

Lagôas de Estabilização de Esgotos: Separação de Algas e Remoção de Nitrogênio Amoniacal nos seus Efluentes

JACOB ZUGMAN (*)

Setor de Produção da Companhia Metropolitana de Água de São Paulo — COMASP

ABSTRACT

Foi planejado um sistema para tratamento terciário de efluentes de lagoas de estabilização, por meio da remoção de algas presentes neste efluente através de floculação na presença do ion magnésio; foi tentada a remoção de nitrogênio amoniacal por aeração, porém com sucesso apenas parcial.

A floculação de algas com elevação do pH a valores acima de 10,20 com CaO na presença de mais de 36 mg/l de Mg^{++} foi obtida com sucesso, com eficiência de mais de 99%, e este mesmo sistema de floculação produziu remoção de 0 a 35,9% de nitrogênio amoniacal.

No único caso testado para fosfatos, o processo de floculação foi por si só responsável pela remoção de mais de 98% de orto-fosfatos.

Concluimos que a floculação do efluente com CaO na presença de Mg^{++} é um sistema potencial para o tratamento terciário de lagôas de estabilização.

ABSTRACT

A system of after treatment or tertiary treatment of the effluent of stabilization ponds was designed by removing algae from this effluent by flocculation in the presence of magnesium ion; ammonia-nitrogen removal was attempted by aeration but was only partially achieved.

The flocculation of algae by raising the pH to above 10,20 with — CaO in the presence of more than 36 mg/l of Mg^{++} was successfully accomplished to efficiencies above 99% and this same flocculation process had produced NH_3-N removals from 0 to 35,9%.

In the only case tested for phosphates, the flocculation process itself was responsible for a removal of more than 98% of ortho-phosphates.

It was concluded that the flocculation of the effluent by CaO in the presence of Mg^{++} is a potential system for tertiary treatment of the effluent of stabilization ponds.

(*) Técnico-Químico pela Escola Técnica de Química Industrial do Colégio Mackenzie — S. Paulo — Bacharel em História Natural pela Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de S. Paulo.

Master of Science in Hygiene pela Graduate School of Public Health — University of Pittsburg. Pa., USA.

A) PROEMIO

O presente trabalho é um extrato de trabalho inédito do autor, que foi apresentado como tese e parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Master of Science in Hygiene na Escola Graduada de Saúde Pública da Universidade de Pittsburg na cidade de Pittsburg, estado da Pensylvania, nos Estados Unidos da América do Norte, em 1966.

B) INTRODUÇÃO

No ciclo diário mundial de água, ocorre a precipitação de aproximadamente 292 bilhões de metros cúbicos de água em forma de chuva sobre os continentes, havendo a evaporação para a atmosfera de cerca de 208 bilhões de metros cúbicos de água.

A distribuição de água nos continentes é composta de aproximadamente 230.680 milhões de metros cúbicos de água, dos quais 1.251 compõem os rios e riachos, 125.143 os lagos de água doce, e 104.286 os lagos salgados e mares interiores.

As geleiras e calotas polares constituem 29.200 trilhões de metros cúbicos de água, umidade do solo e água infiltrada 66.743 milhões de metros cúbicos, água subterrânea até 805 metros de profundidade 4.171 trilhões de metros cúbicos de água aproximadamente (1).

Nos Estados Unidos da América do Norte há cerca de 30 m³/capita/dia de água doce potencialmente utilizável, porém apenas cerca de 7 m³/capita/dia são realmente utilizados. Dêstes 7 m³, 46% é usado para irrigação, 46% para fins industriais, e 8% para usos domésticos.

Apesar desta abundância aparente de água "a preocupação atual do homem a respeito da água reflete uma escassez séria, de âmbito mundial, no meio da abundância. Embora seja uma realidade da natureza que a água cobre quase três quartos da superfície da terra, é também uma verdade irônica que ela não possa ser sempre encontrada onde é necessária, nas quantidades que são exigidas." (1)

Dada a distribuição desigual de água e da população na superfície da terra, é hoje em dia essencial a proteção dos recursos hídricos.

Os esgotos são a fonte mais antiga e ainda a mais importante de poluição provocada pelo homem nas próprias águas que necessita.

O método mais comum de disposição de esgoto é através de sua descarga em corpos de água com ou sem tratamento prévio.

O esgoto se tratará a si mesmo, se deixado sozinho. Os tratamentos feitos pelo homem representam apenas a aceleração do processo de auto-depuração que ocorre na natureza.

Há pelo menos 6 razões pelas quais esgoto deva ser tratado antes de sua descarga em corpos de água.

(1) Razões de saúde.

O esgoto contém organismos patogênicos que são carreados pelas águas receptoras e cuja disseminação é de importância primordial em Saúde Pública.

(2) Razões estéticas.

O esgoto despejado em um corpo de água torna-o desagradável para os sentidos da visão e olfato, prejudicando o uso da água para recreação.

(3) Razões de aproveitamento da água.

O esgoto, quando despejado num corpo de água receptor, promove a deterioração desta água, prejudicando as possibilidades de seu aproveitamento para abastecimento doméstico e industrial.

(4) Razões econômicas.

O esgoto carregado pela água corroe estruturas metálicas submersas nesta. Mais ainda, a depleção de oxigênio e a turbidez da água receptoras fazem com que esta seja inadequada à vida de peixes. Estas são duas razões econômicas representativas para que se exija um tratamento.

(5) Proteção da vida aquática.

O esgoto num corpo de água torna-o inadequado para o crescimento de plantas, desenvolvimento de animais, e vida selvagem em geral.

(6) Depleção de oxigênio.

A matéria orgânica despejada nos corpos de água promove uma depleção de oxigênio por facilitar o desenvolvimento de bactérias, e portanto o consumo de oxigênio para o crescimento destas.

Dentre os vários sistemas atuais para tratamento de esgotos, temos as "Lagoas de Estabilização" * que apesar de algumas desvantagens, parece ser o sistema de tratamento mais econômico e mais fácil para comunidades com população geralmente menor que 5.000 habitantes, ou mesmo para comunidades maiores, dependendo da disponibilidade de grandes áreas a baixo custo.

Uma das maiores desvantagens do sistema de lagoas de estabilização, é a presença de grandes quantidades de algas e nutrientes para algas, como nitrogênio e fósforo, presentes no efluente destas lagoas.

O presente trabalho trata da remoção de algas por meio de floculação, e da remoção de nitrogênio por aeração, com alguns comentários sobre a remoção de fósforo.

I. DEFINIÇÃO DO OBJETIVO

O estudo foi planejado para:

- (1) Remover algas do efluente de lagoas de estabilização por meio de floculação com CaO em presença do ion Mg^{++} .
- (2) Remover nitrogênio amoniacal de efluente de lagoas de estabilização por meio de aeração, no mesmo valor de pH no qual a floculação das algas é obtida.
- (3) Explorar a possibilidade de remoção de fósforo pelo tratamento com CaO.

II. RETROSPECTIVO, REVISÃO DA LITERATURA, E IMPORTANCIA DO PROBLEMA

1. Definição de Lagoa de Estabilização.

"O termo "Lagoa de Estabilização" é geralmente aplicado a todos os corpos de água artificialmente criados ou empregados com a intenção de reter esgoto

(*) Lagoas de estabilização têm uma ampla gama de aplicação, sendo também usadas para tratamento de resíduos orgânicos, geralmente de origem industrial ou de outras fontes. Em muitos casos, resíduos industriais orgânicos e esgotos domésticos são tratados simultaneamente, e em alguns casos lagoas foram aclimatadas para o tratamento de resíduos tóxicos.

ou resíduos líquidos orgânicos até que estas águas tornem-se estáveis e não objetáveis, através de decomposição biológica, e sejam adequadas para disposição final em águas receptoras, ou por meio de infiltração e evaporação" (2).

Embora lagoas de estabilização fossem conhecidas na Ásia há vários séculos, apenas nos últimos 50 anos encontramos dados sobre seu funcionamento, inicialmente na Alemanha, onde costumava-se lançar esgoto em lagoas onde eram criados peixes.

A Austrália parece ser o próximo país utilizando lagoas para a estabilização de esgoto.

Dados na redução de DBO em valores médios (17) indicam que 150 ppm de DBO pode ser reduzida a 20 ppm passando esgoto através de uma lagoa que tenha um tempo de detenção de 15 dias, em condições climáticas apropriadas e na ausência de materiais tóxicos.

