



CETESB

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL



"REMOÇÃO DE FÓSFORO POR MODIFICAÇÕES DO
PROCESSO DE LODOS ATIVADOS"
RELATÓRIO PARCIAL
FEVEREIRO/1984

5314
AL25r(RCET)
001579
Ex. 2

CLASS	1572-c. 2
-------	-----------



CETESB

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

DIRETORIA

Werner Eugênio Zulauf
Diretor-Presidente

Antônio Alves de Almeida
Diretor Administrativo

Fredmar Corrêa
Diretor de Planejamento Ambiental

Nelson Mansour Nabhan
Diretor de Engenharia

Nelson Vieira de Vasconcelos
Diretor de Controle

Paulo Bezerril Júnior
Diretor Financeiro

Samuel Murgel Branco
Diretor de Pesquisa

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

APRESENTAÇÃO

CETESB - COMISSÃO DE CONTROLE E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

Este é o primeiro relatório parcial da pesquisa "Remoção de Fósforo por Modificações do Processo de Lodos Ativados", e que se refere aos trabalhos desenvolvidos até dezembro de 1983.

O relatório apresenta inicialmente uma revisão bibliográfica sobre a remoção de fósforo em níveis elevados, em processos biológicos de tratamento de esgotos, e a seguir são descritos os experimentos em desenvolvimento nos laboratórios da CETESB, bem como os resultados obtidos até o final de 1983. Finalmente é apresentada uma discussão sumária dos resultados obtidos, os quais permitiram uma melhor definição das linhas a serem seguidas na pesquisa para o ano de 1984.

Este trabalho é desenvolvido dentro do Convênio DAEE-CETESB.

- Responsável pela Pesquisa:

Engº Pedro Alem Sobrinho (M.Sc., Dr.)

- Participantes:

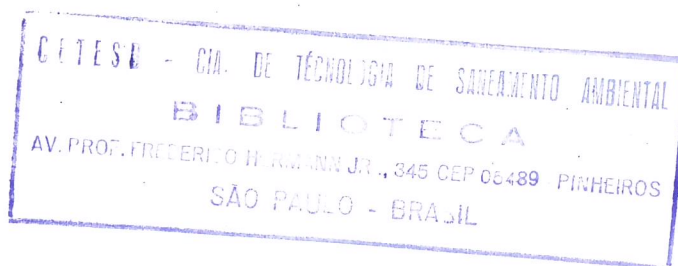
Engº Alcides Diniz Garcia Jr.

Biol. Rosana F. Vazoller Novaes

Biom. Neemias de Castro

<u>ÍNDICE</u>	pág.
1. INTRODUÇÃO	01
2. OBJETIVOS	03
3. FONTES E TIPOS DE FÓSFORO NOS ESGOTOS	
3.1. Fontes de Fósforo nos Esgotos	04
3.2. Tipos de Fósforo nos Esgotos	07
4. PROCESSOS GERAIS UTILIZADOS NA REMOÇÃO DE FÓSFORO	09
5. REMOÇÃO DE FÓSFORO POR MODIFICAÇÃO DO PROCESSO DE LIDOS ATIVADOS - UMA REVISÃO	
5.1. Generalidades	11
5.2. Evolução do Conceito	
5.2.1. Descoberta	12
5.2.2. "Captação" e Liberação do Fósforo	14
5.2.3. Organismos Acumuladores de Fósforo	26
5.2.4. "Liberação" de Fósforo com Pré-requisito ..	31
5.2.5. Hipótese do Substrato Prontamente Biodegra dável	38
5.3. Mecanismo Bioquímico da "Liberação" e "Captação" de Fósforo	42
6. DESCRIÇÃO DOS EXPERIMENTOS, SUBSTRATO E EQUIPAMENTOS EXPERIMENTAIS UTILIZADOS E MÉTODOS ANALÍTICOS	
6.1. Descrição dos Experimentos	62
6.2. Substrato Utilizado	63
6.3. Descrição dos Modelos de Laboratório	64
6.4. Métodos Utilizados nas Determinações Analíticas..	65
7. RESULTADOS OBTIDOS	66
8. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS E CONCLUSÕES PRELIMINARES ...	82
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	85

1. INTRODUÇÃO



De um modo geral, os sistemas de tratamento de esgotos no Brasil, vêm sendo projetados e construídos visando basicamente a remoção de matéria orgânica biodegradável e sólidos em suspensão. A própria legislação pertinente ao assunto, no Estado de São Paulo, tem como parâmetros básicos para efluentes de ETE, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (efluente com $DBO \leq 60 \text{ mg/l}$ ou mínimo de 80% de remoção) e sólidos sedimentáveis (inferior a 1 ml/l). Para os grandes centros populacionais, por limitações de área e em função da qualidade requerida para o efluente final, tem sido comum a escolha do processo de lodos ativados para o tratamento de esgotos.

Por outro lado, em muitos casos, os efluentes de sistemas de esgotos acabam por atingir lagos, os quais poderão sofrer um processo de eutrofização acelerada pela ação dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) que são carregados pelos esgotos, mesmo após o seu tratamento. Nesses casos, a remoção de nutrientes dos esgotos, é desejável, porém, os processos usuais para se obter tal resultado são em geral a nível terciário e bastante custosos, tanto para construção como para operação.

Com o advento de novas soluções, que permitem a remoção de nutrientes (especialmente o fósforo, que em muitos casos pode ser elemento limitante do processo de eutrofização) diretamente no processo de lodos ativados, por modificação deste, sem acréscimo de custos de construção e até com eventual redução do consumo de energia elétrica para aeração, torna-se no mínimo interessante, quando do projeto e construção de lodos ativados, levar em consideração as alterações que permitem boa remoção de nutrientes sem gastos adicionais.

Assim sendo, tornou-se de interesse para a CETESB, que é o

órgão responsável pelo controle da poluição ambiental do Estado de São Paulo que também tem atribuições de desenvolvimento e transferência de tecnologia, desenvolver pesquisas sobre sistemas de remoção de nutrientes, de preferência em conjunto com a remoção de matéria orgânica biodegradável, sem custos adicionais e adaptados às condições do Estado de São Paulo e também do Brasil.

2. OBJETIVOS

A presente pesquisa tem por objetivo o desenvolvimento e otimização de sistemas de tratamento de esgotos, visando a remoção de nutrientes, com especial ênfase à remoção de fósforo, de maneira a menos dispendiosa possível e quando viável aproveitando ainda os sistemas de tratamento de esgotos já projetados, ou mesmo construídos.

Também a comparação dos métodos desenvolvidos nesta pesquisa com os convencionais, para a remoção de nutrientes faz parte do objetivo final da presente pesquisa.

3. FONTES E TIPOS DE FÓSFORO NOS ESGOTOS

3.1. Fontes de Fósforo nos Esgotos

O fósforo presente nos esgotos provém basicamente de três fontes, que são: os excretas de origem humana, os detergentes e os despejos industriais, lançados nas redes coletoras. As quantidades de fósforo provenientes da água de abastecimento são bastante pequenas quando comparadas com as fontes citadas.

Tomando por base áreas urbanas sem contribuição significativa de fósforo devido a despejos industriais os dados dos Estados Unidos e da média européia indicam que cerca de 57% do fósforo presente nos esgotos é devido aos detergentes e 43% é devido aos excretas⁽¹⁾. Na Holanda, a porcentagem de fósforo nos esgotos devido a detergentes é de 57%⁽¹⁾, na Inglaterra esta porcentagem varia de 52% a 58%⁽²⁾ enquanto na Irlanda do Norte ela é de 45%⁽¹⁾

No Brasil, estimativas de Jong⁽³⁾, indicam que a quantidade média de fósforo devida a detergentes é de apenas 10% a 15% do total de fósforo presente nos esgotos.

A contribuição de fósforo para os esgotos devido a excretas e detergentes, de acordo com vários autores é apresentada na Tabela 3.1.

Para várias cidades inglesas, Devey & Harkness⁽²⁾ observaram que, não se considerando a contribuição de fósforo pelos detergentes, a relação P/DBO é razoavelmente consistente e da ordem de 1/60.

TABELA 3.1. VALORES DE CONTRIBUIÇÃO DE FÓSFORO PARA SISTEMAS DE ESGOTOS SANITÁRIOS, DEVIDO AOS EXCRETAS HUMANOS E AO USO DE DETERGENTES SINTÉTICOS

AUTOR	PAIS	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	CONTRIBUIÇÃO DE P (g/hab x dia)		
			EXCRETAS HUMANOS	USO DE DETERGENTES	TOTAL
KOLLEMBERG	HOLANDA	appud Ref (1)	1,37	2,19	3,56
PORCELA	USA	appud Ref (1)	2,74	3,56	
VOLLENWEIDER	EUROPA	appud Ref (1)	2,2		
ESTIMATIVAS MÉDICAS*		Ref (1)	1,37 a 1,64		
ALEXANDER & STEVENS	IRLANDA DO NORTE	appud Ref (1)	1,01		1,84
E.P.A.	USA	Ref (4)	1,48 (0,63 a 2,85)	2,85	4,33
DEVEY & HARKNESS	INGLATERRA	Ref (2)	1,34 (1,0 a 1,6)	1,92	3,26
LOCKETT & JENKINS*	INGLATERRA	appud Ref (2)	1,3 a 1,5	1,47 a 1,88	2,50 a 3,25
W.P.F.L.	INGLATERRA	appud Ref (2)	2,0		
JONG	BRASIL	Ref (3)	2,2	0,3	2,5

* ESTIMATIVAS BASEADAS EM DIETAS ALIMENTARES.

Em relação à contribuição de fósforo pelas indústrias, poucos são os dados disponíveis, porém alguns tipos de processos industriais, como por exemplo na indústria de acabamento de metais, nota-se que uma quantidade considerável de fosfato é utilizado no recobrimento de superfície, na anodização, na fosfatização, nas lavagens, nas decapagens e nos banhos em tambores.

Níveis de fósforo presentes em despejos não domésticos, observados na bacia Tâmis-Superior, na Inglaterra, são apresentados na tabela 3.2.

TABELA 3.2. NÍVEIS DE FÓSFORO DE VÁRIOS TIPOS DE DESPEJOS NÃO DOMÉSTICOS AMOSTRADOS NA ÁREA DE UPPER TAME MAIN DRAINAGE AUTHORITY (DA REF. 2).

TIPO DE DESPEJO INDUSTRIAL	Nº DE AMOSTRAS ANALISADAS	FAIXA DE CONCENTRAÇÃO DE P (mg/l)	VALOR MÉDIO P (mg/l)
LAVAGEM DE VEÍCULOS	71	0 - 113,0	4,3
LAVAGENS INDUSTRIAIS	15	0 - 10,4	2,6
ELETRO RECOBRIMENTO	60	0 - 53,2	5,3
DECAPAGEM	8	0,4 - 15,5	3,0
ANODIZAÇÃO	15	0,2 - 164,5	44,3
ACABAMENTO DE METAIS EM GERAL	5	0,1 - 0,6	0,4
BANHOS EM TAMBORES	4	0,4 - 10,4	4,3
PRODUÇÃO DE ALIMENTOS E BEBIDAS	7	0,4 - 5,0	2,2
FOSFATIZAÇÃO	7	0,3 - 17,1	6,0
DIVERSOS	9	0 - 4,5	1,0

De acordo com o EPA⁽⁴⁾, as principais fontes não domésticas de fósforo nos esgotos são despejos de: indústrias de processamento de batatas, fábricas de fertilizantes, de alimentação de animais confinados, indústria de acabamento de metais, laticínios, processamento de farinha, matadouros e frigoríficos e lavanderias comerciais. As quantidades de fósforo nesses despejos são muito variáveis.

Nos Estados Unidos, de acordo com Jenkins⁽⁵⁾, as concentração média de P nos esgotos é de cerca de 10 mg/l, enquanto Metcalf e Eddy⁽⁶⁾ consideram que esgotos fracos têm cerca de 4 mg P/l, esgotos médios têm cerca de 8 mgP/l e os esgotos fortes têm cerca de 15 mg P/l.

Em São Paulo, em média, a concentração de fósforo nos esgotos está entre 3 e 4 mg/l, atingindo por vezes valores de 7 a 8 mg/l, especialmente em épocas sem chuvas.

3.2. Tipos de fósforo nos esgotos

Os esgotos contêm uma mistura de compostos de fósforo, que incluem o ortofosfato dissolvido, fosfatos orgânicos dissolvido e particulado, fosfatos inorgânicos condensados e fosfatos inorgânicos particulados, seja precipitado ou adsorvido dentro dos sólidos. Durante o tratamento biológico dos esgotos, em ETEs, parte do fósforo particulado é degradado biologicamente e fosfatos inorgânicos condensados são hidrolizados a ortofosfato no esgoto bruto sendo associado com sólidos mais grosseiros, é removido na sedimentação primária, porém, essa parcela é relativamente pequena.

Os detergentes, que contribuem com fósforo para os esgotos, têm em sua formulação os polifosfatos, como "builders" e "condicionadores de água", que é tipicamente o tripolifosfato de sódio ($\text{Na}_5 \text{P}_3 \text{O}_{10}$). Outros componentes dos de-

tergentes são:

- . fosfato trisódico ($\text{Na}_3 \text{PO}_4$)
- . pirofosfato tetrasódico ($\text{Na}_4 \text{P}_2 \text{O}_7$)
- . tetrafosfato de sódio ($\text{Na}_6 \text{P}_4 \text{O}_{13}$)
- . hexametafosfato de sódio $\left[(\text{Na PO}_3)_6 \right]$

Estes compostos, hidrolizam a ortofosfato em apenas algumas horas no esgoto.

Os excretas humanos contêm vários compostos com fosfato orgânico, além do ortofosfato. A contribuição orgânica de P foi estimada por Thorpe et alii, citado por Gray⁽¹⁾, em apenas 2% a 6% do conteúdo total de P presente nos excretas.

Resultados de levantamentos de afluentes à ETE em Lough Neagh-Irlanda do Norte, indicaram que os esgotos contêm de 30% a 90% do fósforo como ortofosfato solúvel.

4. PROCESSOS GERAIS UTILIZADOS NA REMOÇÃO DE FÓSFORO

A remoção de fósforo dos esgotos consiste na sua conversão para a fase sólida seguida da remoção desta fase do fluxo dos esgotos. Os tratamentos biológicos convencionais de esgotos, dadas às características destes, não conseguem elevadas remoções de fósforo através da utilização de fósforo pelas necessidades metabólicas dos microrganismos dos processos. Nos processos biológicos de tratamento de esgoto, a conversão de fosfato solúvel para a forma particulada é através do crescimento microbiano e como um meio de crescimento biológico, os esgotos domésticos contêm fósforo em excesso às necessidades metabólicas normais dos microrganismos.

Em muitas circunstâncias, elevada eficiência de remoção de fósforo dos esgotos só era tida como possível pela utilização de métodos químicos de tratamento (normalmente precipitação química), seja em conjunto com ou substituindo o tratamento convencional constituído de decantação primária seguida de tratamento biológico. Baseado nesses fatos, os projetos de sistemas de tratamento de esgotos, onde se pretendia elevados níveis de remoção de fósforo, incluíam até meados da década de 70, métodos químicos de tratamento.

Os processos químicos para remoção de fósforo, têm sido como segue:

- Tratamento terciário - onde o processo químico é adicionado após o tratamento biológico;
- Tratamento combinado, onde o tratamento químico é feito em conjunto com a decantação ou tratamento biológico existentes em uma ETE.
- Novos processos - onde um novo sistema, diferente dos anteriores é utilizado para se obter um elevado grau de

remoção de fósforo, como um de seus principais objetivos.

Para a precipitação de fosfato, os cations comumente utilizados, e com maior sucesso, são Al^{+++} , Ca^{++} , Fe^{+++} e com menor uso o Fe^{++} .

Outros processos químicos de remoção de fosfato, e que podem efetuar a remoção de fosfatos juntamente com a de sólidos dissolvidos, incluem outros precipitantes, troca iônica e processos de membrana, que em geral são raramente utilizados e muito dispendiosos.

Ao final da década de 50 e início de 60, foram observadas na Índia e Estados Unidos, algumas ETEs de lodos ativados apresentando elevados níveis de remoção de fósforo. Essas ETEs tinham, em geral, em comum que o tanque de aeração era do tipo tendendo ao reator tubular (grande comprimento em relação à sua largura) e oxigênio dissolvido nulo à entrada do tanque de aeração. A partir dessas observações, iniciaram-se pesquisas no sentido de se conhecer as causas da remoção de fósforo com alta eficiência, sob determinadas condições, no processo de lodos ativados. Essas pesquisas, que levaram a fluxogramas modificados de sistemas de lodos ativados, sendo a remoção de fósforo obtida em sistemas biológicos, sem necessidade de produtos químicos, serão tratadas em capítulo à parte, neste trabalho.

5. REMOÇÃO DE FÓSFORO POR MODIFICAÇÃO DO PROCESSO DE LODO ATIVADOS - UMA REVISÃO

5.1. Generalidades

Da primeira publicação relativa à remoção de fósforo em excesso às necessidades metabólicas dos microrganismos, em alguns sistemas de lodos ativados, têm existido controvérsias sobre o mecanismo pelo qual se processa a remoção de fósforo em excesso. Existiam dúvidas se esse mecanismo é uma precipitação de compostos inorgânicos, embora com mediação biológica, ou se é biológico, através da formação biológica e acumulação de compostos de fósforo pelos organismos. Uma revisão dos trabalhos publicados apresenta maiores evidências que suportam a hipótese de que a remoção de P em excesso é normalmente via mecanismo biológico. Isto não implica que a precipitação de sais inorgânicos de P, devido a trocas químicas que resultam da ação biológica, por exemplo alcalinidade, acidez e pH, não ocorram. Tais precipitações inorgânicas certamente podem ocorrer, porém parece que no tratamento de esgotos domésticos através de um sistema de lodos ativados adequadamente projetado, dentro da faixa normal de pH, alcalinidade, acidez e concentração de cálcio no despejo, a remoção de P em excesso é principalmente via mecanismo biológico.

A apresentação dos trabalhos nesta revisão bibliográfica é semi-histórica; ela não apenas proporciona um registro da evolução de um conceito, mas também elementos para avaliar as contribuições de vários pesquisadores.

5.2. Evolução do conceito

5.2.1. Descoberta

De acordo com Levin e Shapiro⁽⁷⁾, foi Srinath, Sastry e Dilla (1959) na Índia e Alarcon (1961) nos U.S.A., que in dependentemente, primeiro deram atenção ao fenômeno que eles observaram em certos sistemas de lodos ativados de remoção de P do esgotos, em excesso daqueles níveis indi cados pelas necessidades metabólicas normais dos organismos do processo. Estes pesquisadores concluíram que, nas estações onde eles observaram a remoção de P em excesso, a eficiência da remoção parecia ser ligada à intensidade de aeração. Testes com amostras do conteúdo do tanque de aeração, indicaram que com aeração adequada reduções significativas de P, com concentrações finais próximas de zero, eram observadas. Entretanto, se a aeração prosseguisse ao longo do tempo, uma liberação para o líquido era observada. A Figura 1 mostra o comportamento da remoção de P em uma amostra do conteúdo de um tanque de aeração, submetida a uma aeração adequada em um recipiente em separado. Es ta foi apresentada por Srinath et al e é histórica como registro da primeira evidência de remoção biológica de P em excesso às necessidades metabólicas dos microrganismos no processo de lodos ativados.

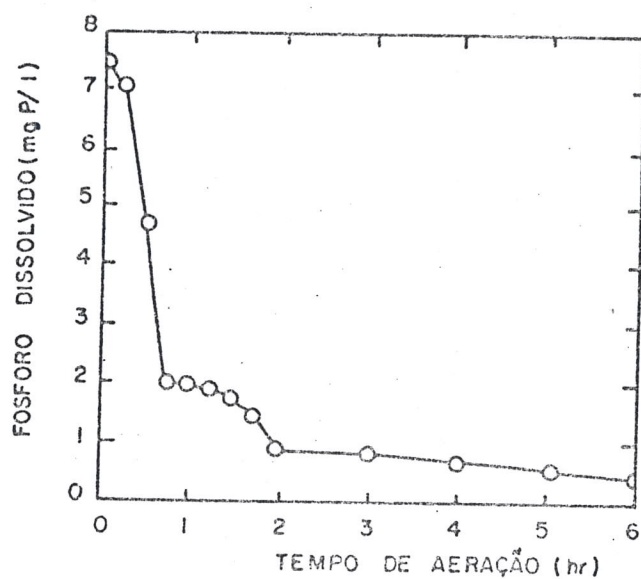


FIGURA 5.1 - Comportamento da remoção de fósforo ao longo do tempo, pela aeração de uma amostra do conteúdo do tanque de aeração de uma ETE com remoção de fósforo em excesso (Fonte - Ref.7).

5.2.2. "Captação" e liberação do fósforo

Em 1965, Levin e Shapiro⁽⁷⁾ apresentaram resultados de uma pesquisa sobre "captação" e liberação de P, tomando como hipótese básica que a "captação" de P é biológica, por intermédio da via metabólica normal para organismos aeróbios, ou seja, a sequência pela via de Embden-Meyerhof e ciclo de Krebs, particularmente o último, porque a "captação" de P ocorre em condições aeróbias. Além disso, eles notaram na literatura, referência de que alguns fungos, algas e bactérias estocavam fosfatos em cachos granulares chamados volutinas. Se o P pudesse ser estocado nesta forma, então a relação carbono/fósforo (C/P) normal para microrganismos não se aplicaria, e a remoção de P em excesso, por via biológica teria um justificativa aceitável.

Em trabalho experimental, Levin e Shapiro⁽⁷⁾ utilizaram amostras do conteúdo do tanque de aeração da Estação de Tratamento de Esgotos do Distrito de Columbia, U.S.A., operando com alta taxa, ou seja, com baixa idade do lodo. As amostras foram aeradas com e sem adição de esgotos, e ambas apresentaram remoção de P do líquido, porém, a eficiência e a taxa de remoção de P foram maiores para as amostras com adição de esgotos do que para aquelas sem tal adição, indicando que a adição de energia carbonácea promove a remoção. Se a aeração continuasse, a liberação de P para o líquido começava, como previamente observado por Alarcon em 1961, indicando que o P estocado estava associado à fração ativa do lodo (a respiração endógena reduz a massa ativa e o P estocado associado a ela será liberado). Em dois testes com o material obtido do mesmo tanque de aeração nos quais um era aerado e outro não, aquele aerado removeu P enquanto o não aerado liberou P. Levin e Shapiro⁽⁷⁾ sugeriram que isto poderia ser explicado pela "captação" do P para formação de ATP (Adenosina-tri-fosfato) pela fosforilação oxidativa.

tiva no ciclo de Krebs(aeróbio), com o oxigênio como aceptor de elétrons. Por outro lado, a via de Embden-Meyerhof, que permanece ativa sob condições anaeróbias com fosforilação do substrato, parece não ter sido implicada na remoção, porque o P foi liberado sob condições anaeróbias.

Porém Levin e Shapiro⁽⁷⁾ não apresentam qualquer comentário sobre as causas de liberação do P. Eles argumentaram que se o ciclo de Krebs está implicado na remoção então: (a) a tensão do oxigênio no conteúdo do tanque de aeração e (b) tóxicos que inibem a fosforilação oxidativa (durante aeração), deveriam afetar a remoção de P. Estas linhas foram então pesquisadas por eles⁽⁷⁾, conforme relatado a seguir:

(a) Tensão de oxigênio: experiências com o conteúdo do reator biológico de um sistema de lodos ativados, a diferentes taxas de aeração, realmente mostraram que quando estas eram baixas, a taxa de remoção de P era correspondentemente baixa, porém, conforme a taxa de aeração crescia, o mesmo ocorria com a taxa de remoção de P, porém esta aumentava a um ritmo decrescente, até atingir um valor máximo. Destas observações, surgiu a idéia de que a aeração inadequada deveria afetar adversamente a remoção de P, porém aeração além de uma certa taxa não melhoraria a remoção de P. Por outro lado, alta intensidade de aeração deve extrair CO₂ do líquido, com conseqüente aumento do pH, o que pode causar a precipitação de fosfato de cálcio. Para verificar se a alta taxa de aeração propicia ou não a precipitação, Levin e Shapiro⁽⁷⁾ aeraram 5 frascos do conteúdo do tanque de aeração, nos quais o pH foi controlado de modo a manter valores fixos de 5, 6, 7, 8 e 9 respectivamente. Os resultados das cubas de pH mais altos revelaram interesse particular: a pH 7 e 8, a taxa de remoção de P foi rápida, enquanto que a pH 9 a taxa de remo-

ção foi significativamente menor. Normalmente, seria de se esperar que, se a precipitação fosse devida à formação de fosfato de cálcio, a taxa de remoção deveria ser maior a pH 9 do que a pH 8. Observando-se o oposto, concluiu-se que o mecanismo de remoção não foi o de precipitação. (Existe evidência de espécies de precipitação de fosfato de cálcio com um baixo produto de solubilidade, que se forma a pH entre 7 e 8, porém, sua taxa de formação é extremamente baixa na presença de matéria orgânica).⁽⁸⁾

(b) Inibição: com respeito ao efeito de substâncias tóxicas ou inibidoras, é bem conhecido que o 2,4-dinitrofenol inibe a fosforilação oxidativa (mas não a fosforilação redutiva). Levin e Shapiro⁽⁷⁾ observaram que em amostras do conteúdo de câmaras de aeração com e sem dinitrofenol, a amostra com o inibidor não apresentou absolutamente qualquer remoção, enquanto a amostra sem o inibidor removeu todo o P. Isto indicou que quando o ciclo de Krebs é inibido, não ocorre a remoção de P, sugerindo que o mecanismo é biológico.

