

CINÉTICA DE NITRIFICAÇÃO E DENITRIFICAÇÃO
EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO



CLEMILDO TORRES DE OLIVEIRA

CINÉTICA DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO
EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO CURSO DE
MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL DA UNI
VERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA EM CUM
PRIMENTO ÀS EXIGÊNCIAS PARA OBTEN
ÇÃO DO GRAU DE MESTRE (M.Sc).

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS

ORIENTADOR : ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL

CO-ORIENTADOR : PAULA FRASSINETTI CAVALCANTI CATUNDA

CAMPINA GRANDE - PB

1 9 8 6

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL

CINÉTICA DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFI
CAÇÃO EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO

CLEMILDO TORRES DE OLIVEIRA

CAMPINA GRANDE - PB

1986



048c Oliveira, Clemildo Torres
Cinetica de nitrificacao e desnitrificacao em sistemas de lodo ativado / Clemildo Torres de Oliveira. - Campina Grande, 1986.
107 f. : il.

Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraiba, Centro de Ciencias e Tecnologia.

1. Nitrificacao 2. Lodo Ativado - 3. Lodo Ativado - 4. Recursos Hidricos 5. Engenharia Civil 6. Dissertacao I. Haandel, Adrianus Cornelius Van, Dr. II. Catunda, Paula Frassinetti Cavalcanti III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB). IV. Titulo

CDU 631.461.3(043)

OFERECIMENTO

Aos meus pais - Antonio Batista de Oliveira e Maria Alzira Torres de Oliveira (in memõria) - e in mãos, pela doação de amor, compreensão e apoio durante a caminhada do viver na construção de mim mesmo, na comunhão efetiva dos meus sonhos e conquistas, dedico este trabalho, em forma de gratidão.

AGRADECIMENTOS

Aos professores Adrianus Cornelius van Haandel e Paula Frassinetti Cavalcanti Catunda, pela orientação e valiosa ajuda na redação e correção desta dissertação.

Ao professor Rui de Oliveira e ao amigo Tarcísio Batista Rego, pelos incentivos que muito contribuíram para o término deste trabalho.

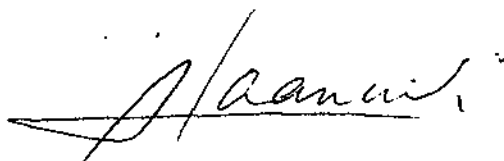
Ao funcionário Washington Franklin Pedreira da Silva, pelos serviços de datilografia.

Aos meus antigos professores, amigos, funcionários e a todos aqueles que direta, ou indiretamente colaboraram para a realização desta dissertação, os agradecimentos do autor.

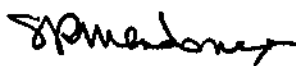
CINÉTICA DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO EM SISTEMAS DE
LODO ATIVADO

CLEMILDO TORRES DE OLIVEIRA

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 15 / 12 / 86



PROF. ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL - Ph.D
Orientador



PROF. SÉRGIO ROLIM MENDONÇA - M.Sc



PROF.^a ANNEMARIE KÖNIG - Ph.D

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA
DEZEMBRO / 1986

SUMÁRIO

	Página
OFERECIMENTO	iv
AGRADECIMENTOS	v
FOLHA DE APROVAÇÃO	vi
SIMBOLOGIA UTILIZADA	viii
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xv
1. CONSIDERAÇÕES ACERCA DO PROBLEMA A SER ABORDA DO	01
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	06
3. MATERIAIS E MÉTODOS	43
4. APRESENTAÇÃO E INTERPRETAÇÃO DOS DADOS EXPERI MENTAIS	53
5. CONCLUSÃO	97
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
7. ANEXOS	103

SIMBOLOGIA UTILIZADA

- a = taxa de recirculação do reator aeróbico para o reator pré-desnitrificação (-);
- $b_h(T)$ = constante cinética de digestão aeróbica [$b_b(T) = 0,24 \cdot (1,037)^{T-20} \text{ d}^{-1}$];
- $b_n(T)$ = constante cinética de respiração endógena para nitrificantes.
 $b_n(T) = 0,04 \cdot (1,029)^{T-20} \text{ d}^{-1}$ (Marais e Ekama, 1976);
- f = fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno.
 $f = 0,2 \text{ mgSVS} \cdot \text{mgSVS}^{-1}$;
- f_{ca} = fração do material orgânico rapidamente biodegradável do afluente. [$f_{ca} = S_{bsi}/S_{bi} = 0,23 \text{ mgDQO} \cdot \text{mgDQO}^{-1}$];
- f_n = fração de massa de nitrogênio no lodo orgânico.
 $f_n = 0,1 \text{ mgN} \cdot \text{mgSVS}^{-1}$ (Marais e Ekama, 1976);
- f_{up} = fração do material orgânico particulado não biodegradável no afluente.
 $f_{up} = \text{mgSVS} \cdot \text{mgDQO}^{-1}$;
- f_{us} = fração do material orgânico solúvel não biodegradável no afluente.
 $f_{us} = \text{mgDQO} \cdot \text{mgSVS}^{-1}$;

- K = parâmetro geral da constante cinética de desntrificação (quando aparece os índices 1, 2 e 3)
 $[K = \text{mgN} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}]$;
- $K_{n(T)}$ = constante de meia saturação de Monod para nitrificação ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);
- MN_D = massa diária de nitrato desnitrificado ($\text{mgN} \cdot \text{d}^{-1}$);
- MN_n = massa diária de TKN nitrificada ($\text{mgN} \cdot \text{d}^{-1}$);
- N = concentração de nitrato ($\text{mgNO}_3 - \text{N} \cdot \ell^{-1}$);
- N_a = concentração de substrato ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$ de amônia);
- N_c = concentração de amônia nitrificada ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$ do efluente);
- N_{ni} = concentração de nitrato no afluente ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);
- N_p = concentração de amônia quando a nitrificação não ocorre ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);
- N_s = concentração do TKN necessário para a produção de lodo ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);
- N_{te} = concentração do TKN no efluente ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);
- N_{ti} = concentração do TKN no afluente ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);
- N_{nt} = concentração média teórica de nitrato no efluente ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);
- N_{n1} = concentração de nitrato no início do intervalo Δt ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);

- N_{n2} = concentração de nitrato no fim do intervalo Δt
 $(mgN.l^{-1})$;
- p = razão DQO.SVS $^{-1}$ ($p = 1,5 mgDQO.mgSVS^{-1}$);
- Q = vazão ($l . d^{-1}$);
- R_h = tempo de retenção hidráulico (hora ou dia);
- R_s = idade de lodo (dia);
- R_{sm} = idade mínima de lodo (dia);
- R_1 = tempo de retenção no reator pré-desnitrificação (ho-
 ra ou dia);
- s = taxa de recirculação do tanque de decantação pa-
 ra o primeiro reator (-);
- S = parâmetro geral da concentração de DQO ($mgDQO.l^{-1}$);
- S_{bi} = concentração da DQO biodegradável afluente (mg
 $DQO.l^{-1}$);
- S_{bsi} = concentração da DQO rapidamente biodegradável a
 fluente ($mgDQO.l^{-1}$);
- S_{te} = concentração da DQO efluente ($mgDQO.l^{-1}$);
- S_{ti} = concentração da DQO afluente ($mgDQO.l^{-1}$);
- t = tempo (dia ou hora);
- T = temperatura (em graus centígrados);
- T_{ae} = número de horas de ambiente aeróbico por dia ($h.d^{-1}$);
- T_{an} = número de horas de ambiente anóxico por dia ($h.d^{-1}$);

- V_R = volume total do reator (ℓ);
- X = parâmetro geral da concentração de lodo ($\text{mgSVS} \cdot \ell^{-1}$);
- X_a = concentração de lodo ativo ($\text{mgSVS} \cdot \ell^{-1}$);
- X_e = concentração de resíduo endógeno ($\text{mgSVS} \cdot \ell^{-1}$);
- X_i = concentração de lodo inerte ($\text{mgSVS} \cdot \ell^{-1}$);
- X_n = concentração de bactérias nitrificantes Nitrosomonas ou Nitrobacter ($\text{mgSVS} \cdot \ell^{-1}$);
- X_v = concentração de sólidos voláteis ($\text{mgSVS} \cdot \ell^{-1}$);
- Y_h = coeficiente de rendimento ($Y_h = 0,45 \text{mgSVS} \cdot \text{mgDQO}^{-1}$);
- Y_n = coeficiente de rendimento de Nitrosomonas [$Y_n = 0,1 \text{mgSVS} \cdot \text{mgN}^{-1}$] (Marais e Ekama, 1976);
- α' = constante de proporcionalidade [$\alpha' = (1 - p \cdot Y_h) / 2,86 = 0,116 \text{mgN} \cdot \text{mgDQO}^{-1}$];
- α = constante de proporcionalidade [$\alpha = (1 - p \cdot Y_h) \cdot f_{ca} / 2,86 = 0,028 \text{mgN} \cdot \text{mgDQO}^{-1}$];
- μ = taxa específica de crescimento de Nitrosomonas (d^{-1});
- $\mu_{\text{máx}}$ = taxa específica máxima de crescimento de Nitrosomonas (d^{-1});
- θ = coeficiente de temperatura (-);
- r = taxa observada de variação da concentração de nitrato ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)

- r_h = taxa de variação da concentração devido ao efeito hidráulico ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
- r_r = taxa de reação de nitrificação ou desnitrificação ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
- r_D = taxa de desnitrificação ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
- r_{Dp} = taxa de desnitrificação devido a utilização do material lentamente biodegradável ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
- r_{Ds} = taxa de desnitrificação devido a utilização do material rapidamente biodegradável ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
- r_N = taxa de nitrificação ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
- r_u = taxa de utilização do material orgânico ($\text{mgDQO} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
- r_{us} = taxa de utilização do material orgânico rapidamente biodegradável ($\text{mgDQO} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);
- τ = razão entre o intervalo t e o tempo de retenção hidráulico ($\tau = -\Delta t/R_h$).