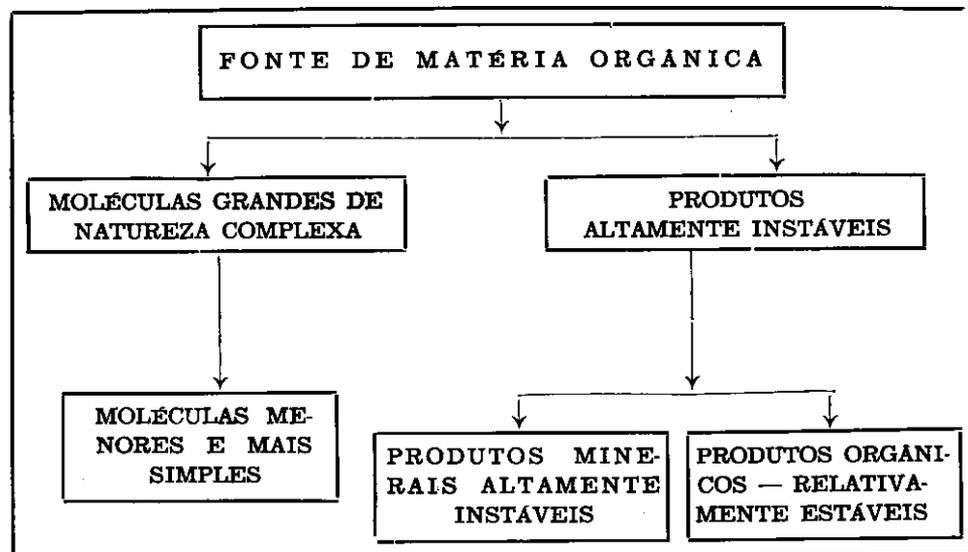
Grande número de pesquisadores (17) acredita porém que as algas no efluente das lagoas promoverão uma DBO considerável nos corpos de água receptores.

Os nutrientes são parcialmente removidos da solução e concentrados nas células das algas.

Vejamos como a matéria orgânica é estabilizada nas lagoas.

Matéria orgânica compõe-se de moléculas grandes, complexas, algumas das quais são produtos instáveis. Esta matéria orgânica é submetida nas lagoas de estabilização a reações químicas e biológicas, tendendo a transformá-la em produtos mais simples e estáveis, conforme o mostrado esquematicamente na Figura 1.

Figura 1: Estabilização Esquemática de Matéria Orgânica



Matéria orgânica em resíduos (esgoto, lixo, etc.) é composta de matéria em suspensão, fácil de remover por decantação ou floculação, material coloidal que pode ser convertido em material em suspensão, e substâncias dissolvidas que são de remoção difícil e cara, requerendo tratamento biológico.

Tôdas as fases deste tratamento podem ser obtidas em lagoas de estabilização, em um sistema integrado de tratamento.

Há basicamente três tipos diferentes de lagoas de estabilização.

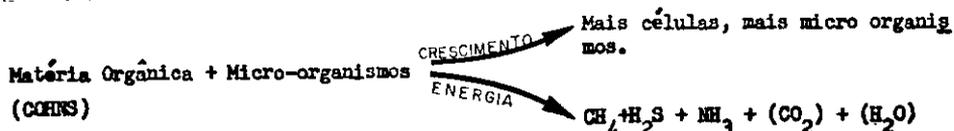
- i — Anaeróbicas
- ii — Facultativas
- iii — Aeróbicas.

i — Lagoas Anaeróbicas.

Embora lagoas anaeróbicas sejam geralmente anti-estéticas devido à frequente produção de odôres, elas tratam muito eficientemente resíduos orgânicos altamente concentrados. Seu efluente geralmente apresenta valores de DBO muito mais elevados que os desejados para disposição final na maioria dos rios, mas esta lagoa é usada geralmente como um tratamento primário, tendo seu efluente posteriormente tratado por algum outro processo, em geral uma lagoa facultativa.

Estas lagoas são projetadas para receber cargas elevadas de DBO, da ordem de 310 Kg por acre por dia, dando uma redução de aproximadamente 77% em DBO (2).

Nesta lagoa, matéria orgânica sofre ação bacteriana, sendo então reduzida a produtos mais estáveis no processo de metabolismo bacteriana, onde matéria orgânica é usada como requisito para o crescimento e como fonte de energia.



Os micro-organismos usam a matéria orgânica no processo de crescimento, onde mais células, e portanto mais micro-organismos são produzidos, e no processo metabólico, onde energia é usada degradando matéria orgânica primariamente a CH₄, H₂S, e NH₃.

Do oxigênio presente na matéria orgânica, e mais algum oxigênio dissolvido na lagoa (estas lagoas operam com zero de oxigênio dissolvido, mas nós sempre podemos esperar alguma dissolução na interfase ar-água), pequenas quantidades de CO₂ e H₂O podem ser formadas .

O incômodo produzido pelo odor nestas lagoas é naturalmente minimizado pela produção de NH₃ que mantém o sobrenadante alcalino, limitando a emissão de grandes quantidades de H₂S para o ar (Nos poucos casos em que ocorre a presença de organismos fotossintéticos da espécie *Thiopedia rósea* na superfície da lagoa, este converte rapidamente H₂S a enxofre, diminuindo odôres objetáveis. Quando os odôres estão em quantidade mínima, estas lagoas têm sido chamadas "lagoas côr de rosa", devido à sua côr rósea.)

Dentro dos limites biológicos, maiores temperaturas provêm taxas de reação mais elevadas, e o projeto destas lagoas prevê pequena área de superfície em relação ao volume, afim de conservar ao máximo o calor e também diminuindo a evaporação. A profundidade destas lagoas é em alguns casos de até 2, 4 a 3,6m, e a área de superfície mantém uma relação comprimento-largura de 4:1, para permitir a deposição da lama do lado afluente. Nêste ponto, ocorrerá a maior atividade digestiva, com mistura natural forte como resultado de grandes massas de lodo impregnado por gás que sobe do fundo, evitando assim a formação de correntes de curto — circuito e promovendo bio-floculação e adsorção da matéria orgânica que entra na lagoa. A relação comprimento-largura 4:1 é desejável para prevenir o carreamento de matéria orgânica flotante no efluente.

As reações que ocorrem na lagoa anaeróbica podem ser resumidas como na Figura 2.

Figura 2: Resumo de Produtos de Processos Anaeróbios em Lagoas de Estabilização

PRODUTOS DE PROCESSOS ANAERÓBIOS EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Produtos Principais	Carbonáceos	Nitrogenosos	Sulfurosos
Produtos de Degradação Inicial	Ácidos Orgânicos Carbonatos – – Ácidos CO ₂	Produtos de Degradação-Inicial	H ₂ S
Produtos de Degradação intermediária	Carbonatos- Ácidos CO ₂	Produtos de Nitrogênio-Amoniacal	H S-
Produtos de Degradação Final	CH ₄ CO ₂ Humus (Matéria orgânica)	Produtos de Nitrogênio-amoniacal Humus (Matéria Orgânica)	H S- S°

O efluente das lagoas é pobre em oxigênio e rico em matéria orgânica solúvel, amônia e sulfetos.

A DBO normalmente elevada do efluente requer uma descarga controlada nas águas receptoras, ou pós-tratamento que é em geral obtido usando em série uma lagoa facultativa.

II — Lagoas Facultativas.

Este é o tipo mais comum de lagoas de estabilização, e muitas pessoas ao se referirem a “Lagoas de Estabilização”, querem referir-se a este tipo.

“No oeste e sul dos Estados Unidos, estas lagoas são normalmente projetadas para tratamento secundário e para possuírem um efluente, enquanto que no meio-oeste e norte as lagoas são frequentemente projetadas para receber esgoto bruto e não possuírem efluente. Neste último caso, a evaporação e a infiltração são em geral iguais à baixa taxa de aplicação de esgoto normalmente adotada.” (2)

No primeiro caso, as lagoas recebem uma carga de DBO de 77 Kg por acre por dia, e no segundo caso, 27 Kg por acre por dia, com remoção de DBO da ordem de 59 e 82% respectivamente.

Quando as lagoas são projetadas para receber efluente do tratamento primário de esgotos, o tempo de detenção é em geral de 5 a 6 dias, e no caso de receberem esgoto bruto, o tempo de detenção pode ser calculado em 50 dias.

A profundidade no primeiro caso é geralmente 90 cm, e no segundo caso 120 cm.

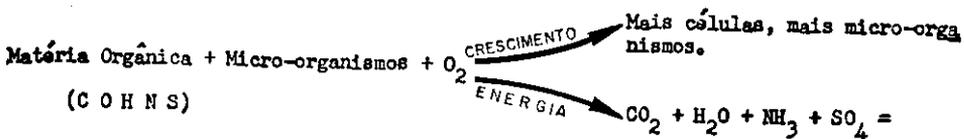
Estudos recentes mostraram no entanto que a profundidade não é um fator crítico nestas lagoas. Anteriormente as limitações de profundidade baseavam-se nas reações de fotossíntese desenvolvidas pelas algas para estabilização da matéria orgânica, porquanto as limitações de profundidade foram estudadas em fun-

ção da penetração de luz em relação com a atividade fotossintética. Atualmente acredita-se que os principais organismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica sejam as bactérias, que podem trabalhar tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias, uma vez que as algas não são tão importantes na performance de uma lagoa (3). A principal limitação em profundidade deve ser na previsão de uma profundidade suficiente para evitar crescimento de plantas e propagação de insetos na lagoa.

Quando as lagoas são muito profundas, poderemos ter estratificação limnológica no verão com as reversões de outono.