O trabalho pioneiro de Levin e Shapiro⁽⁷⁾ vem sendo verificado e ampliado por um grande número de pesquisadores: Sekikawa, Nishikawa, Okazaki e Kato (1966), citados por Marais et alii⁽⁸⁾ observaram que o fosfato solúvel líquido aumenta se:

(a) existir uma deficiência de "nutrientes" (energia de carbono), isto é, quando a amostra é aerada por um longo tempo sem adição de DQO;

(b) a aeração for suprimida, isto é, em condições anaeróbias;

(c) uma substância tóxica, tal como K_2CrO_4 for adicionada ao conteúdo do reator biológico.

Marais et alii⁽⁸⁾ citam que o efeito inibidor de 2,4-dinitrofenol na "captação" de P tem sido repetidamente con

firmado mais recentemente, por vários pesquisadores, como por exemplo, Yall, Broughton, Knudsen e Sinclair (1970), Fuhs e Chen (1975) e Rensink, Donker e de Vries (1981). Em geral, em ensaios com amostras tomados de reatores apresentando remoção de P, se o fenol é adicionado de 1 a 2 mM/l e aerado, ou a captação de P é inibida ou pode ocorrer uma liberação de P durante a aeração. Isto é bem ilustrado na Figura 5.2, tomada de Rensink et alii citado por Marais et alii (8).

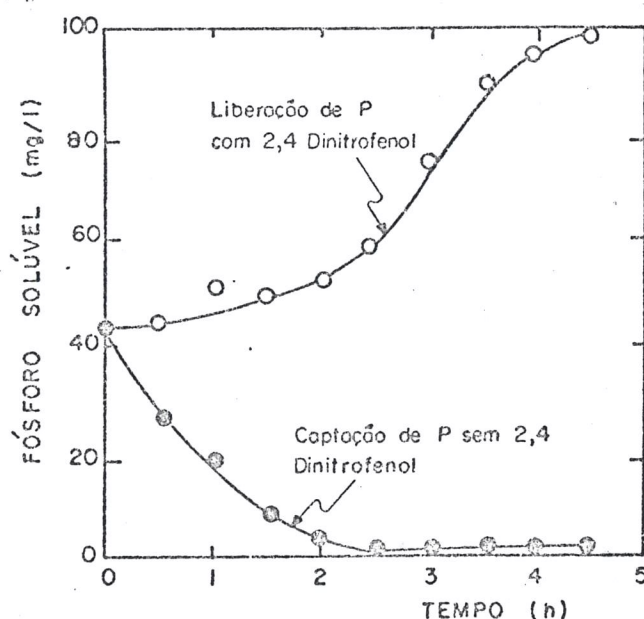


FIGURA 5.2 - Efeito da adição de 2,4 dinitrofenol na remoção de fósforo em uma amostra sob aeração, previamente submetida a anaerobiose, observados por Rensink et alii em 1981 (Fonte - Ref.8)

A conclusão de Levin e Shapiro⁽⁷⁾, de que a remoção de P não é físico-química, foi investigada por vários pesquisadores conforme citado por Marais et alii⁽⁸⁾.

(a) "Yall et alii (1970) estudaram a remoção de P, pela adição de ^{32}P e ^{45}Ca radioativos, em suas experiências. Suas

conclusões, entre outras, foram de que a precipitação de fosfato de cálcio foi pouco importante na remoção de P em excesso";

(b) "Barnard (1976) em uma experiência onde o pH, em sistema "Bardenpho" foi elevado, não encontrou aumento significativo na remoção de P em excesso, como seria de se esperar se o mecanismo de remoção de P fosse físico-químico". O sistema Bardenpho é mostrado na Figura 5.3;

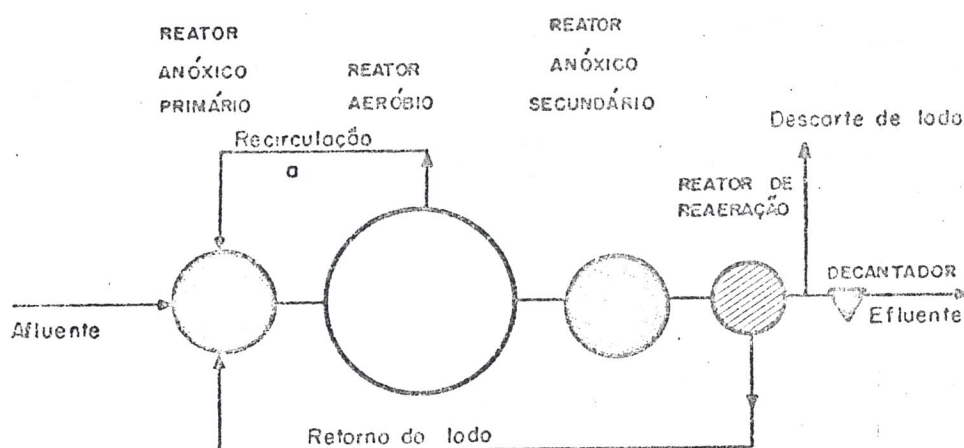


FIGURA 5.3 - Esquema do sistema BARDENPHO, para o tratamento de águas residuárias, com remoção de nitrogênio e fósforo (Fonte - Ref.8)

(c) "Hoffman e Marais (1977) montaram 2 sistemas de lodos ativados idênticos, compostos de 2 reatores em série, em escala de laboratório, sendo um operado em condições anó

xico-aeróbio (isto é, nitrato estava presente no reator anóxico) e o outro aeróbio-aeróbio, e conduziram ensaios em batelada com os conteúdos dos tanques de aeração desses sistemas. No ensaio com material do sistema aeróbio-aeróbio, subindo o pH para 7,3 e então baixando-o para 6,0, eles observaram que: aumentando-se o pH, a concentração de ambos, Ca e P no líquido foram reduzidas na relação molar aproximada de $Ca / P = 3$ e, baixando-se o pH, Ca e P aumentaram novamente na mesma relação. Eles concluíram que o fenômeno foi provavelmente precipitação e dissolução respectivamente de fosfato de cálcio mineral, embora a relação Ca/P não tenha se comportado de acordo com qualquer fosfato de cálcio mineral conhecido. Fazendo um balanço de massa de P através do processo contínuo, tendo em conta as necessidades de P para o metabolismo básico e para precipitação, conforme observado nos ensaios em batelada, foi possível computar a remoção de P no sistema aeróbio-aeróbio, mas não no sistema anóxico-aeróbio. Este último sistema sempre apresentou maior remoção de P, independentemente do pH de operação do sistema ser 7,3 ou 6,0 e a relação Ca / P foi sempre muito menor que 3. Além disso, notou-se, por vezes, que quando o pH do sistema era baixado rapidamente de 7,3 para 6,0, a concentração de Ca no efluente podia exceder àquela do afluente e concomitantemente a remoção de P era reduzida; este comportamento indicou que o fosfato de cálcio que havia precipitado a pH mais alto, dissolvia-se a pH mais baixo. No geral, entretanto, para este afluente (baixa alcalinidade e $Ca = 40 \text{ mg/l}$), a precipitação de fosfato de Cálcio a pH 7, poderia ser responsável por aproximadamente 1 mg P/l apenas; a maior remoção foi considerada devida ao fenômeno biológico de remoção de P em excesso. É de interesse ressaltar que, independentemente de se ter condições anóxicas ou anaeróbias no primeiro reator, algum excesso de P sempre foi removido. Geralmente, para o sistema aeróbio-aeróbio, a concentração de P na massa at

va era de cerca de 3%, para anóxico-aeróbio cerca de 6%, e se anaeróbio-aeróbio, desde que outras condições sejam satisfeitas, pode variar de 6% a 35%. A concentração de P no resíduo endógeno e no material volátil inerte, era de cerca de 1,5%;

(d) "Rensink et alii (1981)"^(apud 8) demonstraram claramente a total falta de associação entre Ca e P em sistemas de lodos ativados com remoção de P em excesso atribuível a mecanismo biológico. Eles operaram um sistema com reator biológico composto de dez compartimentos em série, com os cinco primeiros sem aeração e o retorno de lodo do decantador secundário, direto para o primeiro compartimento. O sistema foi operado com idade de lodo $\theta_c = 5,3$ dias, a 14°C e não se obteve qualquer nitrificação, sendo portanto os cinco primeiros compartimentos anaeróbios. A Figura 5.4 mostra as concentrações de P, Ca e Mg, no líquido, através do sistema. Evidentemente o aumento e decréscimo do P solúvel foi independente da concentração de Ca, de modo que o comportamento do P não pode ser atribuído à dissolução e precipitação de fosfatos minerais.

Em 1967, Shapiro^(apud 8), Shapiro, Levin e Zea⁽⁹⁾ dedicaram atenção à liberação de P sob condições anaeróbias. Eles verificaram que:

(a) nas observações anteriores de Levin e Shapiro⁽⁷⁾, embora tivesse "captação" de P durante a aeração, o P era novamente liberado durante condições anóxicas (anaeróbias) isto é, captação e liberação eram reversíveis;

(b) a liberação de P era induzida por uma falta de oxigênio e/ou um baixo potencial de oxi-redução, mas, desses dois, eles concluíram que a liberação parecia ser controlada mais pelo potencial de oxi-redução do que pela tensão de oxigênio. Shapiro^(apud 8) observou que rápida liberação parecia ser bem caracterizada quando o potencial

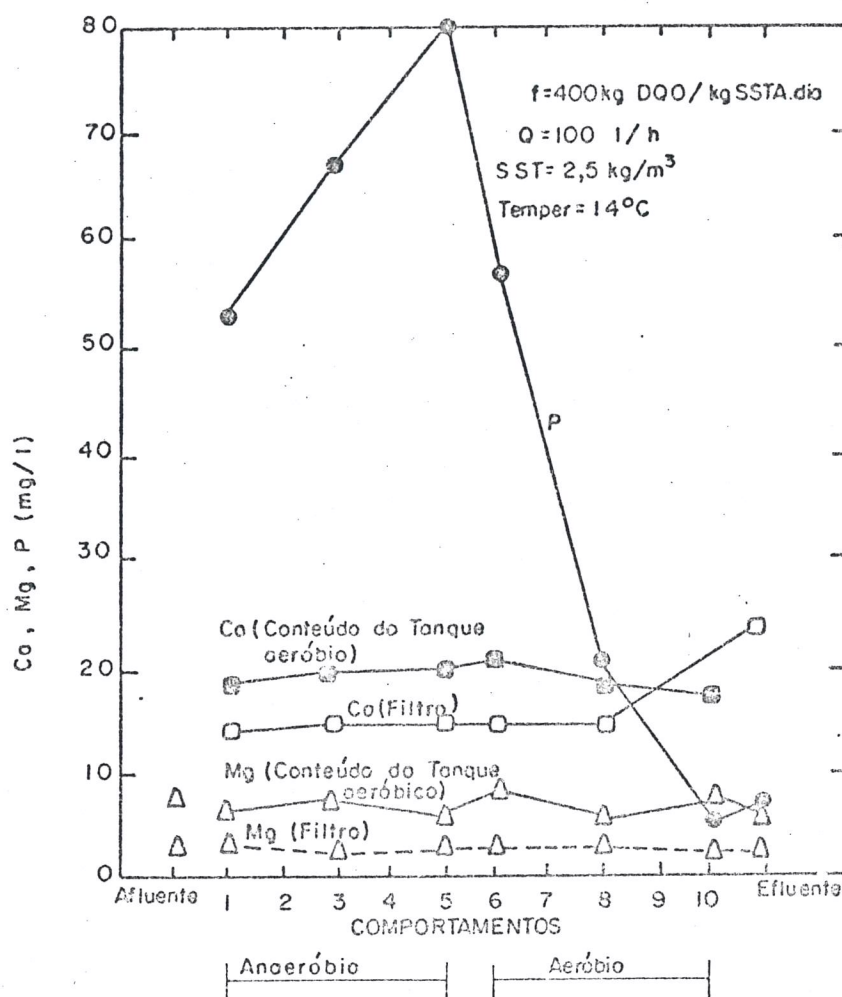


FIGURA 5.4 - Comportamento das concentrações de P e Ca em um sistema com dez compartimentos em série, com os cinco compartimentos iniciais aeróbios, para demonstrar a falta de associação entre P, Ca e Mg, na remoção de P em excesso, de acordo com Rensink et alii (Fonte - Ref.8)

de oxi-redução caia para - 150 mV;

(c) em ensaios em batelada o P parecia ser liberado basicamente da fração ácido-solúvel das células do lodo, e a um grau mínimo das frações RNA e DNA proteicas; em geral a proteína total praticamente não foi afetada;

(d) durante anaerobiose, a parte da liberação de P observada, a DBO do líquido modificou relativamente pouco, e o TKN solúvel também não mostrou variações sensíveis nos 40 minutos iniciais, porém, depois aumentou rapidamente, em sua maior parte na forma de NH_3 . O comportamento desses três parâmetros durante ensaios descontínuos é apresentado na Figura 5.5.

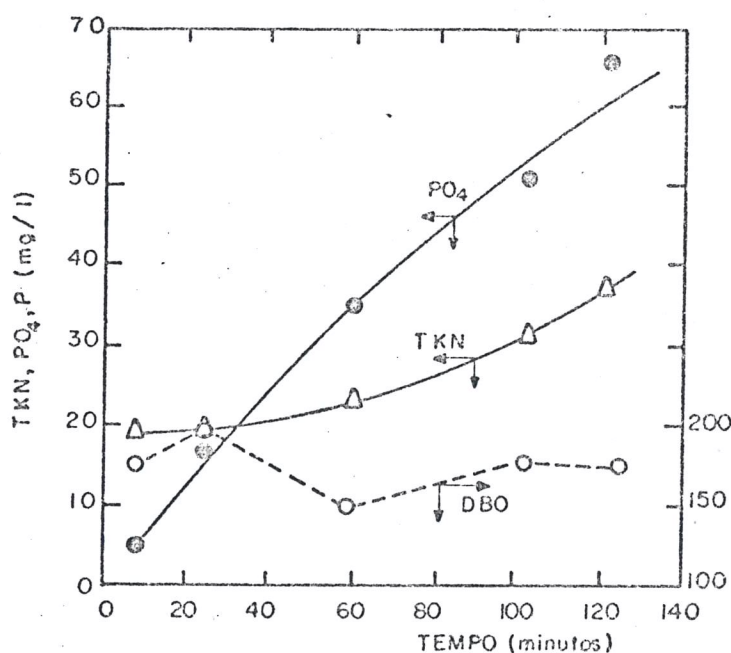


FIGURA 5.5 - Variações de DBO solúvel, TKN e P em uma batelada do conteúdo de tanque de aeração, quando submetida à condição de anaerobiose, de acordo com Shapiro (1967) (Fonte - Ref. 8)

Existem vários aspectos das observações de Shapiro (apud 8) e Shapiro, Levin e Zea⁽⁹⁾ que mereceram discussão por parte de Marais, Loewenthal e Siebrietz⁽⁸⁾ e que são a seguir relatados:

(a) reversibilidade da "captação" e "liberação" do P : Wells⁽¹²⁾ (1969), citado por Marais et alii⁽⁸⁾ usando material do tanque de aeração da estação de tratamento de esgotos de San Antonio, Texas - USA (a qual apresentava remoção de P em excesso), verificou que em uma amostra sequencialmente aerada durante o dia e deixada sem aeração durante a noite, o P era "captado" durante o dia e liberado durante a noite, mas a "captação" decrescia progressivamente a cada ciclo (Figura 5.6.). Plotando "captação" de P, contra a massa ativa relativa de microrganismos para cada dia, Marais, Loewenthal e Siebrietz⁽⁸⁾ obtiveram um resultado interessante, onde a captação de P parece ser relacionada linearmente com a massa ativa. Este comportamento típico é mais indicativo de um mecanismo biológico do que físico-químico, e indica que a "captação" biológica de P é limitada pela massa ativa, embora os fatores que controlam a magnitude da "captação" não tenham sido identificados (ver Figura 5.7.)

(b) Potencial de oxi-redução: Marais et alii⁽⁸⁾ consideram o potencial de oxi-redução, como parâmetro controlador da liberação de P, como ilusória, baseado no que se segue. Em amostras de lodo de estações com idades de lodos altas, o P não é imediatamente liberado quando o oxigênio dissolvido cai a zero; a liberação pode apenas iniciar após decorrido um certo tempo. Por outro lado em amostras de lodo misturados com despejo afluente, a liberação é virtualmente imediata quando o OD é nulo. Consequentemente, na explicação dada por Shapiro e colaboradores, não é o OD por si mas o potencial de oxi-redução que necessita ser diminuído a um valor suficientemente baixo antes do P ser liberado, embora o mecanismo de liberação não seja descrito. Barnard (1975-a)^(apud 8) e Siebrietz, Ekama e

Marais (1980) (apud 8) seguiram Shapiro e colaboradores para verificar a explicação da liberação de P e concluíram que não há evidência para suportar a hipótese de que o potencial de oxi-redução controla a liberação de P. De ensaios em batelada de lodo misturado com despejo, eles observaram que em todos os casos, exceto um, a liberação sempre teve início tão logo o OD atingisse zero, porém a redução do potencial de oxi-redução demorava de 40 a 60 minutos. Eles concluíram que o potencial de oxi-redução é apenas fracamente ligado à liberação de P. As últimas trocas no potencial de oxi-redução observadas por Randal et al (apud 8) muito provavelmente são devidas ao início da fermentação, na qual o CO_2 ou talvez H^+ no líquido começa a servir como aceptor de elétrons e, portanto, ocasionando a troca do potencial de oxi-redução evidente no líquido. Marais, Loewenthal e Siebrietz (8) consideram que as causas da liberação de P necessitam ser procuradas dentro dos organismos, como será discutido posteriormente.

(c) Insensitividade da DBO solúvel: de acordo com Marais et alii (8) a insensitividade da DBO solúvel sob condições anaeróbias, na liberação de P como reportado por Shapiro (apud 8) não é inesperada. Dold, Ekama e Marais (10) em seu modelo de morte-regeneração para o metabolismo bacteriano concluíram que durante a morte dos organismos, os produtos da lise são particulados e ficam "presos" à massa de lodo ou são adsorvidos dentro da fração ativa da massa, e consequentemente esses produtos não refletem nas determinações de DBO e DQO da amostra filtrada. O fato que Shapiro (apud 8) relatou no sobrenadante filtrado o NH_3 aumentou após 40 minutos (Figura 5.5), indica que o TNK particulado (ou proteína) deixado livre pela morte e lise dos organismos começa a ser "decomposto" para NH_3 por ação anaeróbia, e/ou destruição anaeróbia direta de alguns organismos que começou a ocorrer devido à mudança qualitativa na população, de facultativa

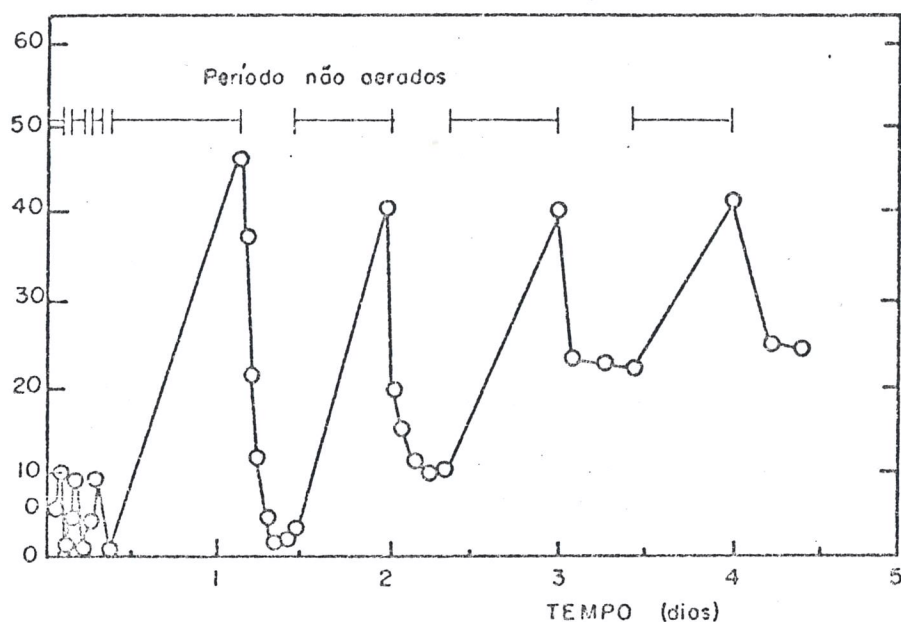


FIGURA 5.6 - "Captação" e "liberação" de P em um teste em batelada sob período alternados com aeração e sem aeração, com lodo proveniente de um sistema de lodos ativados de alta taxa, de acordo com Wells, em 1969 (Fonte-Ref.8)

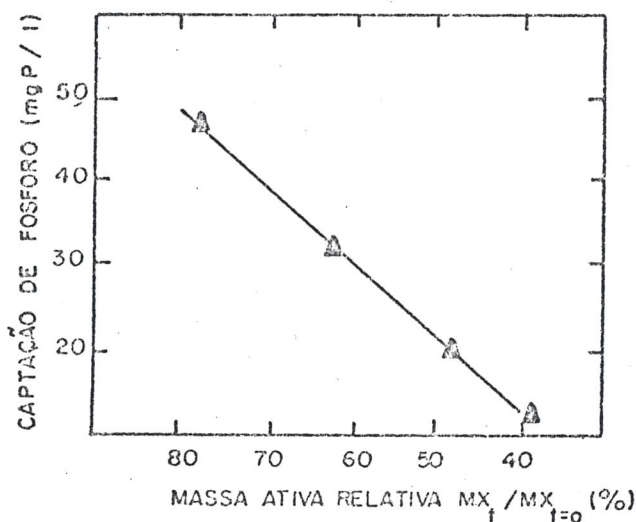


FIGURA 5.7 - Relacionamento entre "captação" de P e a porcentagem de massa ativa em relação à massa ativa inicial, do teste em batelada referido na fig.5.6, obtidos por cálculos de Marais, Loewenthal e Sibrietz (Fonte Ref.8)

para anaeróbia. Esta explicação não é inconsistente com as últimas trocas no potencial de oxi-redução observadas por Randal et al^(apud 8).

5.2.3. Organismos acumuladores de fósforo

Em 1975 Fuhs e Chen⁽¹¹⁾ apresentaram os resultados de uma pesquisa sobre a remoção de P em excesso, iniciada em 1973. Eles partiram das hipóteses: (a) se a remoção de P em excesso é biológica, algum(s) organismo(s) no lodo necessitam ser capazes de acumular P, e (b) uma sequência anaeróbia-aeróbia é importante de alguma maneira, porém, ainda não definida.

Em um trabalho preliminar, eles utilizaram um sistema de laboratório, de lodos ativados, aeróbio o qual foi operado durante alguns anos, utilizando-se de um substrato sintético. Eles modificaram o sistema, de modo a operar em ciclo anaeróbio-aeróbio por duas semanas, porém, não obtiveram qualquer evidência de remoção de P em excesso. Examinando microscopicamente os organismos de lodo após a separação adequada de linhagens, eles concluíram que este comportamento não era inesperado, porque apenas poucos organismos no lodo eram capazes de acumular polifosfato. Após isto, eles estudaram amostras das ETEs-Black River de Baltimore e Seneca Falls-USA, uma vez que estas ETEs apresentavam remoção de P em excesso. As amostras de lodo foram estocadas na noite após a coleta, sem aeração e, no dia seguinte, esgoto não sedimentado das respectivas ETEs foi adicionado às correspondentes amostras de lodo, e aeradas por 4 horas (a quantidade de esgoto adicionada representava uma carga de DQO bastante alta, por unidade de massa de lodo). Uma queda bem marcante na concentração de P, de cerca de 32 mg/l para aproximadamente zero foi observada durante as 4 horas. Estocagem subsequente da amostra não aerada por 20 horas causou a liberação de P dando 40 mg P/l no líquido. Testes

pararelos, onde em uma amostra foram mostrados 2 mM/l de 2,4 dinitrofenol, indicou inibição virtualmente completa no mecanismo de captação de P durante aeração. Exames microscópicos do lodo, tomados durante a aeração indicaram um acúmulo intracelular de polifosfato inorgânico em algumas bactérias. Durante as 20 horas subsequentes, com anaerobiose, as inclusões desapareceram e a concentração de P no líquido aumentou. Ciclos repetidos de aeração (4 h) e anaerobiose (20 h) indicaram que "captação" e "liberação" de P eram associados, e quando a liberação de P era alta, também o era a "captação" subsequente; quando a "liberação" de P era bem pequena ou nula (mesmo após 20 h de anaerobiose) também o era a "captação" subsequente. Geralmente, "liberação" e "captação" de P decresceram conforme o número de ciclos aumentou.

Estudos microscópicos dos organismos que acumulam P indicaram que as acumulações foram específicas para um tipo morfológico de bactéria. De uma série de testes de identificação, Fuhs e Chen⁽¹¹⁾ concluíram que os organismos associados com a cumulação de P pertenciam ao gênero Acinetobacter. Amostras de cultura pura destes organismos, alimentadas com acetato, quando submetidas ao ciclo anaeróbio-aeróbio apresentaram um comportamento muito semelhante àquele com amostras do conteúdo do tanque de ETES com remoção de P em excesso. No terceiro ciclo nenhuma "liberação" de P foi obtida durante o período anaeróbio e no período aeróbio subsequente uma liberação lenta foi observada. Entretanto quando acetato foi adicionado durante o período aeróbio final, rápida "captação" de fósforo ocorreu novamente.

Conforme relatado por Marais et alii⁽⁸⁾ a eventual "liberação" lenta de P, mesmo sob condições aeróbias não é inesperada; em outros trabalhos (Figura 5.6) foi notado, que a "captação" e "liberação" de P decresce com o aumento do número de ciclos. Se continuado por tempo suficientemente longo então, consistentemente, pequena ou nenhuma "liberação"

e "captação" deveria ser observada dentro da sequência cíclica. A "liberação" sob condições aeróbias poderia então ser creditada à maior perda de P do lodo devido à condição endógena, do que devido à remoção em excesso. Com respeito à captação de P, quando da adição de acetato, aceitando-se que a "liberação" e a "captação" estão ligadas, como sugerido por Fuhs e Chen⁽¹¹⁾, então a "captação" encontra explicação em que o período anaeróbio precedente "condiciona" a massa de lodo para "captação" quando a fonte de energia de carbono se torna disponível. (Deveria ser notado que a "captação" de P quando da adição do acetato é possivelmente exagerada devido à massa de organismos da cultura pura; em culturas mistas o efeito poderia ser muito menor devido à competição pelo acetato, por outros microrganismos).

