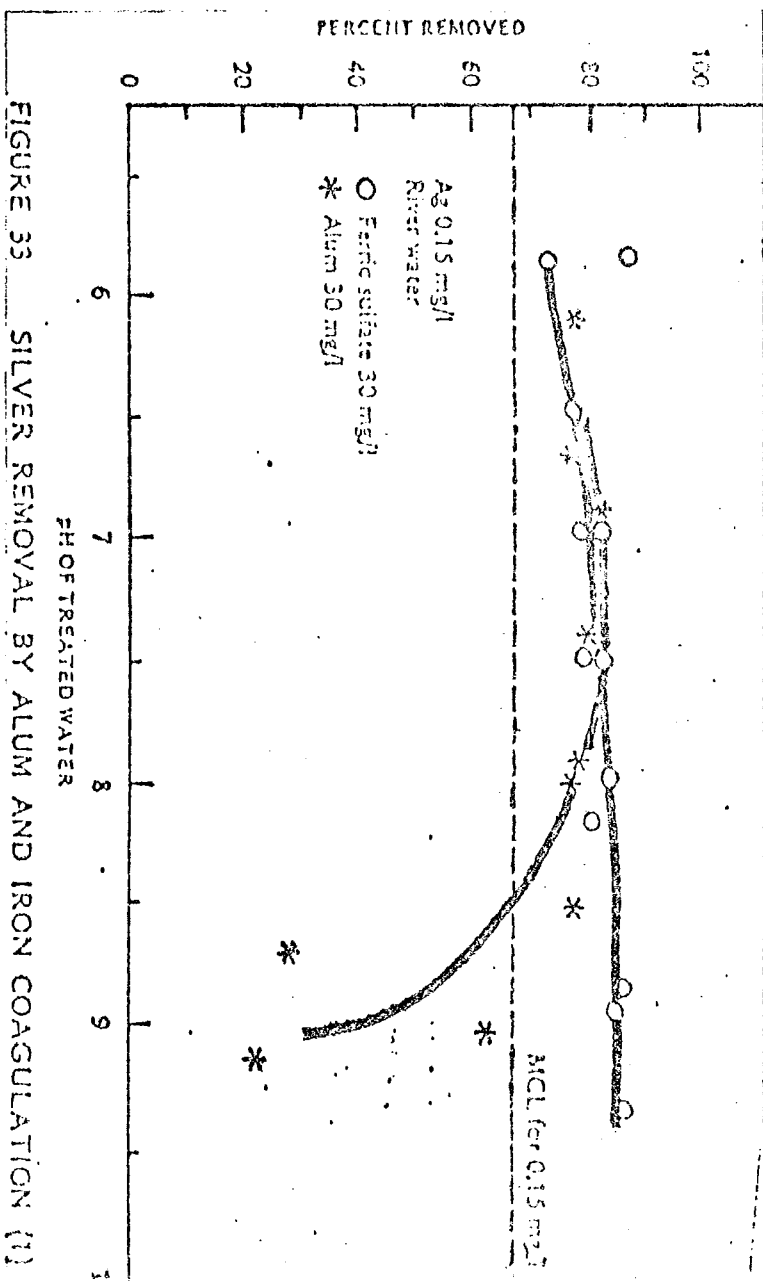


FIGURE 33 SILVER REMOVAL BY ALUM AND IRON COAGULATION (1)