RESUMO

Para projetar sistemas de tratamento de esgoto com remoção biológica de nitrogênio através de desnitrificação, é necessário que se determinem as leis que regem a cinética desse processo. Da literatura, sabe-se que há vários fatores que influenciam a cinética de desnitrificação, dentre os quais, citam-se como os mais importantes a composição do material orgânico afluente, a temperatura e a idade de lodo do sistema de tratamento.

O presente trabalho pretende determinar experimentalmente as taxas de nitrificação e desnitrificação em um sistema de lodo ativado, interpretando-as em termos de teoria geral de van Haandel, Ekama e Marais, (1981). O modelo utilizado envolve a operação de um sistema de lodo ativado unitário completamente misturado, montado em escala de laboratório, operado sob condições estacionárias de carga orgânica e hidráulica e aerado intermitentemente: durante os períodos de aeração há uma produção de íon nitrato devido a nitrificação; durante os períodos em que não há aeração (períodos anóxicos) ocorre a desnitrificação. As taxas de nitrificação e desnitrificação foram determinadas pela variação da concentração do íon nitrato durante os períodos aeróbicos e anóxicos, respectivamente. Desta forma, foi possível determinar as constantes cinéticas que permitem projetar racionalmente

sistemas de lodo ativado com desnitrificação.

A investigação experimental foi realizada entre junho e outubro de 1983, no laboratório de Saneamento da Universidade Federal da Paraíba em Campina Grande - Paraíba - Brasil, na faixa de temperatura que prevalece no Brasil: 20 a 28°C. Durante a investigação, além da temperatura, variou-se os seguintes parâmetros: vazão afluente, idade de lodo, concentração do material orgânico afluente, períodos aeróbicos e anóxicos.

ABSTRACT

To design wastewater treatment systems with nitrogen removal by denitrification, it is necessary to determine the laws that rule the kinetics of this process. From the literature, it is known that there are several factors influencing denitrification kinetics the most important ones being the composition of the influent organic material, temperature and sludge age.

In this work the rates of nitrification and denitrification in an activated sludge process are determined experimentally and interpreted in terms of the general theory of van Haandel, Ekama and Marais. The utilized method involves the operation of a completely mixed activated sludge system constructed at bench scale and operated under steady state conditions of organic and hydraulic load, and with intermittent aeration: during the periods of aeration there is production of the nitrate ion due to nitrification, during the periods when there is no aeration (anoxic periods) denitrification occurs. The rates of nitrification and denitrification are determined from the variation of the nitrate concentration during the aerobic and anoxic periods respectively. Thus it is possible to determine the kinetic constants that allow to design rationally activated sludge processes with denitrification.

The experimental investigation was carried out from June to October 1983 in the Sanitary Engineering laboratory of

the Federal University of Paraíba - Campina Grande - Brazil, with temperatures ranging from 20 to 28°C, the range of temperatures that prevails in wastewater treatment systems in Brazil. Apart from the temperature, during the investigation the following parameters were varied: influent flow rate, sludge age, concentration of the influent organic material and aerobic and anoxic periods.

ÍNDICE

	Página
 CAPÍTULO I	
CONSIDERAÇÕES ACERCA DO PROBLEMA A SER ABORDADO	
1.1. DEFINIÇÃO DO PROBLEMA	01
1.2. OBJETIVO DO TRABALHO	04
1.3. O DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO	04
 CAPÍTULO II	
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	
2.1. INTRODUÇÃO.	06
2.2. NITRIFICAÇÃO	06
2.2.1 - Condições Necessárias para Nitrificação	06
2.3. ESTEQUIOMETRIA DE NITRIFICAÇÃO.	07
2.4. CINÉTICA DE NITRIFICAÇÃO.	08
2.4.1 - Determinação Experimental da Taxa Espe- cífica de Crescimento Máximo de <u>Nitro-</u> <u>somonas</u> , $\mu_{\text{máx}}$	15
2.5. DESNITRIFICAÇÃO	19
2.5.1 - Condições Necessárias para Desnitricula- ção.	19

2.6.	CONFIGURAÇÕES DO PROCESSO DE LODO ATIVADO.	21
2.6.1	- O Sistema de Lodos Múltiplos	21
2.6.2	- Sistemas de Lodo Único.	24
2.7.	CINÉTICA DE DESNITRIFICAÇÃO	28
2.7.1	- Determinação da Concentração de Lodo Ativado, X_a	35
2.7.2	- Determinação da Fração do Material Or gânico Rapidamente Biodegradável Pre sente no Afluente, f_{ca}	37
2.7.3	- Determinação da Constante Cinética de Desnitrificação, K_2	37
2.8.	TAXA DE REAÇÃO EM UM REATOR COMPLETAMENTE MIS TURADO COM ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA	38

CAPÍTULO III

MATERIAIS E MÉTODOS

3.1.	DESCRIÇÃO DO SISTEMA	43
3.1.1	- Reator	43
3.1.1.1	- Dispositivo de homogeneiza - ção do reator.	43
3.1.1.2	- Dispositivo de aeração do reator	44
3.1.2	- Tanque de Decantação	44
3.1.2.1	- Dispositivo de agitação no tanque de decantação	44

	Página
3.1.3 - Recipiente de Alimentação	45
3.1.3.1 - Dispositivo de homogeneização nos recipientes de alimentação.	45
3.1.4 - Bomba Dosadora	45
3.1.5 - Dispositivo de Transporte (no bombeamen to) do Esgoto e da Recirculação do Lodo	46
3.2. PROCEDIMENTO OPERACIONAL	46
3.2.1 - Alimentação do Sistema	46
3.2.2 - Operação do Sistema	47
3.2.3 - Manutenção do Sistema	48
3.3. INVESTIGAÇÃO EXPERIMENTAL	48

CAPÍTULO IV

APRESENTAÇÃO E INTERPRETAÇÃO DOS DADOS EXPERI MENTAIS

4.1. CÁLCULO DA CONSTANTE DE MEIA SATURAÇÃO DE MONOD PARA NITRIFICAÇÃO, K_n	58
4.2. DETERMINAÇÃO DA TAXA ESPECÍFICA DE CRESCIMENTO MÁXIMO DE <u>NITROSOMONAS</u> , $\mu_{m\acute{a}x}$	60
4.3. DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE CINÉTICA DE DESNITRI- FICAÇÃO, K_2	62
4.4. CORREÇÕES DA TEMPERATURA POR MEIO DE UMA EQUA- ÇÃO DO TIPO VAN'T HOFF - ARRHENIUS	66
4.5. BALANÇO DE MASSA	68
4.6. INFLUÊNCIA DA DURAÇÃO DOS PERÍODOS AERÓBICOS E ANÓXICOS SOBRE AS TAXAS DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO.	72

	Página
4.7. TABELAS	74
4.8. FIGURAS	84

CAPÍTULO V

CONCLUSÕES	97
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
ANEXOS	103

CAPÍTULO I

CONSIDERAÇÕES ACERCA DO PROBLEMA A SER ABORDADO

1.1 - DEFINIÇÃO DO PROBLEMA

Só recentemente, a remoção de nitrogênio de águas residuárias recebeu maior atenção. O crescente interesse da remoção de nitrogênio - também chamado de tratamento terciário - se deve ao fato que o lançamento excessivo desse macronutriente pode causar sérios distúrbios no corpo d'água receptor de efluentes de estações de tratamento de esgotos.

Vários métodos para remoção de nitrogênio têm sido apresentados entre os quais um método químico (cloração de deflexão por Pressly, Bishop, Pinto e Cassel, (1973), citados por van Haandel e Marais (Ph.D Thesis, 1981), um método físico-químico (troca de íon amônia pela EPA, 1975)* e um método físico (dessorção de amônia através de insuflação de ar por Slechta e Culp, 1976)*. Entretanto, a aplicabilidade é restrita devido ao custo alto de construção e manutenção. O único método de remoção de nitrogênio que tem importância na prática é o método biológico de nitrificação seguido por desnitrificação. Nitrificação é a oxidação biológica de nitrogênio amoniacal para óxidos de nitrogênio, em particular nitrato. A desnitrificação é a redução de nitrogênio oxidado para nitrogênio molecular.

* *Opus Citatum.*

Em regiões de clima quente como o Brasil, os proces sos de nitrificação e desnitrificação ganham uma importân cia especial. Nessas regiões, o desenvolvimento da nitrifi cação em sistemas aeróbicos de tratamento de esgoto, é pra ticamente inevitável (em contraste, em regiões de clima mode rado a nitrificação só ocorre em sistemas projetados espe cificamente com esse objetivo). Havendo presença de ions nitrato no licor misto que entra no decantador final do sis tema de tratamento, então, no decantador, desenvolver-se-ã o processo de desnitrificação com a conseqüente formação de bolhas de nitrogênio. Essas bolhas, na sua trajetória ascen cional até a superfície livre do decantador, podem se agre gar aos flocos de lodo, provocando a subida desses. Esse processo chamado de flutuação, poderá levar a descarga do lo do do sistema de tratamento junto com o efluente final do decantador. Essa descarga não somente resulta num efluente de má qualidade mas, também, poderá causar uma perda exces siva de lodo prejudicando a eficiência da remoção do mate rial orgânico biodegradável do afluente. Conseqüentemente, a ausência de dispositivos especiais para remoção de nitrogê nio (tratamento terciário), pode prejudicar o funcionamento da remoção de material orgânico (tratamento secundário) em sistemas com decantadores finais, operando em regiões de clima quente. Conclue-se que a inclusão da desnitrificação no tratamento de esgoto em tais sistemas, não é opcional mas, sim, um pré-requisito para assegurar o seu funcionamento ade quado.