Assumindo o trabalho de Fuhs e Chen⁽¹¹⁾, Marais et alii⁽⁸⁾ ressaltam os importantes aspectos que se seguem:

(a) embora não explicitamente estabelecido, eles⁽¹¹⁾ foram os primeiros a propor uma possível ligação entre liberação de P e sua posterior "captação";

(b) eles⁽¹¹⁾ implicaram um grupo de organismos, do gênero Acinetobacter, como responsável pela "captação" e "liberação" de P;

(c) eles⁽¹¹⁾ sugeriram que o crescimento do Acinetobacter foi como resultado da sequência anaeróbia-aeróbia; em suas próprias palavras "Condições anaeróbias precedendo aerobiose em tratamento de esgotos ... poderia bem ser relacionado ao aparecimento de Acinetobacter"; e

(d) eles⁽¹¹⁾ especularam sobre um modelo bioquímico que explicou o crescimento do Acinetobacter de maneira mais explícita do que Shapiro^(apud 8). Novamente em suas próprias palavras: "A principal função do tratamento anaeróbio ... é estabelecer uma microflora facultativamente anaeróbia ... Durante anaerobiose esta flora tenderia a produ

zir compostos tais como etanol, acetato e succinato que servem como fonte de carbono para o Acinetobacter ... sem anaerobiose, uma população obrigatoriamente aeróbia é mais provável de se desenvolver, e os produtos intermediários não seriam formados. Acinetobacter, que não podem atacar açúcares ou polisacarídeos (por ex. eles não podem utilizar glicose, um substrato rapidamente biodegradável) e são passíveis de sofrerem forte competição para a utilização de aminoácidos, então não se desenvolveriam".

Os mecanismos anteriormente, devidos a Fuhs e Chen⁽¹¹⁾, entretanto, são sujeitos a restrições conforme apresentado por Marais et alli⁽⁸⁾: o argumento de que a função do período anaeróbio é produzir produtos intermediários, os quais podem ser utilizados pelo Acinetobacter na fase aeróbia, não explica porque o Acinetobacter parece crescer preferencialmente em sistemas anaeróbio-aeróbio. Estes organismos ao entrarem na fase aeróbia ainda estariam sujeitos à mesma competição com outros organismos, como se esses produtos intermediários fossem adicionados de fontes externas ao sistema aeróbio. Os argumentos deles também não explicam porque uma sequência anaeróbia-aeróbia parece ser essencial para a "captação" de P. Sob condições aeróbias estacionárias, Harold^(apud 8), por exemplo, observou que Aerobacter aerogenes (um organismo que também pode acumular P), acumulou apenas um mínimo de P, o que indica que alguma situação de "pressão" no ciclo anaeróbio-aeróbio induziria a "liberação" e "captação" de P. Entretanto, a despeito destas questões não resolvidas Fuhs e Chen⁽¹¹⁾ demonstraram claramente que o ciclo de fases anaeróbia-aeróbia deu origem a um lodo com organismos específicos para "captação" e "liberação" de P, ainda que as razões para isso não fossem conhecidas.

É de interesse notar que em 1967 Wells⁽¹²⁾ já chegara à conclusão que o lodo em ETEs com remoção de P em excesso di-

feriam daqueles de estações sem tal remoção em excesso. Ele afirmou: "A rápida captação de P pelo lodo da ETE Rilling Road e a quase completa ausência de remoção pelos lodos das ETEs Leste e Oeste, quando operando em condições idênticas, indicam uma diferença fundamental na natureza própria dos lodos acima das diferenças das estações que produziram os lodos".

Osborn e Nicholls (1977), citados por Marais et alii⁽⁸⁾ indicaram que além do Acinetobacter, um grande número de organismos capazes de acumular P têm sido relatados na literatura. Além disso, em estações com remoção de P, como as projetadas na África do Sul, têm sido repetidamente observado que uma quantidade considerável de P é "captada" no reator anóxico que recebe o efluente do reator anaeróbio; o Acinetobacter, sendo aeróbio obrigatório, deveria encontrar no reator anóxico uma atuação desfavorável para o seu crescimento, sugerindo portanto, que as bactérias desnitrificadoras facultativas devem também incluir organismos que acumulam P e influir no processo de remoção de P.

A respeito do Acinetobacter, existem poucas dúvidas de que este organismo é bem importante na remoção de P em excesso. Osborn e Nicolls (1977) citados por Marais et alii⁽⁸⁾, estudando estações de lodos ativados na região de Johannesburg-África do Sul notaram a presença de organismos do tipo Acinetobacter em todas as ETEs com zonas anaeróbias. Resink et al (1981)^(apud 8) observaram o aumento de organismos acumuladores de P em estações operando sob condições anaeróbia-aeróbia com consequente aumento na remoção de P.

Buchan (1981)^(apud 8) pesquisou a morfologia dos organismos acumuladores de fosfato e a composição química do P acumulado. De amostras do conteúdo do tanque de aeração obtidas das ETEs Brits, Goudkoppie, Umhlatuzana (na África do Sul) e de sistemas de laboratório, todos com remoção de P em excesso, ele positivamente identificou que todos esses sis

CETESB - COMISSÃO TÉCNICA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

temas tinham organismos do grupo Acinetobacter. Para investigar quando este grupo bacteriano é de fato apto a acumular grandes quantidades de P, ele fez crescer culturas puras de espécies deste grupo sob condições de testes em batelada. Seus resultados indicaram que o Acinetobacter pode acumular P até acima de 30% da massa de organismos. Ohsumi, Shoda e Uduka (1980), Shoda, Ohsumi e Uduka (1980) e Lawson e Tonhazy (1980), todos citados por Marais et alii⁽⁸⁾ pesquisaram culturas puras do grupo Acinetobacter e todos encontraram que o grupo pode acumular P até acima de 20% em massa.

Lawson e Tonhazy (1980) (apud 8) e Buchan (1981) (apud 8) utilizando um microcôscpio eletrônico de varredura confirmaram as observações de Harold (1966) de que inclusões celulares metacromáticas (volutina) eram ricos em P. Buchan notou uma consistente associação de P e Ca nas inclusões ricas em fosfato, indicando que o Ca pode ser uma necessidade essencial para acumulação biológica de fosfato, de modo que Ca é importante não apenas para precipitação de fosfato de cálcio inorgânico, mas também para remoção biológica de P em excesso.

5.2.4. "Liberação" de fósforo com pré-requisito

Ao final da década de 60 e início de 70, quantidades consideráveis de dados foram coletados de ETES de lodos ativados com remoção de P em excesso. Todas estas estações eram do tipo convencional, isto é, com reatores longos tipo pistonado, aeração graduada do início para o final, e todas eram operadas com alta taxa, ou seja, com baixas idades de lodo, variando de 1,5 a 6,0 dias. O retorno de lodo (quando dado) variava de 0,25:1 a 0,50:1. Medições de P dissolvido ao longo do tanque de aeração mostraram caracteristicamente valores de P superiores ao do afluente desde a entrada do tanque (indicando liberação) até o ponto onde a concentra -

ção de OD se tornava positiva, e a partir daí havia uma rápida queda em P, indicando remoção até a saída do tanque, conforme mostrado na Figura 5.8.

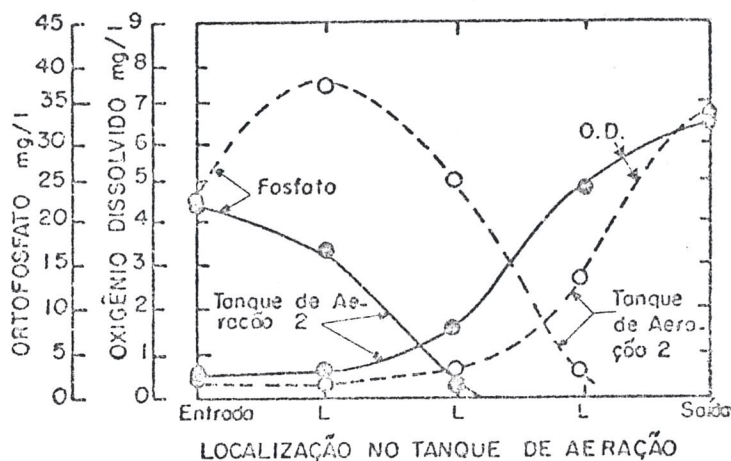


FIGURA 5.8 - Concentrações típicas de ortofosfato e oxigênio dissolvido ao longo de um tanque de aeração tendo ao tipo pistonado, de uma ETE de lodos, de acordo com Scalf et alii (1969)⁽¹³⁾ (Fonte Ref.8)

De modo geral, foi aceito que a liberação de P foi devida à falta de oxigênio dissolvido causada pela alta demanda de oxigênio próximo à entrada do tanque, porém nenhum significado especial foi dado a isto além da possível redução de P pelo processo, se a liberação de P iniciasse no decantador secundário. As publicações enfocaram principalmente a remoção de P e, em particular, o efeito da intensidade da aeração à saída do tanque de aeração na taxa de remoção; Milbury et alii⁽¹⁴⁾, por exemplo, notaram que aeração reversa, isto é, maior intensidade de aeração à saída do que na entrada produzia uma melhor remoção de P. Entretanto, o regime de escoamento pistonado, por si, foi reconhecido como conduzindo à remoção de P e Mulbury et alii⁽¹⁴⁾, de acordo com isso, recomendaram a relação comprimento/largura de 25:1 para o projeto de reatores biológicos. Alimentação escalonada para o reator biológico, positivamente deve ser evitada; quando operaram com alimentação escalonada, Milbury

et alii ⁽¹⁴⁾ observaram uma rápida perda da capacidade de remoção de P. Como alimentação escalonada proporciona um regime de escoamento próximo ao de mistura completa, reatores biológicos com este tipo de mistura também não são recomendados. Uma observação posterior, que deve ser notada, foi que o filtrado do lodo digerido dessas estações necessitam de tratamento para remoção de P antes de retornar ao início da ETE para tratamento posterior: se isso não fosse feito as estações perderiam eficiência na remoção de P, embora "liberação" e "captação" de P continuassem como antes. Esta observação é importante porque ela indica que o lodo tem uma capacidade limitada de acumular P, uma observação que dá suporte à hipótese de remoção de P em excesso por via biológica contra a hipótese de via físico-química.

As observações sobre o comportamento destas ETES foram de importância significativa na evolução do conceito de remoção de P em excesso. Descrições do comportamento das estações geralmente exibiu nítidas revelações; embora elas não tenham conduzido imediatamente a soluções básicas, elas influenciaram todas as pesquisas subsequentes e serviram, e ainda servem, como medidas em função das quais várias hipóteses de remoção de P em excesso podem ser avaliadas.

A primeira hipótese de que a "liberação" de P pode ser um pré-requisito para remoção de P em excesso, foi como já visto, devida a Fuhs e Chen ⁽¹¹⁾. Entretanto, é devida a Barnard ⁽¹⁵⁾⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾ uma afirmação explícita sobre esse efeito. Ele propôs a hipótese de que, para remoção de P em excesso, o conteúdo do reator biológico necessita ser submetido a um estado anaeróbio em algum ponto no processo, de tal intensidade que a liberação de P seja obtida. Barnard chegou a esta hipótese ao testar, em planta piloto, um sistema Bardenpho (ver Figura 5.3) de 4 reatores (com nitrificação/desnitrificação), com tempos de detenção nominal de 2 h no anóxico primário, 6 h no aeróbio, 3 h no anóxico secundário e 1 h no reator de reaeração respectivamente, operados a uma idade

do lodo longa, porém, não especificada, com um retorno do conteúdo do reator aeróbio para o anóxico primário de 4:1 e retorno de lodo de 1:1. Com uma concentração total de P no afluente de 9 a 12 mg/l ele notou que a concentração - de P no filtrado nos 4 reatores foram tipicamente 2,5; 2,5; 30 a 0,3 mg/l, indicando uma liberação maciça no se gundo reator anóxico e uma "captação" maciça no reator de aeração. Marais et alii⁽⁸⁾ em sua revisão sobre remoção de P em sistemas de lodos ativados, lembram que em todos os trabalhos subsequentes, de vários pesquisadores, nenhu ma liberação de P no reator anóxico secundário foi relata da, mesmo que não se tenha nitrato presente. Barnard⁽¹⁵⁾ também concluiu que a magnitude da remoção de P era muito adversamente afetada pelo nitrato; conforme aumentava o nitrato no efluente a remoção de P diminuía. O confuso e feito de nitrato, inicialmente notado por Barnard, daí em diante passou a ser uma fonte constante de dificuldade em todas as pesquisas com processos de nitrificação, des-nitrificação e remoção de P.

Do conhecimento adquirido com a experiência acima referida, e após revisão da literatura, Barnard⁽¹⁷⁾ afirmou: "As discussões já apresentadas levam à inevitável conclusão - de que o lodo retornado do fundo do decantador secundário, ou o conteúdo do reator biológico necessita passar atra vés de uma fase anaeróbia onde a demanda de oxigênio exce da o suprimento de ambos, oxigênio ou nitrato, em algum estágio, exceto o estágio final antes da clarificação, on de deve haver aeração. Nesta zona ou estágio anaeróbio, um certo grau de anaerobiose, ou um certo nível mínimo do potencial de oxi-redução deve ser atingido. A este nível do potencial de oxi-redução os fosfatos serão liberados pa ra o líquido na forma de ortofosfato dissolvido e embora possa ser difícil medir o potencial de oxi-redução, seria uma maneira simples de controle medir a liberação de fosfatos na zona anaeróbia, como um meio de se saber que as condições necessárias para a remoção de fosfatos predomi-

nam".

Referindo-se a relatórios de pesquisas anteriores em ETEs americanas com altas taxas de remoção de P, Barnard ⁽¹⁷⁾ foi levado à conclusão de que o único fato comum em todas as estações, que poderia ser responsável pela remoção de fosfatos era a criação intencional ou não de uma zona anaeróbia na estação, ao contrário de uma zona anóxica. O lodo, ou o conteúdo do reator passando através dessa zona anaeróbia então liberaria fosfato para a solução na forma de ortofosfatos.

Para atingir o pré-requisito de baixo potencial de oxidação para liberação de P mais expeditamente, Barnard ⁽¹⁷⁾ propôs o processo PHOREDOX (ver Figura 5.9). Ele modificou o processo Bardenpho pela introdução de um reator anaeróbio a montante do primeiro reator anódico, para receber a recirculação do lodo do decantador secundário e o esgoto afluente. Ele fez a hipótese de que a carga orgânica do despejo entrando no reator anaeróbio criaria o necessário baixo valor do potencial de oxidação para liberação do P, e além disso, a parte do processo equivalente ao sistema Bardenpho reduziria o nitrato a níveis suficientemente baixos, tal que qualquer nitrato no fluxo do lodo de retorno teria efeito negligível na obtenção do baixo nível do potencial de oxidação requerido no reator anaeróbio.

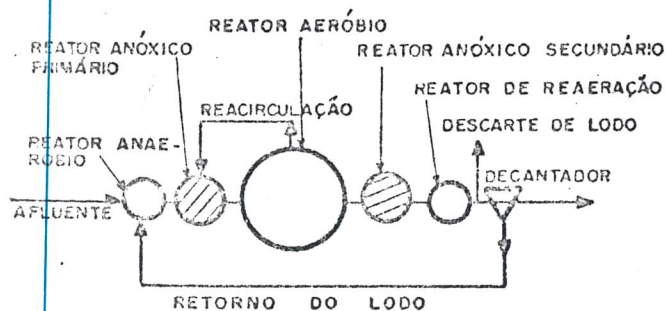


FIGURA 5.9 - Esquema do Processo PHOREDOX

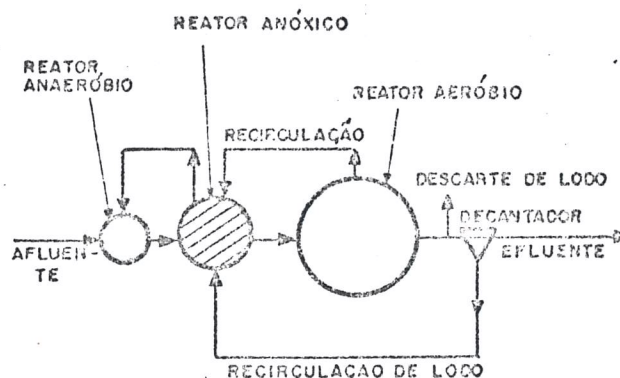


FIGURA 5.10 - Esquema do Processo UCT

O processo proposto por Barnard e sua hipótese de "liberação" de P, conforme relatado por Marais et alii⁽⁸⁾ foi pesquisado experimentalmente em vários trabalhos, desenvolvidos por McLaren e Wood (1976), Nicolls (1977), Simpkins e MacLaren (1978) e Davies e Wiechers (1978). Estes pesquisadores verificaram que a "liberação" de P conduzia à "captação" de P e à remoção do P no processo Phoredox. Também foi observado que o nível de remoção parecia aumentar com o aumento do tempo de detenção nominal do reator anaeróbio, que a desnitrificação no reator anóxico secundário por unidade de volume era relativamente ineficiente quando comparada com o reator anóxico primário e que o nitrato no fluxo do lodo de retorno tinha um efeito adverso bem pronunciado na remoção de P em excesso pelo sistema. A ineficiência do reator anóxico secundário levou Simpkins e MacLaren^(apud 8) a sugerir que este reator poderia ser retirado do sistema sob certas circunstâncias e o reator anóxico primário adequadamente aumentado, dando assim um Processo Phoredox Modificado.

O grupo de pesquisadores da Universidade de Cape Town, da África do Sul, liderados por Marais, dedicou especial atenção aos aspectos de desnitrificação nos processos Bardenpho e Phoredox, que resultou nas publicações de Sterm e Marais (1974), Martin e Marais (1975), Marsden e Marais (1976), Ekama, Van Haandel e Marais (1979), Siebrietz, Ekama e Marais (1980), Van Haandel, Ekama e Marais (1981) e Van Haandel, Dold e Marais (1982) todos citados por Marais et alii⁽⁸⁾. Eles observaram que não era possível aumentar as zonas anóxicas nestes processos indiscriminadamente, de modo a garantir baixa concentração de nitrato no efluente e no fluxo de retorno de lodo; se, para uma dada idade do lodo e temperatura, a fração da massa de lodo mantida sem aeração fosse aumentada além de certo nível, o processo de desnitrificação parava. Eles mostraram que a máxima fração da massa anóxica permissível era determinada pela máxima taxa específica de crescimento das nitrificadoras, -

$\mu_{m,n}$, à menor temperatura de operação do processo, e pela idade do lodo. Limitar a fração de massa anóxica (para garantir nitrificação) necessariamente limita o nível de desnitrificação que se poderá obter. Eles desenvolveram equações pelas quais a desnitrificação pode ser estimada e concluíram que o processo Phoredox pode ser projetado para obter nitrificação e completa desnitrificação somente se a relação TKN/DQO (mg TKN-N/mg DQO) do afluente for menor do que 0,08. Para TKN/DQO > 0,08 a concentração de nitrato no afluente e portando no fluxo de retorno de lodo para o reator anaeróbico aumenta, causando um decréscimo desproporcional na remoção de P. Normalmente, a relação TKN/DQO em esgotos brutos está na faixa de 0,06 a 0,08 e para esgoto sedimentado na faixa de 0,09 a 0,11; o limite superior de 0,08 para o processo Phoredox restringe severamente a aplicação deste processo.

Siebrietz, Ekama e Marais (1980) (apud 8) então pesquisaram modificações do processo Phoredox que tornassem o reator anaeróbico independente da concentração do nitrato no efluente; esta falta de independência, eles perceberam, era o principal obstáculo para se desenvolver um processo adequado ao tratamento de despejos com altas relações TKN/DQO. Os trabalhos deles levaram ao desenvolvimento do Processo Universidade de Cape Town (UCT), apresentado na Figura 5.10. O retorno de lodo do fundo do decantador secundário é encaminhado ao reator anóxico primário (ao invés do reator anaeróbico) e um outro reciclo é introduzido, do reator anóxico primário para o reator anaeróbico; o reator anóxico secundário foi suprimido, de modo que o sistema contém apenas 3 reatores, anaeróbico, anóxico e aeróbico em série. Através de operação adequada do reciclo do reator aeróbico para o anóxico, o nitrato neste reator pode ser mantido próximo a zero e, conseqüentemente, o reator anaeróbico recebe um reciclo livre de nitrato, independentemente da concentração de nitrato no reator aeróbico e no efluente. Esta situação, de acordo com Siebrietz, Ekama e Marais (apud 8) teórica -

mente pode ser mantida para relação TKN/DQO até aproximadamente 0,14, e experiências por eles realizadas confirmaram que o Processo UCT pode sempre garantir um fluxo para o reator anaeróbio com nitrato igual a zero para $TKN/DQO < 0,14$. A certeza de um reciclo livre de nitrato para o reator anaeróbio permitiu um ataque racional ao fenômeno de "liberação" de P e posterior remoção de P em excesso sem ter que lutar com o efeito do nitrato no reator anaeróbio.

5.2.5. Hipótese do Substrato Prontamente Biodegradável

A hipótese de Barnard, de que remoção biológica de P em excesso requer uma condição anaeróbia, tal que a "liberação" de P seja obtida, não é de utilidade para projetos, uma vez que ela não fornece os meios para se estimar a intensidade de estado anaeróbio necessário. As dificuldades a este respeito levaram-no a sugerir uma orientação empírica - "o reator anaeróbio deve ter um tempo de detenção nominal de cerca de uma hora", o que presumivelmente reduziria o potencial de oxi-redução a um nível necessário para propiciar a liberação de P. Outra dificuldade no projeto é que nenhuma orientação é dada para se prever a quantidade de P que o sistema removerá em uma dada situação de projeto. De fato, não foi possível dar qualquer garantia firme, ao estágio de projeto, que uma estação de tratamento atenderia de fato às expectativas do projeto. Estas dificuldades estão presentes em vários graus nos projetos de engenharia sanitária e devem ser esperadas no desenvolvimento de um novo processo - elas são sintomáticas de falta de um modelo que liga o desempenho de uma estação a algum parâmetro de entrada mensurável. Pesquisas direcionadas de modo a resolver os problemas de projeto do processo foram revistas por Marais, Loewenthal e Siebrietz⁽⁸⁾, e são apresentadas a seguir.

Ao desenvolver um modelo geral para o processo de lodos a tivados, Dold, Ekama e Marais⁽¹⁰⁾ estabeleceram que os des pejos domésticos normais contêm 2 frações de DQO biodegradável, uma em solução e prontamente biodegradável e uma fração particulada lentamente biodegradável. Eles concluíram que o comportamento da desnitrificação de uma estação de tratamento de esgotos era crucialmente afetado pela magnitude de estas duas frações. Quando a DQO prontamente biodegradável do afluente (S_{bsi}) entrava na primeira zona anóxica, ela era rapidamente metabolizada, em poucos minutos, com remoção de nitrato proporcional à massa de S_{bsi} . Em contraste, a DQO afluente lentamente biodegradável (S_{bpi}), proporcionava uma baixa taxa com longa duração, de redução de nitrato. No segundo reator anóxico somente a DQO particulada derivada do afluente e principalmente da morte e lise da massa de organismos, era disponível. Estes resultados indicaram um comportamento da desnitrificação em duas fases no primeiro reator anóxico e uma única fase no reator anóxico secundário (ver figura 5.9). Foi também observado que onde um reator anaeróbio precedia o reator anóxico primário, a DQO prontamente biodegradável em sua passagem através do reator anaeróbio (se nenhum nitrato fosse introduzido) aparentemente não era afetada e propiciava a mesma redução em nitrato no reator anóxico primário, como se o reator anaeróbio não existisse. Foi posteriormente observado que para cada mg de nitrato reduzida pela DQO prontamente biodegradável, 8,6 mg desta DQO era utilizada, para síntese e produção de energia. No reator anaeróbio, portanto, a entrada de, por exemplo, 10 mg/l (NO_3-N) consome 86 mg/l de DQO prontamente biodegradável.

Van Haandel, Ekama e Marais⁽¹⁸⁾ ampliaram o modelo geral aeróbio de Dold, Ekama e Marais⁽¹⁰⁾ para incorporar o comportamento cinético do processo sob condições anóxica e anaeróbia e desenvolveram equações para condições estacionárias por meio das quais o comportamento de desnitrificação

em uma ETE pode ser estimado. Isto, por sua vez, abriu um caminho para quantificar o estado de anaerobiose em um reator anaeróbio: Siebrietz, Ekama e Marais (1980) (apud 8), propuseram um parâmetro, a "CAPACIDADE ANAERÓBIA", que é definido como a diferença entre o potencial de desnitrificação de um reator anaeróbio e o nitrato descarregado neste reator, onde o potencial de desnitrificação é a máxima concentração da massa de nitrato que o reator pode remover se suficiente nitrato é descarregado nele. Pensava-se que este parâmetro, porque ele poderia ser estimado da cinética do processo e dos dados de entrada, substituiria o potencial de oxi-redução, que não podia ser estimado previamente. De acordo com isso, foi feita a hipótese de que se a capacidade anaeróbia atingisse uma magnitude suficientemente alta, então a liberação de P seria induzida no reator anaeróbio.