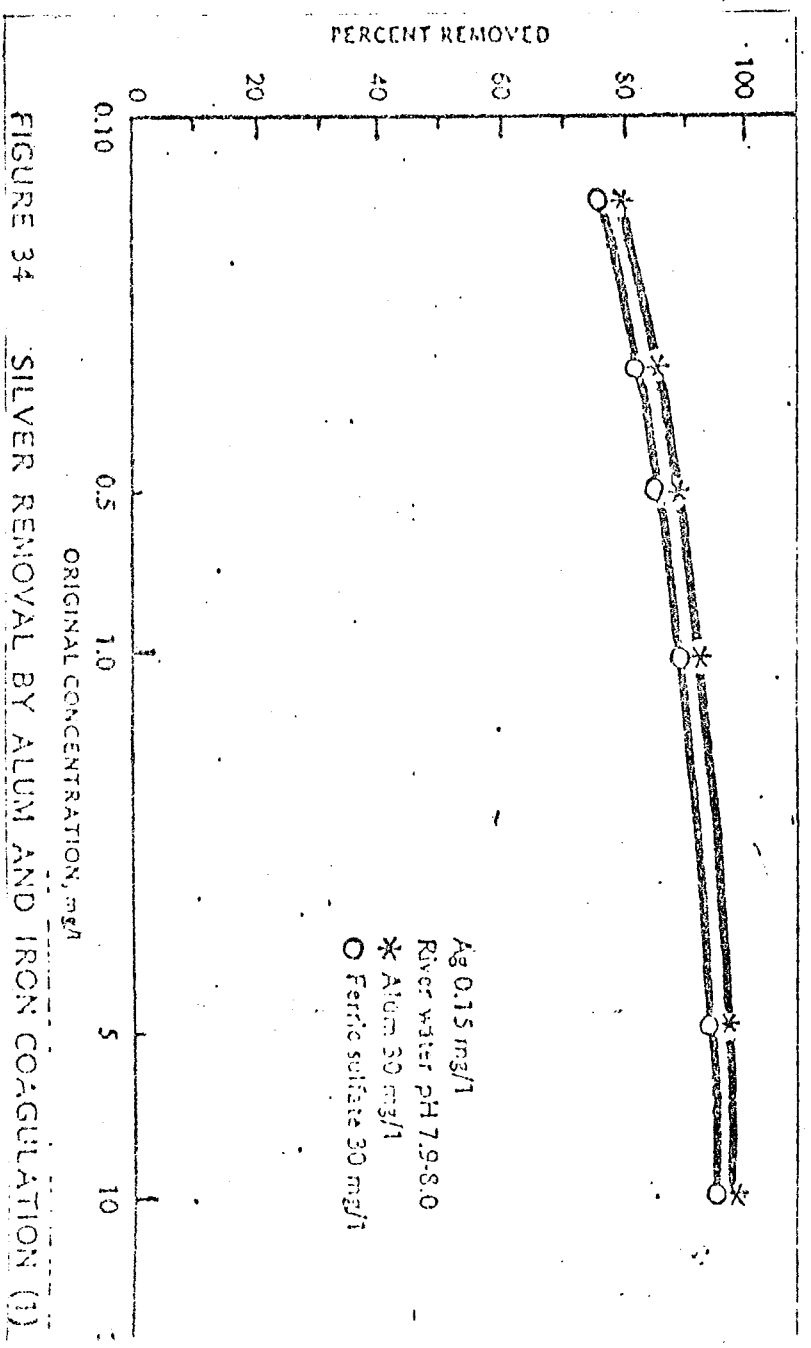


FIGURE 34 SILVER REMOVAL BY ALUM AND IRON COAGULATION (1)