Um terceiro aspecto que favorece a inclusão de desni

trificação em sistemas de tratamento de esgoto é de ordem econômica. Uma fração do custo operacional de sistemas aeró**u**bicos se deve ao consumo de energia para aeração. No caso de tratamento de esgoto, aproximadamente $2/3$ do oxigênio consumido é usado para oxidação de material orgânico e $1/3$ para oxidação de nitrogênio amoniacal (nitrificação). No processo de desnitrificação o nitrato substitui o oxigênio como oxidante de material orgânico. Desse modo, através da desnitrificação pode se "recuperar" parte do oxigênio consumido na nitrificação, reduzindo-se assim o consumo total de oxigênio. Estequiometricamente 62,5 por cento do oxigênio consumido na nitrificação é recuperado quando o nitrato é reduzido para nitrogênio molecular no processo de desnitrificação. Desse modo, a inclusão de desnitrificação poderá reduzir o consumo total de oxigênio em $1/3 \times 62,5 = 20$ por cento, aproximadamente.

Uma outra consequência da estequiometria de nitrificação e desnitrificação se refere a alcalinidade e pH do licor misto. No processo de nitrificação há um consumo de alcalinidade de $7,14 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{mgN}^{-1}$. Frequentemente a alcalinidade do esgoto é insuficiente para esse consumo e deve ser adicionado material alcalino (Cal) para evitar o abaixamento do pH (van Haandel e Catunda, 1984). Entretanto, no processo de desnitrificação há uma produção de alcalinidade de $3,57 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{mgN}^{-1}$, isto é, 50 por cento do consumo de alcalinidade no processo de nitrificação. Desse modo, a inclusão de desnitrificação reduzirá o consumo de alcalinidade no sistema de tratamento, podendo-se, assim, reduzir ou de

pendendo da alcalinidade do esgoto - até abolir a adição de cal.

Conclue-se que a inclusão de desnitrificação em sistemas de tratamento de esgoto operando em regiões tropicais oferece várias vantagens: (1) a qualidade do efluente melhora, reduzindo-se a concentração de nitrogênio no efluente e conseqüentemente a eutrofização do corpo d'água receptor; (2) a estabilidade operacional do sistema melhora; evitando-se a flutuação de lodo no decantador final e, (3) o sistema opera de forma mais econômica, reduzindo-se o consumo de energia e o de alcalis.

1.2 - OBJETIVO DO TRABALHO

O presente trabalho tem por objetivo determinar experimentalmente a cinética de nitrificação e desnitrificação em sistemas de lodo ativado, tratando esgoto doméstico. As expressões que descrevem a cinética de nitrificação e desnitrificação, podem ser usadas para projetar racionalmente sistemas de tratamento de esgotos com tratamento terciário.

1.3 - O DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO

Para se determinar experimentalmente as taxas de nitrificação e desnitrificação, foi utilizado um sistema de lodo ativado com reator unitário completamente misturado (RCM), operado sob condições de carga orgânica e hidráulica constante (o sistema é mostrado esquematicamente na Figura 3.1), e com aeração intermitente, isto é, períodos de aera

ção são seguidos por períodos durante os quais não se fornece oxigênio ao sistema, ou seja, o licor misto no reator é mantido alternadamente em um ambiente aeróbico e anóxico, respectivamente.

As taxas de nitrificação e desnitrificação são determinadas a partir da variação da concentração de nitrato no licor misto, levando-se em consideração o efeito hidráulico. Tendo-se as taxas de nitrificação e desnitrificação, pode-se calcular os coeficientes numéricos das expressões cinéticas da teoria geral de nitrificação e desnitrificação desenvolvidas por van Haandel, Ekama e Marais, (1981).

Na realização da investigação experimental, usou-se esgoto bruto da cidade de Campina Grande-Paraíba-Brasil. Variavam-se os seguintes parâmetros operacionais: vazão afluente, idade de lodo, concentração do material orgânico afluente, períodos aeróbicos e anóxicos. A pesquisa foi realizada na faixa de temperatura que prevalece na região nordestina do Brasil: 20 a 28°C.

CAPÍTULO II

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 - INTRODUÇÃO

A remoção biológica de nitrogênio de águas residuárias, na prática, invariavelmente se realiza através dos processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação. Nitrificação é a oxidação biológica de amônia (o material nitrogenado que predomina em esgoto) para nitrato. A desnitrificação é a redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular. A preferência do método biológico de remoção de nitrogênio face as outras opções (métodos químicos, físicos, físico-químico), deve-se ao seu baixo custo e sua alta eficiência. Uma revisão teórica dos dois aspectos da remoção biológica de nitrogênio-nitrificação e desnitrificação - é apresentada a seguir.

2.2 - NITRIFICAÇÃO

2.2.1 - Condições Necessárias para Nitrificação.

A nitrificação é um processo que pode ou não se desenvolver em sistemas de tratamento de esgoto, dependendo das

condições operacionais. Para o seu desenvolvimento se impõem as seguintes condições:

- a) Presença de uma massa bacteriana nitrificadora;
- b) Presença de amônia;
- c) Presença de oxigênio dissolvido.

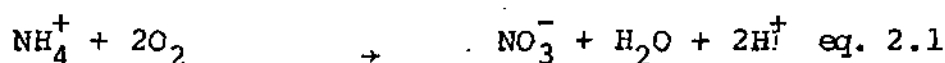
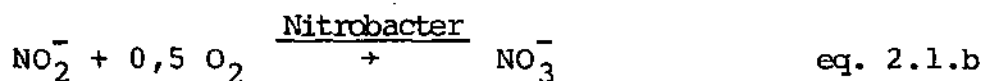
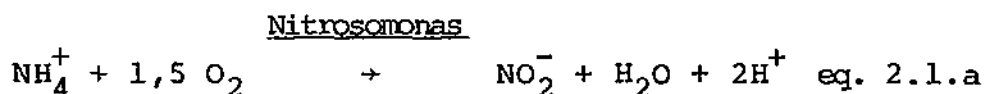
A massa bacteriana para efetuar a nitrificação se compõe de dois gêneros da família Nitrobacteraceae: Nitrosomonas e Nitrobacter (Painter, 1979)*. As Nitrosomonas são responsáveis pela oxidação de amônia para nitrito e as Nitrobacter mediam a oxidação de nitrito para nitrato. O crescimento dessas bactérias autotróficas é lento, particularmente o das Nitrosomonas. Desse modo, a massa bacteriana pode se desenvolver somente quando o tempo de permanência do lodo no sistema de tratamento (idade de lodo) é suficientemente longo. A idade mínima de lodo para nitrificação será discutida na próxima seção.

Quanto à presença de amônia, essa substância invariavelmente está presente em águas residuárias de origem doméstica. As Nitrosomonas e Nitrobacter são desempenham suas funções de nitrificadoras em um ambiente aeróbico. A concentração mínima de oxigênio dissolvido (OD) depende de fatores como intensidade de mistura e tamanho dos flocos. Stenstrom e Poduska, (1980)*, estabeleceram que a partir de um teor de OD de $2\text{mgO}_2/\ell$, a taxa de nitrificação se torna independente da concentração de OD.

2.3 - ESTEQUIOMETRIA DE NITRIFICAÇÃO.

* *Opus Citatum.*

A Estequiometria de nitrificação pode ser analisada com base nas reações dos dois passos desse processo; a oxidação de amônia para nitrito e a de nitrito para nitrato:



A equação 2.1 mostra que a nitrificação implica no consumo de oxigênio (2 moles de O_2 por mol de NH_4^+) e na produção de ácido (2 moles de H^+ por mol de NH_4^+) ou, equivalentemente, no consumo de alcalinidade (100g CaCO_3 por mol de NH_4^+). Desse modo, calcula-se que o consumo de oxigênio é de $2 \times 32 = 64\text{gO}_2$ por 14g (1 mol) de nitrogênio, ou seja, $64/14 = 4,57\text{mgO}_2.\text{mgN}^{-1}$. Quanto ao consumo de alcalinidade, calcula-se um valor de $100\text{gCaCO}_3/14\text{gN} = 7,14\text{mgCaCO}_3.\text{mgN}^{-1}$. Vários pesquisadores obtiveram valores experimentais do consumo de oxigênio e de alcalinidade, observando-se uma boa correlação entre os valores experimentais e teóricos. (Ekama e Marais, 1978; Haug e McCarty, 1971)*

2.4 - CINÉTICA DE NITRIFICAÇÃO

Downing *et alli* (1964), estabeleceram que a cinética de nitrificação pode ser expressa em termos da equação de Mo

* Opus Citatum.

nod. Estabeleceram esses pesquisadores que o crescimento de Nitrosomonas é mais lento que de Nitrobacter. Desse modo, o primeiro passo da nitrificação (mediado por Nitrosomonas) determina toda a cinética do processo. Assim, tem-se:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c = \mu \cdot X_n = \mu_{m\acute{a}x} X_n \cdot \frac{N_a}{(N_a + K_n)} \quad \text{eq. 2.2}$$

Onde:

- $\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c$ = taxa de crescimento de Nitrosomonas ($\text{mgSVS} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$);
- X_n = concentração de Nitrosomonas ($\text{mgSVS} \cdot \ell^{-1}$);
- μ = taxa específica de crescimento de Nitrosomonas (d^{-1});
- $\mu_{m\acute{a}x}$ = taxa específica de crescimento máximo de Nitrosomonas (d^{-1});
- N_a = concentração do substrato (de amônia) ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);
- K_n = constante de meia saturação de Monod ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$).

Depois do trabalho básico de Downing, muitos pesquisadores determinaram experimentalmente o valor de $\mu_{m\acute{a}x}$ chegando a resultados muito diferentes para águas residuárias de natureza diferentes. A Tabela 2.1, resume alguns resultados. Além da variação com a origem do esgoto, o valor da constante $\mu_{m\acute{a}x}$ também depende de outros fatores como pH e temperatura do sistema de tratamento. Downing *et alii* (1964), analisando os dados de vários pesquisadores, propuseram uma expressão de Arrhenius para o efeito da temperatura:

$$\mu_{m\acute{a}x}(T) = \mu_{m\acute{a}x}(20) \cdot (1,123)^{T-20} \quad \text{eq. 2.3}$$

TABELA 2.1 - Valores publicados da taxa específica máxima de crescimento de Nitrosomonas.