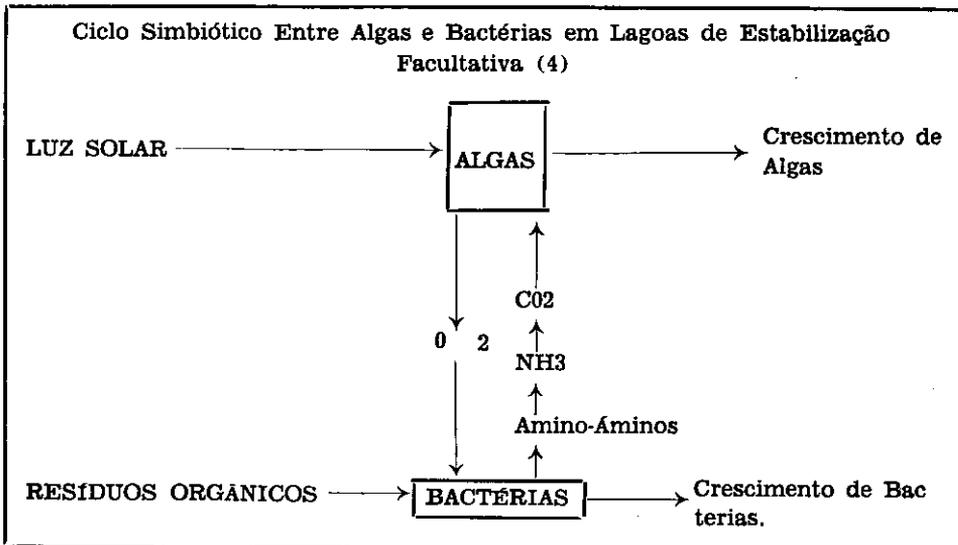
No caso de estratificação, podemos ter condições facultativas nos primeiros 90 — 120 cm, e condições anaeróbias abaixo, com produção de H_2S que pode ser liberado durante a reversão de outono, causando incômodos consideráveis.

A matéria orgânica nestas lagoas é estabilizada por intermédio da atividade metabólica de micro-organismos, tanto na presença quanto na ausência de oxigênio. Quando em ausência de oxigênio, teremos as mesmas reações já mostradas para lagoas anaeróbias, geralmente ocorrendo durante a noite, em ausência de luz. Durante o dia, quando houver algas na lagoa, ocorre a produção de oxigênio pelas algas em sua atividade fotossintética, e um outro conjunto de reações pode ser assim descrito:



Nêste conjunto de reações dá-se um ciclo simbiótico muito interessante entre algas e bactérias, resultando na estabilização da matéria orgânica. Este ciclo pode ser resumido como na figura 3.

Figura 3: Ciclo Simbiótico Entre Algas e Bactérias em Lagoas de Estabilização Facultativas



A parte principal deste ciclo é a produção pelas bactérias de CO_2 e de nutrientes minerais, substâncias necessárias ao crescimento de algas; as algas através da fotossíntese produzem o oxigênio necessário à atividade bacteriana aeróbica sobre a matéria orgânica.

Os produtos intermediários e finais da estabilização da matéria orgânica sob condições aeróbicas podem ser resumidos como na Figura 4.

Figura 4: Resumo dos Produtos de Processos Aeróbios em Lagoas de Estabilização

Produtos Principais	Carbonáceos	Nitrogenosos	Sulfurosos
Produtos de Decomposição - - Inicial	CO_2	Produto de Nitrogênio - Amoniacal	(H_2S) (Pequena quantidade)
Produtos de Decomposição - - Intermediária	CO_2	NO_2	Produtos intermediários
Produtos de Decomposição - - Final	CO_2	NO_3	$\text{SO}_4 =$

Durante o dia, com atividade fotossintética de algas, estas lagoas são geralmente aeróbicas, frequentemente com supersaturação de oxigênio dissolvido. Durante a noite, o nível de oxigênio dissolvido cai rapidamente devido ao consumo de oxigênio tanto por algas como por bactérias. Desenvolvem-se então condições anaeróbicas, principalmente no fundo.

Há grande variedade de forma no projeto destas lagoas. Em muitos casos a relação entre comprimento e largura é mantida de 4:1, mas em vários casos as lagoas são circulares ou quadradas, com alimentação no centro da lagoa.

Embora Oswald (2) tenha referido reduções de DBO de 59% para efluente de tratamento primário e 82% para esgoto bruto, reduções da ordem de 90 a 98% são atualmente obtidas (5).

A grande vantagem de tratamento com lagoas anaeróbicas e facultativas é o baixo custo. As lagoas nada mais são que lagoas rasas cavadas na terra com um canal ou tubo de entrada e um canal ou tubo de saída. Não há agitadores, bombas, motores ou qualquer outra peça do equipamento envolvida, e o único custo de manutenção é o de evitar o crescimento de vegetação nas margens em lugares onde haja o problema de schistossomose (5), e a manutenção das margens em si contra desbarrancamentos. O único outro custo de manutenção é a eventual remoção do lodo do fundo uma vez em cada 5 a 10 anos. Em alguns casos raros, deve-se prever facilidades para a adição de cal para corrigir o pH.

Em vários sistemas, temos uma lagoa anaeróbia precedendo uma facultativa, a qual pode ser dividida em duas ou mais células; neste último caso, ou no caso de lagoas com tempo de detenção muito longo, podemos ter nas células finais ou no fim da lagoa as mesmas condições descritas para a "zona de recuperação" em cursos d'água onde cargas elevadas de matéria orgânica são descar-

regadas, com o desenvolvimento de organismos superiores como crustáceos e peixes.

Dentre as algas encontradas neste tipo de lagoa, as mais comuns são as espécies do gênero *Chlorella*.

iii — Lagoas Aeróbias.

Lagoas aeróbias são lagoas de estabilização onde nunca se atingem condições anaeróbias.

Isto é obtido quando a carga de DBO é suficientemente baixa para que durante a noite o oxigênio dissolvido acumulado durante o dia não esteja totalmente consumido.

Em muitas situações, temos lagoas em série, sendo a primeira anaeróbia, as seguintes facultativas, e as últimas aeróbias.

As reações que ocorrem aqui são as mesmas mostradas para a fase aeróbia das lagoas facultativas.

Em alguns casos há apenas uma lagoa de grande comprimento onde temos as três fases progressivamente ao longo da lagoa.

Uma variação da lagoa aeróbia é a lagoa de taxa elevada.

“Lagoas de Taxa Elevada” são um desenvolvimento relativamente recente de lagoas de estabilização. Nestas, fornece-se mistura hidráulica ou mecânica no mínimo uma vez ao dia para evitar que o lodo depositado se torne anaeróbio. Estas lagoas são em geral rasas para favorecer a penetração de luz e a produção de oxigênio pelas algas. Elas devem ser projetadas de modo a evitar excesso de turbidez quando da mistura do lodo depositado, e deve haver controle do crescimento de plantas. A intensão aqui é de adsorver a matéria orgânica afluyente no lodo já formado. As algas não aderem a estes flocos, permanecendo em suspensão para produzir o oxigênio necessário à oxidação da matéria orgânica. Nestas lagoas, altas taxas de remoção de DBO são obtidas sem produção de odores. A carga de DBO é de 77 Kg por acre por dia, com 90% de redução em 3 dias de tempo de detenção. As reações que aqui ocorrem são as mesmas descritas para a fase aeróbia de lagoas facultativas sendo que neste caso as algas mais comumente encontradas são do gênero *Scenedesmus*.

Em nosso trabalho experimental trabalhamos com efluentes de lagoas de estabilização facultativas. Construímos para este fim uma lagoa piloto no laboratório e coletamos efluentes de uma lagoa facultativa em operação em Hampton Township, Allegheny County, Pennsylvania, USA.

2. A Lagoa de Estabilização Facultativa de Hampton Township.

A lagoa de Hampton foi projetada para tratar esgoto de 200 residências, estando ligada a 160 destas. Pressupondo 4 habitantes por residência, teríamos a lagoa projetada para 800 pessoas e em operação para 640.

A lagoa é operada em 3 células, podendo as 2 primeiras trabalhar em paralelo e a terceira em série, conforme ocorria na ocasião do estudo, e o efluente da 3.ª célula corria para um riacho.

A célula n.º 1 tem 2 acres de superfície, a n.º 2 tem 0,9 acres, e a n.º 3 tem 0,8 acres de superfície. As células 1 e 2 são alimentadas no centro, e a n.º 3 é alimentada em uma das margens, saindo o efluente por esta mesma margem. Apesar desta localização pouco usual de afluente e efluente na mesma margem, os

operadores afirmavam não haver problemas de curto-circuito na lagoa, e nos informaram verbalmente que as remoções de DBO eram da ordem de 88 a 98%. A profundidade das 3 células varia de 90 a 150 cm.

As algas mais frequentes nestas lagoas são do gênero *Chlorella*.

3. Outras Considerações Sobre Lagoas de Estabilização

Além da redução de DBO nas lagoas de estabilização, há também uma redução do Número Mais Provável — NMP — de organismos coliformes.

Reduções da ordem de 98,9 e 99,9% são encontradas na literatura (5).

Dentre os fatores que influem no funcionamento de lagoas de estabilização, os mais importantes são a temperatura, pH e tóxicos.