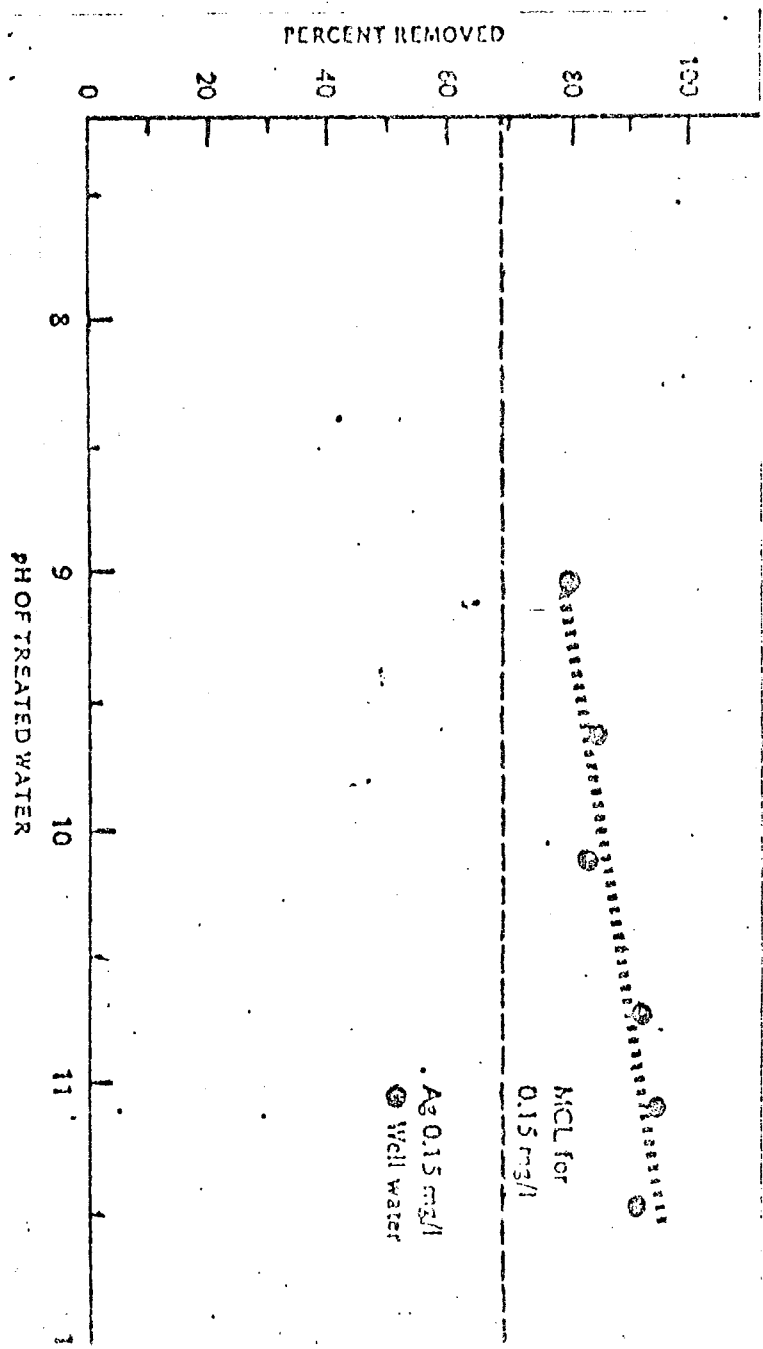


FIGURE 35 SILVER REMOVAL BY LIME SOFTENING (1)