$\mu_{m\acute{a}x}(T)$ (d ⁻¹)	T (°C)	$\mu_{m\acute{a}x}(20)^*$ (d ⁻¹)	Referência
0,17	25	0,10	Melamed, Saliternik e Wachs (1970)
0,17	20	0,17	Nilson e Marais (1976)
0,33	20	0,33	Downing, Painter e Knowles (1964)
0,33 - 0,65	20	0,33 - 0,65	Ekama e Marais (1978)
0,34 - 0,40	12	0,86 - 1,01	Gujer e Jenkins (1974)
0,37	23	0,26	Balakrishnan e Eckenfelder (1969)
0,4 - 0,5	14	0,8 - 1,0	Gujer (1977)
0,5	20	0,5	Lawrence e Brown (1973)
0,53	25	0,26	Sutton <i>et alli</i> (1979)
0,57	16	0,91	Wuhrmann (1965)
0,65 - 0,85	21	0,58 - 0,76	Gujer e Jenkins (1974)
0,71	20	0,71	Loehr <i>et alli</i> (1973)
0,94	29	0,33	Lisklema (1973)
1,08 - 1,44	23	0,76 - 1,02	Poduska e Andrews (1974)

(*) Os dados foram obtidos para temperaturas diferentes. Para calcular o valor de $\mu_{m\acute{a}x}$ a 20°C, foi utilizada a equação proposta por Downing *et alli* (1964):

$$\mu_{m\acute{a}x}(T) = \mu_{m\acute{a}x}(20) \cdot (1,123)^{T-20} \text{ d}^{-1}.$$

Fonte: van Haandel e Marais (Ph.D Thesis, 1981).

Onde:

$\mu_{m\acute{a}x}(T)$ = taxa específica de crescimento máximo a uma temperatura T (d^{-1});

$\mu_{m\acute{a}x}(20)$ = taxa específica de crescimento máximo a $20^{\circ}C$.

Quanto ao pH, demonstra-se (EPA, 1975)*, que a faixa ótima para nitrificação (valor máximo de $\mu_{m\acute{a}x}$) é de 7,0 e 7,5. Para valores de pH de 6,0, o valor de $\mu_{m\acute{a}x}(T)$ é muito pequeno e a nitrificação é virtualmente inibida.

A influência de $\mu_{m\acute{a}x}$ sobre o processo de nitrificação é analisado, convenientemente, para o caso de um sistema de lodo ativado com reator completamente misturado (RCM) (Figura 3.1). Sob condições estacionárias de vazão e concentração de amônia no afluente, forma-se uma massa de Nitrosomonas que não varia com o tempo. Nesta situação, há um equilíbrio entre o crescimento e perda de Nitrosomonas. A perda de Nitrosomonas se deve a dois fatores: (1) morte e, (2) abstração do sistema devido a descarga de lodo de excesso. Desse modo, tem-se:

$$\left(\frac{dx_n}{dt}\right) = \left(\frac{dx_n}{dt}\right)_C + \left(\frac{dx_n}{dt}\right)_m + \left(\frac{dx_n}{dt}\right)_d = 0 \quad \text{eq. 2.4}$$

Onde:

$\left(\frac{dx_n}{dt}\right)$ = taxa de variação da concentração de Nitrosomonas ($mgSVS.l^{-1}.d^{-1}$);

índice "C" refere-se a crescimento de Nitrosomonas;

índice "m" refere-se a morte de Nitrosomonas;

índice "d" refere-se a descarga de Nitrosomonas.

* Opus Citatum.

A equação (2.2) fornece uma expressão para a taxa de crescimento. A taxa de morte pode ser descrita como um processo de primeira ordem (Ekama e Marais, 1978)*:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_m = -b_n X_n \quad \text{eq. 2.5}$$

Onde:

b_n = constante de respiração endógena de Nitrosomonas.

$$b_n = 0,04 \cdot (1,029)^{T-20} \text{ d}^{-1}.$$

Estabelecida uma idade de lodo no sistema de tratamento, então, uma fração $1/R_s$ da massa de lodo é descarregada diariamente, ou seja, a taxa de variação da concentração de Nitrosomonas é dada por (Dias *et alli*, 1982):

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_d = -X_n/R_s \quad \text{eq. 2.6}$$

Onde:

R_s = idade de lodo.

Substituindo-se as equações (2.2; 2.5 e 2.6) na equação (2.4) e, resolvendo-a para N_a , tem-se:

$$N_a = K_n (b_n + 1/R_s) / [(u_{\text{máx}} - (b_n + 1/R_s))] \quad \text{eq. 2.7}$$

A equação (2.7) mostra que a concentração de amônia aumenta quando a idade de lodo diminui. Existe uma idade mínima de lodo R_{sm} onde, para valores abaixo desta idade mínima,

* *Opus Citatum.*

a nitrificação não é possível. Esta idade mínima pode ser calculada, substituindo-se a concentração de amônia N_a pelo valor da concentração de amônia quando a nitrificação não ocorre, N_p . Assim:

$$N_p = K_n (b_n + 1/R_{sm}) / [\mu_{m\acute{a}x} - (b_n + 1/R_{sm})]$$

ou,

$$R_{sm} = (1 + K_n/N_p) / (\mu_{m\acute{a}x} - b_n) \quad \text{eq. 2.8}$$

Onde:

N_p = concentração de amônia quando a nitrificação não ocorre.

Na equação (2.8) observa-se que o valor da idade mínima de lodo para nitrificação depende do valor da constante $\mu_{m\acute{a}x}$. Vários pesquisadores determinaram experimentalmente o valor dessa constante. A Tabela 2.1 mostra alguns valores publicados. Nota-se que os valores encontrados de $\mu_{m\acute{a}x}$ variam consideravelmente numa faixa entre, aproximadamente, $0,2 \text{ d}^{-1}$ e $1,0 \text{ d}^{-1}$ (a 20°C).

A Figura 2.1 mostra a concentração de amônia no efluente em função da idade de lodo para os valores extremos, encontrados na literatura, de $\mu_{m\acute{a}x}$ (i.e, $\mu_{m\acute{a}x} = 0,2$ e $\mu_{m\acute{a}x} = 1,0 \text{ d}^{-1}$). Nota-se na Figura 2.1 que a influência do valor da constante $\mu_{m\acute{a}x}$ sobre a eficiência de nitrificação é muito grande. Tendo-se em vista as grandes variações dos valores de $\mu_{m\acute{a}x}$ encontrados na

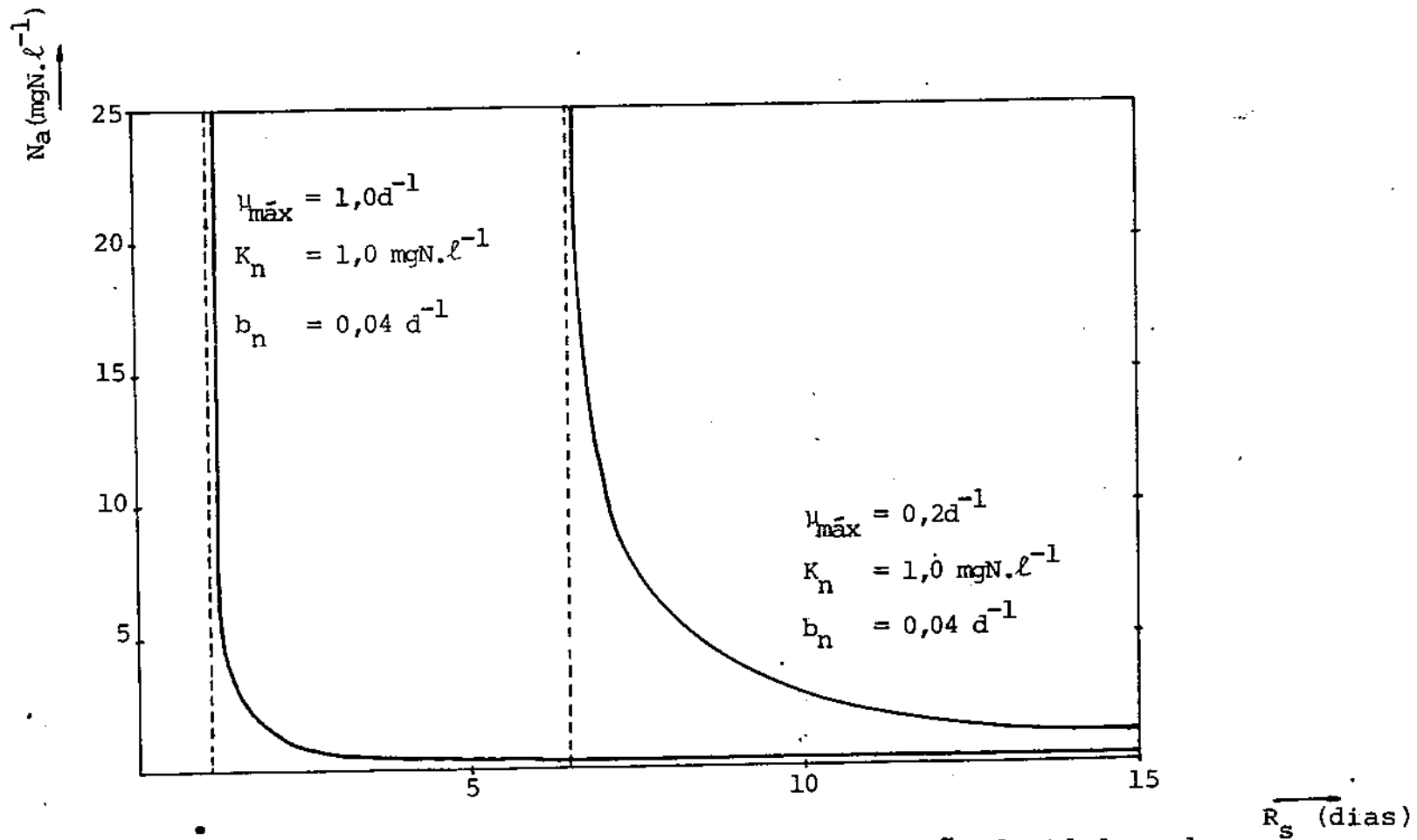


Figura 2.1. - Concentração de amônia no efluente em função da idade do lodo para taxas de crescimento máximo de Nitrosomonas de $\mu_{\text{m\acute{a}x}} = 0,2$ e $\mu_{\text{m\acute{a}x}} = 1,0 \text{ d}^{-1}$, adotando $K_n = 1,0 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$ e $b_n = 0,04 \text{ d}^{-1}$.

prática, é recomendável que se determine o seu valor em cada caso particular em projeto. Desse modo, torna-se importante desenvolver um método experimental adequado para a determinação do valor de $\mu_{m\acute{a}x}$.