Dentro dos limites biológicos, maiores temperaturas promovem taxas de reação mais elevadas e portanto a diminuição do tempo de detenção necessário, ou seja, um aumento na eficiência do tratamento. Segundo Oswald (2), lagoas anaeróbias em condições de fermentação ativa produzindo metano, mantém o pH em cerca de 7,7. Quando colocadas em operação, o pH deve ser mantido mediante adição de cal dentro da faixa de 6,5 a 7,2 afim de se obter digestão alcalina; lagoas facultativas trabalhando com efluente de tratamento primário apresentam em média pH de 7,3; lagoas trabalhando com esgoto bruto apresentam pH 7,6 e lagoas de taxa elevada pH 8,0.

Cargas elevadas de tóxicos podem destruir todo o biota de uma lagoa de estabilização. Os organismos podem no entanto se aclimatar a tóxicos específicos, tanto não sendo afetados por estes quanto promovendo sua redução no processo.

4. A necessidade de um pós-tratamento.

No que se refere à DBO, sólidos em suspensão e NMP coliformes, lagoas de estabilização provaram ser uma ferramenta excelente para o tratamento de resíduos orgânicos.

O efluente de lagoas facultativas ou aeróbias, apesar da elevada eficiência do processo de tratamento, pode ainda constituir-se em uma descarga indesejável num corpo de água receptor, dado o alto conteúdo de algas e de nutrientes para algas neste efluente, tais como nitrogênio e fósforo. Estes nutrientes podem estimular um crescimento indesejado de algas e outras plantas aquáticas nas águas receptoras.

Valores de 21 a 52 mg/1 de nitrogênio orgânico, e de $3,8 \times 10^2$ a $2,4 \times 10^7$ de algas por ml. foram encontrados (7) no efluente de lagoas de estabilização.

Segundo Sawyer (8), lagoas com mais de 0,015 mg/1 de fósforo inorgânico e mais de 0,30 mg/1 de nitrogênio inorgânico (NH_3 , NO_2^- , NO_3^-) por ocasião da reversão limológica de primavera são lagoas produtoras de incômodos.

Em outros casos, a reutilização da água após o tratamento faz como que seja imperativo remover algas e nutrientes, como no caso de Windhoek, Southwest Africa (9).

É fato bem sabido que em futuro próximo haverá um interesse crescente no reaproveitamento da água, assim como há uma necessidade crescente de controlar a poluição dos mananciais já existentes e disponíveis para o consumo humano. Assim a remoção de algas e de nutrientes no efluente de lagoas de estabi-

lização portadoras destes elementos é de maior importância. A possibilidade e viabilidade desta remoção poderá inclusive difundir mais o uso destas lagoas.

5. O uso de magnésio como floculante para algas.

É fato já conhecido que em lagoas facultativas contendo concentração elevada de magnésio, o pH deve ser cuidadosamente controlado, pois se o pH aumentar, pode ocorrer a floculação das algas presentes na lagoa (3). Entendemos que este fato possa ser relacionado ao "Potencial Zeta" das entidades envolvidas no processo.

O "Potencial Zeta"

O "Potencial Zeta é a diferença de potencial entre a camada difusa com seus ions rodeando uma partícula, e um ponto distante da partícula que tem um número igual de ions positivos e negativos" (10).

Segundo Black (11) em 1961, ... "Um fator importante afetando a coagulação é o pontencial zeta negativo, frequentemente chamado de carga, que está associado com partículas de argila naturais suspensas na água. O potencial zeta, que causa a repulsão mútua das partículas de argila e pode impedir que elas se aproximem para coagular, é modificado pelos constituintes iônicos do meio de água que as suporta".

No mesmo ano, Black apresentou outro estudo (12) onde informava que partículas de $Mg(OH)_2$ apresentavam carga positiva na faixa de pH de 10,2 a 11,0, e que aumentando o pH, partículas de $CaCO_3$ se tornavam menos negativas; afirmava ainda que na co-precipitação de Mg^{++} com $CaCO_3$, o $CaCO_3$ primeiro diminui e finalmente inverte o potencial zeta das partículas de negativo a positivo. Em valores de pH maiores que 10,3, praticamente todos os flocos são positivos, e a carga positiva aumentada do $Mg(OH)_2$ formado na presença de ion cálcio é provavelmente devida à adsorção deste ion.

Ives (13), em 1959, informava que algas e bactérias apresentam carga eletro-negativa, que permanecia eletro-negativa nos valores de pH investigados de 2,5 a 11,5; e que: ... "Sabendo que os hidróxidos do tratamento normal de água (ferrico e alumínio) apresentam carga positiva, e tendo determinado experimentalmente que as algas são carregadas negativamente, o autor acredita que o mecanismo básico é de atração mútua e neutralização das cargas das algas e dos flóculos de hidróxido incipientes" (13).

Sabendo que as algas são carregadas eletro-negativamente, e os hidróxidos ferrico e de alumínio são carregados eletro-positivamente, muitas tentativas foram feitas para flocular algas usando estes hidróxidos.

Vuurem e Duurem (9) informavam em 1965 ter obtido algum sucesso com este tratameto, usando turbidez e cor como referência, mas ainda havia algas visíveis ao microscópio (não apresentaram contagem de algas).

Golueke e Oswald (14) em 1965, informaram ter obtido floculação de algas com cal a pH 11,0 ou maior, e que o efeito do pH era praticamente o mesmo com o uso de cal ou dolomita, embora a dosagem fosse maior em proporção à quantidade de Mg^{++} contido na dolomita, quando esta era usada. A eficiência da remoção não foi apresentada, mas podemos extrair deste estudo que os resultados não foram satisfatórios, porquanto eles tentaram usar mais tarde Fe^{+++} e Fe^{++} para melhorar a eficiência. A concentração de Mg^{++} não foi informada. Estudos com alumínio foram também levadas a cabo, e o pH ótimo para remoção de algas era de 6 a 7.

Tenney e Stumm (15) em 1965, usando hidróxidos férrico e de alumínio para floculação de vírus, algas e protozoa, informaram que estes apresentam carga negativa dentro da faixa de pH de interesse.

Baseados nas informações acima, em nosso estudo tentamos flocular algas com CaO na presença de ion Mg^{++} , para determinar o valor ótimo de pH para esta floculação, e a quantidade ótima de Mg^{++} necessário à esta floculação.

6. Remoção de Nitrogênio-Amônia

Culp e Slechta (6) em 1966 estudaram a remoção de nitrogênio do esgoto usando três métodos diferentes: remoção de amônia, identificação microbiana, e trocas iônicas, concluindo que a remoção parecia apresentar o maior potencial para aplicação em South Tahoe PUD.

A base teórica para este método é que os ions NH_4^+ estão em equilíbrio com NH_3 e hidrogênio no resíduo líquido, conforme a seguinte equação:



Com o aumento de pH acima de 7, o equilíbrio é deslocado para a direita de tal forma que o NH_3 pode ser liberado na forma gasosa, principalmente se o pH sobe a 11,5, e este deslocamento é também favorecido por aumento de temperatura.

Culp e Slechta, trabalhando com o efluente de tratamento terciário de esgoto (16) removeram nitrogênio amônia usando uma pequena torre de ar condicionado, preenchida de pedaços de madeira, obtendo eficiências de remoção de 98% a pH 10,8. Durante o processo, o pH caiu de 10,8 a 10,1. Em seu trabalho, mostraram a relação teórica entre pH e a porcentagem de amônia disponível para remoção a 25° C. Isto faz parte de um trabalho inédito para tese de doutoramento de E.J. Nesselson, sob título "Removal of Inorganic Nitrogen From Sewage Effluent", nos arquivos da Universidade de Wisconsin, em Madison, Wisconsin, USA, datada de dezembro de 1953. Nesselson mostra que a pH8, cerca de 8% da amônia presente está disponível para remoção; a pH9, cerca de 35%; a pH 10, cerca de 84%; a pH 11, cerca de 98%, e a pH 11,5, 100%. Culp e Slechta mostraram que durante a remoção, o pH diminuiu.

Em nosso trabalho, tentamos a remoção de amônia borbulhando ar através de nossa amostra.

III — PARTE EXPERIMENTAL

1 — EQUIPAMENTO E MATERIAL

i. Lagoa Piloto (Aquário)

A fim de obter amostras para estudo, uma lagoa de estabilização piloto foi instalada no laboratório. O sistema consistia de um frasco de alimentação para o substrato, com agitador para manter o substrato homogêneo; uma bomba de alimentação contínua para manter a alimentação constante; um aquário com duas cortinas, funcionando como lagoa piloto; um sifão e um frasco Kitassato na saída do efluente para manter o nível constante; uma caixa com gelo para receber o efluente e resfriá-lo; um sistema de iluminação usando lâmpadas fluorescentes. Um fluxograma da instalação é mostrado na figura 5.