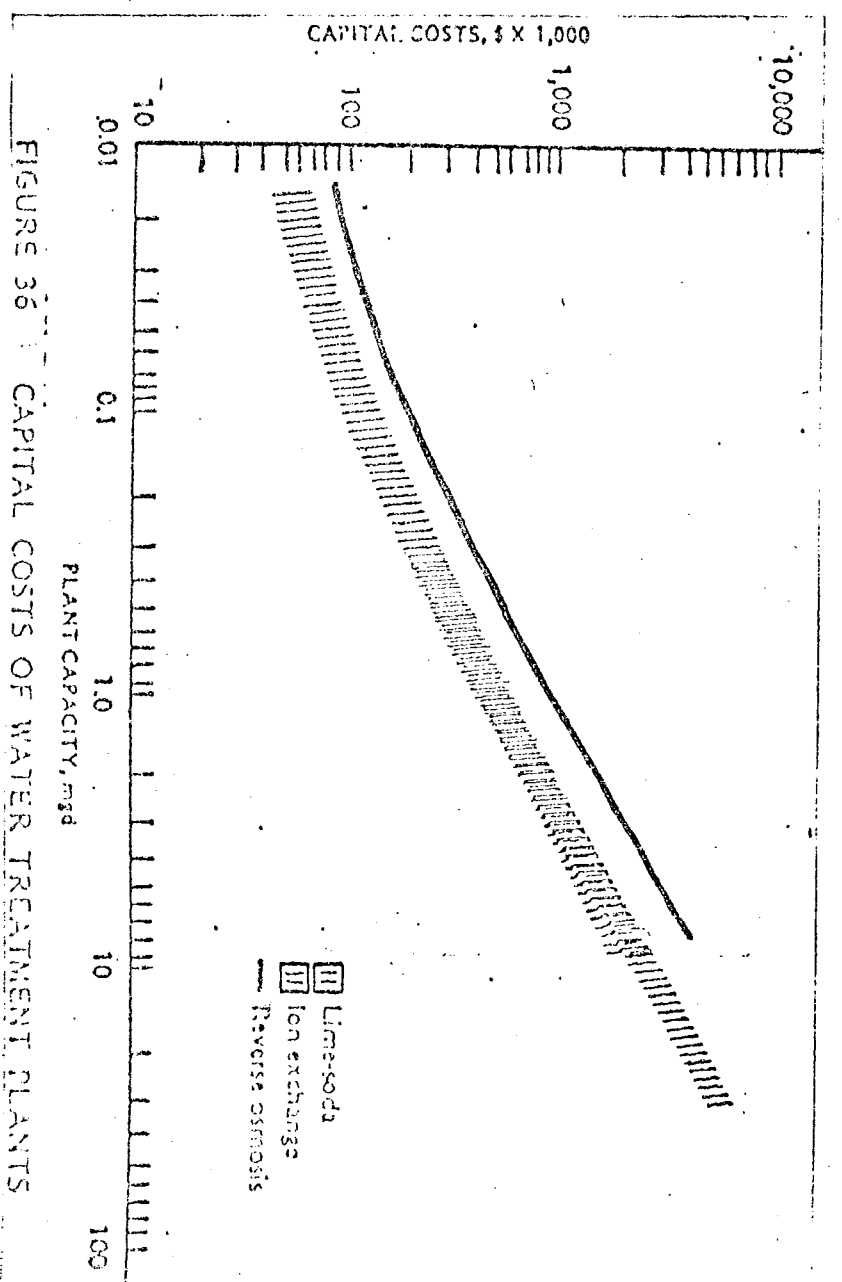


FIGURE 36 CAPITAL COSTS OF WATER TREATMENT PLANTS

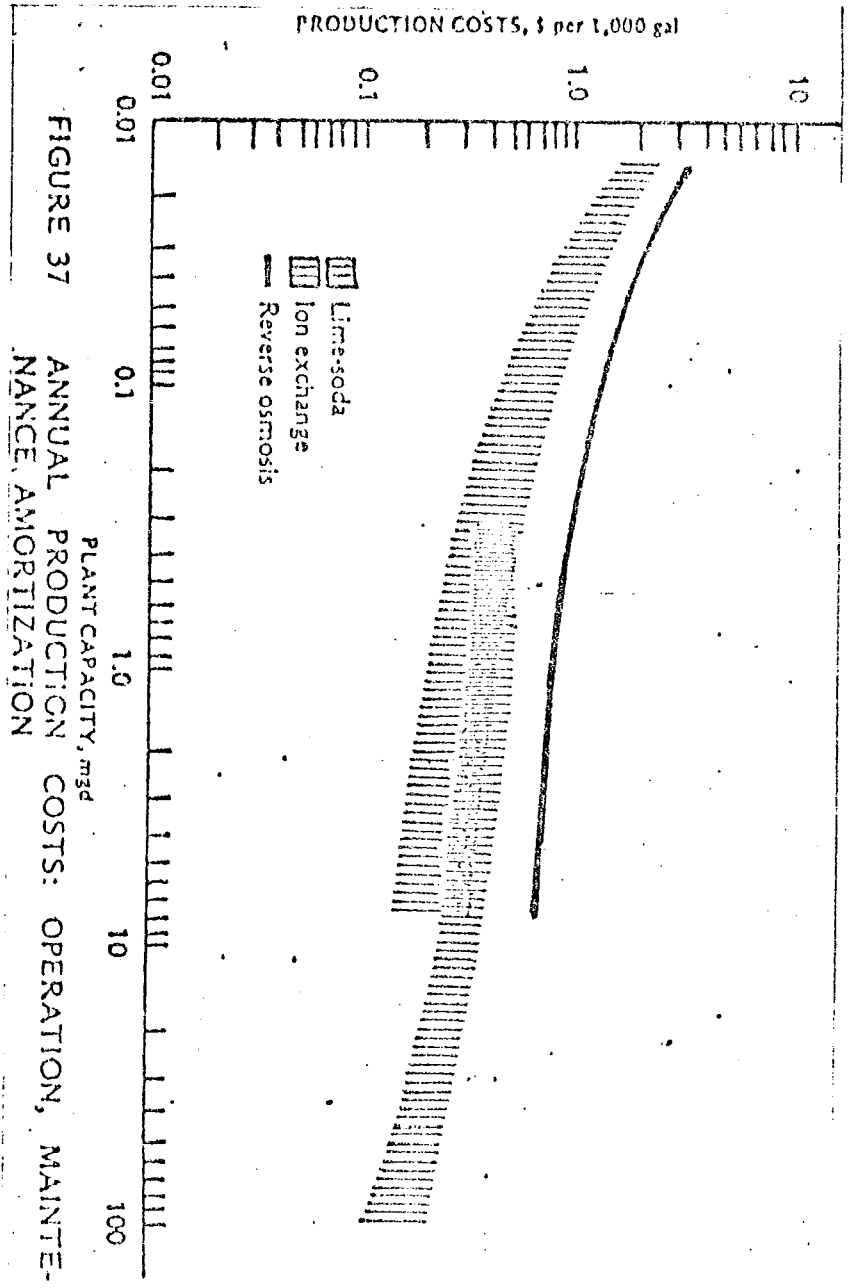


FIGURE 37 ANNUAL PRODUCTION COSTS: OPERATION, MAINTENANCE, AMORTIZATION

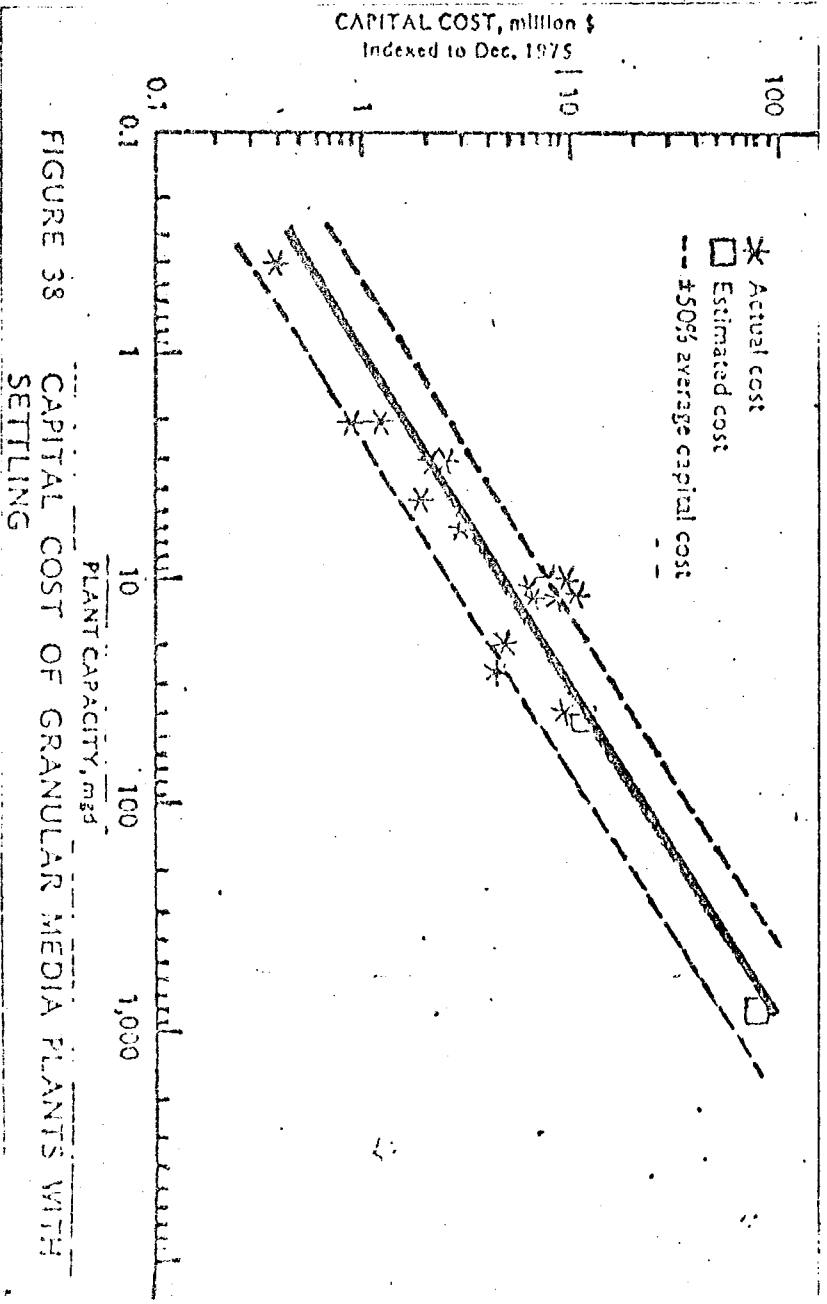


FIGURE 38 CAPITAL COST OF GRANULAR MEDIA PLANTS WITH SETTLING

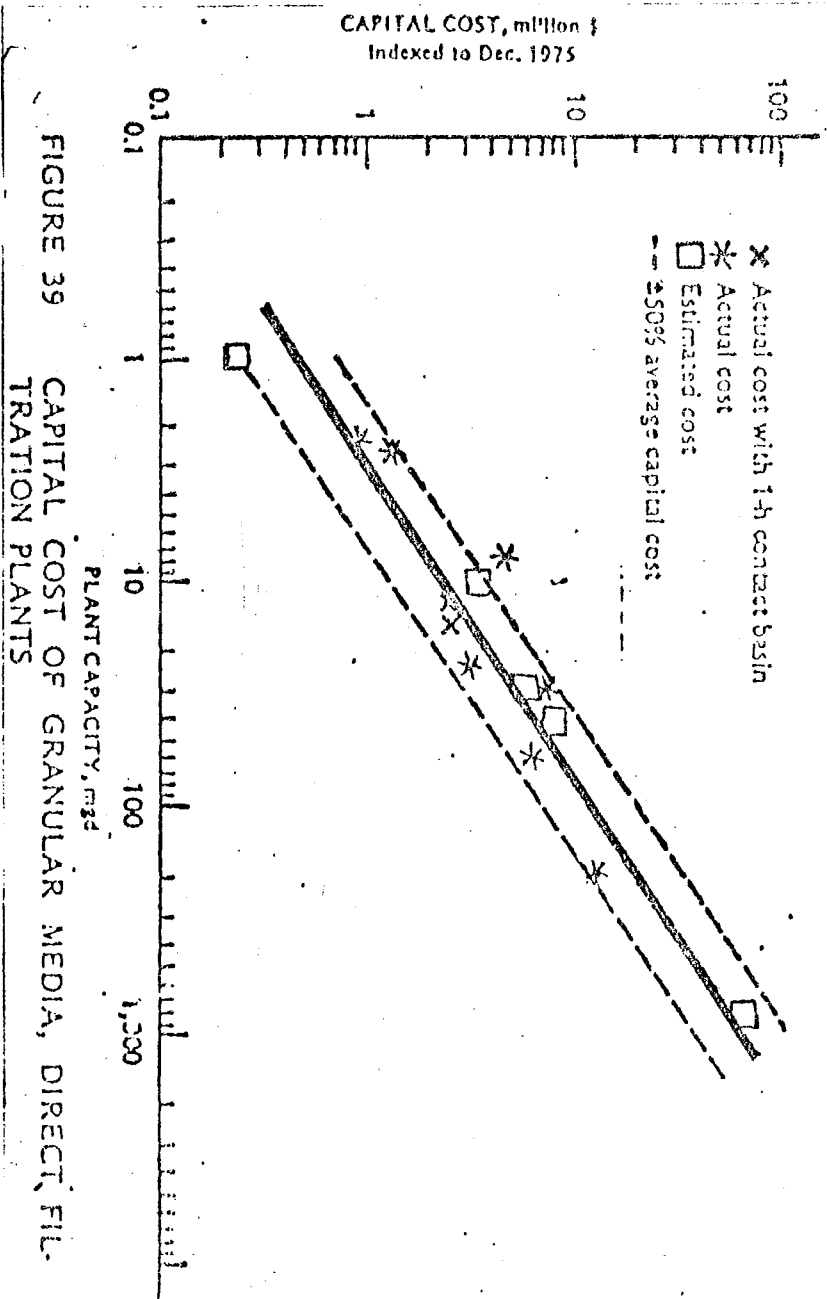