2.4.1- DETERMINAÇÃO EXPERIMENTAL DA TAXA ESPECÍFICA DE CRESCIMENTO MÁXIMO DE NITROSOMONAS, $\mu_{m\acute{a}x}$.

van Haandel e Marais (1981), propuseram um método experimental para determinar o valor de $\mu_{m\acute{a}x}$ que se baseia na determinação da taxa de nitrificação. A taxa de nitrificação é ligada diretamente à taxa de crescimento de Nitrosomonas através do coeficiente de rendimento:

$$\left(\frac{dX_n}{dt}\right)_c = Y_n \cdot r_N \quad \text{eq. 2.9}$$

Onde:

Y_n = coeficiente de rendimento de Nitrosomonas ($\text{mgSVS} \cdot \text{mgN}^{-1}$);

r_N = taxa de nitrificação ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$).

Combinando-se as equações (2.2 e 2.9), obtém-se:

$$\mu_{m\acute{a}x} = Y_n \cdot r_N (N_a + K_n) / (N_a \cdot X_n) \quad \text{eq. 2.10}$$

Marais e Ekama (1976), desenvolveram uma equação para a concentração de Nitrosomonas:

$$X_n = Y_n \cdot R_s \cdot N_C / [(1 + b_n \cdot R_s) R_h] \quad \text{eq. 2.11}$$

Onde:

N_C = concentração de amônia nitrificada (mgN.l^{-1} do efluente);

R_h = tempo de retenção hidráulico.

Substituindo-se a equação (2.11) na equação (2.10) e rearrumando tem-se:

$$\mu_{\text{m}\ddot{a}\text{x}} = r_N (N_a + K_n) (1 + b_n R_s) R_h / (R_s N_a N_C) \quad \text{eq. 2.12}$$

A equação (2.12) abre a possibilidade de usar um sistema de lodo ativado RCM com aeração intermitente para determinar o valor de $\mu_{\text{m}\ddot{a}\text{x}}$, observando-se o valor da taxa de nitrificação, r_N . van Haandel e Marais (1981), propuseram o seguinte método experimental:

(1) Em um sistema de lodo ativado RCM e aerado, determina-se em três momentos (t_1 , t_2 e t_3) consecutivos os valores das concentrações de nitrato e de amônia. A partir da diferença da concentração de nitrato nos diferentes momentos, calcula-se as taxas de nitrificação nos intervalos entre t_1 e t_2 (r_{N1}) e entre t_2 e t_3 (r_{N2}) [este cálculo está detalhado na secção 2.8]. Calcula-se, ainda, as concentrações médias de amônia nos intervalos entre t_1 e t_2 e entre t_2 e t_3 (N_{a1} e N_{a2} , respectivamente).

Usando-se a equação (2.12) para os dois intervalos, tem-se:

$$\mu_{\text{m}\ddot{a}\text{x}} = r_{N1} (N_{a1} + K_n) (1 + b_n R_s) R_h / (R_s N_{a1} N_C) \quad \text{eq. 2.12a}$$

e,

$$\mu_{\text{m\acute{a}x}} = r_{N2} (N_{a2} + K_n) (1 + b_n R_s) R_h / (R_s N_{a2} N_C) \quad \text{eq. 2.12b}$$

Dividindo-se as equa\c{c}oes (2.12a e 2.12b), t\em-se:

$$r_{N1} (N_{a1} + K_n) / N_{a1} = r_{N2} (N_{a2} + K_n) / N_{a2}$$

ou,

$$K_n = N_{a1} \cdot N_{a2} (r_{N2} - r_{N1}) / (N_{a2} r_{N1} - N_{a1} r_{N2}) \quad \text{eq. 2.13}$$

A equa\c{c}ao (2.13) permite calcular o valor da constante K_n e, subsequentemente calcula-se o valor de $\mu_{\text{m\acute{a}x}}$ a partir das equa\c{c}oes (2.12 ou 2.12b).

Para poder usar as equa\c{c}oes 2.12 (a ou b) \e necess\u00e1rio que se estime a concentra\c{c}ao de am\u00f4nia nitrificada no sistema. Essa avalia\c{c}ao \e feita usando-se um balan\c{c}o de massa de material nitrogenado: o material nitrogenado introduzido no sistema \e nitrificado ou ent\u00e3o \e descarregado do sistema. Essa descarga pode ser no efluente na forma de am\u00f4nia ou no lodo de excesso como nitrog\u00eanio org\u00e2nico. Portanto:

$$N_{ti} = N_{te} + N_s + N_C \quad \text{eq. 2.14}$$

Onde:

$$N_{ti} = \text{TKN afluente (mgN.l}^{-1}\text{)};$$

$$N_{te} = \text{TKN efluente (mgN.l}^{-1}\text{)};$$

TKN (Nitrog\u00eanio Total de Kjeldahl): refere-se a soma das concentra\c{c}oes de nitrog\u00eanio org\u00e2nico e nitrog\u00eanio amoniacal presente em uma amostra de esgoto.

N_s = TKN necessário para produção do lodo de excesso ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);

N_C = TKN nitrificado ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$).

As concentrações N_{ti} e N_{te} podem ser determinadas através de testes padrão. O valor de N_s é estimado da seguinte maneira: a massa diária de lodo de excesso descarregado do sistema é uma fração ($1/R_s$) da massa de lodo presente. Uma fração f_n desse lodo é nitrogênio. Portanto, a massa de nitrogênio descarregado no lodo de excesso é:

$$MN_s = f_n \cdot V_R \cdot \frac{X_v}{R_s} \quad \text{eq. 2.15}$$

Onde:

MN_s = massa diária de nitrogênio descarregado no lodo de excesso ($\text{mgN} \cdot \text{d}^{-1}$);

V_R = volume do sistema (ℓ);

X_v = concentração de lodo ($\text{mgSVS} \cdot \ell^{-1}$);

R_s = idade de lodo (d);

f_n = fração de massa de nitrogênio no lodo.

$$f_n = 0,1 \text{ mgN} \cdot \text{mgSVS}^{-1} \quad (\text{Ekama e Marais, 1976}).$$

A concentração do material nitrogenado (TKN) no efluente que é necessário para produzir o lodo de excesso, N_s , é calculada como a razão entre a massa diária MN_s e a razão diária afluenta Q_i :

$$N_s = \frac{MN_s}{Q_i} \rightarrow N_s = f_n \cdot X_v \cdot \frac{R_h}{R_s} \quad \text{eq. 2.16}$$

Tendo-se assim definidos os valores de N_{ti} ; N_{te} e N_s , o valor de N_c é facilmente calculado usando-se a equação (2.14).

Agora para calcular o valor de μ_{\max} [equações 2.12(a ou b)], o único parâmetro que resta a determinar é a taxa de nitrificação, r_N . O cálculo desse parâmetro é discutido na secção 2.8.

2.5 - DESNITRIFICAÇÃO

2.5.1 - Condições Necessárias para Desnitrificação.

Há várias condições que se apresentam como pré-requisito para que a desnitrificação se desenvolva:

- a) Presença de uma massa bacteriana;
- b) Presença de nitrato;
- c) Ausência de oxigênio dissolvido;
- d) Condições ambientais adequadas para o crescimento de microorganismos;
- e) Presença de um doador de elétrons (material orgânico).

Estes fatores serão discutidos com mais detalhe a seguir:

- a) Presença de uma massa bacteriana;
- b) A faculdade de usar nitrato como acceptor de elétrons.

trons no processo de oxidação de material orgânico é muito difundida entre bactérias (Christensen e Harremões, 1977). A maior parte da massa bacteriana presente em sistemas de lodo ativado são capazes de realizar a desnitrificação.

b) Presença de nitrato

O processo de nitrificação e, conseqüentemente, a presença de nitrato é um pré-requisito para desnitrificação, já que o material nitrogenado em esgoto se apresenta, normalmente, na sua forma amoniacal. No entanto, a concentração de nitrato não tem quase nenhuma influência sobre a taxa de desnitrificação.

c) Ausência de oxigênio

É geralmente aceito que o oxigênio inibe a desnitrificação. Um problema é quantificar a concentração de oxigênio dissolvido que inibe o processo. Dentro dos flocos de lodo se desenvolve um gradiente de oxigênio, de modo que a concentração de OD no seio do líquido pode ser muito diferente daquela dentro de um floco. Desse modo, podem se desenvolver microzonas anóxicas dentro de um floco enquanto o seio do líquido é aeróbico. Em geral, aceita-se que concentrações de OD no seio do líquido acima de $0,2$ a $0,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ são inibidoras para o processo de desnitrificação (Carlson, 1970)*.

d) Condições ambientais

Entre as condições ambientais os fatores mais importantes são o pH do licor misto e a temperatura. A taxa de desnitrificação aumenta com a temperatura até atingir um

* *Opus Citatum.*

máximo a 40°C. A temperaturas acima de 50°C não ocorre o processo de desnitrificação (Christensen e Harremões, 1977).