A aplicação da "capacidade anaeróbia" ao processo UCT (Figura 5.10) realmente parecia indicar que se o potencial de desnitrificação excedesse cerca de 10 mg ($\text{NO}_3\text{-N}/\ell$) no reator anaeróbio, então a liberação de P ocorreria com posterior remoção de P em excesso. Entretanto, quando aplicada a um sistema de 2 reatores para nitrificação/desnitrificação, com uma fração da massa não aerada de 70%, operada de modo que a "capacidade anaeróbia" era de 34 mg/l, nenhuma liberação de P foi obtida no processo. Ao contrário, um processo UCT operado em paralelo, com apenas 7,5% da fração da massa anaeróbia propiciou liberação de P e remoção de P em excesso. A única diferença evidente entre os dois sistemas era que no processo UCT, uma concentração apreciável de DQO prontamente biodegradável estava presente no reator anaeróbio enquanto que no processo com dois reatores o nitrato que era reciclado para o primeiro (ou anaeróbio) reator utilizava completamente a DQO solúvel prontamente biodegradável, de modo que a "capacidade anaeróbia" veio totalmente da utilização da DQO lentamente biodegradável. Estas observações conduzi

ram a hipótese de que a presença de DQO prontamente biodegradável no reator anaeróbio induzia a "liberação" de P e remoção de P em excesso no sistema⁽⁸⁾.

Pesquisa extensiva sobre a validade desta hipótese por período de 1 ano, por Siebrietz, Ekama e Marais⁽¹⁹⁾ estabeleceu que a "liberação" de P é induzida se a DQO prontamente biodegradável dentro do reator anaeróbio (S_{bsa}), exceder cerca de 25 mg/l; a "liberação" de P e sua remoção em excesso aumenta conforme ($S_{bsa} - 25$) aumenta. Isto abriu o caminho para se investigar outros fatores que afetam a liberação de P e a sua remoção em excesso e quantificar a remoção em excesso. Pareceu a esses pesquisadores⁽¹⁹⁾ que a remoção de P em excesso dependia de:

- (a) ($S_{bsa} - 25$),
- (b) da fração da massa de lodo no sistema passando através do reator anaeróbio, e
- (c) o tempo efetivo que uma unidade de lodo é retida no reator anaeróbio;

se um desses fatores citados for zero, nenhum excesso de lodo será obtido. Empiricamente esses fatores foram combinados em um "Fator de Propensão de Remoção de Fósforo" e foi observado que a fração da massa de fósforo relativa à massa ativa, δ , poderia ser relacionada ao "Fator de Propensão de Remoção de Fósforo". Sendo disponível, a remoção pode ser calculada a partir do lodo de descarte de cada dia, porque em condições de operação estacionária, a remoção de P pode apenas ocorrer via descarte de lodo. Pesquisas posteriores mostraram que no processo Phoredox (Figura 5.9 e UCT (Figura 5.10), devido aos sistemas de recirculação e seus efeitos iterativos no tempo de detenção anaeróbio, a fração de massa de lodo no processo, passando através do reator anaeróbio por dia e a concentração de

substrato solúvel no reator anaeróbio (S_{bsa}), os três parâmetros podem ser reduzidos a dois:

(a) ($S_{bsa} - 25$), e

(b) a "Fração de Massa Anaeróbia", definida pela relação - entre a massa de lodo no reator anaeróbio e a massa total de lodo no sistema.

Siebrietz, Ekama e Marais⁽¹⁹⁾ verificaram exaustivamente os conceitos envolvidos no "Fator de Propensão de Remoção de Fósforo" e confirmaram em quaisquer circunstâncias, a utilidade deste enfoque. Em escala de laboratório, empregando o processo UCT os conceitos foram testados a diferentes idades de lodo, temperatura, fração de massa anaeróbia, concentração de DQO afluente, em que a fração prontamente biodegradável do afluente (esgoto não sedimentado) foi aumentada pela adição de glicose e acetato. Todos estes deram resultados bastante consistentes com as previsões da teoria proposta por eles.

5.3. Mecanismo Bioquímico da "Liberação" e "Captação" de Fósforo

Os modelos para remoção de P em excesso apresentados por Barnard e pela equipe de Marais são quase que totalmente baseados em métodos analíticos para se descobrir as causas dessa remoção, mesmo porque o comportamento não é explicado em termos de, ou diretamente ligado a qualquer base biológica ou fenômeno bioquímico, exceto talvez que o enfoque da equipe de Marais para a remoção, é ligado à massa ativa de material gerada por dia (Siebrietz et alii⁽¹⁹⁾). Até que um modelo satisfatório baseado na bioquímica, para a "liberação" e "captação" de P seja desenvolvido, não é

de se esperar que todo o potencial do processo, utilizando a via biológica para remoção de P em excesso, seja alcançada. Tal modelo, para ter sucesso deveria, na opinião de Marais, Loewenthal e Siebrietz⁽⁸⁾, proporcionar respostas para a sequência de comportamento observados em estações com remoção de P em excesso, listados a seguir:

- (a) "Liberação" de P para o líquido ocorre sob condições anaeróbias se a DQO prontamente biodegradável estiver presente no líquido (DQO prontamente biodegradável implica, sob o ponto de vista bioquímico, um substrato que pode prontamente passar através da membrana citoplasmática da célula, por difusão ou pressão osmótica).
- (b) "Captação" de P ocorre se a "liberação" prévia de P for obtida e nitrato ou oxigênio estiver presente.
- (c) "Liberação", "captação" e remoção em excesso de P, são sensivelmente relacionadas à concentração de DQO prontamente biodegradável no afluente - adição de acetato ou glicose ao afluente é refletida na melhoria do desempenho da remoção de P.
- (d) Sequência anaeróbia-aeróbia parece ser essencial de modo a obter remoção de P em uma estação anaeróbia-aeróbia que remove P em excesso. Se ela é modificada para aeróbia-aeróbia, ou se suficiente nitrato é adicionado ao afluente ao sistema anaeróbio-aeróbio, de modo que nitrato esteja presente no reator anaeróbio, a remoção de P em excesso cessa imediatamente. Isto indica que, embora o organismo apropriado possa estar presente, condições específicas também necessitam estar presentes para se obter a remoção de P em excesso.
- (e) Condições anaeróbia-aeróbia parecem promover o crescimento de organismos acumuladores de P. Este aspecto é particularmente intrigante, pois muitos dos organismos

implicados são aeróbios obrigatórios, por exemplo Acinetobacter, e ainda estes organismos aparentemente encontram vantagens consideráveis para o crescimento passando através da fase anaeróbia, com substrato adequado presente. Este comportamento é ainda mais intrigante quando se nota o crescimento destes organismos no sistema, muito embora este substrato seja completamente não viável como fonte de energia para aeróbios em zonas anaeróbias, sendo um dos produtos finais da via Embden-Meyerhof (ou via glicólise).

(f) Dos estudos das taxas de desnitrificação e de utilização de oxigênio nos reatores anóxico ou aeróbio de um processo com remoção de P em excesso, nota-se que existe uma forte competição pelo substrato entre os microrganismos acumuladores de polifosfato e os outros, enquanto no reator anaeróbio pode existir apenas a competição pelo substrato que pode ser utilizado através da glicólise anaeróbia, por exemplo, a via Embden-Meyerhof.

Uma revisão da bibliografia sobre os possíveis mecanismos da "liberação" e "captação" de P, foi feita em profundidade, por Marais, Loewunthal e Siebrietz⁽⁸⁾ e todo o restante deste item é baseado na citada revisão bibliográfica.

Harold (1966)^(apud 8) em um levantamento sobre o estágio de conhecimento do assunto, relatou que o acúmulo de polifosfato é generalizado entre microrganismos e tem sido observado entre outros, em bactérias, leveduras, fungos e algas fotossintéticas. O fósforo apresenta uma importância crucial na biologia, tal que ele necessariamente tem sido associado com a vida, desde o início. Existe a sugestão de que polifosfato (Poli P) e/ou pirofosfatos precedem a adenosina trifosfato (ATP) como um transportador de energia, que o fosfato é um fóssil metabólico, o qual no tempo tenha perdido a sua função original para assumir nova função "a qual ainda nos escapa" (Harold, 1977)^(apud 8).

De um ponto de vista evolucionista, se se considerar a rápida adaptabilidade e a frequência de mutação nos microrganismos, quaisquer novas funções se desenvolveriam apenas se elas acrescentassem alguma vantagem ao organismo em sua luta competitiva pela sobrevivência; se não sua presença seria diminuída com o tempo. Nota-se, portanto, que se se pudesse identificar a(s) função(ões) de acumulação de polifosfato se ter-se-ia percorrido um longo caminho na elucidação de seu comportamento bioquímico.

Com respeito à função, Harold^(apud 8) afirma não ser claro até onde a acumulação de polifosfato tem a função de estocar fosfato ou estocar energia. Ele pendeu para a hipótese de estocagem de fosfato, tendo por base que o acúmulo de polifosfato bastará para várias duplicações da massa celular, no caso de ocorrência de uma carência de fosfato e tal carência não é inviável; na natureza geralmente a disponibilidade de P é baixa; também "o polifosfato poderia constituir uma reserva acessível para síntese do RNA - mensageiro, ribossomo e intermediários metabólicos para facilitar o início de crescimento". Além disso, ele foi de opinião que o acúmulo de polifosfato "minimizaria os distúrbios do equilíbrio osmótico e das concentrações de intermediários críticos, P_i , e nucleotídeos adenosínicos". (P_i representa o radical fosfato; $(P_i)_n$ representa uma cadeia de polifosfato de n unidades P_i).

Considerando a síntese e degradação do polifosfato, Harold (1966)^(apud 8) afirma que: "Parece existir uma única via para a biossíntese de polifosfato de cadeias longas. Esta é a reação catalisada pela polifosfato-quinase, na qual o grupo terminal fosforil do ATP é transferido ao polifosfato de acordo com a reação: $ATP + (P_i)_n \rightleftharpoons ADP + (P_i)_{n+1}$ ". Com respeito à quebra de polifosfato, ambas a polifosfato-quinase e a polifosfatase estão implicadas. A polifos

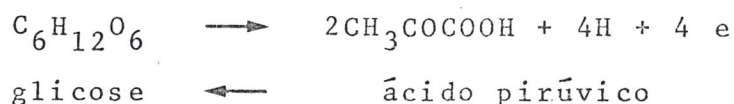
fato-quinase pode agir reversivelmente para ambas, síntese e degradação. Existe evidência de que certos tipos de polifosfato-quinase podem estar envolvidos na transferência de fosfato do polifosfato para adenosina monofosfato (AMP) ou para a fosforilação de glicose. A polifosfatase, entretanto, atua apenas na degradação de polifosfato para fosfato.

Os mecanismos reguladores que controlam estas reações são ainda pouco entendidos. Como um exemplo deste pouco conhecimento, tem-se o mecanismo que controla o acúmulo de polifosfato no assim chamado fenômeno "Muito Mais Polifosfato". Este fenômeno é observado em organismos que podem acumular P quando o organismo é inoculado dentro de um meio que contém todas as substâncias necessárias para o crescimento, isto é, sais e energia de carbono, com exceção de fosfato que é deficiente. Esta deficiência implica em que o crescimento nucleico não ocorra, mas observações mostram que a polifosfato-quinase e polifosfatase aumentam em concentração. Com a adição de fosfato ao meio um acúmulo rápido de polifosfato é catalisado pela quinase, e a partir daí a concentração de fosfatase permanece alta, provavelmente para "quebrar" o polifosfato a fosfato para a síntese de ácido nucleico. A regra destas reações propõe a questão: É o aumento em quinase durante a deficiência de P, regulada pela baixa concentração de P no meio ou pelo equilíbrio de ATP-ADP-P dentro do organismo? Esse mesmo tipo de questão surge quando qualquer outro metabolito essencial está ausente, tal como nitrogênio ou enxofre.

As vias de comportamento descritas acima geralmente levam à hipótese de que o acúmulo de P é uma resposta a uma condição de "pressão", na qual a propensão para acúmulo de P confere uma vantagem ao organismo, de um modo não evidente.

O primeiro empenho para se construir um modelo bioquímico de "captação" e "liberação" de P no processo de lodos ativados é devido a Osborn e Nicholls (1977) (apud 8) do Conselho da Cidade de Johannesburg. Conhecendo trabalhos anteriores (como o de Harold) eles enfocaram o seu objetivo do ponto de vista que o fenômeno de acúmulo de polifosfato é uma resposta do organismo à imposição de um condicionamento anaeróbico, e que o polifosfato acumulado ajudaria o organismo a sobreviver a esse estado de anaerobiose. Este enfoque por si só constituiu uma extensão arrojada sobre os trabalhos até então publicados pelos bacteriologistas, pois estes consideraram apenas sistemas aeróbios, e os condicionamentos que eles aplicaram foram pela imposição de deficiências em metabolitos selecionados.

Em 1978, a equipe de Johannesburg estendeu seu trabalho propondo que "o poli-β-hidroxibutirato (PHB) também tem uma importante influência na manutenção do ciclo vital dos organismos aeróbios e dos desnitrificadores, durante sua passagem através da zona anaeróbia" (Hall, Nicholls e Osborn, 1978) (apud 8). Eles afirmaram: "Sob condições aeróbias normais, esgoto (representado por glicose em equação que se seguirá) é oxidado em uma série de passos a piruvato, e resulta na produção de 4 átomos de hidrogênio e na liberação de 4 eletrons.



Estes ions hidrogênio e eletrons, são então passados através do ciclo de Krebs (ácido cítrico) e finalmente se encontram com o oxigênio do ar ou do nitrato e são eliminados do sistema como água".

"Sob condições anaeróbias, bactérias aeróbias podem metabolizar substrato até a formação de acetil-coenzima A, e morrerão neste ponto se nenhuma rota alternativa for disponí-

vel para avaliar o sistema dos íons de hidrogênio acumulados e eletrons associados. Algumas bactérias têm a habilidade de absorver estes íons hidrogênio e convertê-los em PHB insolúvel em água, onde eles podem ser, como o foram, temporariamente estocados até que condições aeróbias sejam estabelecidas. O PHB reverte a Acetil coenzima A, o qual então passa o hidrogênio liberado para fora do sistema como água, via ciclo aeróbio de Krebs. As necessidades de energia para os aeróbios obrigatórios sobreviverem em um ambiente anaeróbio pode ser suprida como indicado na equação que se segue:



onde o ATP formado é usado para manter as reações de sustentação de vida. As necessidades de P são provavelmente preferencialmente supridas pelo polifosfato acumulado".

"Muitas bactérias aeróbias têm a habilidade de formar PHB e o conceito deste composto agindo como um mecanismo controlador para os íons hidrogênio, ou como um "captador" de eletrons, como eles são agora mais comumente chamados, é provavelmente a base para a sobrevivência de muitas bactérias quando expostas temporariamente a condições anaeróbias".

Do resumo acima, Marais et alii ⁽⁸⁾ relatam que a equipe de Johannesburg parece ter adiantado dois mecanismos para a sobrevivência de bactérias em zonas anaeróbias: (a) a energia para a formação do ATP derivada da "quebra" de cadeias de polifosfato a fosfatos, e (b) a criação de um mecanismo de equilíbrio para os íons hidrogênio e eletrons pela formação de PHB. Geralmente a orientação do modelo de Johannesburg é em direção à sobrevivência. Comparado com as seis observações apresentadas no início deste item, sobre o comportamento do processo biológico de remoção de P,

o principal aspecto em que o modelo não é convincente é que ele não explica satisfatoriamente a evidente vantagem que os organismos acumuladores de polifosfato parecem a apresentar no processo contendo zonas anaeróbias, conforme indicado por sua proliferação nestes processos. Entretanto, deixando de lado essa deficiência, o modelo mos trou seu valor em termos práticos imediatos (e justifica o esforço na construção de tal modelo)⁽⁸⁾. Observando a re gra dos intermediários na formação do PHB e depois, que o tempo de detenção no reator anaeróbio é tão pequeno pa ra processar a DQO particulada que aí chega, pela via Embden-Meyerhof, para produzir os intermediários, a equi pe de Johannesburg propôs que os intermediários sejam au mentados como segue: submeter o lodo primário a uma di gestão ácida e enviar o sobrenadante para o sistema de lodos ativados. Eles testaram a introdução de sobrenadante de digestores ácidos nas zonas anaeróbia, anóxica e aeróbia e observaram que os resultados mais animadores fo ram os associados à adição na zona anaeróbia. Este resul tado do modelo deles proporcionou um meio pelo qual a propensão de remoção de P pode ser estendida a ETES tra tando despejos deficientes em DQO prontamente biodegradável e merece especial atenção em pesquisas futuras. O comportamento típico, com adição do sobrenadante da di gestão ácida, também proporciona um suporte direto à hi pótese da DQO prontamente biodegradável da equipe da Uni versidade Cape Town.

Rensink (1981), citado por Marais, Loewenthal e Siebrietz ⁽⁸⁾ publicou um trabalho sobre remoção de P em excesso desenvolvido na Universidade de Wageningen, na Holanda. Seguindo o trabalho de Osborn e Nicholls (1977) (apud ⁸) ele concorda que a presença de polifosfato serve como um mecanismo de sobrevivência para os organismos acumuladores de polifosfato durante a fase anaeróbia, mas foi adiante ao

propor que durante a fase anaeróbia os ácidos graxos de cadeia curta (acetato, etc.) presentes na fase líquida são estocados como PHB, com a energia para formação do PHB sendo obtida pela conversão de polifosfato a fosfato, via ATP e ADP. Na zona aeróbia, o PHB já estocado é utilizado para as funções de dissimilação e assimilação do organismo, isto é, o PHB acumulado durante a fase anaeróbia proporciona a fonte de energia para crescimento dos organismos acumuladores de polifosfato na fase aeróbia independentemente portanto da competição de outros microrganismos pelo substrato disponível na zona aeróbia. O mecanismo de estocagem é realmente de importância fundamental; Rensink (apud 8) cita que o Acinetobacter, por exemplo, é um organismo de crescimento relativamente lento de modo que na zona aeróbia, na ausência de um mecanismo de estocagem, este organismo apresentará um crescimento relativamente menor na competição com outros organismos facultativos de crescimento mais rápido. O mecanismo de estocagem portanto explica o crescimento dos organismos acumuladores de polifosfato em sistemas anaeróbio-aeróbio. Também, em termos desta hipótese, a massa de organismos acumuladores de polifosfato deveria estar fortemente relacionada à massa de ácidos graxos de cadeia curta disponível para esses organismos na zona anaeróbia.

Rensink (apud 8) demonstrou a conversão de ácidos graxos de cadeia curta para forma de alta energia em reator anaeróbio, como segue: a uma amostra de conteúdo de um reator anaeróbio, de uma estação com remoção de P em excesso, acetato foi adicionado e monitorado com o tempo. Em ambas as amostras, filtrada e não filtrada, tomadas de uma batelada, a concentração do acetato diminuiu com o tempo e concomitantemente a concentração de fosfato cresceu no líquido filtrado (ver Figura 5.11). O desaparecimento do acetato da amostra filtrada indica a transformação do

acetato para algum outro material orgânico. Para mostrar que a remoção de acetato e a "liberação" e "captação" de P são associados com os organismos acumuladores de polifosfato, um sistema com 10 reatores em série foi operado, inicialmente todo aeróbio, e foi observado que a remoção de P era aquela esperada para as necessidades metabólicas normais. Ao mudar para um sistema anaeróbio - aeróbio (5 anaeróbios e 5 aeróbios), inicialmente nenhum P foi "liberado" e a "captação" foi normal, mas gradualmente, por um período de 6 semanas, "liberação" e "captação" de P em excesso se desenvolveram em grau crescente. Nesse mesmo período, foram adicionados periodicamente doses de acetato ao afluente. Ao início do período de 6 semanas, pouco ou nenhum acetato desapareceu nos reatores anaeróbios, porém ao final das 6 semanas, o acetato caiu a zero já no terceiro reator anaeróbio (ver Figura 5.12). Nesse período de 6 semanas os organismos acumuladores de polifosfato também aumentaram, indicando uma correlação entre o crescimento dos organismos acumuladores de polifosfato e o desaparecimento de acetato. Estes resultados são bastante reveladores e constituem uma contribuição significativa visando elucidar o fenômeno de "captação" e "liberação" de P.

Rensink (apud 8) atribui a presença de ácidos graxos de cadeia curta ao estado de oxi-redução no reator anaeróbio - quanto mais baixo esse estado maior o crescimento de anaeróbios facultativos será propiciado no sistema, maior a produção de ácidos graxos de cadeia curta e logicamente maior a remoção de P. A esse respeito Rensink segue a mesma linha de pensamento de Fuhs e Chen (11) e Shapiro (apud 8), de que os ácidos graxos são produzidos no estado anaeróbio a baixo potencial de oxi-redução. Este enfoque parece estar em contraste direto àquele proposto pela equipe da Universidade de Cape Town que propõe

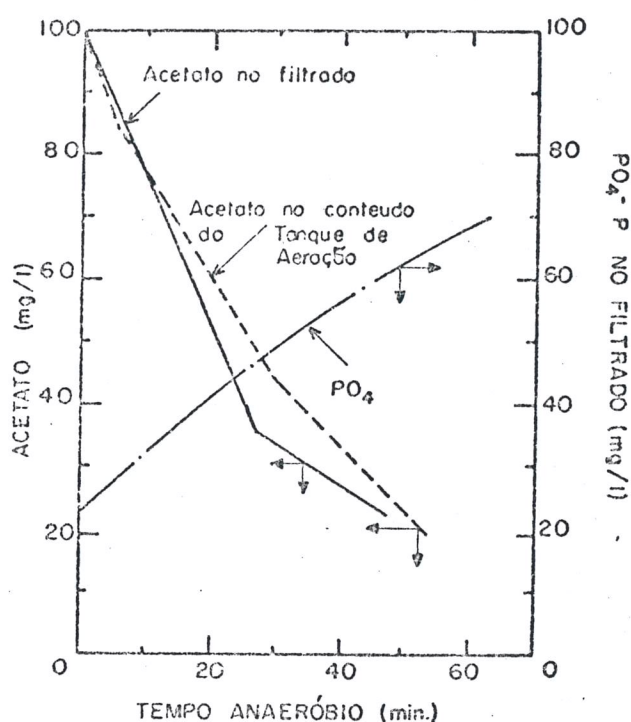


FIGURA 5.11 - Variação de acetato e aumento de PO_4 com o tempo, em condições aeróbicas, em um teste em batelada, com amostra do reator biológico de uma ETE com remoção de P em excesso, de acordo com Rensink, 1981 (Fonte-Ref.8)

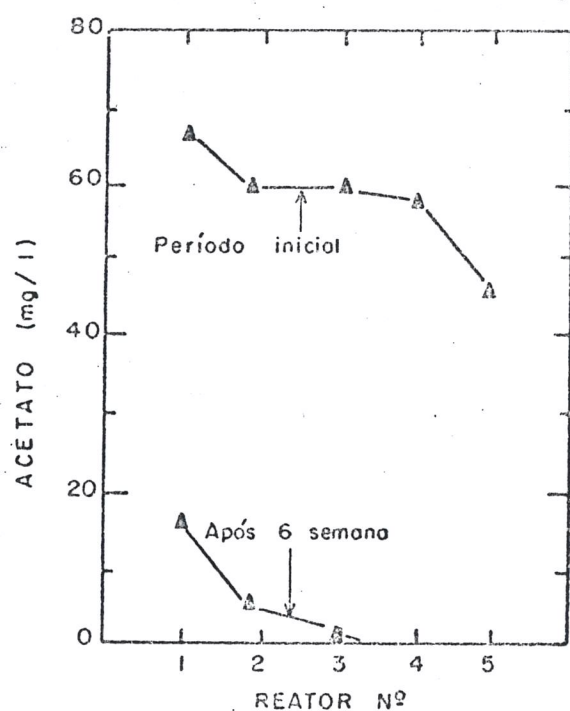


FIGURA 5.12 - Concentração de acetato nos cinco primeiros compartimentos (Anaeróbios), de um reator biológico com dez compartimentos em série, (cinco aeróbios), logo após tornar os cinco primeiros reatores anaeróbios e seis semanas após isto, de acordo com Rensink, 1981 (Fonte - Ref.8)

que o substrato que propicia a "liberação" e "captação" em excesso de P provém do afluente (a chamada DQO prontamente biodegradável), e que o potencial de oxi-redução não é um parâmetro significativo. Uma breve discussão sobre estes dois pontos de vista, feita por Marais, Loewenthal e Siebrietz⁽⁸⁾ ajudará no esclarecimento da situação.

"Geralmente todos os substratos, exceto os ácidos graxos de cadeia curta, precisam passar através da via Embden-Meyerhof, ou alguma outra equivalente, para converter o substrato a uma forma (por exemplo, acetato ou formiato) adequada para entrar no ciclo aeróbio de Krebs ou na via de fermentação anaeróbia. É importante notar que este passo é essencial em ambos os processos aeróbio e anaeróbio. A taxa de conversão depende do tipo de substrato; - Dold et alii⁽¹⁰⁾ mostraram que no processo aeróbio, a taxa de utilização do material orgânico particulado é lenta, enquanto que para alguns substratos solúveis a taxa é extremamente rápida, aproximadamente 7 a 10 vezes mais rápida que a do substrato particulado. Com o substrato particulado a etapa com taxa limitante parece ser a solubilização do material particulado para que ele possa passar para dentro do organismo para produção de energia e formação de ácidos graxos pela via Embden-Meyerhof. Da mesma maneira, Eastman e Ferguson(1981) (apud 8) mostraram que no processo anaeróbio, a etapa com taxa limitante para substrato particulado também é a solubilização do material orgânico particulado antes da produção dos ácidos graxos de cadeia curta. Em ambos os processos, aeróbio e anaeróbio, substratos solúveis como glicose passam prontamente através da membrana citoplasmática e são rapidamente utilizados para a produção de energia e para produção de ácidos graxos de cadeia curta pela via de Embden-Meyerhof. Como essa via é operativa em ambos, no processo aeróbio com alto potencial de oxi-redução e no processo a

naeróbio, com baixo potencial de oxi-redução, isto força à conclusão de que as reações da via Embden-Meyerhof, no máximo, são apenas fracamente afetadas pelo potencial de oxi-redução".