FIGURE 39 CAPITAL COST OF GRANULAR MEDIA, DIRECT FILTRATION PLANTS

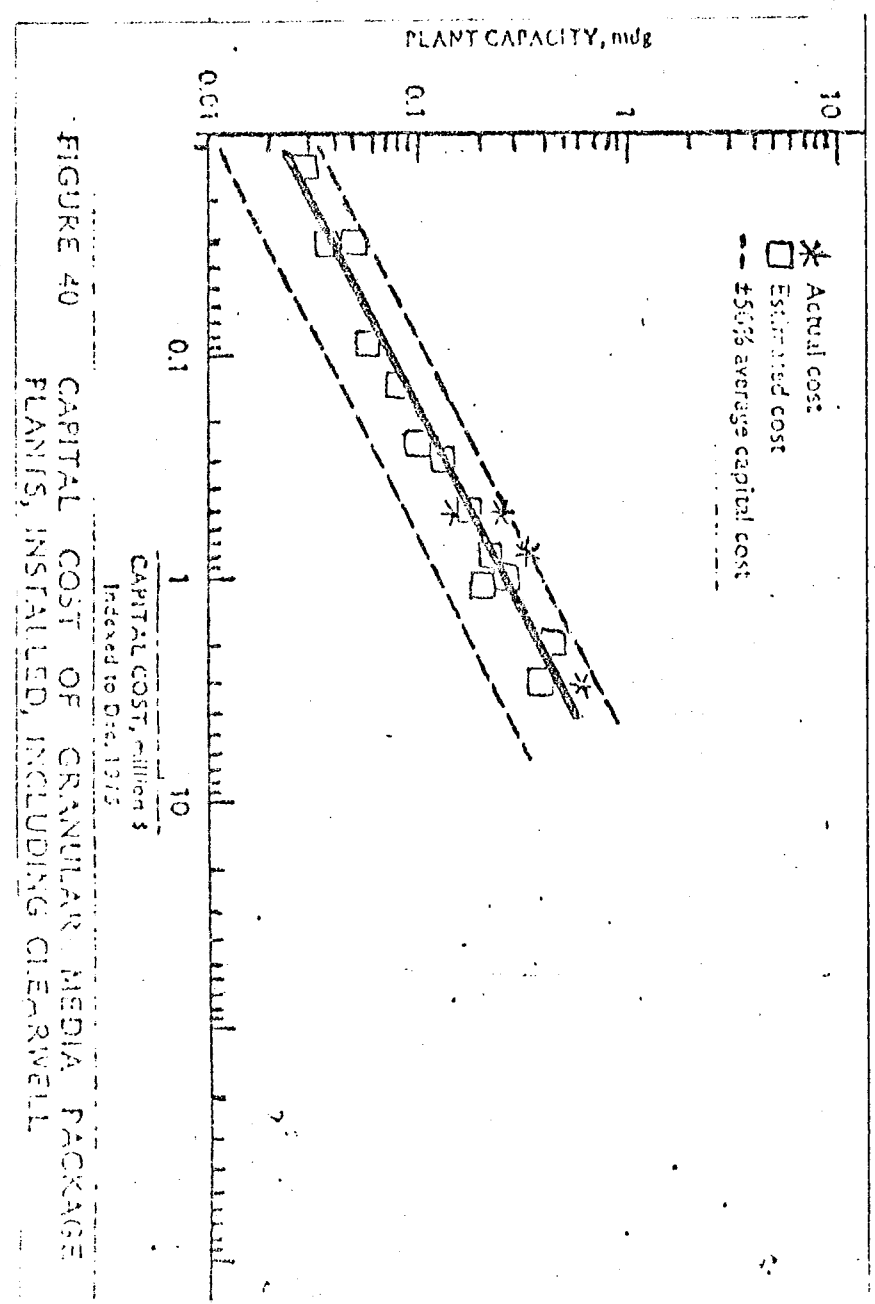


FIGURE 40 CAPITAL COST OF GRANULAR MEDIA PACKAGE