A influência do pH sobre a taxa de desnitrificação observado por vários autores está representado na Figura 2.2. A taxa de desnitrificação é máxima quando o pH é 7,0 e diminui acentuadamente quando o pH é menor que 6,0 ou maior que 8,0.

e) Presença de um doador de elétrons.

A fonte de material orgânico doadora de elétrons necessários para desnitrificação é um fator de grande importância, podendo ser originada de: (1) material não presente na água residuária, isto é, uma fonte externa de material orgânico; (2) o material orgânico presente na água residuária, e, (3) material orgânico da própria massa bacteriana que compõe o lodo. O uso dos diversos tipos de material orgânico, implica em configurações diferentes para o sistema de lodo ativado. A seguir discutem-se as diferentes configurações de sistemas de lodo ativado com nitrificação e desnitrificação.

2.6 - CONFIGURAÇÕES DO PROCESSO DE LODO ATIVADO

2.6.1 - O Sistema de Lodos Múltiplos

O sistema mais antigo para efetuar a desnitrificação em sistemas de tratamento de esgoto é "sistema de três lodos" proposto por Barth, Bremmer e Lewis (1968) e representado esquematicamente na Figura 2.3. Constituído de três sistemas de lodo ativado em série, cada um com seu próprio

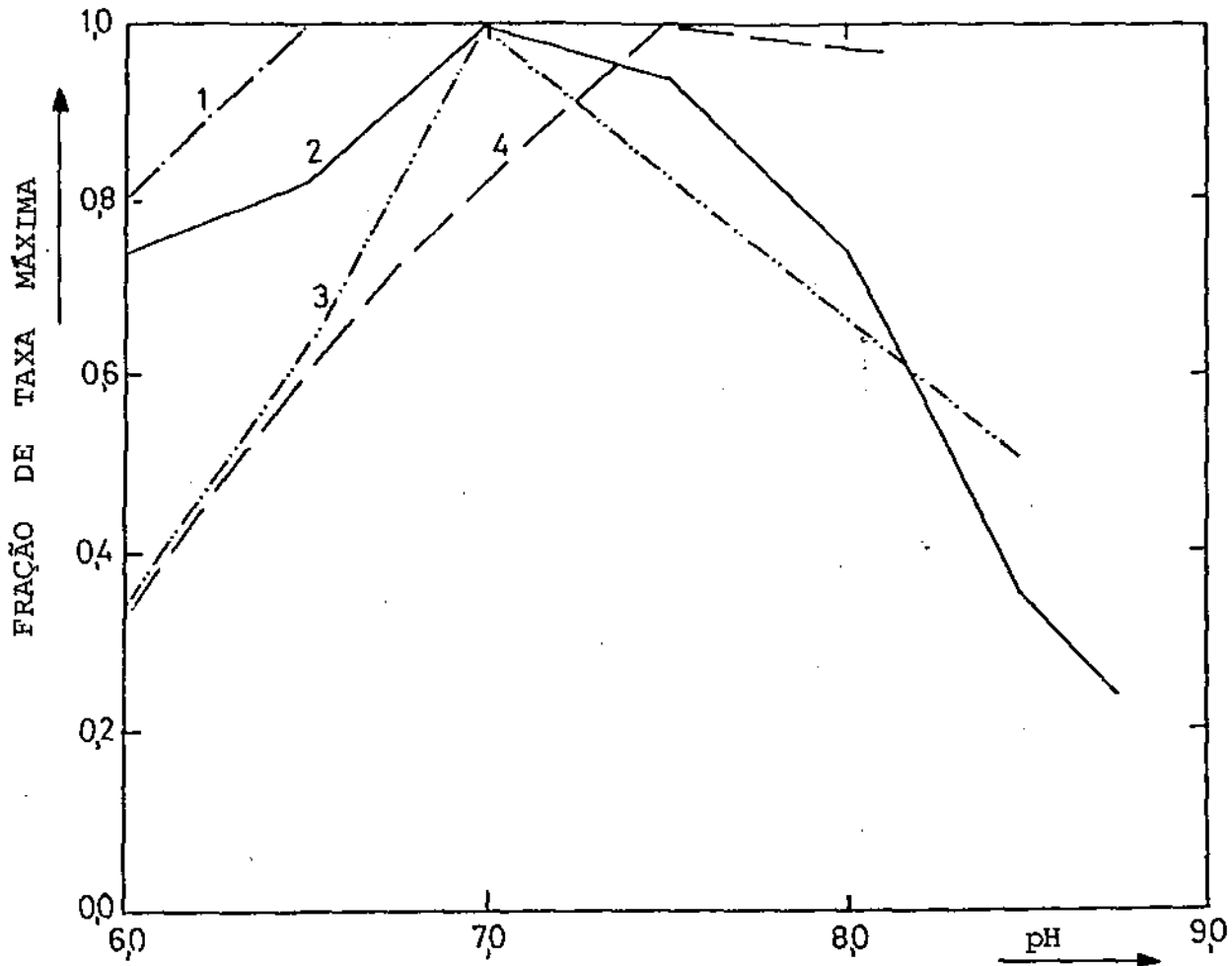


Figura 2.2. - Influência do pH sobre a taxa de desnitrificação (Segundo EPA, 1975).

- (1) Mulbarger (1971).
- (2) Dawson e Murphy (1973).
- (3) Christensen e Harremoos (1972).
- (4) Chayfield (1974).

Fonte: van Haandel e Marais (Ph.D. Thesis, 1981).

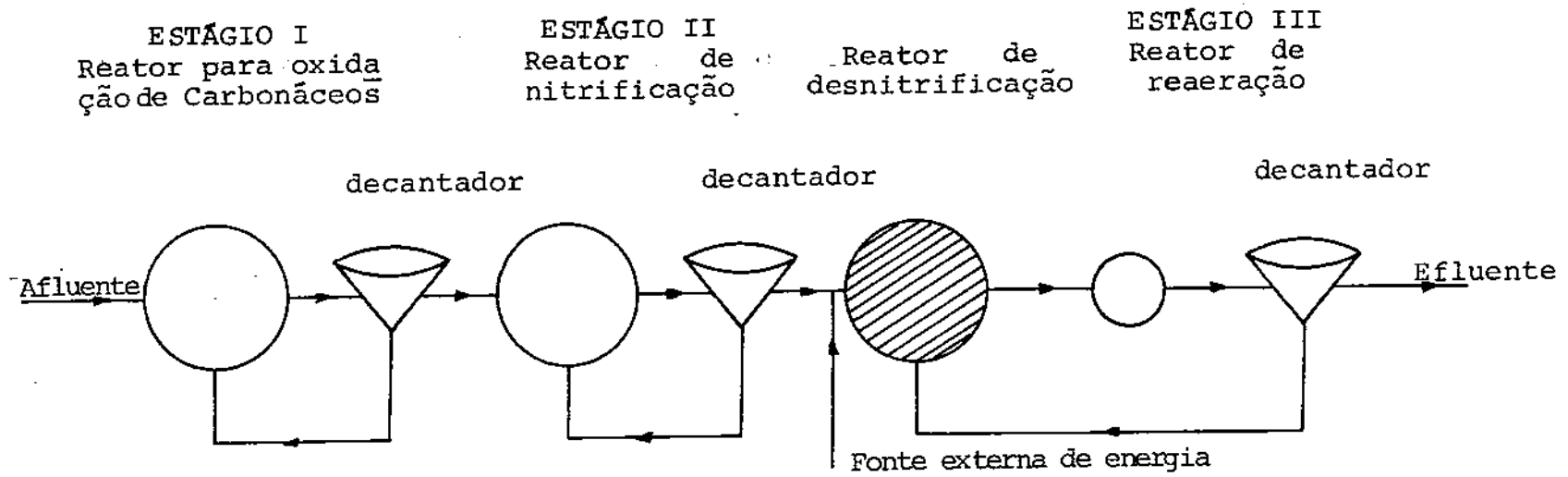


Figura 2.3. - Sistema de três lodos com desnitrificação, proposto por Barth, Bremner e Lewis (1968).

FONTE: van Haandel e Marais (Ph.D Thesis, 1981).

decantador e lodo, o processo de nitrificação e desnitrificação ocorre em três diferentes estágios: primeiro realiza-se a remoção do material orgânico afluente; no segundo, há nitrificação e no terceiro, desnitrificação. Entre o segundo e o terceiro estágio há adição de material orgânico (geralmente metanol) que funciona como redutor de nitrato formado no segundo estágio.

Embora o sistema de três lodos funcione bem, não se projeta mais este tipo de sistema devido ao alto custo de construção e de manutenção (adição de metanol).

2.6.2 - Sistemas de Lodo Único

Nos sistemas modernos de lodo ativado com nitrificação e desnitrificação, usa-se material do esgoto e/ou do lodo para redução do nitrato. Os sistemas de lodo único se compõem de vários reatores em série, tendo-se reatores aerados e reatores anóxicos. O lodo circula de um único decantador para o primeiro reator e passa por todos os reatores até chegar novamente ao decantador de onde toma a ser recirculado. Na passagem pelos reatores os microorganismos são expostos alternadamente a um ambiente aeróbico e a um ambiente anóxico*. Nos reatores aeróbicos ocorre nitrificação e nos reatores anóxicos desnitrificação.

Os reatores anóxicos de sistema de lodo único podem ser divididos em reatores de pré-desnitrificação e de pós-desnitrificação. O sistema pré-desnitrificação, proposto por Ludzack e Ettinger (1962), compõe-se de dois reatores sendo que o primeiro (que recebe o afluente) é anóxico e o segun

* O ambiente anóxico é caracterizado pela presença de nitrato e ausência de oxigênio dissolvido no licor misto do sistema.

do é aerado (Figura 2.4). No reator aerado ocorre nitrificação. O licor misto nitrificado é recirculado ao reator anóxico. Há uma recirculação diretamente do reator aeróbico e outra do decantador para o reator pré-desnitrificação. O sistema se chama de pré-desnitrificação por que a desnitrificação ocorre no reator que recebe o afluente, isto é, antes que o material orgânico entre no reator aerado. Desse modo, a concentração de material orgânico no reator anóxico é alta, resultando numa alta taxa de desnitrificação. A vantagem do sistema pré-desnitrificação é que não é possível a remoção completa de nitrato: parte do nitrato formado no reator aeróbico passa deste reator, via decantador, para o efluente sem ser recirculado.