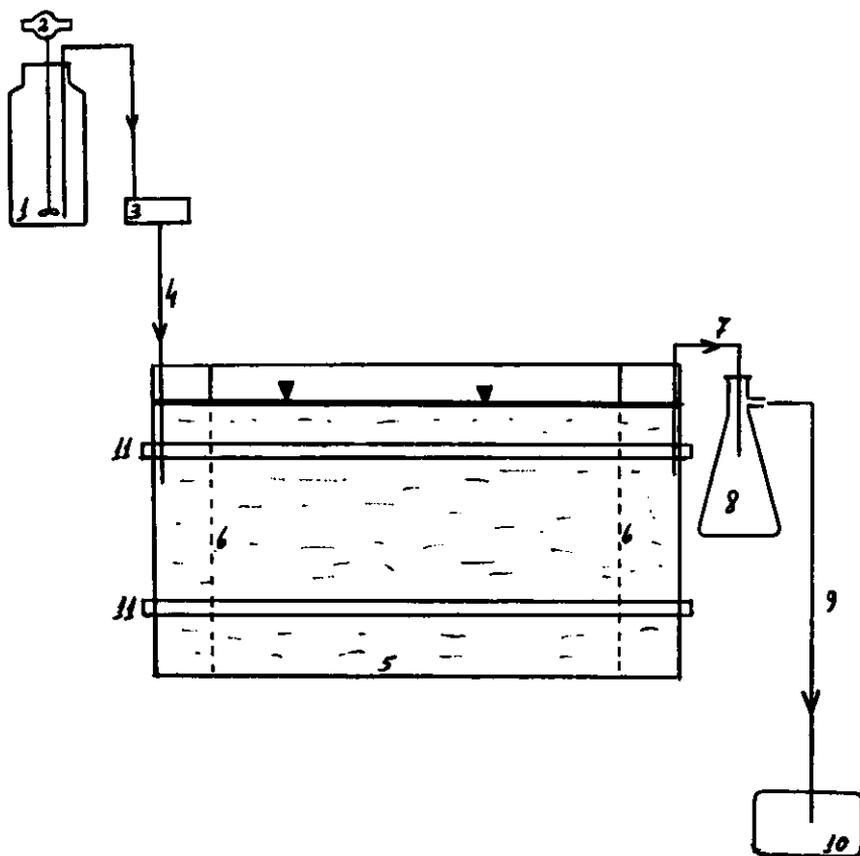


Fig. 5

LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO PILOTO

- 1 — Frasco de alimentação
- 2 — Motor e Agitador
- 3 — Bomba de alimentação contínua
- 4 — Afluente
- 5 — Aquário (lagôa piloto)
- 6 — Cortinas perfuradas
- 7 — Efluente (sifão)
- 8 — Contrôlo para nível constante (kitassato)
- 9 — Efluente para a geladeira
- 10 — Geladeira (caixa com gelo)
- 11 — Lâmpadas fluorescentes

A figura 6 mostra uma foto da instalação em operação no laboratório.

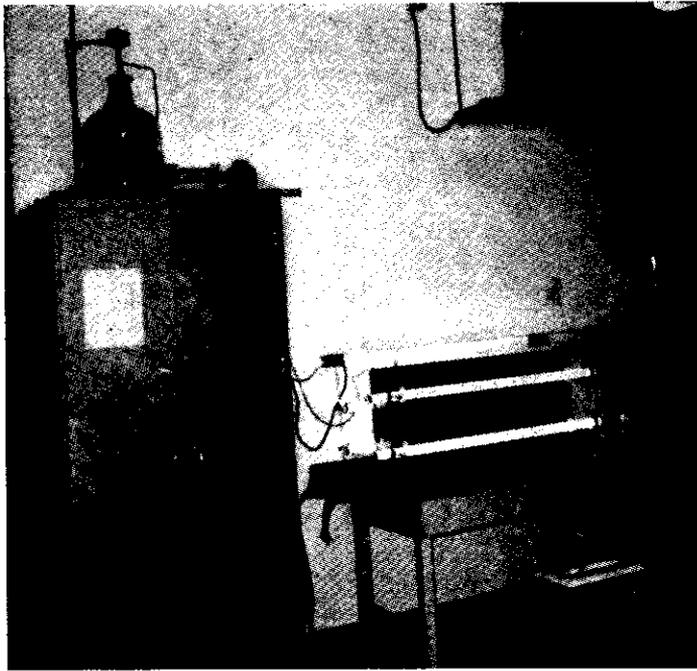


Fig. 6

Vista geral da lagoa de estabilização piloto em funcionamento no laboratório, mostrando o sistema de alimentação sobre o armário, o aquário (lagoa piloto) sobre a mesa, e a geladeira no chão.

ii. O Aquário.

Foi utilizado um aquário com 89,4 cm de comprimento por 22,4 cm de largura e 45,7 cm de profundidade, sendo mantido nível constante a 40 cm de profundidade, dando 0,2 m² de área de superfície e 80 l. de capacidade, previsto para as seguintes condições de operação:

Alimentação: 8 litros por dia com 250 mg/10, de DBO ou seja, 5,56 ml/minuto.

Carga de DOB: 2,0 g/dia

Relação comprimento — largura = 4:1

Relação largura — profundidade = 1:2

Período de detenção: 10 dias

Taxa de alimentação superficial = 10Kg DBO/dia/1000 m²

A 10 cm. de cada extremo do aquário foi instalada uma cortina de acrílico com furos de 3/8 de polegada de diâmetro, cobrindo entre 1/3 e 1/4 da área total da face, afim de evitar curto circuitos.

O sistema de alimentação foi adotado usando um frasco pyrex de 18 litros, com um agitador de hélice ligado a um motor de 1/150 HP-1550 RPM com um reostato para regular a velocidade. A agitação era feita durante cerca de 30 minutos diários, sempre que se preparava novo substrato, com algumas eventuais agitações durante o dia.

Uma bomba de alimentação contínua tipo Durrum Dial-a-Pump de 12 canais, 1/70 HP, foi utilizada, aspirando o substrato do frasco de alimentação e injetando-o no aquário.

A alimentação era interrompida por cerca de 30 minutos diários, enquanto se preparava o novo substrato para o dia.

No extremo de saída do aquário foi conectado um sifão de vidro a um frasco Kitassato, o que facilitava a descarga e mantinha nível constante no aquário; este sifão foi feito com as pontas dobradas para cima, para evitar que as bolhas de gás liberadas na água rompessem a coluna do sifão.

Do tubo lateral do Kitassato, ligou-se a saída do efluente por meio de tubos de vidro e mangueira a 2 beakers de 4 litros cada, colocados dentro de uma geladeira portátil com gelo.

Foram utilizadas 4 lâmpadas fluorescentes, dispostas conforme mostra a figura 6, duas na frente e duas atrás do aquário. Sob condições normais de operação, as lâmpadas eram acesas às 09:00 horas e desligadas às 22:00 horas, dando 13 horas diárias de iluminação. Este horário de iluminação sofreu algumas alterações, quando se pretendia variar o crescimento de algas no aquário piloto para melhor controlar odores no laboratório.

iii. Experimentação com borbulhamento de ar.

Foi utilizado um fluxômetro marca Gelman modelo 8201 para 0,2 a 2,0-LPM, ligado a uma fonte de ar por meio de uma válvula de agulha tipo Burrel modelo 78-415-51. Um tubo pyrex de dispersão de gases, com diâmetro de 8 e 12 mm, modelo C foi usado para dispersar o ar através da amostra colocada em uma proveta graduada de 1 litro.

iv. Teste de Flocculação

Foi utilizado um agitador para 6 provas marca "Phipps and Bird", e beakers de 1.500 ml para 6 porções de 1 l. de amostra.

v. Concentração de algas.

As algas foram contadas com uso de um microscópio A.O. Spencer bifocal, usando oculares de 20x e objetiva de 20x, contando as algas num hemacitômetro A.O. Spencer Bright-Line, de vez que *Chlorella* tem aproximadamente o tamanho das hemácias sanguíneas.

Foi tentada a filtração das algas usando inicialmente filtros millipore HAWQ — 047 AO, HA de 0,45 u, com 47 mm de diâmetro. Houve porém perda de peso nos filtros usados como branco, durante a secagem, e mudamos em seguida para outro tipo de filtro de membrana, passando a utilizar filtros Sela Eletrônica Membrane, Seles Flotronics Membrane, modelo FM 47, com poros de 1,2 u; são filtros de membrana de prata, que deram melhor resultado pois seu peso se mantém inalterado pelo processo de secagem.

Os filtros foram colocados em um suporte padrão de filtros de membrana, ligados a um frasco Kitassato para filtração a vácuo.

vi — Análise de Nitrogênio.

Utilizou-se um aparelho para destilação segundo Kjeldhal, da Precision Scientific Co., tipo H, e a digestão foi feita em digestor modelo 55345 usando balões de Kjeldhal de 800 ml.

vii. Outro Equipamento.

Material de laboratório em geral foi utilizado, não havendo necessidade de especificá-lo melhor.

2. MÉTODOS DE ANÁLISE.

Foram os seguintes os métodos de análise adotados:

pH — potenciômetro

NH₃-N — método da destilação, usando a técnica de titulação — Standard Methods, pg. 391*

N — Org. — Método de Kjeldhal, Standard Methods, pg. 402*

Dureza — Método da titulação com EDTA — Standard Methods, pg. 147*

Cálcio — Titulação com EDTA, Standard Methods, pg. 74*

Magnésio — Calculado pela diferença entre a dureza e cálcio.