PLANTS, INSTALLED, INCLUDING CLEARWELL

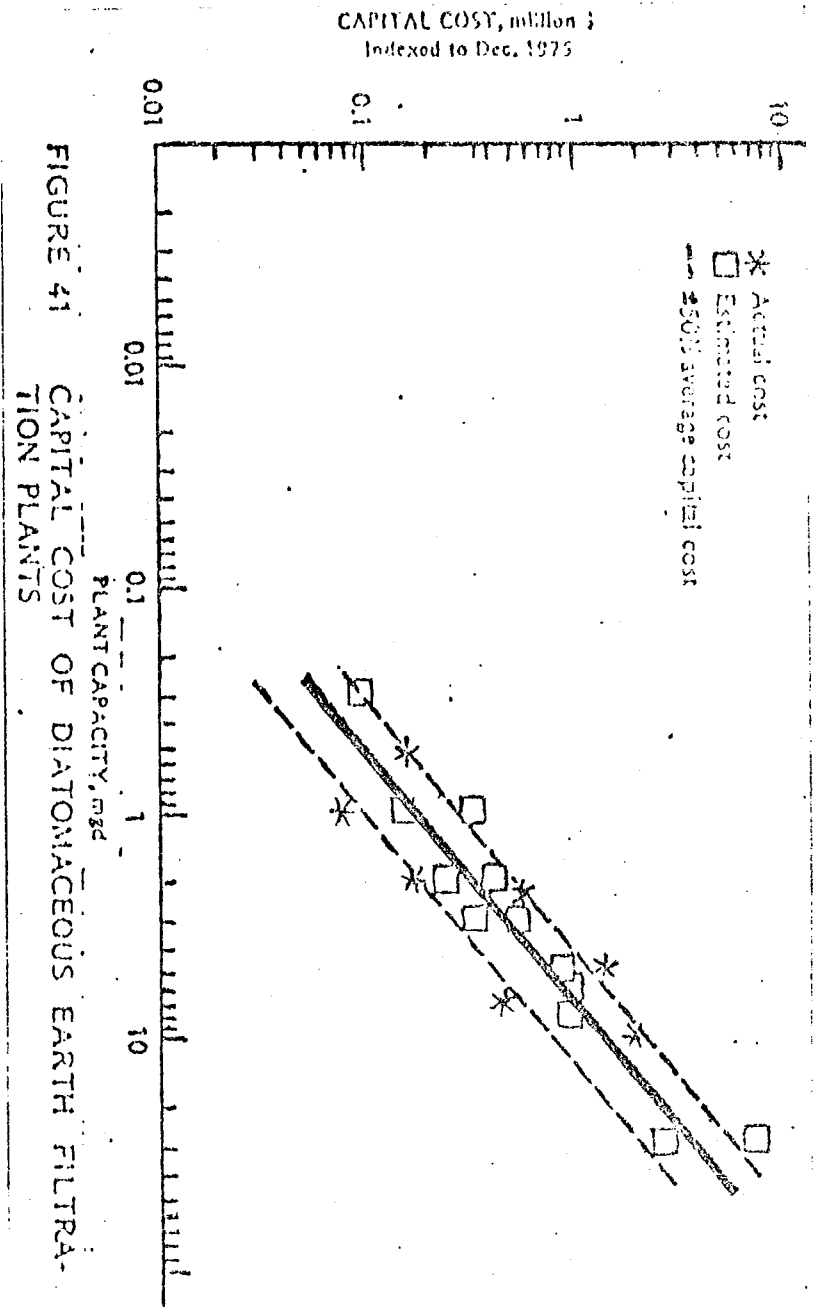
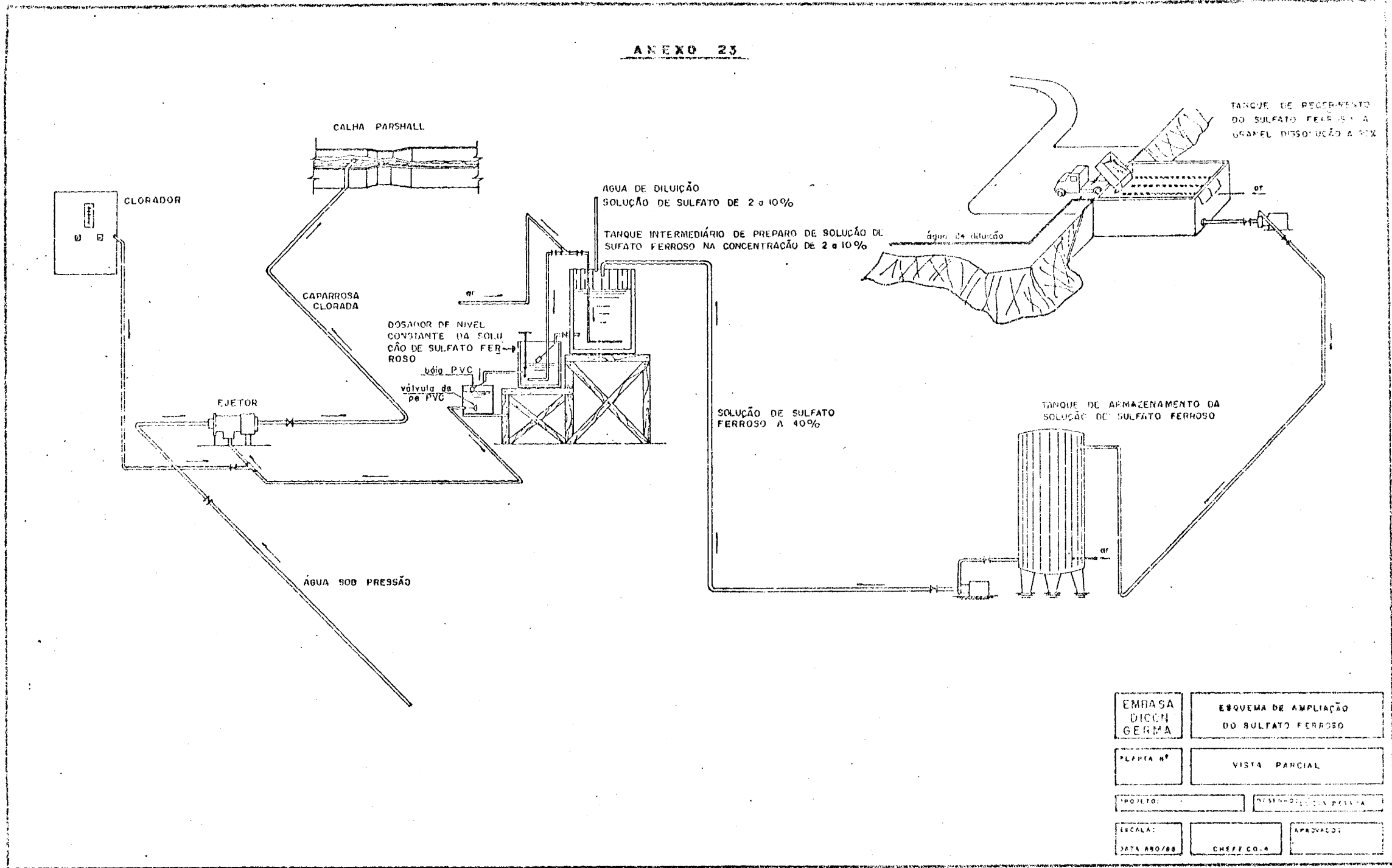


FIGURE 41 CAPITAL COST OF DIATOMACEOUS EARTH FILTRATION PLANTS

ANEXO 23



EMBRASA DICC GERMA	ESQUEMA DE AMPLIAÇÃO DO SULFATO FERROSO
PLANTA Nº	VISTA PARCIAL
PROJETO:	REVISÃO:
ESCALA:	APROVADO:
DATA 09/08	CHEFE CO-4