No sistema pós-desnitrificação, proposto por Wuhrmann (1964), o afluente entra em um reator aerado e passa a seguir para o segundo reator que é anóxico (Figura 2.5). No primeiro reator ocorre nitrificação e no segundo desnitrificação, sendo que o material orgânico disponível no segundo reator se restringe principalmente ao protoplasma dos próprios microorganismos. A limitação da disponibilidade de material orgânico reflete numa taxa de desnitrificação reduzida. Teoricamente, é possível a remoção completa de nitrato no sistema pós-desnitrificação desde que o reator anóxico seja muito grande, dada a baixa taxa de desnitrificação. Um reator anóxico grande, por sua vez, coloca em perigo a eficiência de nitrificação, tendo em vista que as bactérias nitrificadoras só vivem num ambiente aeróbico. Desse modo, na prática, a remoção de nitrato num sistema de pós-desnitrifi

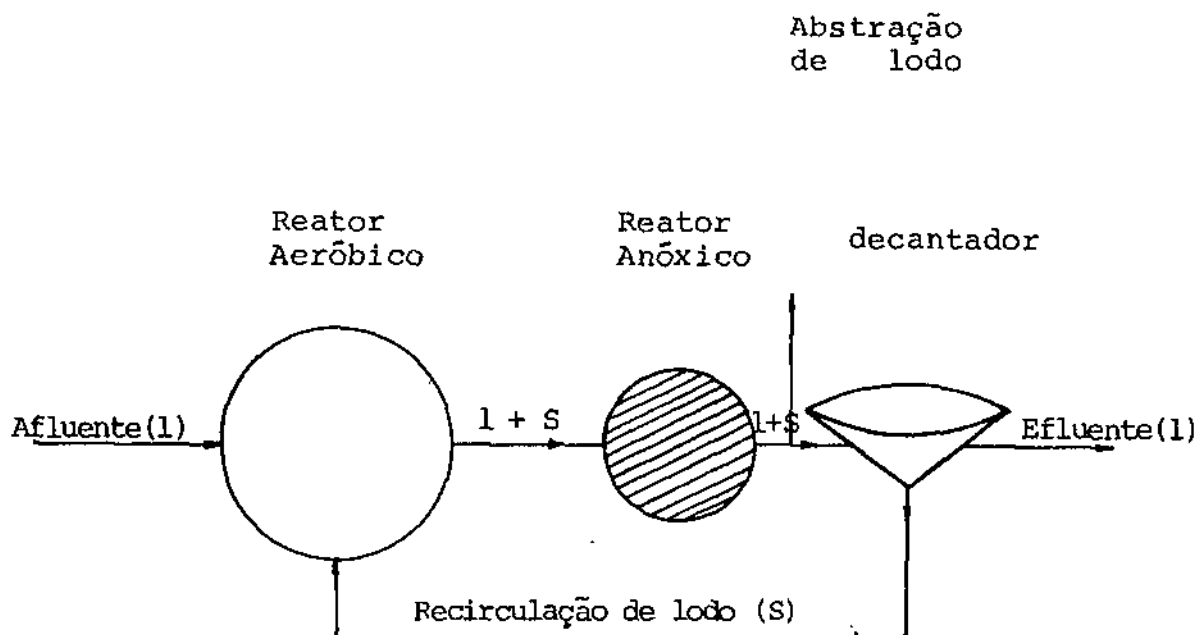


Figura 2.5 - Sistema proposto por Wuhrmann ou sistema pós-desnitrificação.

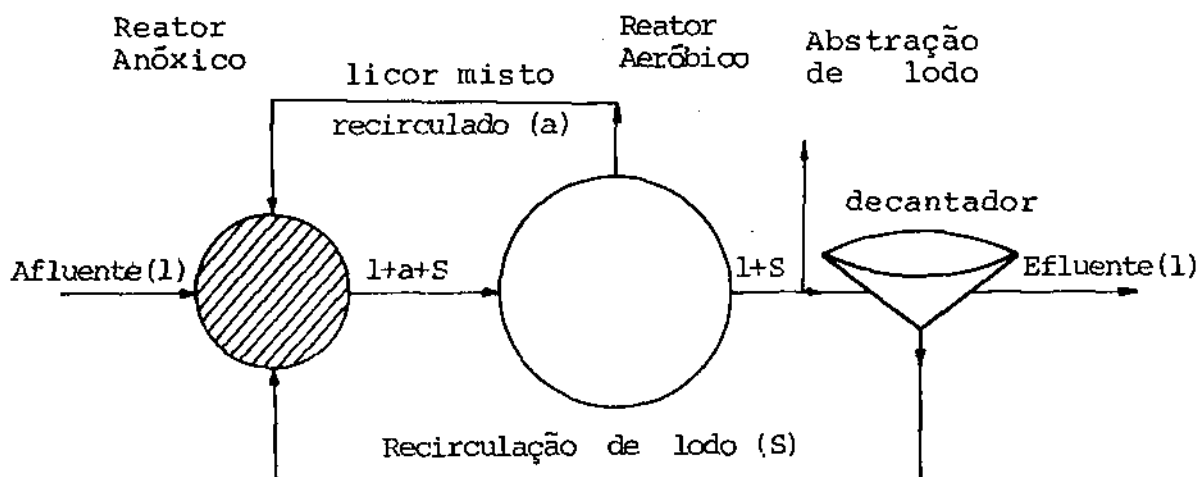


Figura 2.4 - Sistema modificado de Ludzack - Ettinger (MLE) ou sistema pré-desnitrificação.

FONTE: van Haandel e Marais (Ph.D Thesis, 1981).

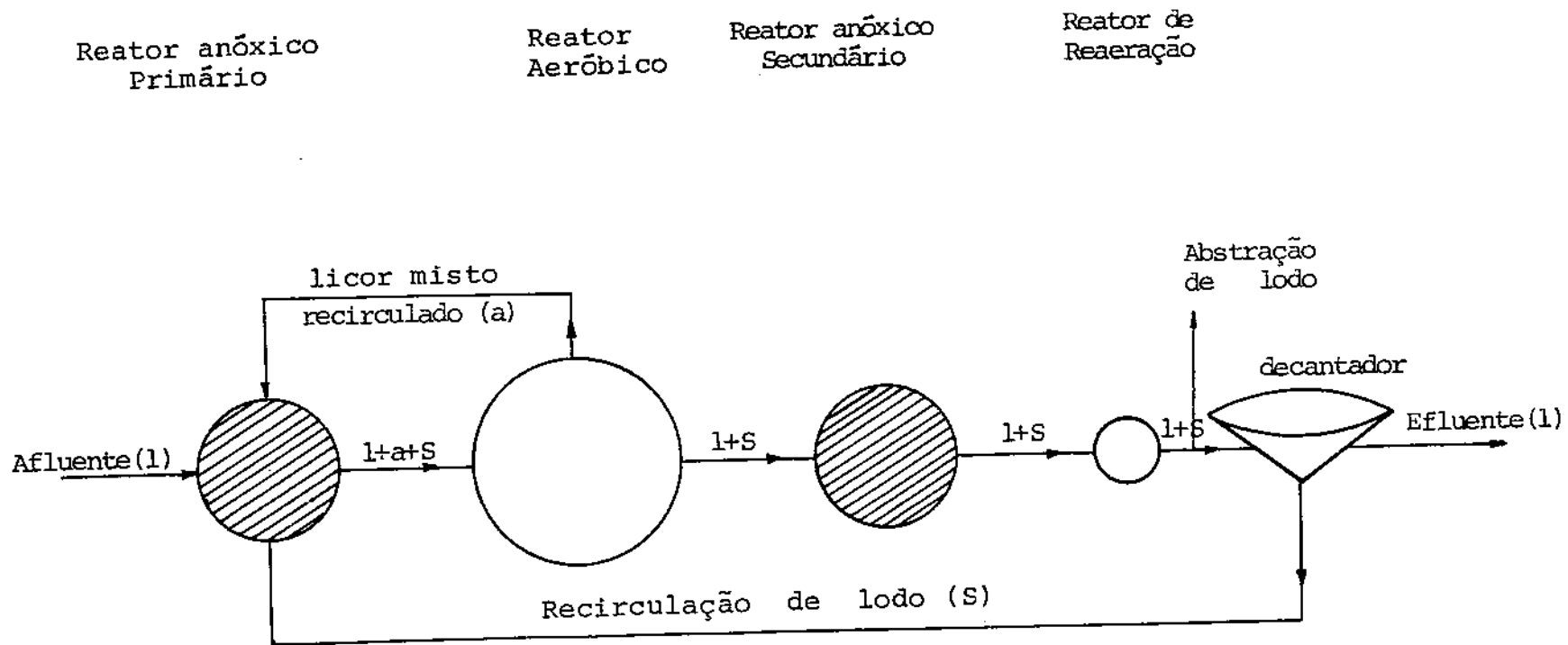


Figura 2.6 - Sistema proposto por Barnard ou Sistema Bardenpho.

FONTE: van Haandel e Marais (Ph.D Thesis, 1981).

cação geralmente não é possível.

Uma opção interessante é o sistema Bardenpho (Barnard, 1972) que, basicamente, é uma combinação de sistemas pré e pós-desnitrificação, tendo-se dois reatores anóxicos (Figura 2.6). No reator pré-desnitrificação, grande parte do nitrato é removido. O nitrato não removido passa para o reator pós-desnitrificação, onde pode ser removido por se tratar de uma concentração baixa de nitrato.