Ortofosfatos — Método do ácido amini-naftol-sulfônico, Standard Methods, pg. 231*

Fosfatos totais e polifosfatos — Método do ácido amino-naftol-sulfônico, Standard Methods, pg. 236*

Contagem de algas — Método de contagem de glóbulos vermelhos, conforme manual do A.O. Spencer Bright Line Hemacytometer, usando a amostra sem diluição.

Sólidos em suspensão — Método de filtração — Filtração através de membranas filtrantes, com secagem e pesagem, conforme pg. 245 do Standard Methods*.

3. PROCEDIMENTO

i. O substrato.

Baseados em experiências feitas por Gloyna em 1958 (20) e Herman em 1962 (21), usamos para alimentar o piloto um substrato sintético com sementeira de esgoto sedimentado. Com a diluição do substrato com água de torneira e o uso sementeira de esgoto, espera-se obter os micro-nutrientes necessários aos micro-organismos, e fornecer a sementeira biológica apropriada para a operação do piloto.

O substrato foi formulado de modo a se obter cerca de 250 mg/l DBO, e sua formulação inicial foi a seguinte:

Leite em pó sem gordura marca Starlac	0,3800 g/l
K ₂ H P ₀	0,034 g/l
Esgoto decantado	0,1%

Usou-se inicialmente HCl para corrigir o pH, e mais tarde abandonou-se esta correção.

(*) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Twelfth Edition, 1965, APHA, AWWA, WPCF (18).

O leite em pó sem gordura marca Starlac foi usado para simular a matéria orgânica presente no esgoto, por ser um leite rico em proteínas.

O K_2HPO_4 foi usado para fornecer o suplemento de potássio e fósforo necessário ao crescimento de algas, agindo também como tampão de pH para evitar a faixa iso-elétrica da caseína presente no Starlac (20).

O substrato foi posteriormente enriquecido com d.l. triptona devido ao nosso desejo de aumentar a quantidade de $NH_3 - N$ no efluente do piloto, de acordo com um estudo realizado por Agardy, Cole e Pearson (22).

Experiências subseqüentes nos levaram a adicionar Mg^{++} ao substrato, para aumentar a concentração do ion Mg^{++} acima de 35 mg/l, valor desejado para os testes de floculação.

Finalmente, NH_4OH foi adicionado ao substrato para aumentar a concentração de $NH_3 - N$ no efluente, chegando-se à seguinte formulação final do substrato:

Figura n.º 7 — Formulação Final do Substrato Sintético

Leite em pó sem gordura Starlac	0,3800 g/l.
$K_2 H PO_4$	0,0340 g/l.
Esgoto decantado	0,1%
$Mg Cl_2 \cdot 6 H_2 O$	0,2500 g/l.
d.l. triptofano	0,500 g/l.
$NH_4 OH$ (cêrca de 0,5 N)	3,0 ml/l.

ii. Operação da Lagoa de Estabilização piloto.

O substrato foi preparado diariamente, agitado durante 30 minutos, e então iniciava-se sua alimentação contínua na lagoa piloto com o uso da bomba de alimentação constante, efetuando-se eventuais misturas do substrato durante o dia. O efluente foi coletado em beakers colocados numa geladeira.

Fazia-se a mistura do líquido do aquário uma vez por dia, imediatamente após o início da adição de um novo frasco de substrato, geralmente ao redor das 16:00 horas.

As amostras eram coletadas ou antes das 16:00 horas (antes da agitação) ou pela manhã. As luzes foram mantidas acesas das 09:00 às 22:00, ou seja, 13 horas diárias.

Iniciou-se a operação adicionando no aquário 70 litros de água de torneira e 10 litros de cultura de *Chlorella*, preparada da seguinte forma:

Preparar o Meio Basal de Bold (19) conforme especificado a seguir:

Soluções Stock

- 1 — $Na NO_3$ - 10,0 g/400 ml
- 2 — $CaCl_2 \cdot 2 H_2O$ - 1,0 g/400 ml
- 3 — $Mg SO_4 \cdot 7 H_2O$ - 3,0 g/400 ml
- 4 — $K_2H PO_4$ - 3,0 g/400 ml

5 — KH_2PO_4	- 7,0 g/400 ml	
6 — NaCl	- 1,0 g/400 ml	
7 — EDTA - 50 g	} para 1 litro	
KOH - 31 g		
8 — $\text{Fe SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ - 4,98g	} para 1 litro	
H_2SO_4 conc - 1,0 me		
9 — H_3BO_3 -	11,42 g/l	
10 — $\text{Zn SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ - 11,42 g	} para 1 litro	
$\text{Mn Cl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ -		1,44 g
Mo O_3		- 0,71 g
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ -		1,57 g
$\text{Co (NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ -		0,49 g

Prepara-se o Meio Basal de Bold (BBM), adicionando a 940 ml de água — destilada 10 ml de cada uma das soluções — 1 a 6 acima, e 1 ml de cada uma das soluções 7a 10 acima.

Partindo de uma cultura pura de *Chlorella*, que nos foi fornecida pelo Dr. Peter A. Roff do Departamento de Química da Universidade de Pittsburgh, mantivemos a cultura no meio BBM com iluminação constante, 24 h por dia, renovando o substrato sempre que a cultura se apresentava muito concentrada, até obter os 10 litros necessários ao início de operação da lagoa piloto.

Iniciamos a seguir a alimentação contínua da lagoa no dia 29 de abril de 1966, sendo que nos primeiros 6 dias a lagoa foi alimentada com 16 litros diários de substrato, e a seguir colocada em regime com 8 litros diários de substrato. Após 29 dias de operação a contagem de *Chlorella* foi de 55/mm³ após 36 dias foi de 140/mm³, e após 54 dias de 21.900/mm³ na efluente.

iii — Técnica de Floculação (Jar-Test)

Foram utilizados beakers de 1.500 ml de capacidade contendo cada um 1 l. de amostra, num agitador de 6 provas, iniciando a agitação com 75 r.p.m. durante 2 minutos, 40 r.p.m. durante 15 minutos, e 30 r.p.m. nos 15 minutos finais. Usou-se Ca (OH)_2 , mas os resultados são dados aqui em CaO .

O CaO foi pesado em beakers de 50 ml e transferido para os frascos de amostra com o uso de 20 a 40 ml de água destilada, durante a agitação da amostra a 75 r.p.m.

Após a agitação, os frascos eram deixados em repouso durante 30 minutos para que se desse boa sedimentação dos flocos, e a amostra destes frascos era colhida com pipeta para evitar na amostra o filme sobrenadante ou a perturbação do decantado.

iv — Experiência do Borbulhamento com Ar.

O borbulhamento foi feito em uma proveta graduada de 1000 ml. com taxas de aeração de 0,5 — 0,75 e 1 LPM (Litro por minuto) com diferentes tempos de agitação.

Esta técnica não foi satisfatória, como vimos posteriormente provada por um estudo de Culp e Slechta (6), que usaram torres de lavagem com propósito semelhante; do mesmo estudo, aprendemos que o pH afeta diretamente a percentagem de NH_3 — N disponível para eliminação por borbulhamento. Infeliz-

mente, este estudo (6) chegou às nossas mãos após o término de nosso trabalho, não havendo tempo hábil para testá-lo.

Apresentamos a seguir na Figura 8, um esquema da aparelhagem utilizada para o borbulhamento.