"Da discussão acima, existem boas razões para acreditar que a produção de ácidos graxos de cadeia curta no reator anaeróbio de sistemas com remoção de P, sob o modo normal de operação, será mínimo para a DQO particulada e provavelmente é derivado quase que exclusivamente da DQO rapidamente biodegradável. Seria de interesse portanto pesquisar mais profundamente a influência do substrato rapidamente biodegradável e sua interação com os organismos de polifosfato".

"As interações dos organismos acumuladores de P com o substrato não podem ser feitas efetivamente, a menos que um modelo do comportamento do polifosfato seja hipotetizado. Então, se for possível mostrar em termos bioquímicos, que o modelo é consistente, este fornecerá as bases para pesquisas experimentais para testar o modelo. Um modelo para o comportamento dos organismos acumuladores de polifosfato pode ser construído se a seguinte hipótese for aceita:

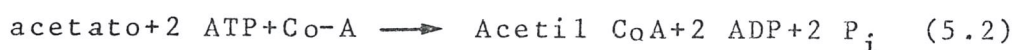
O acúmulo de polifosfato serve como uma reserva de energia, para sustentar o organismo durante o estado anaeróbio desfavorável, e principalmente para ganhar uma vantagem positiva sobre os organismos não acumuladores de P pela disputa da DQO prontamente biodegradável (na forma de ácidos graxos de cadeia curta) no estado anaeróbio para seu uso exclusivo no estado aeróbio subsequente".

O comportamento bioquímico, conforme concebido por Marais Loewenthal e Siebrietz ⁽⁸⁾ é como segue:

CETESB - COMISSÃO DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

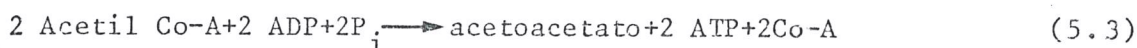
Na formação de uma cadeia de polifosfato a ligação de dois radicais fosfato requer a entrada de aproximadamente 1 ATP (7Kcal/mol de P). Quando esta ligação é rompida a mesma quantidade de energia é liberada para trabalho, e um radical fosfato é liberado. Sob condições anaeróbias com a DQO prontamente biodegradável rodeando os organismos, quando o polifosfato é degradado ele propicia P e energia para formar ATP. O ATP é usado para trazer substrato para dentro da célula e converter o substrato para uma forma de lipídio disponível para estocagem como aceto-acetato e/ou PHB. Dois tipos de substrato devem ser considerados, primeiro, os ácidos graxos de cadeia curta, de relativamente "baixa energia" que não podem produzir energia biológica através da glicólise anaeróbia, como por exemplo o acetato, e segundo, um substrato de energia relativamente alta que pode ser usado por organismos facultativos e aeróbios para produzir energia através da glicólise anaeróbia, como por exemplo a glicose.

Acetato: O acetato entrando na célula será complexado pela enzima CoA para formar acetil CoA, numa reação que requer uma "entrada" de energia de 2 ATP. Esta é obtida como segue: Um ATP é formado de $ADP + P_i + 7 \text{ Kcal/mol P}$, onde P_i e a energia são produzidos pelo rompimento de um radical fosfato (P_i) de uma cadeia de Polifosfato, $(P_i)_n$, que produz 7 Kcal/mol P, isto é,

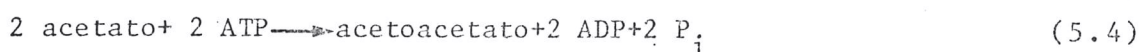


Esta etapa, de fato, reduziria a concentração de acetato dentro do organismo, permitindo a criação de uma pressão osmótica para posterior entrada do substrato. O organismo tem apenas um limitado suprimento de C_oA , assim o acetil C_oA não será um meio conveniente de estocar o substrato in

gerido. É mais viável que a estocagem seja como um lipídio da forma acetoacetato (ou talvez hidroxibutirato ver a seguir), isto é:



A energia total necessária para estocagem do acetato como acetoacetato é dada por 2 vezes, a equação (5.2) mais a equação (5.3), isto é



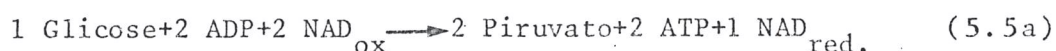
Então, para estocar uma molécula de acetoacetato (originária de 2 moléculas de acetato) é necessário que 2 P_i sejam "liberados", estes originando-se do polifosfato estocado, portanto, aumentando P continuamente na célula, criando uma pressão osmótica de P , a qual se difunde através da membrana citoplasmática e aumenta a concentração de P no volume líquido.

Glicose: Onde glicose é o substrato prontamente biodegradável, duas situações podem ocorrer: (a) os organismos acumuladores de polifosfato podem não ser aptos a utilizar a glicose (ou qualquer outro açúcar simples) como fonte de carbono - de acordo com Fuhs e Chen⁽¹¹⁾ este é o caso com relação ao Acinetobacter; e (b) os organismos formadores de polifosfato podem utilizar glicose como um substrato.

(a) Organismos formadores de polifosfato não podem utilizar glicose:

Para esta situação, em uma cultura mista, os organismos facultativos somente utilizarão glicose como uma fonte de energia anaeróbia pela via Embden-Meyerhof, com as duas etapas sendo:

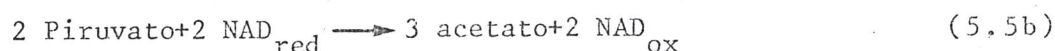
(i) Glicose a piruvato



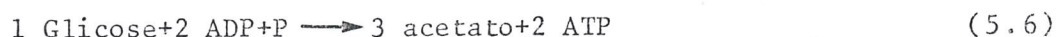
(NAD - nicotinamida adenina nucleotide - é um transportador de eletrons na célula, sendo os estados reduzido e oxidado indicados respectivamente por NAD_{red} e NAD_{ox} . As relações $\text{NAD}_{\text{ox}}/\text{NAD}_{\text{red}}$ e ADP/ATP , ambas servem como parâmetros reguladores em mecanismos de retro-controle de transformação nas quais eles são envolvidos).

(ii) Piruvato a ácido graxo de cadeia curta

A reação é indicada como segue:



Nesta etapa o piruvato é reduzido (isto é, aceita os eletrons do NAD_{red}) para formar um subproduto da fermentação, o acetato, e NAD_{ox} é regenerado. A reação global, para (i) e (ii) acima, para a "quebra" da glicose pela via Embden-Meyerhof é dada pela soma das reações (5.a e 5.b), isto é,



(nota-se que P na equação (5.6) não se origina de polifosfato, mas do P presente no citoplasma).

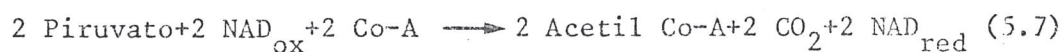
Ao completar a reação (5.6), o organismo facultativo - está no mesmo "estado de eletrons" que antes da reação, exceto que ele está a um nível mais alto de energia, de 2 ATP por molécula de glicose; a concentração de acetato no volume líquido também aumenta 3 moléculas. O acetato não pode ser utilizado posteriormente por um organismo facultativo durante o estágio anaeró-

bio. Se organismos acumuladores de polifosfato estiverem presentes na cultura mista, o acetato é disponível para estocagem como aceto-acetato, conforme já mostrado anteriormente. Consequentemente, tendo-se uma cultura mista em estado anaeróbio, os organismos acumuladores de polifosfato recebem substancial benefício por serem aptos a utilizar os produtos de reação de glicólise (pelos organismos facultativos) de um substrato adicionado que eles não podem utilizar diretamente. Se glicose for adicionada a uma cultura pura de organismos acumuladores de polifosfato (da linhagem em discussão) os mecanismos acima apresentados não seriam possíveis.

- (b) Organismos acumuladores de Polifosfato podem aceitar glicose como fonte de carbono:

Nesta situação, ambos os organismos, facultativos e acumuladores de polifosfato, competirão pelas moléculas de glicose ao redor deles. Para ambas as espécies, a glicose será metabolizada pela via Embden-Meyerhof, de acordo com a equação (5.5a). A partir daí, a ação dos dois grupos pode diferir. O mecanismo facultativo continua via reações (5.5a e 5.5b) para produzir acetato. Em algumas linhagens de organismos acumuladores de polifosfato deve existir uma via em que pela utilização de eletrons (como NAD_{red}) e piruvato gerado na reação (5.5a), o piruvato é transformado em PHB, o qual pode ser estocado nestes organismos. Este mecanismo de estocagem pode ser indicado como segue:

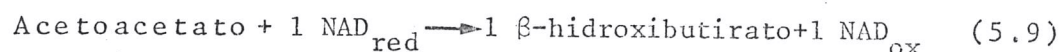
- (i) O piruvato é oxidado a acetil Co-A com NAD_{ox} atuando com acceptor de eletron:



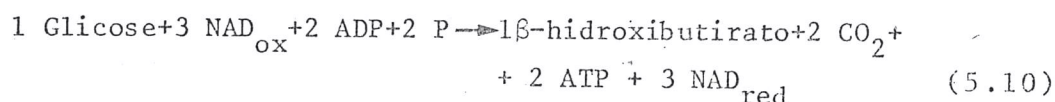
(ii) Acetil Co-A é convertido a acetoacetato:



(iii) Acetoacetato atua como aceptor de eletron para formar β -hidroxibutirato:



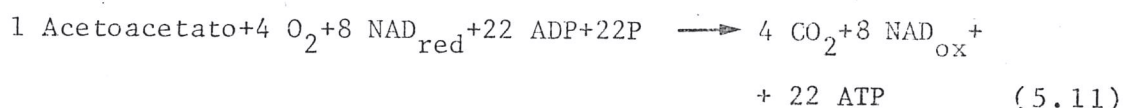
A reação global é formulada pela soma das reações (5.5a, 5.7, 5.8 e 5.9), isto é,



A reação global indica que 2 ATP e 3 NAD_{red} são produzidos de 1 glicose. A menos que o organismo possa encontrar um "aceptor" para os 3 NAD_{red} o organismo não será viável. Em função disto, parece que a via acima, não é possível em uma cultura pura destes organismos. Entretanto, em uma cultura mista, os organismos facultativos (em competição pela glicose) produziriam acetato mas os organismos acumuladores de polifosfato utilizando seu polifosfato estocado para gerar ATP (de acordo com a reação (5.1)) pode usar o NAD_{red} em excesso na reação (5.10) para transformar o acetato em acetoacetato e então a PHB de acordo com as reações (5.2) e (5.3), e a reação (5.9) respectivamente. As parcelas da fração de massa relativa de aceto-acetato e de PHB estocadas, provavelmente serão controladas pelas frações relativas de organismos facultativos e acumuladores de polifosfato e a massa e o tipo de substrato disponível. Aqui novamente, é aparente que a cultura mista, enquanto no estado anaeróbio, confere uma vantagem aos organismos acumuladores de polifosfato, visto que a natureza mista da cultura propicia a remoção do sub-

trato prontamente biodegradável para um uso subsequente exclusivo pelos organismos acumuladores de polifosfato.

- Formação de polifosfato e estocagem de P_i : Quando os organismos acumuladores de polifosfato com seu substrato estocado entram na região aeróbia (ou anóxica), o substrato estocado será oxidado imediatamente ocasionando um rápido aumento na relação ATP/ADP o qual por sua vez atuará como um mecanismo de retro-controle, ativando (ou produzindo) polifosfatoquinase para catalisar a produção de polifosfato, de modo a recompor o estoque de polifosfato. (o mesmo tipo de controle provavelmente também atua sob condições anaeróbias: a relação ATP/ADP decrescerá atuando como um mecanismo de retro-controle ativando (ou produzindo) polifosfatase para catalisar a "quebra" do polifosfato estocado a P_i para produção de ATP).
- Consideração sobre energia: Para ilustrar a vantagem resultante para os organismos acumuladores de polifosfato pela sua ação removedora de P_i , acetato será usado como um exemplo. Da reação (5.4) é mostrado que 2 ATP (do estoque de polifosfato) são requeridos para duas moléculas de acetato serem convertidas para a forma de acetoacetato. Sob condições aeróbias, através do ciclo de Krebs e subsequente fosforilação oxidativa, a reação global é:



Por outro lado, dois acetatos são necessários para formar um acetoacetato, e como consequência da reação (5.11), para cada acetato estocado na célula 11 ATP se tornarão sob condições aeróbias. Para estocar acetato será necessário 1 ATP. Então, de um investimento de 1 ATP de seu estoque de polifosfato, se terá um retorno de 11 ATP. Isto não seria possível se o organismo não tivesse a propen

são de estocar polifosfato.

A análise feita por Marais, Loewenthal e Siebrietz⁽⁸⁾ foi restrita a dois substratos, acetato e glicose, para ilustrar as diferentes vias requeridas pelos organismos acumuladores de polifosfato para utilizá-los. Nos casos reais, o substrato provavelmente será constituído de muitos tipos diferentes, mas os mecanismos descritos muito provavelmente ainda serão aplicados.

O modelo bioenergético descrito parece poder explicar os seis comportamentos típicos observados em ETEs e listados no início deste item. Também ele dá suporte à proposição da equipe de Joannesburg que a adição de sobrenadante da digestão ácida teria um efeito significativo na "liberação" de P, sua "captação" e remoção em excesso, muito embora os dois últimos mecanismos não tenham sido tratados em profundidade no modelo apresentado. Tendo um modelo proposto, ele facilitaria o desenvolvimento de projetos experimentais para testar sua validade e, mais importante, para otimizar a remoção de P em ETEs.

6. DESCRIÇÃO DOS EXPERIMENTOS, SUBSTRATO E EQUIPAMENTOS EXPERIMENTAIS UTILIZADOS E MÉTODOS ANALÍTICOS

6.1. Descrição dos experimentos.

Estão sendo operados em paralelo, três sistemas de lodos ativados, de fluxo contínuo, os quais serão denotados neste trabalho como MC, T-4 e T-8 e serão descritos no item 6.3. O sistema MC é operado como um sistema de lodos ativados do tipo de mistura completa e seus resultados são tomados como referência de uma ETE de lodos ativados operando normalmente. Os sistemas T-4 e T-8, são os sistemas modificados, para se conseguir remoção de fósforo em excesso às necessidades metabólicas dos organismos normais do processo de lodos ativados. Nestes sistemas T-4 e T-8, tem o reator biológico com compartimentos aerados e compartimentos apenas misturados (anóxicos e anaeróbios) bem como tem-se possibilidades de trabalhar com recirculação entre os compartimentos do reator biológico.

A operação dos sistemas pode ser dividida em fases, cada uma definida por valores fixos de idade de lodo de referência, tempo de detenção hidráulico, recirculação de lodo, volumes anaeróbio e anóxico e reciclo interno (do compartimento anóxico para o anaeróbio) sendo estes três últimos parâmetros característicos apenas dos sistemas T-4 e T-8.

Para fins deste trabalho, são chamados de compartimentos anóxicos aqueles apenas misturados, que recebem o retorno de lodo, que possivelmente apresenta alguma concentração de nitrato e os compartimentos subsequentes a este, que sejam apenas misturados. Nos compartimentos anóxicos, o oxigênio dissolvido é nulo. Compartimento anaeróbio é aquele que é apenas misturado (O.D. nulo) e recebe o afluente e

o reciclo interno do reator anóxico (já desnitrificado). Também são aneróbios os compartimentos subsequentes a es se, apenas misturados e que ainda não tenham recebido o retorno de lodo do decantador secundário.

A aeração dos compartimentos aerados é obtido pela injeção de ar comprimido através de difusores do tipo usado em aquários. A mistura dos compartimentos anaeróbio e anóxico é obtida por agitadores mecânicos girando à velocidade apenas suficiente para não permitir qualquer sedimentação nos tanques de aeração.

A alimentação e o retorno de lodo são feitos com uma bomba dosadora de seis "cabeças", fabricada pela Degremont (modelo SQ-33).

O controle da operação dos sistemas de lodos ativados, normal e modificados, é sempre feito pela "idade do lodo de referência", que em cada fase operacional era constante para os três sistemas, era feita pelo controle da vazão de descarte dos lodos ativados em excesso, diretamente do reator biológico, e os volumes retirados para amostra. A idade do lodo considerada de referência, é aquela correspondente ao sistema MC, sem considerar os sólidos carregados pelo efluente final, que normalmente são bem poucos. O volume de descarte é sempre igual para os três sistemas e no caso dos sistemas T-4 e T-8, o descarte é feito a partir do último compartimento, que é sempre aeróbio.

6.2. Substrato utilizado

Todo o trabalho se desenvolve com a utilização de esgotos sedimentados, bombeados direta e continuamente da ETE Pinheiros da SABESP para uma caixa de 1 m^3 , de onde par-

te a alimentação para os sistemas MC, T-4 e T-8.

O tempo de detenção na caixa é de cerca de 2 horas e a própria entrada dos esgotos na caixa é feita de tal modo que cause uma turbulência, o suficiente para evitar sedimentação de sólidos nessa caixa.

Os esgotos da ETE-Pinheiros da SABESP, são predominantemente domésticos, do tipo esgoto fraco. Devido à concentração relativamente baixa de fósforo nos esgotos, causada em parte pelas chuvas, que foram abundantes em 1983, foi adicionado ortofosfato de potássio em várias fases operacionais, para se poder estudar a potencialidade dos sistemas modificados na remoção de fósforo, em função das condições operacionais. A adição de ortofosfato foi feita através de bombas dosadoras da OMEL.

Durante uma fase de operação, na tentativa de se obter parâmetros biológicos do processo, tentou-se trabalhar com alimentação com carga orgânica constante, retendo-se os esgotos na caixa de alimentação por cerca de 20 horas. Como a modificação da DQO dos esgotos durante o período de estocagem foi muito grande, tal objetivo foi abandonado.

6.3. Descrição dos modelos de laboratório

- SISTEMA MC

Uma representação esquemática desse sistema é apresentada na figura 6.1, com as dimensões básicas das unidades do sistema. Uma caixa de acrílico foi utilizada como reator biológico, tendo sido mantido um volume útil de 40 litros durante os testes já realizados.

O decantador secundário, com volume útil de 44,5 l é mos-

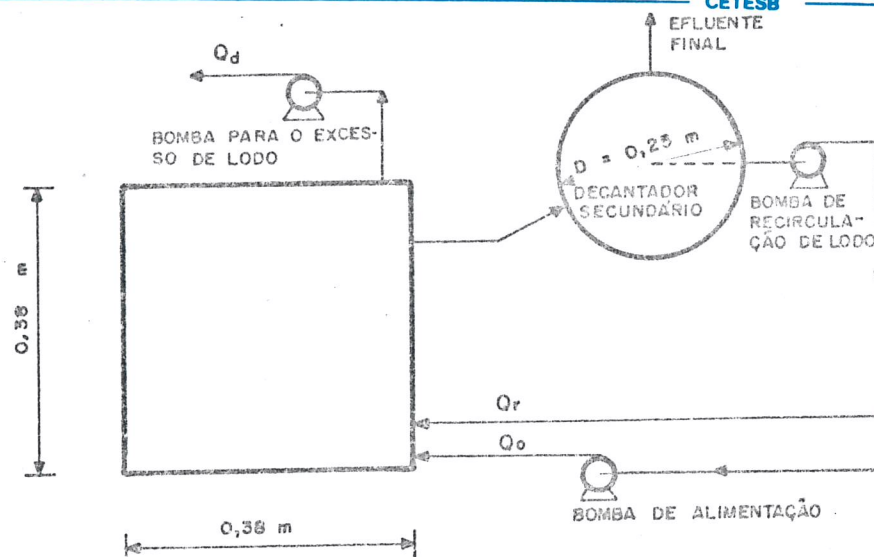


FIGURA 6.1. - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO SISTEMA M.C.

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

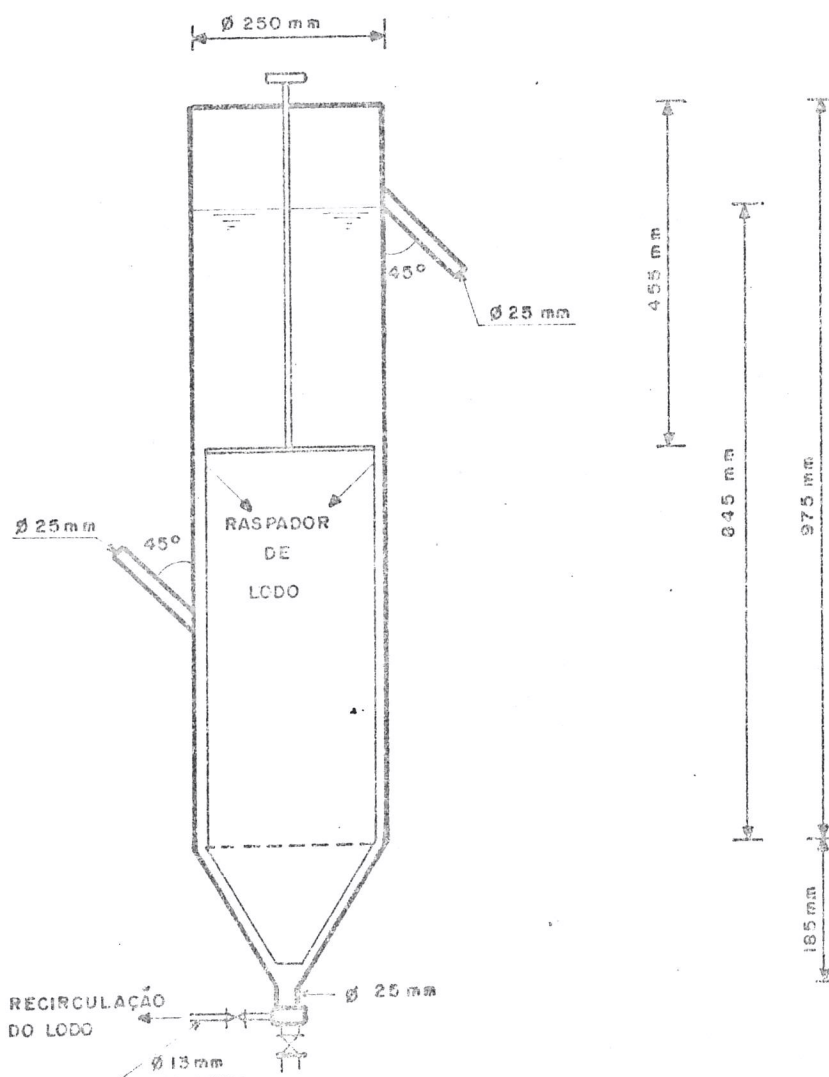


FIGURA 6.2. - CARACTERÍSTICAS DOS DECANTADORES SECUNDÁRIOS

trado na figura 6.4 e é provido de equipamento para remoção de lodo das suas paredes laterais e do fundo.

- SISTEMA T-4

Uma representação esquemática desse sistema é apresentada na figura 6.2, com as dimensões básicas das unidades do sistema. Uma caixa de acrílico dividida em quatro compartimentos iguais foi utilizada como reator biológico, sendo o volume útil de 40 litros. A interligação entre os compartimentos subsequentes, é através de orifício com 20 mm, localizado a uma altura de 190 mm do fundo da caixa. O decantador secundário é idêntico ao do sistema MC, mostrado na figura 6.4.

- SISTEMA T-8

Um esquema desse sistema, com as dimensões básicas de seus tanques, é apresentado na figura 6.3. O reator biológico foi construído em acrílico, dividido em oito compartimentos em série, com um volume total de 40 litros. A interligação entre os compartimentos subsequentes é através de um orifício de 20 mm situado a 190 mm do fundo do reator. O decantador secundário utilizado é o apresentado na figura 6.4.

O retorno de lodo poderia ser para qualquer um dos quatro compartimentos iniciais que se desejasse e o reciclo interno poderia sair de qualquer um dos compartimentos desde o segundo até o quarto, sempre retornando ao primeiro compartimento.

6.4. Métodos utilizados nas determinações analíticas.

As determinações analíticas vêm sendo feitas sempre de acordo com as respectivas normas da CETESB. Para a determinação de parâmetros de amostras filtradas, estas foram obtidas pela utilização do papel de filtro GFC ou similar.