ESQUEMA DA EXPERIÊNCIA DE BORBULHAMENTO DE AR

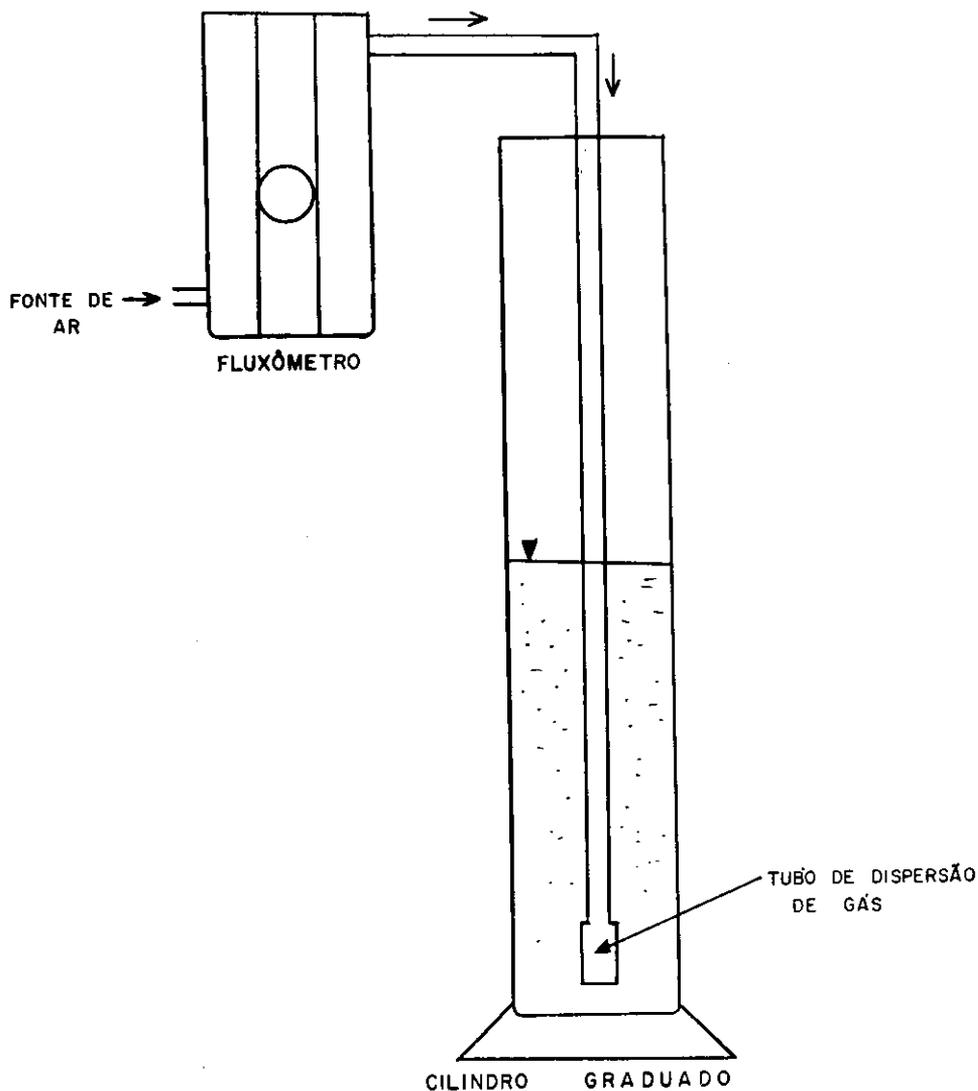


Fig. 8

IV— RESULTADOS E DISCUSSÃO

Iniciamos nosso trabalho com o efluente da lagoa de estabilização de Hampton Township, mas as condições climáticas do inverno chegaram a cobrir esta lagoa com uma capa de gelo, e conseqüentemente havia pequena quantidade de algas no efluente, da ordem de 110 a 620 algas mm³. Este trabalho no entanto nos serviu de orientação para os testes com o piloto montado no laboratório, mantido a aproximadamente 25° C, e no final voltamos a utilizar o efluente da lagoa de Hampton Township para comparar os resultados obtidos.

Foram realizadas 11 provas entre 1.º de Junho e 23 de Junho, mas para resumir, daremos aqui detalhes apenas da 10.ª e 11.ª provas, comentando as demais no texto.

10.ª Prova — 21 de Junho de 1966.

Até esta prova, estávamos usando para determinação de sólidos em suspensão, filtros millipore com poros de 0,45 u. de diâmetro.

A determinação dos sólidos em suspensão era problemática devido à dificuldade de filtrar mais de 10 a 15 ml. de amostra bruta, pois havia entupimento do filtro, e devido à perda de peso irregular do branco no processo.

Passamos a usar membrana de prata (Flotronics Membrane-Selas Flotronics) com poros de 1,2 u. Foi possível trabalhar com 25 ml de amostra bruta, e o branco mantinha seu peso inalterado .

A fim de estudar o efeito do borbulhamento de ar na remoção do $\text{NH}_3 - \text{N}$, quando quantidades maiores que as obtidas nas provas anteriores estivessem presentes, adicionamos ao piloto e ao substrato, cerca de 15 mg/1 de nitrogênio utilizando NH_4OH como fonte de nitrogênio. Esta adição foi efetuada no dia anterior da 10.ª prova a fim de dar tempo suficiente para estabilização e homogeneização adequadas.

Amostra: Efluente da lagoa piloto.

Análise da Amostra

pH	8,10
$\text{NH}_3 - \text{N}$	18,20 mg/1-N ₂
Dureza em CaCO_3	280,0 mg/1
Ca^{++}	43,1 mg/1
Mg^{++}	41,5 mg/1
Sólidos em Suspensão	376,0 mg/1
Contagem total de algas	34.500 algas/mm ³

Teste de Floculação: Várias quantidades de CaO foram adicionadas, para elevar o pH dos frascos à vizinhança de pH 11.

Aeração: Foi realizada passando 0,75 L.P.M. de ar a 24.ºC através de 750 ml. de amostra durante 10 minutos. É equivalente a 10 litros de ar por 1 litro de amostra.

10.^a PROVA — RESULTADOS OBTIDOS

CaO adicionado g/l	pH	S.S. mg/l	% S.S. removido	Total de algas por mm ³	% remoção de algas	NH ₃ -N antes da aeração mg/l-N ₂	% NH ₃ -N removido na floculação mg/l-N ₂	NH ₃ -N após a aeração em mg/l-N ₂	% NH ₃ -N removido por aeração	% Total de remoção de NH ₃ -N no processo.
0	8,10	376	...	34.500	...	18,2
0,20	10,20	212	43,6	17.000	50,07	16,0	12,1	14,8	7,5	18,7
0,30	10,55	2	99,5	40	99,9	14,8	18,7	14,3	3,38	21,4
0,35	10,75	2	99,5	30	99,9	14,6	19,8	14,0	4,11	23,1
0,40	10,90	4	98,9	10	≈ 100,0	14,0	23,1	13,4	4,29	26,4
0,50	11,20	15	96,0	40	99,9	13,2	27,5	13,2	0	27,5
0,60	11,40	23	93,9	60	99,8	12,9	29,1	12,9	0	29,1

Experiência de extensão da aeração

O sobrenadente onde 0,4 g/l CaO foram adicionados (pH 10,90) foi exposto a maior tempo de aeração para verificar o efeito do borbulhamento na remoção do $\text{NH}_3 - \text{N}$, usando 0,75 L.P.M. de ar.

Tempo em Minutos	Volume da Amostra em ml.	Aeração total 1.ar/1. amostra	$\text{NH}_3 - \text{N}$ em mg/1N	% de remoção de $\text{NH}_3 - \text{N}$	% Total de remoção de $\text{NH}_3 - \text{N}$ ao processo
0	750	0	14,0	-	23,1
10	750	10,0	13,4	4,29	26,4
20	700	20,7	12,9	7,86	29,1
40	650	43,7	12,3	12,1	32,4
60	600	68,7	12,3	12,1	32,4
120	550	150,5	11,8	15,7	35,5

Discussão da 10.ª prova:

O uso da membrana de prata para determinação de S.S., (sólidos em suspensão) foi mais adequado que o uso de filtros millipore. Acreditamos porém que filtros de diâmetro maior que os de 47 mm. empregados, dariam resultados melhores, permitindo a filtração de maior volume de amostra bruta. Para verificar o desempenho deste filtro, fizemos em paralelo a contagem da algas, e o resultado em linhas gerais é concordante com os resultados da remoção de S.S.

A remoção de S.S. pelo floculação das algas, foi novamente obtida com sucesso, nas amostras que continham 41,5 mg/1 Mg^{++} a pH 10,55 e acima deste.

A remoção de $\text{NH}_3 - \text{N}$ por aeração foi novamente insatisfatória, porém o processo de floculação em si foi responsável pela remoção da maior parte do $\text{NH}_3 - \text{N}$ total removido. Considerando que nesta prova trabalhamos na faixa de pH indicada como a melhor em provas anteriores, parece óbvio que a técnica em uso não é adequada. Alguma melhoria foi obtida com a extensão do tempo de aeração, mas nada significativamente encorajador.

11.ª Prova — 23 de Junho de 1966

Tentaremos nesta última prova verificar a validade dos resultados obtidos na 10.ª prova para o efluente de uma lagoa de estabilização em operação. A quantidade de $\text{NH}_3 - \text{N}$ foi aumentada na amostra adicionando-se NH_4OH , e também adicionamos Mg^{++} para atingir a faixa adequada de sua concentração para a floculação. Determinamos também fosfatos nesta prova.

Amostra: Efluente da Célula n.º 2 da Lagoa de Estabilização de Hampton Township, com $\text{NH}_3\text{-N}$ e Mg^{++} adicionados artificialmente.

Análise da Amostra (após a adição de Mg^{++} e $\text{NH}_3\text{-N}$)

pH	8,85
Dureza como CaCO_3	192,0 mg/l
Ca^{++}	15,7 mg/l
Mg^{++}	36,8 mg/l
$\text{NH}_3\text{-N}$	17,9 mg/ N _i
S. S.	29,0 mg/l
Contagem de algas	110 algas/mm ³
Ortofosfatos	41,6 mg/l
Polifosfatos	0

Teste de Floculação: Quantidades variadas de CaO foram adicionadas.

Aeração: Passou-se 0,75 LPM de ar através de 500 ml. de amostra durante 20 minutos a 24.º C. É equivalente a 30 litros de ar por litro de amostra.

Experiência de extensão da aeração

A aeração foi prolongada na amostra onde 0,35 g/l CaO foram adicionados (pH 10,75), para verificar a remoção de $\text{NH}_3\text{-N}$ por aeração, a 0,75 LPM de ar.

Tempo em minutos	Vol. da Amostra em ml	Ar Total l.ar/l.amostra	$\text{NH}_3\text{-N}$ em mg/l N	% de remoção de $\text{NH}_3\text{-N}$ por aeração	% Total de remoção de $\text{NH}_3\text{-N}$ no processo
0	500	0	14,6	—	18,4
20	500	30	11,2	23,3	37,4
40	450	63,33	10,1	30,8	43,6
80	400	138,33	10,1	30,8	43,6
120	350	224,04	10,1	30,8	43,6

Discussão da 11.ª prova: Os resultados desta prova são concordantes com os resultados da 10.ª prova. A remoção de S.S. (algas) foi obtida novamente com sucesso. As eficiências de 100% na remoção de S.S. são logicamente de algum modo uma super-estimação, enquanto que as remoções de 90% na 9.ª prova eram uma sub-estimação, devido à limitação, já discutida na técnica de determinação de S.S.

11.^a PROVA — RESULTADOS OBTIDOS

Ca 0 adicio- nado g/l	pH	NH ₃ -N antes da aeração mg/l-N ₂	% de remo- ção de NH ₃ -N por floculação	NH ₃ -N após a aeração mg/l-N ₂	% de remo- ção de NH ₃ -N por aeração	% Total de remoção de NH ₃ -N no processo	S. S. mg/l	% de remo- ção de S. S.	Conta- gem de algas por mm ³	% de remo- ção de algas	Ortofos- fatos mg/l	% de remo- ção de Ortofos fatos
0	8,85	17,9	29	...	110	...	41,6	...
0,25	9,00	16,0	10,6	14,0	12,5	21,8	83 *	*	90	18,2	31,8	23,6
0,30	10,20	16,0	10,6	12,0	25,0	33,0	0	100	14	86,4	< 1	> 98
35	10,95	14,6	18,04	11,2	23,2	37,4	0	100	30	72,7	< 1	> 98
0,40	11,10	14,3	20,1	11,8	17,5	34,1	0	100	40	63,6	< 1	> 98
0,45	11,20	14,3	20,1	12,3	14,0	31,8	0	100	40	63,6	< 1	> 98

(*) Aumento em S.S. devido provavelmente a flocos não sedimentados.

A contagem de algas confirma esta nossa apreciação.

A remoção de $\text{NH}_3\text{-N}$ foi novamente insatisfatória por aeração, mas alguma remoção foi obtida pelo processo de floculação em si.

Nesta prova, determinamos também fosfatos. Infelizmente, não temos um controle do comportamento dos fosfatos nas provas anteriores, pois não era este o nosso propósito quando iniciamos a pesquisa. Por floculação, obtivemos nesta prova remoção de 98% de orto-fosfatos, em valores de pH acima de 10,20. Podemos presumir que os fosfatos, na presença de Ca^{++} , foram convertidos a hidroxi-apatita (24); em águas naturais, a hidroxi-apatita geralmente permanece em suspensão coloidal após formada, e se nossa hipótese for correta, o mesmo processo de floculação usado para remover as algas agirá sobre este colóide, fazendo-o flocular.

V — Resumo e Conclusões

Este trabalho foi planejado para determinar a viabilidade de remoção de algas e $\text{NH}_3\text{-N}$ do efluente de lagoas de estabilização por meio de floculação com CaO e subsequente remoção $\text{NH}_3\text{-N}$ por aeração.

A remoção das algas por floculação com CaO na presença de mais de 36 mg/l de ion magnésio em valores de pH acima de 10,20 foi obtida com eficiências acima de 99%. Este mesmo processo de floculação proporcionou remoções de 0 a 35,9% de $\text{NH}_3\text{-N}$, e no único caso testado, remoções de ortofosfatos acima de 98%.

A remoção de $\text{NH}_3\text{-N}$ por aeração não obedeceu a relações com nenhum dos parâmetros estudados neste trabalho.

Sendo este um estudo preliminar, deve-se pesquisar melhor os mecanismos envolvidos que afetam a remoção de $\text{NH}_3\text{-N}$ e a remoção das algas.

Como conclusão final, podemos dizer que a floculação do efluente de lagoas de estabilização com CaO na presença de Mg^{++} é um sistema potencial para o tratamento terciário deste efluente, e eventualmente um sistema potencial para o tratamento de água.

V — SUMMARY AND CONCLUSIONS

This work was designed to determine the feasibility of algae and $\text{NH}_3\text{-N}$ removal from the the effluent of stabilization ponds by flocculation with CaO and subsequent atripping of $\text{NH}_3\text{-N}$ by aeration.

The removal of algae by flocculation with CaO at pH values above 10.20 in the presence of more than 36 mg/l. Mg^{++} can be achieved with efficiencies above 99%. This flocculation has also given removal from 0 to 35.9% of $\text{NH}_3\text{-N}$ and in one case tested, removals of orthophosphates above 98%.

The removal of $\text{NH}_3\text{-N}$ by aeration was not related to any of the parameters studied in this work.

Being this a preliminary study, more research has to be done towards the understanding of the mechanisms affecting $\text{NH}_3\text{-N}$ and algae removal.

As a final conclusion, we may say that the flocculation of the effluent of stabilization ponds by CaO in the presence of Mg^{++} is a potential, system for tertiary treatment of this effluent, and eventually a potential system for water treatment.

VI — BIBLIOGRAFIA

1. Time Magazine — (Edição para a América Latina) 86 n.º 14 — Out. 1, 1965, p. 28.
2. OSWALD, W.J. — Fundamental Factors in Stabilization Pond Design. In Eckenfelder, WW, and Mac Cabe, J: *Advences in Biological Waste Treatment* Macmillan Co. New York, 1963, p. 357-392.
3. PROF. WACHS, A. M. — Deep Stabilization Pond — Special Series of Lectures, Univ. of Texas, USA — 1966.
4. RICH, L.G. — Unit Processes of Sanitary Engineering. John Wiley and Sons Inc. New York, 1963.
5. VICTORETTI, B.A. — Contribuição ao Emprêgo de Lagoas de Estabilização Como Processo para Depuração de Esgotos Domésticos — Univ. de São Paulo — São Paulo SP — 1964 — p. 141 et al.
6. CULP, G. AND SLECHTA, A. — Nitrogen Removal from Sewage. South Tahoe Public Utility Districty, 1966.
7. PARKER, C.D. — Microbiological Aspects of Lagoon Treatment. In WPCF Journal, 34, 1962, p. 149.
8. SAWYER, C. N. — Basic Concepts of Eutrophication. In WPCF Jornal, 38, n.º 5, 1966, p. 737.
9. VUUREN, LRJV and DUUREN, F.A.V. — Removal of Algae From Waste-Water Maturation Pond Effluent, In WPCF Journal, 57, n.º 6, 1965, p. 1256.
10. WILLIAMS R. L. — Microelectrophoretic Studies of Coagulation with Aluminum Sulfate. In AWWA Journal 57, n.º 6, 1965, p. 801.
11. BLACK, AP and HANNAH, S. A. — Electrophoretic Studies of Turbidity Removal by Coagulation with Aluminum Sulfate. In AWWA Journal 53, n.º 4.
12. BLACK, AP, and Christman, R.F. — Electrophoretic Studies of Sludge Particles Produced in Lime — Soda Softening — In AWWA Journal, 53, n.º 6, 1961, p. 737.
13. IVES, K.J. — The Significance of Surface Eletric Charge on Algae in Water Purification. Journal of Biochemical and Microbiological Technology and Engeneering, I, n.º 1, 1959, p. 37.
14. GOLUEKE, C. G., and OSWALD, W. S. — Havesting and processing Sewage — Crown Planctonic Algae. In WPCF Journal 37, n.º 4, 1965, p. 471.
15. TENNEY, M.W. and STUMN, W. — Chemical Flocculation of Microorganisms in Biological Waste Treatment. In WPCF Journal, 37, n.º 10, 1965, p. 137.
16. CULP, R.L. — Wastewater Reclamation by Tertiary Treatment, In WPCF Journal 35, n.º 6, 1963, p. 799.
17. FITZGERALD, G.P., and ROHLICH, G.A. — An Evaluation of Stabilization Pond Literature. In Sewage and Industrial Wastes, 30, n.º 10, 1958, p. 1213.
18. APHA, AWWA, WPCF — Standard Methods for the Examination of water and Wastewater 12th edition, 1965.
19. NICHOLS, H.W. and BOLD, H.C. — J. Phycol, 1, 1965, p. 24-38.
20. HERMANN, E.R. and GLOYNA, EF — Waste Stabilization Ponds I. Experimental Investigations. In Sewage and Industrial Wastes 30, n.º 4, 1958, p. 511.
21. HERMANN, E. R. — Stabilization Pond as a Nitrate Reducing Reactor. Journal of the Sanitary Engeneering Division — ASCE.
22. AGARDY F. J.; COLE, R. D., and PEARSON, E. A. — Kinetic and Activity Parameters of Anaerobic Fermentation Systems. Univ. of Calif., Berkeley, SERL Report 63-2.
23. KATZ, H. and NAVONE, R. — Method for Simultaneous Determination of Calcium and Magnesium — In AWWA Journal, Jan. 1964, p. 121.
24. PROF. ANDELMAN, J.B. — Lecture notes, unpublished, University of Pittsburgh — Pittsburgh, Pa, 1965 — 1966.