CETESB - CENTRO DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

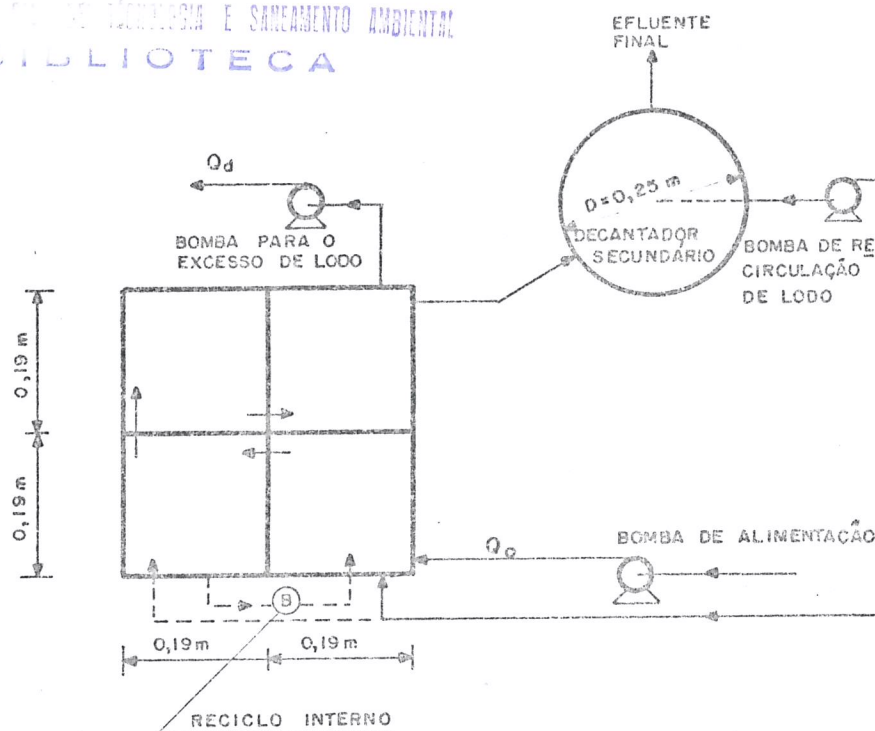


FIGURA 6.3.- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO *SISTEMA T-4*

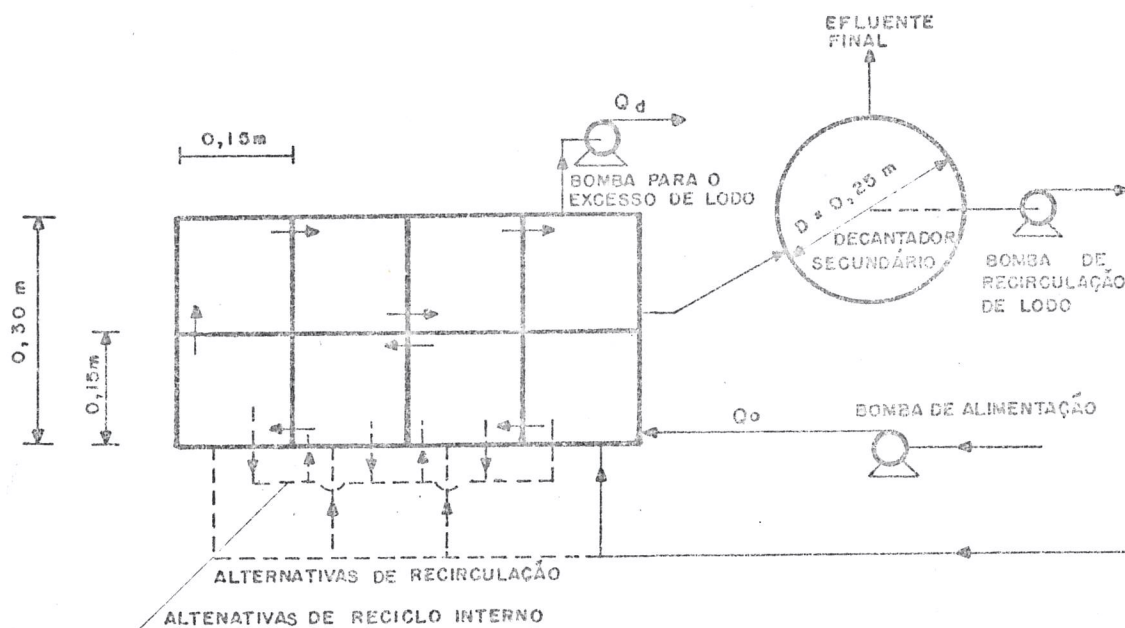


FIGURA 6.4.- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO *SISTEMA T-8*

7. RESULTADOS OBTIDOS

As tabelas de 7.1 a 7.3 apresentam valores médios de cada fase de operação dos sistemas MC, T-4 e T-8 respectivamente, relativos a DQO e fósforo, bem como apresentam as condições operacionais de cada fase.

A tabela 7.4 apresenta os valores médios de cada fase de operação, relativos à razão entre fósforo total e DQO do afluente, concentração de fósforo total no efluente filtrado e razão entre o fósforo total removido e a DQO removida, tomando-se por base o efluente filtrado, para os sistemas MC, T-4 e T-8.

A tabela 7.5 apresenta para as três sistemas, os valores médios de cada fase de operação, a porcentagem de fósforo em relação aos sólidos voláteis do lodo de descarte e as quantidades de fósforo removidas, por dia, em cada sistema, tendo por base os resultados de concentração de fósforo no afluente e no efluente filtrado e também tendo por base a porcentagem de fósforo nos sólidos voláteis e suas respectivas concentrações, no descarte de lodo.

A tabela 7.6 apresenta os resultados médios de ortofosfato, ao longo dos sistemas MC, T-4 e T-8, para cada fase de operação.

As figuras de 7.1 a 7.17, apresentam o comportamento da concentração de ortofosfato, ao longo dos sistemas T-4 e T-8, desde a alimentação até o efluente final, mostrando também, quando é o caso, a concentração de ortofosfato da alimentação após mistura com o reciclo interno. Estas figuras têm por objetivo ressaltar os fenômenos de "liberação" e "captação" de fósforo que ocorre ao longo dos sistemas com compartimentos anaeróbico, anóxico e aeróbico em série.

Os resultados médios de cada fase de operação, relativos a nitrogênio, na alimentação, e nos efluentes finais dos sistemas MC, T-4 e T-8, são apresentados na tabela 7.7.

TABELA 7.1 SISTEMA MC - CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO E VALORES MÉDIOS DE CADA PERÍODO DE OPERAÇÃO, REFERENTES A FÓSFORO E DQO.

PERÍODO DE OPERAÇÃO	CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO					ALIMENTAÇÃO (mg/L)		EFLUENTE (mg/L)				P _{remov.} DQO _{remov.}	P _{remov.} mg/L
	θ _{c,ref} dias	7 VOL. AEROB.	7 VOL. ANÓXICO	θ _h horas	r	r _{a-a}	DQO	P _T	DQO	DQO _F	P _T	P _{T,filtrado}	
19.08.82/19.08.82													
20.08.82/02.09.82	6,0	-	-	5,3	1,0	-	256 ± 46	6,73 ± 2,49	51 ± 20	41 ± 19	2,06 ± 0,33	1,80 ± 0,32	0,0126
23.09.82/14.10.82	7,0	-	-	5,3	1,0	-	305 ± 42	5,96 ± 1,67	63 ± 21	36 ± 10	2,41 ± 0,91	1,77 ± 0,40	0,0156
15.10.82/18.11.82	7,0	-	-	4,5	1,0	-	297 ± 40	4,86 ± 1,15	48 ± 6	34 ± 7	1,85 ± 0,39	1,59 ± 0,31	0,0124
19.11.82/06.12.82	7,0	-	-	4,5	1,0	-	324 ± 8	5,03 ± 2,15	41 ± 10	25 ± 6	2,56 ± 1,40	1,72 ± 0,25	0,0111
07.12.82/07.01.83	5,0	-	-	4,5	1,0	-	262 ± 42	2,82 ± 0,89	49 ± 21	27 ± 12	1,33 ± 0,17	1,11 ± 0,23	0,0073
28.01.83/20.01.83	5,0	-	-	5,3	2,0	-	217 ± 75	3,32 ± 1,00	31 ± 6	21 ± 6	1,41 ± 0,33	1,03 ± 0,14	0,0117
21.01.83/11.02.83	4,0	-	-	5,3	2,0	-	223 ± 130	2,75 ± 1,51	44 ± 16	32 ± 14	1,04 ± 0,28	0,88 ± 0,31	0,0098
12.02.83/02.03.83	3,0	-	-	5,3	2,0	-	260 ± 22	3,71 ± 0,90	83 ± 27	48 ± 8	1,43 ± 0,27	1,11 ± 0,27	0,0123
03.03.83/20.04.83	6,0	-	-	5,3	1,0	-	231 ± 54	3,37 ± 1,22	47 ± 16	25 ± 9	1,35 ± 0,44	1,09 ± 0,22	0,0111
21.04.83/17.05.83	6,0	-	-	5,3	1,0	-	253 ± 28	2,68 ± 0,75	87 ± 81	26 ± 12	2,19 ± 1,54	1,11 ± 0,50	0,0069
20.06.83/01.07.83	6,0	-	-	5,3	1,0	-	403 ± 86	15,9 ± 1,30*	60 ± 14	46 ± 16	14,4 ± 2,69	11,7 ± 1,24	0,0118
12.07.83/02.08.83	6,0	-	-	5,3	1,0	-	313 ± 34	4,12 ± 1,26	71 ± 23	42 ± 11	2,72 ± 0,85	1,71 ± 0,43	0,089
03.08.83/16.08.83	6,0	-	-	5,3	1,0	-	370 ± 38	6,43 ± 2,58	67 ± 12	46 ± 9	2,89 ± 0,91	1,88 ± 1,00	0,0140
17.08.83/06.09.83	6,0	-	-	5,3	1,0	-	341 ± 64	6,00 ± 2,52	53 ± 17	34 ± 10	2,88 ± 1,02	2,11 ± 0,33	0,0127
07.09.83/28.09.83	6,0	-	-	5,3	2,0	-	292 ± 36	3,87 ± 0,92	46 ± 10	30 ± 8	2,06 ± 0,70	1,75 ± 0,60	0,0081
19.09.83/21.10.83	6,0	-	-	5,3	2,0	-	271 ± 63	2,54 ± 1,20	47 ± 20	26 ± 8	1,90 ± 0,62	1,58 ± 0,35	0,039
22.10.83/10.11.83	6,0	-	-	5,3	2,0	-	304 ± 40	5,54 ± 2,18	68 ± 13	36 ± 11	2,30 ± 1,10	1,53 ± 0,58	0,0150
11.11.83/29.11.83	8,0	-	-	5,3	2,0	-	232 ± 74	4,17 ± 1,03	46 ± 11	33 ± 8	2,16 ± 0,94	1,54 ± 0,49	0,0132
30.11.83/16.12.83	8,0	-	-	5,3	1,0	-	225 ± 87	3,06 ± 0,79	49 ± 6	38 ± 6	1,56 ± 0,75	1,38 ± 0,73	0,0090
17.12.83/05.01.84	8,0	-	-	5,3	1,0	-	227 ± 28	3,82 ± 1,33	44 ± 19	32 ± 15	1,93 ± 0,87	1,71 ± 0,89	0,0108

** ESGOT. RETIDO NA CAIXA DE ALIMENTAÇÃO POR ~ 20 HORAS

* ADICIONADO PO₄ AO AFLUENTE

TABELA 7.2 SISTEMA T-4 - CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO E VALORES MÉDIOS PARA CADA PERÍODO DE OPERAÇÃO, RELATIVOS A FÓSFORO E DQO.

PERÍODO DE OPERAÇÃO	CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO					ALIMENTAÇÃO (mg/L)		EFLUENTE (mg/L)				P _{remov.} DQO _{remov.}	P _{remov.} mg/L
	$\theta_{c,ref}$ dias	% VOL. ANAEROB.	% VOL. AERÓBIO	θ_h horas	r	r _{a-a}	DQO	P _T	DQO	DQO _F	P _T	P _{T, Filtrado}	
09.08.82/19.08.82	6,0	-	25,0	5,3	2,0	-	265 ± 46	4,51 ± 2,13	37 ± 7	29 ± 4	1,79 ± 0,20	1,63 ± 0,22	2,88
20.08.82/02.09.82	6,0	-	25,0	5,3	1,0	-	308 ± 55	6,73 ± 2,49	44 ± 4	31 ± 5	1,67 ± 0,28	1,43 ± 0,25	5,30
03.09.82/14.10.82	6,0	-	50,0	5,3	2,0	-	305 ± 42	5,96 ± 1,67	61 ± 29	31 ± 9	1,42 ± 0,53	0,91 ± 0,24	5,05
15.10.82/18.11.82	6,0	-	50,0	4,5	2,0	-	297 ± 40	4,86 ± 1,15	39 ± 5	28 ± 4	0,83 ± 0,34	0,64 ± 0,27	4,22
19.11.82/05.12.82	6,0	-	50,0	4,5	1,0	-	324 ± 8	5,03 ± 2,15	35 ± 7	30 ± 5	0,97 ± 1,03	0,72 ± 0,94	4,31
17.12.82/07.01.83	5,0	-	50,0	4,5	1,0	-	262 ± 42	2,82 ± 0,89	38 ± 14	25 ± 11	0,32 ± 0,20	0,21 ± 0,18	2,61
05.01.83/20.01.83	5,0	-	50,0	5,3	2,0	-	217 ± 75	3,32 ± 1,00	31 ± 13	20 ± 6	0,90 ± 0,51	0,67 ± 0,44	2,65
21.01.83/11.02.83	4,0	-	50,0	5,3	2,0	-	223 ± 130	2,75 ± 1,51	65 ± 43	35 ± 16	0,79 ± 0,33	0,59 ± 0,32	2,16
12.02.83/02.03.83	3,0	-	50,0	5,3	2,0	-	260 ± 22	3,71 ± 0,90	44 ± 10	29 ± 4	0,83 ± 0,27	0,65 ± 0,32	3,06
03.03.83/20.04.83	6,0	25,0	25,0	5,3	2,0	1,5	231 ± 54	3,37 ± 1,22	35 ± 10	19 ± 4	0,66 ± 0,22	0,49 ± 0,20	2,88
21.04.83/17.05.83	6,0	25,0	25,0	5,3	2,0	1,0	253 ± 28	2,68 ± 0,75	33 ± 9	22 ± 6	0,59 ± 0,17	0,20 ± 0,15	2,48
20.06.83/01.07.83	6,0	25,0	25,0	5,3	1,0	1,0	403 ± 86	15,9 ± 1,30*	57 ± 9	40 ± 7	13,5 ± 2,49	10,3 ± 2,01	5,60
12.07.83/02.08.83	6,0	25,0	25,0	5,3	1,0	1,0	313 ± 34	8,31 ± 1,83**	37 ± 8	28 ± 5	0,79 ± 0,14	0,39 ± 0,19	7,92
13.08.83/16.08.83	6,0	25,0	25,0	5,3	1,0	1,0	370 ± 38	13,05 ± 2,54*	50 ± 14	32 ± 4	1,30 ± 0,81	0,59 ± 0,35	12,91
17.08.83/06.09.83	6,0	25,0	25,0	5,3	1,0	1,0	341 ± 64	10,72 ± 2,50*	33 ± 9	25 ± 7	1,52 ± 0,94	1,08 ± 0,71	9,64
17.09.83/28.09.83	6,0	25,0	25,0	5,3	2,0	1,0	292 ± 36	10,96 ± 1,00*	32 ± 10	24 ± 6	1,81 ± 0,67	1,61 ± 0,57	9,35
19.09.83/21.10.83	6,0	25,0	25,0	5,3	2,0	1,0	271 ± 63	9,94 ± 1,42*	31 ± 12	24 ± 8	2,05 ± 1,13	1,81 ± 0,97	8,13
22.10.83/10.11.83	6,0	25,0	25,0	5,3	2,0	1,5	304 ± 40	13,73 ± 2,88*	42 ± 12	27 ± 9	5,24 ± 2,33	3,85 ± 1,48	9,88
11.11.83/29.11.83	8,0	25,0	25,0	5,3	2,0	1,5	232 ± 74	4,17 ± 1,03	38 ± 26	28 ± 18	0,51 ± 0,23	0,29 ± 0,19	3,89
30.11.83/16.12.83	8,0	25,0	25,0	5,3	1,0	1,5	225 ± 87	3,06 ± 0,79	31 ± 12	28 ± 8	0,47 ± 0,52	0,36 ± 0,49	2,70
17.12.83/05.01.84	8,0	25,0	25,0	5,3	1,0	1,5	227 ± 28	10,8 ± 1,32**	41 ± 21	32 ± 14	2,86 ± 2,25	2,40 ± 2,26	8,40

** ESGOTO RETIDO NA CAIXA DE ALIMENTAÇÃO POR ~ 20 HORAS

* ADICIONADO PO₄ AO AFLUENTE

TABELA 7.3 SISTEMA T-8 - CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO E VALORES MÉDIOS DE CADA PERÍODO DE OPERAÇÃO, REFERENTES A FÓSFORO E DQO.

PERÍODO DE OPERAÇÃO	CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO						ALIMENTAÇÃO (mg/L)		EFLUENTE (mg/L)				P _{remov.} DQO _{remov.}	P _{remov.} mg/L
	$\theta_{c,ref}$ dias	% VOL. AERÓBIO	% VOL. ANÓXICO	θ_h horas	r	r _{a-a}	DQO	P _T	DQO	DQO _F	P _T	P _{T, Filtrado}		
09.08.82/19.08.82	6,0	-	25,0	5,3	2,0	-	265 ± 46	4,51 ± 2,13	33 ± 6	25 ± 6	1,37 ± 0,43	1,10 ± 0,44	0,0142	3,41
20.08.82/02.09.82	6,0	-	25,0	5,3	1,0	-	308 ± 55	6,73 ± 2,49	31 ± 6	24 ± 3	1,49 ± 0,41	1,28 ± 0,55	0,0192	5,45
03.09.82/14.10.82	6,0	-	50,0	5,3	2,0	-	305 ± 42	5,96 ± 1,67	45 ± 8	30 ± 7	1,03 ± 0,30	0,71 ± 0,27	0,0191	5,25
15.10.82/18.11.82	6,0	-	50,0	4,5	2,0	-	297 ± 40	4,86 ± 1,15	36 ± 9	25 ± 8	0,57 ± 0,45	0,40 ± 0,45	0,0164	4,46
19.11.82/06.12.82	6,0	-	50,0	4,5	1,0	-	324 ± 8	5,03 ± 2,15	46 ± 14	23 ± 7	1,01 ± 0,56	0,62 ± 0,48	0,0147	4,41
27.12.82/07.01.83	5,0	-	50,0	4,5	1,0	-	262 ± 42	2,82 ± 0,89	33 ± 11	22 ± 8	0,50 ± 0,38	0,20 ± 0,16	0,0109	2,62
08.01.83/20.01.83	5,0	-	50,0	5,3	2,0	-	202 ± 113	3,70 ± 0,42	23 ± 7	19 ± 7	0,37 ± 0,25	0,21 ± 0,13	0,0191	3,50
21.01.83/11.02.83	4,0	-	50,0	5,3	2,0	-	223 ± 130	2,75 ± 1,51	53 ± 24	29 ± 19	0,86 ± 0,32	0,50 ± 0,26	0,0116	2,25
12.02.83/02.03.83	3,0	-	50,0	5,3	2,0	-	260 ± 22	3,71 ± 0,90	45 ± 12	30 ± 11	0,68 ± 0,12	0,45 ± 0,13	0,0142	3,26
03.03.83/20.04.83	6,0	12,5	37,5	5,3	2,0	1,5	231 ± 54	3,37 ± 1,22	34 ± 10	22 ± 7	0,45 ± 0,18	0,26 ± 0,11	0,0149	3,11
21.04.83/17.05.83	6,0	12,5	37,5	5,3	2,0	1,0	253 ± 28	2,68 ± 0,75	26 ± 6	20 ± 6	0,36 ± 0,29	0,15 ± 0,15	0,0109	2,53
20.06.83/01.07.83	6,0	25,0	25,0	5,3	1,0	1,0	403 ± 86	15,9 ± 1,30*	55 ± 9	44 ± 12	10,9 ± 4,52	8,90 ± 3,37	0,0195	7,00
12.07.83/02.08.83	6,0	25,0	25,0	5,3	1,0	1,0	313 ± 34	8,31 ± 1,83*	33 ± 5	27 ± 5	0,59 ± 0,27	0,25 ± 0,23	0,0282	8,06
23.08.83/16.08.83	6,0	25,0	25,0	5,3	1,0	1,0	370 ± 38	13,5 ± 2,54*	48 ± 12	27 ± 5	3,09 ± 1,94	2,43 ± 2,07	0,0323	11,07
17.08.83/06.09.83	6,0	37,5	12,5	5,3	1,0	1,0	341 ± 64	10,72 ± 2,50*	35 ± 10	23 ± 8	1,30 ± 0,68	0,98 ± 0,56	0,0306	9,74
07.09.83/28.09.83	6,0	37,5	12,5	5,3	2,0	1,0	292 ± 36	10,96 ± 1,00*	35 ± 7	22 ± 6	1,76 ± 0,85	1,22 ± 0,69	0,0361	9,74
29.09.83/21.10.83	6,0	25,0	25,0	5,3	2,0	1,0	271 ± 63	9,94 ± 1,42*	36 ± 12	25 ± 9	2,30 ± 1,29	1,85 ± 0,97	0,0329	8,09
22.10.83/10.11.83	6,0	25,0	25,0	5,3	2,0	1,5	304 ± 40	13,73 ± 2,88*	45 ± 8	32 ± 14	3,88 ± 1,65	2,79 ± 1,42	0,0402	10,94
11.11.83/29.11.83	8,0	25,0	25,0	5,3	2,0	1,5	232 ± 74	4,17 ± 1,03	37 ± 16	28 ± 11	0,49 ± 0,12	0,19 ± 0,05	0,0195	3,98
30.11.83/16.12.83	8,0	25,0	25,0	5,3	1,0	1,5	225 ± 87	3,06 ± 0,79	40 ± 3	29 ± 7	0,45 ± 0,05	0,14 ± 0,03	0,0149	2,92
17.12.83/05.01.84	8,0	25,0	25,0	5,3	1,0	1,5	227 ± 28	10,8 ± 1,32*	36 ± 14	26 ± 17	1,32 ± 0,92	0,80 ± 0,79	0,0498	10,00

** ESGOTO RETIDO NA CAIXA DE ALIMENTAÇÃO POR ~ 20 HORAS

* ADICIONADO PO₄ AO AFLUENTE

TABELA 7.4 - VALORES MÉDIOS PARA CADA PERÍODO DE OPERAÇÃO, DA RELAÇÃO ENTRE FÓSFORO TOTAL E DQO AFLUENTE, CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL FILTRADO NO EFLUENTE E DA RELAÇÃO ENTRE FÓSFORO REMOVIDO E DQO REMOVIDA, PARA OS SISTEMAS MC, T-4 e T-8.

PERÍODO DE OPERAÇÃO	P _T , afl DQO afl	SISTEMA MC		SISTEMA T-4		SISTEMA T-8	
		P _T , filtr. (mg / l)	P _T , remov DQO remov	P _T , filtr. (mg / l)	P _T , remov DQO remov	P _T , filtr. (mg / l)	P _T , remov DQO remov
09.08.82/19.08.82	0,170			1,63 ± 0,22	0,0122	1,10 ± 0,44	0,0142
20.08.82/02.09.82	0,0176	1,80 ± 0,32	0,0126	1,43 ± 0,25	0,0191	1,28 ± 0,55	0,0192
03.09.82/14.10.82	0,0195	1,77 ± 0,40	0,0156	0,91 ± 0,24	0,0184	0,71 ± 0,27	0,0191
15.10.82/18.11.82	0,0164	1,59 ± 0,31	0,0124	0,64 ± 0,27	0,0157	0,40 ± 0,45	0,0164
19.11.82/06.12.82	0,0155	1,72 ± 0,25	0,0111	0,72 ± 0,94	0,0147	0,62 ± 0,48	0,0147
07.12.82/07.01.83	0,0108	1,11 ± 0,23	0,0073	0,21 ± 0,18	0,0110	0,20 ± 0,16	0,0109
08.01.83/20.01.83	0,0153	1,03 ± 0,14	0,0117	0,67 ± 0,44	0,0135	0,21 ± 0,13	0,0191
21.01.83/11.02.83	0,0123	0,88 ± 0,31	0,0098	0,59 ± 0,32	0,0115	0,50 ± 0,26	0,0116
12.02.83/02.03.83	0,0143	1,11 ± 0,27	0,0123	0,65 ± 0,32	0,0132	0,45 ± 0,13	0,0142
03.03.83/20.04.83	0,0146	1,09 ± 0,22	0,0111	0,49 ± 0,20	0,0136	0,26 ± 0,11	0,0149
21.04.83/17.05.83	0,0106	1,11 ± 0,50	0,0069	0,20 ± 0,16	0,0107	0,15 ± 0,15	0,0109
20.06.83/01.07.83	0,0395**	11,7 ± 0,24	0,0118**	10,03 ± 2,01	0,0154**	8,90 ± 3,37	0,0195**
02.07.83/02.08.83	0,0132 0,0265*	1,71 ± 0,43	0,0089	0,39 ± 0,19	0,0278*	0,25 ± 0,23	0,0282*
03.08.83/16.08.83	0,0174 0,0365*	1,88 ± 1,00	0,0140	0,59 ± 0,35	0,0382*	2,43 ± 2,07	0,0323*
17.08.83/06.09.83	0,0176 0,0314*	2,11 ± 0,33	0,0127	1,08 ± 0,71	0,0305	0,98 ± 0,56	0,0306*
07.09.83/28.09.83	0,0133 0,0375*	1,75 ± 0,60	0,0081	1,61 ± 0,57	0,0349*	1,22 ± 0,69	0,0361*
29.09.83/21.10.83	0,0094 0,0367*	1,58 ± 0,35	0,0039	1,81 ± 0,97	0,0329*	1,85 ± 0,97	0,0329*
22.10.83/10.11.83	0,0182 0,0452*	1,53 ± 0,58	0,0150	3,85 ± 1,48	0,0357*	2,79 ± 1,42	0,0402*
11.11.83/29.11.83	0,0180	1,54 ± 0,49	0,0132	0,29 ± 0,19	0,0190	0,19 ± 0,05	0,0195
30.11.83/16.12.83	0,0136	1,38 ± 0,73	0,0090	0,36 ± 0,49	0,0137	0,14 ± 0,03	0,0149
17.12.83/05.01.84	0,0168 0,0476*	1,71 ± 0,89	0,0108	2,40 ± 2,26	0,0431*	0,80 ± 0,79	0,0498*

** Ortofosfato adicionado aos sistemas MC, T-4 e T-8, esgoto retido no caixa de alimentação por cerca de 20 horas.

* Valores relativos aos sistemas T-4 e T-8, onde foi adicionado ortofosfato junto à alimentação.

TABELA 7.5 - VALORES MÉDIOS PARA CADA PERÍODO DE OPERAÇÃO DA PORCENTAGEM DE FÓSFORO EM RELAÇÃO AOS SÓLIDOS VOLÁTEIS E QUANTIDADES DE FÓSFORO REMOVIDAS POR DIA (ΔP) PARA OS SISTEMAS MC, T-4 e T-8

PERÍODO DE OPERAÇÃO	SISTEMA M.C			SISTEMA T-4			SISTEMA T-8		
	$\frac{Z P}{SSV}$	$\Delta P^{(1)}$ mg/dia	$\Delta P^{(2)}$ mg/dia	$\frac{Z P}{SSV}$	$\Delta P^{(1)}$ mg/dia	$\Delta P^{(2)}$ mg/dia	$\frac{Z P}{SSV}$	$\Delta P^{(1)}$ mg/dia	$\Delta P^{(2)}$ mg/dia
09.08.82/19.08.82						522			618
20.08.82/02.09.82			491			960			987
03.09.82/14.10.82			759			915			951
15.10.82/18.11.82			698			900			951
19.11.82/06.12.82			706			919			941
07.12.82/07.01.83			365			557			559
08.01.83/20.01.83			415			480			634
21.01.83/11.02.83			339			391			408
12.02.83/02.03.83			471			554			590
03.03.83/20.04.83			413			522			563
21.04.83/17.05.83			284			449			458
20.06.83/01.07.83			761			1014			1268
02.07.83/02.08.83	$4,16 \pm 2,12$	369 ± 174	437	$10,93 \pm 7,06$	1483 ± 932	1435	$10,53 \pm 5,79$	1687 ± 968	1460
03.08.83/16.08.83	$4,15 \pm 1,71$	337 ± 166	824	$9,07 \pm 4,49$	1574 ± 865	2338	$9,82 \pm 2,74$	1327 ± 28	2005
17.08.83/06.09.83	$4,28 \pm 0,92$	581 ± 160	705	$10,06 \pm 2,00$	1423 ± 274	1746	$7,70 \pm 1,10$	1381 ± 189	1764
07.09.83/28.09.83	$2,13 \pm 0,32$	262 ± 47	384	$6,73 \pm 0,74$	992 ± 120	1694	$6,59 \pm 0,39$	1072 ± 120	1764
29.09.83/21.10.83			116			1473			1465
22.10.83/10.11.83	$2,58 \pm 1,02$	229 ± 178	726	$6,87 \pm 2,65$	945 ± 432	1790	$7,55 \pm 4,25$	1003 ± 564	1982
11.11.83/29.11.83			476			705			721
30.11.83/16.12.83	$3,15 \pm 2,17$	214 ± 159	304	$3,65 \pm 1,28$	340 ± 129	489	$3,78 \pm 1,73$	449 ± 163	529
17.12.83/05.01.84	$2,72 \pm 0,76$	326 ± 153	382	$8,18 \pm 1,18$	954 ± 123	1522	$7,86 \pm 1,11$	1038 ± 122	1811

(1) Remoção de P, baseada nos resultados relativos ao lodo de descarte.

(2) Remoção de P, baseada nos resultados da concentração do afluente e do efluente filtrado.

** Esgoto retido na caixa de alimentação por cerca de 20 horas adicionado PO_4 nos três sistemas, junto à alimentação.

* Adicionado PO_4 nos sistemas T-4 e T-8, junto à alimentação.

TABELA 7.6 RESULTADOS MÉDIOS DE ORTOFOSFATO AO LONGO DOS SISTEMAS MC, T4 e T8 (Valores em mg P/l)

PERÍODO	19.11.82 a 06.12.82	07.12.82 a 07.01.83	08.01.83 a 20.01.83	21.01.83 a 11.02.83	12.02.83 a 02.03.83	03.03.83 a 20.04.83	21.04.83 17.05.83	21.06.83 a 01.07.83	02.07.83 a 02.08.83	03.08.83 a 16.08.83
LOCAL	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄
Sistema MC										
ALIMENT.	2,87 ± 0,24	1,93 ± 0,82	2,13 ± 0,59	2,00 ± 0,83	2,25 ± 0,50	2,43 ± 0,87	2,54 ± 0,48	14,5 ± 2,16	2,50 ± 0,76	3,03 ± 0,78
TQ.AER.	1,77 ± 0,27	1,23 ± 0,41	1,43 ± 0,36	1,03 ± 0,21	0,93 ± 0,28	1,32 ± 0,30	1,37 ± 0,34	13,2 ± 1,06	1,48 ± 0,38	1,88 ± 0,66
EFLUENTE	1,54 ± 0,21	1,04 ± 0,27	1,14 ± 0,27	0,82 ± 0,21	0,81 ± 0,25	1,06 ± 0,23	1,13 ± 0,30	12,9 ± 0,93	1,40 ± 0,33	1,43 ± 0,33
RET. LODO									1,63 ± 0,46	2,25 ± 0,78
Sistema T-4										
ALIMENT.	2,87 ± 0,24	1,93 ± 0,82	2,13 ± 0,59	2,00 ± 0,83	2,25 ± 0,50	2,43 ± 0,87	2,54 ± 0,48	14,5 ± 2,16	6,73 ± 1,66	10,1 ± 0,78
C-1	7,30 ± 1,95	3,26 ± 1,84	3,09 ± 1,41	1,85 ± 0,95	1,85 ± 0,56	2,85 ± 1,40	3,78 ± 1,11	18,0 ± 1,58	19,1 ± 6,50	26,5 ± 6,59
C-2	6,87 ± 2,30	2,76 ± 1,66	2,80 ± 1,30	1,58 ± 0,85	1,67 ± 0,64	1,69 ± 0,97	2,57 ± 1,50	16,1 ± 2,44	15,3 ± 5,54	19,7 ± 4,82
C-3	6,48 ± 0,91	0,77 ± 0,58	0,71 ± 0,62	0,89 ± 0,55	0,88 ± 0,41	0,70 ± 0,44	0,59 ± 0,54	12,2 ± 1,83	2,44 ± 1,87	3,33 ± 1,90
C-4	0,13 ± 0,16	0,30 ± 0,38	0,33 ± 0,52	0,61 ± 0,38	0,66 ± 0,33	0,45 ± 0,34	0,23 ± 0,23	10,7 ± 1,86	0,51 ± 0,74	1,17 ± 0,87
EFLUENTE	0,22 ± 0,50	0,20 ± 0,23	0,25 ± 0,23	0,38 ± 0,19	0,41 ± 0,22	0,28 ± 0,18	0,16 ± 0,12	11,8 ± 1,72	0,19 ± 0,18	0,37 ± 0,21
RET. LODO				0,71 ± 0,45	0,59 ± 0,31	0,45 ± 0,31	0,45 ± 0,23	12,0 ± 2,37	5,86 ± 3,71	13,4 ± 8,04
Sistema T-8										
ALIMENT.	2,87 ± 0,24	1,93 ± 0,82	2,44 ± 0,38	2,00 ± 0,83	2,25 ± 0,50	2,43 ± 0,37	2,54 ± 0,48	14,5 ± 2,16	6,73 ± 1,66	10,1 ± 0,78
C-1	4,03 ± 0,88	2,23 ± 1,28	3,37 ± 0,74	1,70 ± 0,91	2,05 ± 0,72	3,46 ± 1,74	4,06 ± 0,85	20,3 ± 2,04	16,8 ± 5,39	19,4 ± 5,17
C-2	4,73 ± 1,18	2,48 ± 1,35	3,41 ± 0,87	1,86 ± 1,04	2,32 ± 0,91	2,71 ± 1,87	2,43 ± 1,04	18,4 ± 1,98	17,7 ± 6,47	20,0 ± 4,39
C-3	5,14 ± 1,28	2,39 ± 1,37	3,69 ± 0,98	1,89 ± 1,04	2,36 ± 1,02	2,08 ± 1,33	1,93 ± 1,01	17,0 ± 1,89	14,6 ± 5,85	15,5 ± 3,75
C-4	3,85 ± 1,22	1,85 ± 1,09	2,17 ± 0,95	1,56 ± 0,82	1,88 ± 1,10	1,29 ± 0,79	0,97 ± 0,76	12,9 ± 2,58	11,3 ± 6,04	7,97 ± 3,54
C-5	1,40 ± 0,81	0,77 ± 0,54	0,77 ± 0,62	0,87 ± 0,50	0,92 ± 0,68	0,36 ± 0,33	0,13 ± 0,13	10,2 ± 3,59	3,70 ± 3,06	6,06 ± 2,75
C-6	0,67 ± 0,66	0,37 ± 0,27	0,41 ± 0,39	0,68 ± 0,43	0,63 ± 0,47	0,19 ± 0,19	0,09 ± 0,10	9,13 ± 3,76	1,73 ± 1,89	4,36 ± 2,24
C-7	0,40 ± 0,56	0,22 ± 0,16	0,23 ± 0,21	0,54 ± 0,36	0,47 ± 0,36	0,10 ± 0,10	0,04 ± 0,03	8,27 ± 3,82	1,01 ± 1,13	2,74 ± 1,97
C-8	0,22 ± 0,31	0,15 ± 0,12	0,16 ± 0,16	0,48 ± 0,35	0,36 ± 0,32	0,08 ± 0,10	0,02 ± 0,02	8,03 ± 4,29	0,72 ± 0,87	2,32 ± 1,97
EFLUENTE	0,23 ± 0,27	0,20 ± 0,17	0,14 ± 0,06	0,28 ± 0,18	0,21 ± 0,11	0,08 ± 0,08	0,04 ± 0,02	8,79 ± 3,28	0,14 ± 0,17	1,02 ± 0,57
RET. LODO			0,73 ± 0,41	0,54 ± 0,43	0,29 ± 0,31	0,21 ± 0,19	0,08 ± 0,08	9,63 ± 3,71	4,11 ± 3,13	5,43 ± 2,92

OBS:

CONTINUA

TABELA 7.6 RESULTADOS MÉDIOS DE ORTOFOSFATO AO LONGO DOS SISTEMAS MC, T4 e T8 (Valores em mg P/l)

CONTINUAÇÃO

PERÍODO	17.08.83 a 06.09.83	07.09.83 a 28.09.83	30.09.83 a 21.10.83	22.10.83 a 10.11.83	11.11.83 a 29.11.83	30.11.83 a 16.12.83	17.12.83 a 05.01.84		
LOCAL	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄	P-PO ₄		
ALIMENT.	2,12 ± 0,92	1,74 ± 0,56	2,20 ± 0,88	2,42 ± 1,01	2,56 ± 0,61	2,86 ± 0,60	2,30 ± 0,42		
TQ.AER.	1,35 ± 0,59	1,10 ± 0,36	1,55 ± 0,50	1,46 ± 0,31	1,36 ± 0,56	1,41 ± 0,52	1,42 ± 0,28		
EFLUENTE	1,68 ± 0,67	0,96 ± 0,46	1,38 ± 0,44	1,36 ± 0,28	1,27 ± 0,45	1,24 ± 0,54	1,21 ± 0,13		
RET. LODO	2,01 ± 1,32	1,15 ± 0,51	1,86 ± 0,61	1,58 ± 0,42	1,68 ± 0,29	2,22 ± 0,77	1,76 ± 0,45		
ALIMENT.	7,25 ± 1,12	8,84 ± 0,62	9,54 ± 1,24	10,8 ± 1,73	2,56 ± 0,61	2,86 ± 0,60	9,23 ± 0,42		
C-1	25,6 ± 10,6	13,3 ± 4,54	18,0 ± 4,24	15,7 ± 4,12	6,57 ± 2,15	7,14 ± 2,22	17,2 ± 10,9		
C-2	20,2 ± 9,3	10,5 ± 4,07	13,7 ± 3,84	12,1 ± 3,15	5,42 ± 1,88	5,49 ± 2,25	9,49 ± 2,09		
C-3	2,41 ± 2,53	2,52 ± 1,62	4,79 ± 2,36	6,10 ± 3,27	0,66 ± 0,35	0,20 ± 0,15	3,47 ± 2,35		
C-4	0,90 ± 0,57	0,85 ± 0,67	2,69 ± 1,01	3,06 ± 1,80	0,29 ± 0,26	0,13 ± 0,12	1,02 ± 1,03		
EFLUENTE	0,35 ± 0,40	0,63 ± 0,44	1,45 ± 1,09	3,85 ± 1,98	0,07 ± 0,06	0,08 ± 0,12	1,02 ± 0,74		
RET. LODO	9,93 ± 6,20	3,37 ± 1,97	6,44 ± 2,40	7,20 ± 4,15	1,44 ± 0,52	1,85 ± 0,71	4,44 ± 1,56		
ALIMENT.	7,25 ± 1,12	8,84 ± 0,62	9,54 ± 1,24	10,8 ± 1,73	2,56 ± 0,61	2,86 ± 0,60	9,23 ± 0,42		
C-1	19,9 ± 7,60	15,4 ± 5,18	16,7 ± 4,60	15,8 ± 3,64	8,24 ± 0,56	8,31 ± 2,76	18,0 ± 3,57		
C-2	22,3 ± 8,73	16,8 ± 6,07	17,2 ± 5,30	17,2 ± 3,04	8,57 ± 0,56	9,17 ± 3,03	18,7 ± 3,25		
C-3	24,3 ± 9,95	14,7 ± 6,29	15,1 ± 7,29	14,3 ± 3,70	5,13 ± 1,04	7,16 ± 2,04	15,9 ± 2,28		
C-4	16,6 ± 8,89	8,50 ± 4,07	11,1 ± 5,05	12,5 ± 4,58	3,70 ± 1,00	3,50 ± 1,65	10,1 ± 1,61		
C-5	6,10 ± 2,85	2,55 ± 1,65	5,62 ± 2,07	5,84 ± 2,92	1,12 ± 1,45	0,27 ± 0,26	2,10 ± 0,32		
C-6	3,28 ± 1,96	1,33 ± 1,12	3,47 ± 1,63	4,56 ± 2,52	0,33 ± 0,34	0,19 ± 0,25	0,63 ± 0,23		
C-7	2,23 ± 1,19	1,01 ± 0,97	2,50 ± 0,89	3,57 ± 2,16	0,22 ± 0,26	0,16 ± 0,16	0,44 ± 0,34		
C-8	1,69 ± 1,29	0,81 ± 0,66	2,22 ± 1,35	2,55 ± 1,28	0,19 ± 0,17	0,14 ± 0,13	0,57 ± 0,68		
EFLUENTE	0,23 ± 0,24	0,33 ± 0,28	1,37 ± 1,32	2,78 ± 1,69	0,08 ± 0,03	0,06 ± 0,02	0,28 ± 0,39		
RET. LODO	9,52 ± 5,19	2,45 ± 1,39	4,93 ± 2,65	4,64 ± 2,51	1,68 ± 1,55	2,66 ± 1,92	7,43 ± 3,81		

OBS:

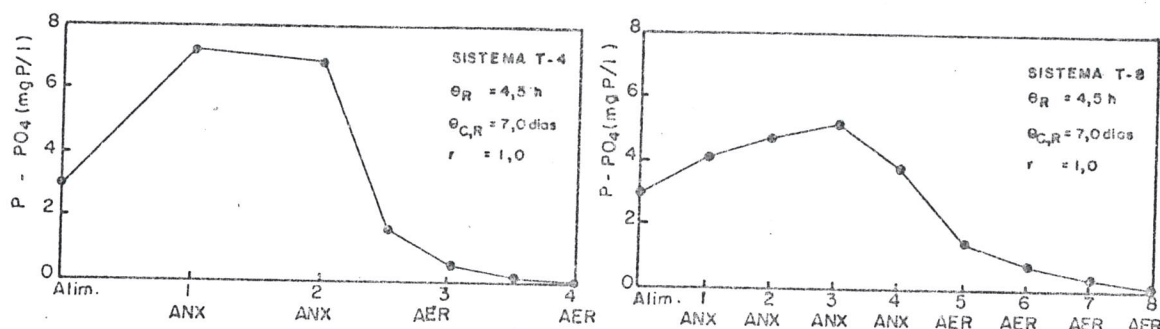


FIG:7.1. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 19/11/82 a 06/12/82

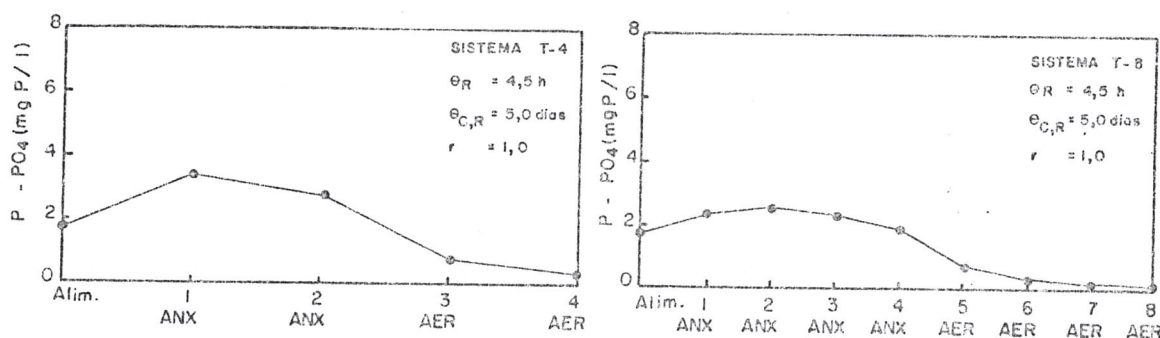


FIG:7.2. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 07/12/82 a 07/01/83

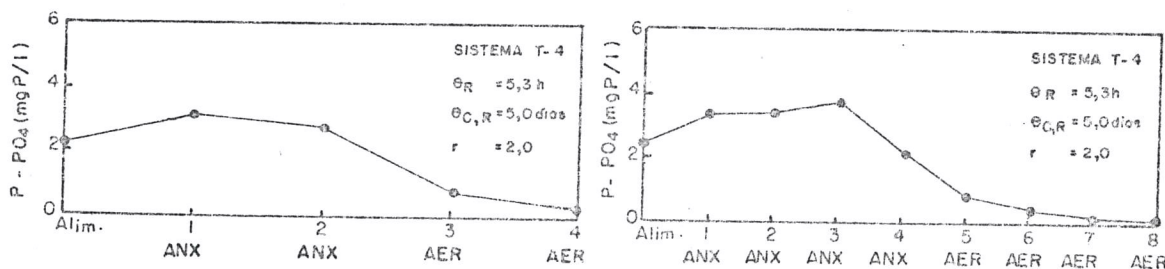


FIG:7.3. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 08/01/83 a 20/01/83

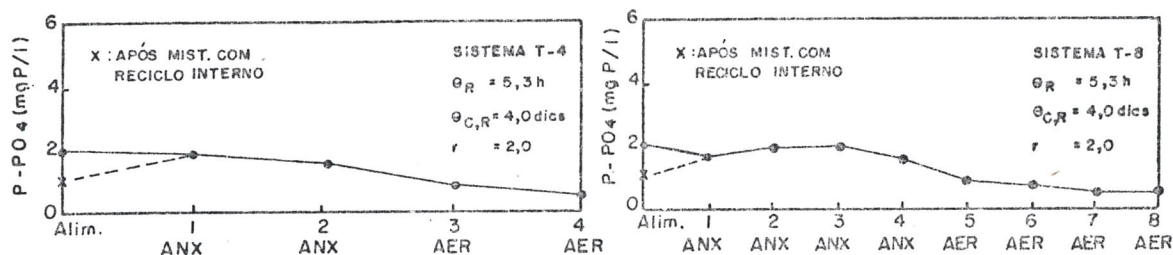


FIG.7.4. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO, DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 21/01/83 a 11/02/83

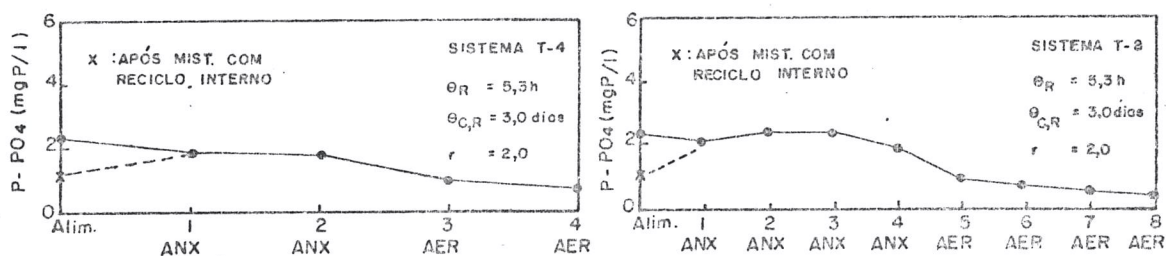


FIG.7.5. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO, DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 12/02/83 a 02/03/83

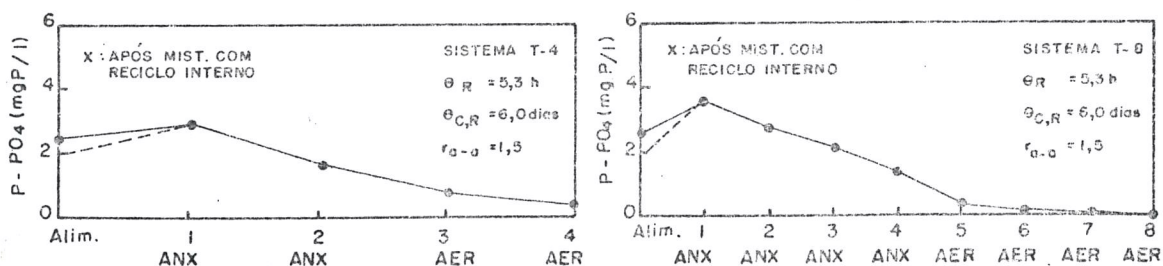


FIG.7.6. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO, DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 03/03/83 a 20/04/83

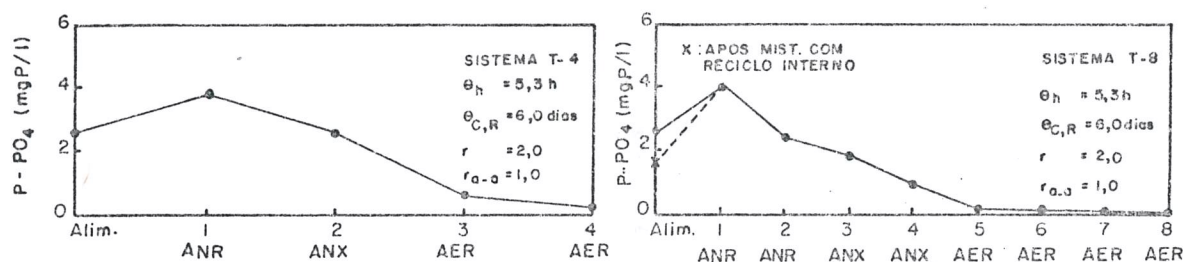


FIG:7.7. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 21/04/83 a 17/05/83

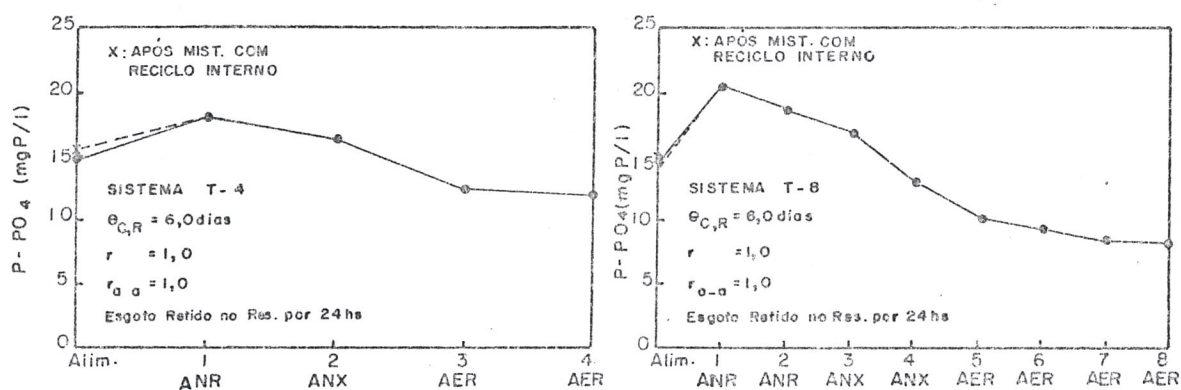


FIG:7.8. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 20/06/83 a 01/07/83

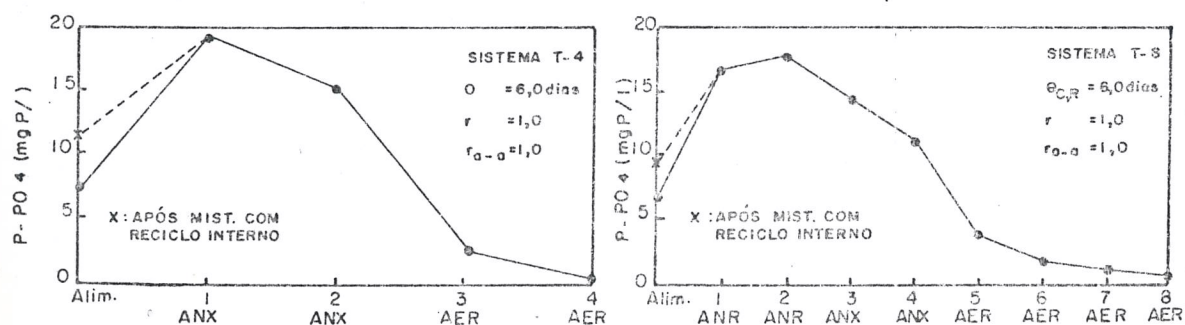


FIG:7.9. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 02/07/83 a 02/08/83

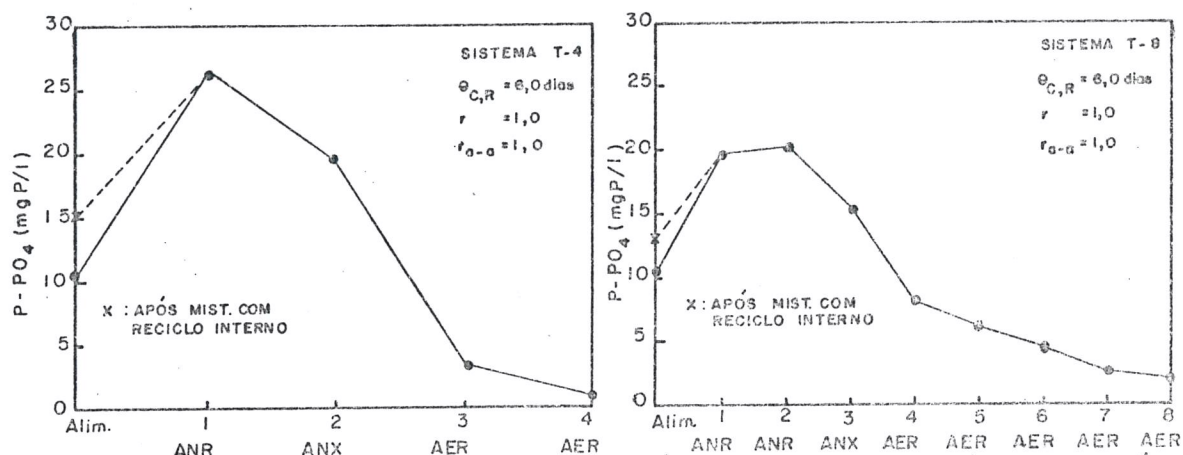


FIG.7.10. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 03/08/83 a 16/08/83

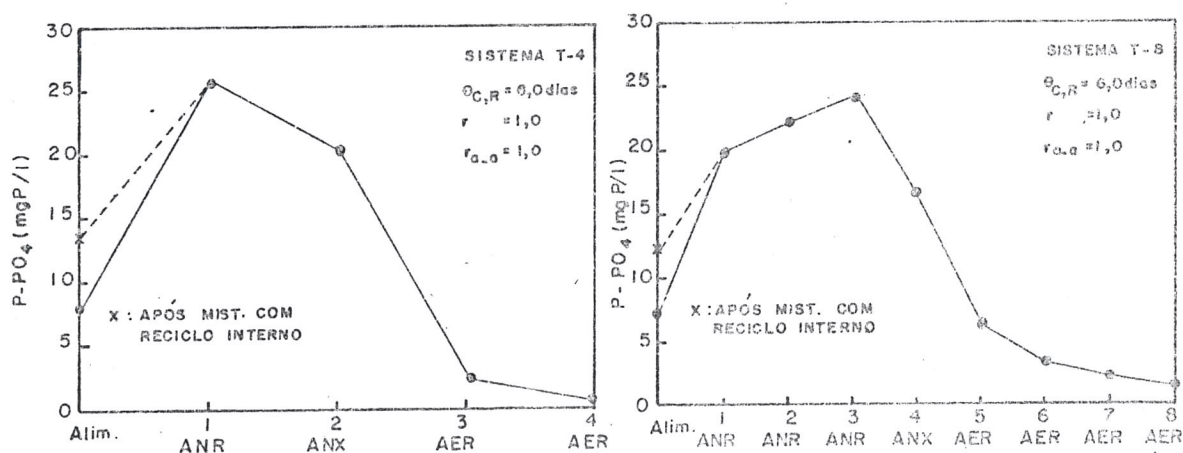


FIG.7.11. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 17/08/83 a 06/09/83

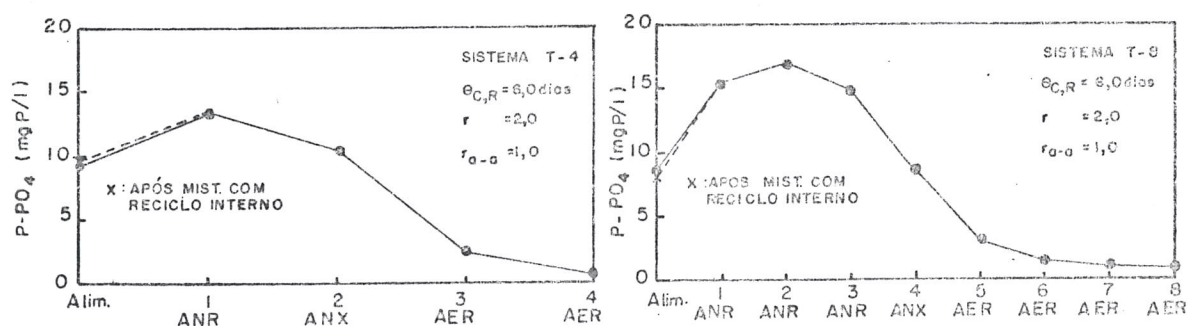


FIG.7.12. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 07/09/83 a 28/09/83

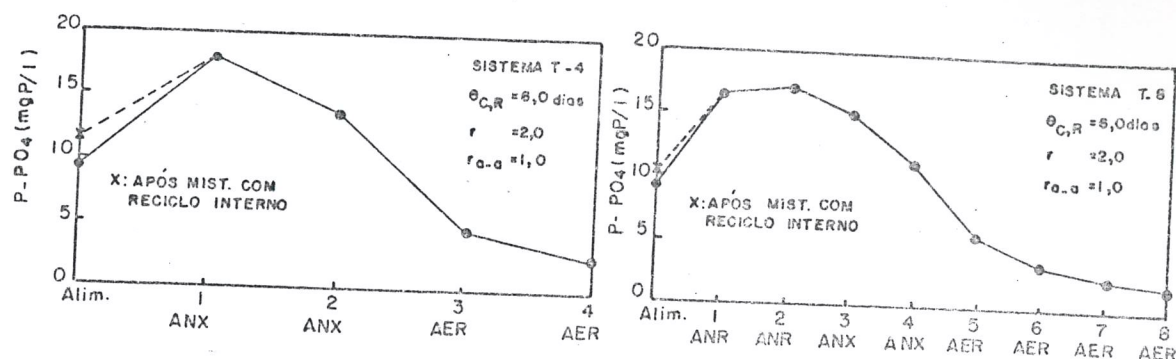


FIG. 7.13. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO, DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 29/09/83 a 21/10

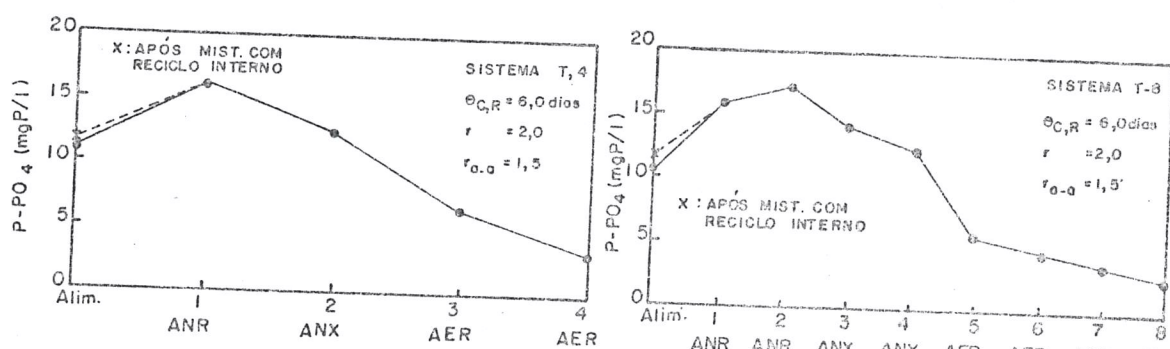


FIG. 7.14. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO, DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 22/10/83 a 10/11/83

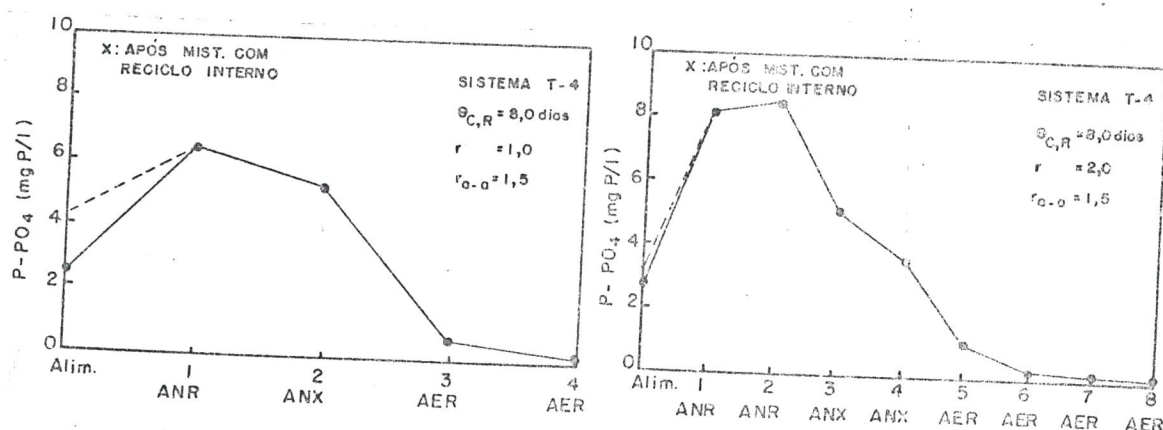


FIG. 7.15. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO, DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 11/11/83 a 29/11/83

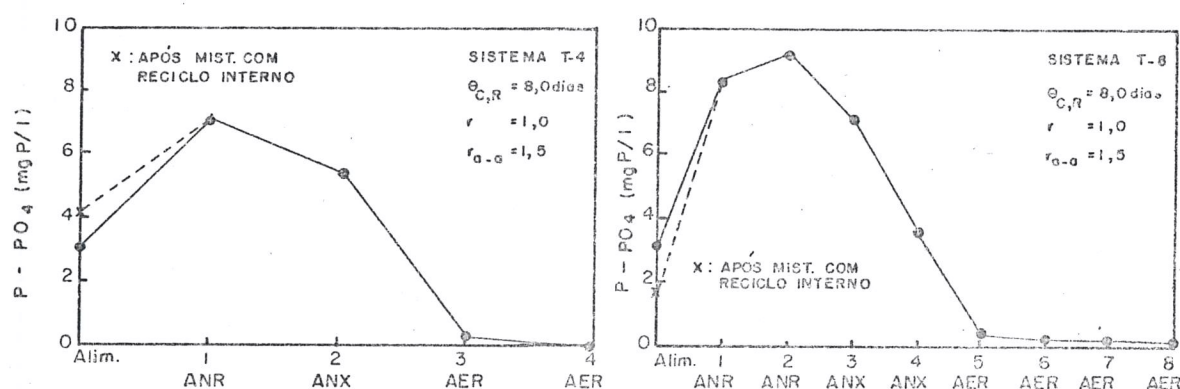


FIG:7.16. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO, DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 30/11/83 a 15/12/83

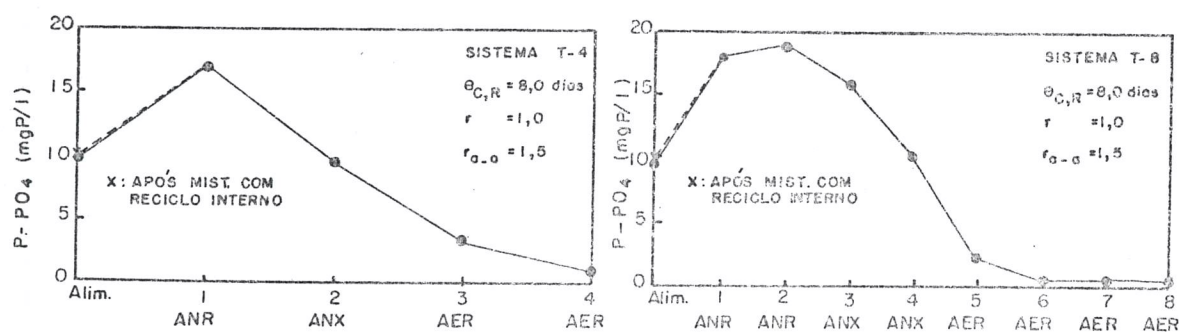


FIG: 7.17. COMPORTAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE ORTOFOSFATO, DA ALIMENTAÇÃO E ATRAVÉS DOS SISTEMAS T-4 e T-8 - VALORES MÉDIOS DO PERÍODO 17/12/83 a 05/01/84

TABELA 7.7 - RESULTADOS MÉDIOS RELATIVOS A NITRÓGENO PARA A ALIMENTAÇÃO
E EFLUENTES DOS SISTEMAS MC, T-4 e T-8.

PERÍODO DE OPERAÇÃO	ALIMENTAÇÃO NKT mg/l	EFLUENTE MC			EFLUENTE T-4			EFLUENTE T-8		
		NH ₃ mg/l	NO ₂ mg/l	NO ₃ mg/l	NH ₃ mg/l	NO ₂ mg/l	NO ₃ mg/l	NH ₃ mg/l	NO ₂ mg/l	NO ₃ mg/l
15.10.82 a 18.11.82	33 ± 14	1,3 ± 0,6	1,1 ± 1,1	11,9 ± 4,1	6,3 ± 5,8	0,83 ± 0,55	3,8 ± 1,9	1,0 ± 0,8	0,32 ± 0,27	5,2 ± 1,6
19.11.82 a 06.12.82	40 ± 18	7,1 ± 2,3	1,6 ± 1,0	7,5 ± 5,4	4,5 ± 2,7	1,0 ± 0,7	5,2 ± 2,3	4,3 ± 2,8	0,69 ± 0,81	5,1 ± 0,7
07.12.82 a 07.01.83	33 ± 17	1,0 ± 1,2	0,30 ± 0,16	11,8 ± 1,7	2,0 ± 2,2	0,91 ± 0,41	4,6 ± 1,3	2,0 ± 1,5	0,68 ± 0,12	4,4 ± 1,1
08.01.83 a 20.01.83	22 ± 9	0,23 ± 0,05	0,20 ± 0,08	10,2 ± 1,6	3,1 ± 4,5	0,49 ± 0,36	1,9 ± 0,5			
21.01.83 a 11.02.83	18 ± 6	0,71 ± 0,96	0,39 ± 0,38	8,7 ± 3,2	0,82 ± 0,78	0,28 ± 0,29	5,3 ± 3,5	5,8 ± 4,4	0,53 ± 0,38	1,9 ± 0,6
12.02.83 a 02.03.83	27 ± 9	9,9 ± 2,3	1,1 ± 0,5	1,8 ± 1,6	2,5 ± 1,8	0,75 ± 0,51	2,5 ± 0,4	2,0 ± 0,8	0,68 ± 0,37	2,4 ± 0,3
03.03.83 a 20.04.83	23 ± 11	1,4 ± 2,1	0,7 ± 0,9	9,9 ± 3,5	3,0 ± 4,6	0,50 ± 0,38	3,8 ± 1,4	2,4 ± 2,4	0,58 ± 0,67	4,2 ± 2,8
21.04.83 a 17.05.83	21 ± 3	0,24 ± 0,21	0,37 ± 0,24	9,7 ± 4,1	2,8 ± 2,8	0,35 ± 0,22	2,5 ± 0,7	0,26 ± 0,23	0,39 ± 0,19	4,8 ± 2,5
20.06.83 a 01.07.83	34 ± 4	1,5 ± 1,1	0,62 ± 0,23	14 ± 3	7,0 ± 6,3	0,63 ± 0,22	4,4 ± 4,5	7,7 ± 5,1	0,76 ± 0,12	3,8 ± 0,8
02.07.83 a 02.08.83	31 ± 9	8,1 ± 6,6	0,78 ± 0,51	4,8 ± 4,7	8,0 ± 9,0	0,35 ± 0,12	0,81 ± 0,25	9,2 ± 5,1	0,60 ± 0,20	1,4 ± 0,7
03.08.83 a 16.08.83	35 ± 19	12 ± 8	0,25 ± 15	0,79 ± 0,25	12 ± 7	0,10 ± 0,03	0,41 ± 0,11	7,4 ± 6,2	0,53 ± 0,32	1,4 ± 1
17.08.83 a 06.09.83	26 ± 8	5,1 ± 3,7	1,6 ± 0,9	5,0 ± 3,3	11 ± 5	0,36 ± 0,62	1,3 ± 2,7	8,3 ± 4,2	0,58 ± 0,69	0,92 ± 0,53
07.09.83 a 28.09.83	27 ± 9	1,9 ± 1,0	0,83 ± 0,33	8,5 ± 3,2	8,8 ± 2,1	0,22 ± 0,04	1,2 ± 0,4	7,3 ± 1,2	0,44 ± 0,20	1,2 ± 0,9
29.09.83 a 21.10.83	26 ± 10	3,6 ± 3,8	1,1 ± 0,9	7,7 ± 2,6	11 ± 3	0,43 ± 0,40	1,1 ± 0,9	10 ± 2	0,67 ± 0,50	1,4 ± 0,5
22.10.83 a 10.11.83	33 ± 5	4,2 ± 4,2	0,39 ± 0,27	8,9 ± 4,3	10 ± 3	0,49 ± 0,51	6,6 ± 3,9	5,8 ± 2,2	0,27 ± 0,33	6,8 ± 2,6
11.11.83 a 29.11.83	23 ± 10				12 ± 3	0,44 ± 0,18	4,5 ± 2,1	7,6 ± 2,1	0,22 ± 0,23	3,4 ± 1,6
30.11.83 a 16.12.83	20 ± 3				7,9 ± 0,4	0,68 ± 0,45	0,77 ± 0,70	6,0 ± 1,4	0,52 ± 0,10	1,9 ± 0,4
17.12.83 a 05.01.84	30 ± 10							6,7 ± 4,0	0,29 ± 0,30	4,4 ± 4,0

8. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS E CONCLUSÕES PRELIMINARES

Dos resultados obtidos, observa-se claramente que a existência zonas anaeróbias e/ou anóxicas em sistemas de lodos ativados apresenta maior remoção de fósforo do que o sistema normal de lodos ativados com tanque de aeração de mistura completa. Essa observação já havia sido feita por vários pesquisadores, conforme já relatado no capítulo 5 deste trabalho.

Inicialmente, a operação dos sistemas modificados de lodos ativados foi feita, mantendo-se uma parte inicial do sistema sem aeração, apenas agitando-se o suficiente para se obter uma boa mistura. A operação se deu desta maneira, nos períodos compreendidos entre 09.08.82 até 02.03.83, e eram mudados idade de lodo de referência, tempo de detenção hidráulico, porcentagem do volume total não aerado e retorno de lodo, conforme pode ser notado nas tabelas 7.1 a 7.3.

Neste período de operações, os resultados relativos à remoção de matéria orgânica foram os esperados para os sistemas normais de lodos ativados operando bem.

Em relação ao fósforo, nas fases de operação em que não houve reciclo interno, porém, onde se teve 50% do volume do reator biológico sem aeração (aqui chamado anóxico, por existir nitrato no retorno de lodo para o primeiro compartimento do reator) nos sistemas T-4 e T-8, teve-se sempre a concentração de fósforo total no efluente, inferior a 1,0 mg/l e a concentração de fósforo no filtrado raramente passava de 0,5 mg/l.

Nas fases onde se trabalhou com reciclo interno, nos ensaios em que não houve adição extra de fósforo aos efluentes, as concentrações de fósforo total sempre foram inferiores a 0,5 mg/l (exceto em uma condição para o sistema T-4) e as

concentrações de fósforo no efluente filtrado foram inferiores a 0,35 mg/l (exceto em uma condição para o sistema T-4) sendo os valores observados nos efluentes independente das variações na concentração de fósforo do afluente cujas médias de cada período da relação P/DQO variaram de 0,011 a 0,018.

Com adição de fósforo aos afluentes dos sistemas T-4 e T-8 notou-se que mesmo para a relação afluente P/DQO de 0,026, o efluente final continuou nos mesmos níveis daqueles observados quando não se tinha adição de fósforo.

Quando, porém, a adição de fósforo fazia com que a relação P/DQO superasse o valor de 0,030, a concentração de fósforo no efluente aumentava, porém mantinha sempre um nível de remoção de fósforo nos sistemas T-4 e T-8 superior a 7 mg/l, o que pode ser considerado muito bom, em vista das baixas concentrações de DQO do afluente.

Dos resultados obtidos, parece, todavia, que existe um limite mínimo de 0,3 a 0,5 mg P/l que se consegue no efluente final, mesmo para baixas concentrações de P no afluente.

Nos ensaios em que se tentou trabalhar com alimentação mais uniforme, retendo-se os esgotos em uma caixa de 1 m³, por cerca de 20 horas, a remoção de P dos sistemas caiu muito, tendo, em princípio, sido considerada a queda de eficiência devida à diminuição do material rapidamente biodegradável do afluente, uma vez que a DQO dos esgotos retidos caía cerca de 25% no período em que ficava retido na caixa. Uma análise posterior do fato, levantou a dúvida de que o verdadeiro motivo da queda de eficiência na remoção de fósforo tenha sido a sedimentação de material sólido na caixa, com consequente diminuição da carga orgânica afluente aos sistemas de tratamento. Nesse ensaio, o fósforo fora adicionado em excesso, apresentando o esgoto afluente uma relação média P/DQO de 0,040. A continuação dos trabalhos pre

vê ensaios que possam elucidar essas dúvidas.

Um observação dos resultados de ortofosfato solúvel ao longo dos sistemas de laboratório, mostram uma liberação de fósforo na parte anaeróbia do reator e uma captação de fósforo pouco sensível na parte anóxica e finalmente uma remoção bastante marcante nos compartimentos aeróbios, dos sistemas T-4 e T-8, confirmando os resultados obtidos em pesquisas da África do Sul.

A presença de nitrato no sistema, realmente prejudica a remoção de fósforo e a sua eliminação, através de desnitrificação, antes de se retornar lodo para o reator anaeróbio, é absolutamente necessário, especialmente no verão, quando as temperaturas mais elevadas favorecem a nitrificação.

A continuidade dos trabalhos prevê a comprovação ou não das hipóteses de remoção de fósforo devida ao substrato rapidamente biodegradável, bem como a melhor estrutura física para se conseguir uma eficiente remoção de fósforo dos esgotos.

Experimentos em escala semi-piloto já estão sendo iniciados e se, possível, uma estação piloto será operada ainda em 1984, contendo partes do reator biológico anaeróbio, anóxico e aeróbio, que possam ser variadas para se obter a melhor relação entre os seus respectivos volumes relativos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. GRAY, A.V. - "Phosphorus Reduction Studies" - Journal Water Pollution Control. U.K., 80 (3): 333 - 340 - 1981.
2. DEVEY, D.G. & HARKNESS, N - "The Significance of Man-Made Sources of Phosphorus : Detergents and Sewage". Water Research, U.K, I (1): 35 - 54. 1973.
3. JONG, A.L. - "Detergentes e Águas Fluviais" - Trabalho apresentado no 1º Congresso Brasileiro de Toxicologia e 4º Congresso Latino-Americano de Toxicologia, realizado em São Paulo.
4. PROCESS DESIGN MANUAL FOR PHOSPHORUS REMOVAL - U.S. Environmental Protection Agency, Technology Transfer, April 1976.
5. JENKINS, D; FERGUSON, J.F.; MENAR, A.B. - "Chemical Processes for Phosphate Removal" - University of California Berkeley Notas de Aulas. Berkeley - USA.
6. METCALF & EDDY, INC - "Wastewater Engineering - Treatment, Disposal, Rese" - 2.^a ed New York, McGraw-Hill, 1979 920 p.
7. LEVIN, G.V. & SHAPIRO, J. - "Metabolic Uptake of Phosphorus by Wastewater Organisms" - JWPCF, 37 (6): 800-821, 1965.

8. MARAIS, G.V.R.; LOEWENTHAL, R.E., SIEBRITZ, I.P. -
"Review: Observations Supporting Phosphate Removal by
Biological Excess Uptake" - In: Selected Papers on
Activated Sludge Process Research at the University of
Cape Town. Cape Town. South Africa, 1982.
9. SHAPIRO, J; LEVIN, G.V. & ZEA, H. - "Anoxically Induced
Release of Phosphate in Wastewater Treatment" - JWPCF;
39 (11): 1811-1818. 1967
10. DOLD, P.L.; EKAMA, G.A. & MARAIS, G.V.R. - "A General Model
for the Activated Sludge Process". Progress in Water
Techonology, 12 : 47-77. 1980
11. FUHS, G.W & CHEN, M - "Microbiological Basis of Phosphate
Removal in the Activated Sludge Process for the Treatment
of Wastewater". Microbial Ecology, 2, 119 - 138. 1975
12. WELLS, W.N. - "Differences in Phosphate Uptake Rates Exhibited
by Activated Sludges" - JWPCF, 41 (5) 765 - 771. 1969
13. SCALF, M.R.; PFEFFER, F.M.; LIVELY, L.D.; WIHE ROW, J.O. &
PRIESING, C.P. (1969) - "Phosphate Removal at Baltimore,
Maryland". Journal of Sanitary Eng.Division - ASCE, 95,
(SA5), 817-827. 1969
14. MILBURY, W.F.; McCAULEY, D.; HAWTHORNE, C.H. - "Operation
of Conventional Activated Sludge for Maximum Phosphorus
Removal". JWPCF, 43, (9), 1890 - 1901. 1971

15. BARNARD, J.L. - "Biological Nutrient Removal Without the Addition of Chemicals" - Water Research, 9, 485-490. 1975
16. BARNARD, J.L. - "Nutrient Removal in Biological Systems" Water Pollution Control - U.K., 74, (2), 143 - 154. 1975
17. BARNARD, J.L. - " A Review of Biological Phosphorus Removal in the Activated Sludge Process". Water S.A. 2 (3), 136 - 144. 1976
18. Van HAANDEL, A.C.; EKAMA, G.A & MARAIS, G.V.R. - "The Activated Sludge Process. Part. 3 - Single Sludge Nitrification". In Selected Papers on Activated Sludge Process Research at the University of Cape Town. Cape Town, South Africa. 1982
19. SIEBRITZ, I.P.; EKAMA, G.A. & MARAIS, G.V.R. - "A Parametric Model for Biological Excess Phosphorus Removal" - In Selected Papers on Activated Sludge Process Research at the University of Cape Town. Cape Town, South Africa. 1982

Data Análise:	8/5/91
Indicador:	
Livro/Ata:	
Preço:	0,5
Data Tomada:	8/5/91