2.7 - CINÉTICA DE DESNITRIFICAÇÃO

van Haandel e Marais (1981), mostraram que a taxa de desnitrificação em um ambiente anóxico é proporcional a taxa de utilização do material orgânico. O valor da constante de proporcionalidade foi estabelecido da seguinte maneira: quando o material orgânico (expresso em DQO) é utilizado, então uma fração é oxidada pelo nitrato, e a fração restante é sintetizada (isto é, incorporada na massa celular) pelo lodo ativo. A produção de massa celular por unidade de massa de DQO é chamada de coeficiente de rendimento (Y_h). A massa ativa (ou microorganismos) sintetizada, Y_h , apresenta uma incorporação de $p \cdot Y_h$ de massa de DQO utilizada, ou seja, $p \cdot Y_h$ mg de DQO nas células (onde p é a razão DQO/SVS). Portanto, a fração do material orgânico que é oxidado é igual a $(1 - p \cdot Y_h)$. Para a oxidação de $(1 - p \cdot Y_h)$ mg de DQO em ambiente aeróbio, por definição, necessita-se de $(1 - p \cdot Y_h)$ mgO₂. Em ambiente anóxico, o nitrato substitue o oxigênio como oxidante, sendo reduzido, posteriormente, para nitrogênio

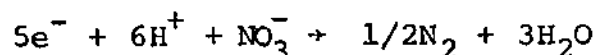
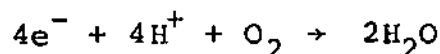
molecular. Estequiometricamente, 1 mgNO₃-N é equivalente a 2,86mgO₂. Portanto, em ambiente anóxico, a utilização de 1 mg de DQO envolve a redução de $\frac{(1 - p \cdot Y_h)}{2,86}$ mgNO₃-N para nitrogênio molecular. Em consequência disso, a relação entre a taxa de desnitrificação e a taxa de material orgânico no reator anóxico pode ser escrita:

1. respiração aeróbia:

$$\text{utilização} \begin{cases} \text{síntese } (p \cdot Y_h) \\ \text{oxidação } (1 - p \cdot Y_h) \end{cases}$$

ou seja, para 1 mol de DQO observa-se a conversão de $(1 - p \cdot Y_h)$ mgO₂.

Reações:



ou melhor, $1/4 \text{ mol } O_2 \approx 1/5 \text{ mol } NO_3^- \rightarrow 1/4 \cdot (32g) \cdot O_2 \approx 1/5 (14g) \cdot NO_3^-$. Logo:

$$1\text{mgO}_2 \approx \frac{1}{2,86} \text{mgNO}_3^-$$

2. Respiração anóxica:

Para 1 mol de DQO observa-se a conversão de $\frac{(1 - p \cdot Y_h)}{2,86}$ mgNO₃-N.

Desse modo, temos:

$$r_D = \frac{r_u \cdot (1 - p \cdot Y_h)}{2,86} \text{mgNO}_3^-$$

$$r_D = \alpha' \cdot r_u \quad \text{eq. 2.17}$$

Onde:

r_D = taxa de desnitrificação (mgN/l/h);

r_u = taxa de utilização do material orgânico (mgDQO/l/h);

Y_h = coeficiente de rendimento = 0,45 mgSVS/mgDQO (Ekama e Marais, 1976);

p = 1,5 mgDQO/mgSVS (Dias *et alli*, 1982);

α' = constante de proporcionalidade;

$$\alpha' = \frac{(1 - p \cdot Y_h)}{2,86} \rightarrow \alpha' = 0,116 \frac{\text{mgNO}_3 - \text{N}}{\text{mgDQO}}$$

A taxa de utilização de material orgânico em um reator anóxico depende, entre outros fatores, da composição e concentração do material orgânico afluente.

Ekama e Marais (1976), estabeleceram que esse material orgânico biodegradável presente em esgotos municipais pode ser dividido em duas frações: uma fração solúvel e uma fração particulada. O material orgânico solúvel, ou material rapidamente biodegradável, S_{bpi} ; presente no afluente, é usado pelos microorganismos de imediato, sendo utilizado a uma taxa elevada.

O material particulado ou material lentamente biodegradável, S_{bpi} ; presente no afluente, é adsorvido (armazenado) pelos microorganismos. O material armazenado é degradado (hidrolisado) por enzimas extracelulares e é transferido através da parede celular. Subsequentemente, este material é utilizado de uma maneira semelhante àquela do material

rapidamente biodegradável.

Normalmente a taxa de utilização do material rapidamente biodegradável em um reator pré-desnitrificação é bastante alta, permitindo assim, que este material seja removido completamente do reator. Desse modo, a taxa de utilização se torna igual a taxa de entrada do material rapidamente biodegradável no sistema e pode ser expresso como:

$$r_{us} = \frac{S_{bsi}}{R_1} \quad \text{ou} \quad r_{us} = f_{ca} \cdot \frac{S_{bi}}{R_1} \quad \text{eq. 2.18}$$

Onde:

r_{us} = taxa de utilização do material rapidamente biodegradável (mgDQO/l/h);

S_{bsi} = concentração do material orgânico rapidamente biodegradável do afluente (mgDQO/l);

S_{bi} = concentração do material orgânico biodegradável total do afluente (mgDQO/l);

f_{ca} = fração do material orgânico rapidamente biodegradável do afluente, $f_{ca} = \frac{S_{bsi}}{S_{bi}}$ (mgDQO/mgDQO);

R_1 = tempo de retenção no reator pré-desnitrificação (hora ou dia).

Substituindo-se a equação (2.18) na equação (2.17), a taxa de desnitrificação relativa à utilização do material rapidamente biodegradável no reator pré-desnitrificação pode ser expressa como a seguir:

$$r_{DS} = \alpha' \cdot r_{us} \rightarrow r_{DS} = \alpha' \cdot \frac{S_{bsi}}{R_1}$$

$$r_{DS} = \alpha' \cdot f_{ca} \cdot \frac{S_{bi}}{R_1} \quad \text{eq. 2.19}$$

Onde:

r_{DS} = taxa de desnitrificação devido a utilização do material rapidamente biodegradável ($\text{mgNO}_3 - \text{N}/\ell/\text{h}$)

Para descrever a taxa de desnitrificação devido a utilização do material lentamente biodegradável, van Haandel e Marais (1981), propuseram a seguinte expressão:

$$r_{Dp} = K \cdot X_a \quad \text{eq. 2.20}$$

Onde:

r_{Dp} = taxa de desnitrificação devido a utilização do material lentamente biodegradável (material particulado), ($\text{mgNO}_3 - \text{N}/\ell/\text{h}$);

X_a = concentração de lodo ativo (mgSVS/ℓ);

K = constante cinética de desnitrificação ($\text{mgNO}_3 - \text{N}/\text{mgSVS}/\text{h}$).

Na realidade a constante cinética de desnitrificação, K , representa o resultado de uma complexa interação das várias reações bioquímicas que governam o processo, ou melhor, ela substitue uma expressão complexa para a utilização do material lentamente biodegradável (material particulado). Através de dados experimentais e análise teórica, estabeleceu-se que o valor de K não varia significativamente com as variações da maior parte dos parâmetros operacionais. O va

lor de K é praticamente independente dos seguintes parâmetros operacionais: (1) concentração do material orgânico biodegradável do afluente; (2) taxas de recirculação de lodo; (3) idade de lodo (quando maior que 5 dias) e, (4) fração de massa de lodo anóxica. Por outro lado, o valor de K é influenciado pelos seguintes fatores:

1) Temperatura

Há um aumento da constante de desnitrificação com a temperatura. Sterne e Marais (1974) estabeleceram que a influência da temperatura pode ser descrito com a equação de Arrhenius:

$$K_T = K_{20} \theta^{T-20}$$

Onde:

K_T = constante de desnitrificação a uma temperatura T;

K_{20} = constante de desnitrificação a 20°C;

θ = coeficiente da temperatura.

= 1,08 para reatores pré-desnitrificação

= 1,03 para reatores pós-desnitrificação.

2) Posicionamento

A equação (2.20) vale para reator pré e pós-desnitrificação mas sob condições comparáveis o valor numérico da constante K é maior no reator pré-desnitrificação devido a maior disponibilidade de material orgânico, que induz uma taxa mais elevada de desnitrificação. Assim Stern e Marais (1974) adotaram uma constante (K_2) para reatores pré-desnitrificação e outra (K_3) para reatores pós-desnitrificação.

Os valores encontrados para esgoto predominantemente doméstico são:

$$K_2 = 0,10 (1,08)^{T-20}$$

$$K_3 = 0,08 (1,03)^{T-20}$$

3) Características do esgoto

A análise dos resultados de diversos pesquisadores (Stern e Marais, (1974); Sutton *et alii* (1979)*; Heidman, (1979)*; Nicholls, (1982)*), mostram que o valor da constante K depende da origem do esgoto a ser tratado. Uma grande fração de água residual industrial no esgoto tende a diminuir o valor de K_2 . Tendo em vista a variabilidade da constante, torna-se importante ter um método confiável e simples para determiná-la experimentalmente.

Pela combinação das equações (2.19 e 2.20), a taxa total de desnitrificação em um reator pré-desnitrificação (r_D) é expressa como:

$$r_D = r_{DS} + r_{DP}$$

$$r_D = \frac{\alpha' \cdot f_{ca} \cdot S_{bi}}{R_1} + K_2 X_A \quad \text{eq. 2.21}$$

Para poder se utilizar a equação (2.21) na prática, é preciso que se determine três parâmetros:

- 1) a concentração de lodo ativo, X_A ;
- 2) a fração do material orgânico rapidamente biodegra-

* Opus Citatum.

dável do afluente, f_{ca} ;

3) a constante cinética de desnitrificação, K_2 .

2.7.1 - Determinação da concentração de lodo ativo, X_a .

van Haandel e Marais (1981), baseados nos dados de vários autores, demonstraram que a concentração de lodo ativo em sistemas com nitrificação e desnitrificação (microorganismos vivos ativos na utilização de material biodegradável), não difere da concentração de lodo ativo em sistemas completamente aeróbios. Para sistemas aeróbicos a concentração de lodo ativo pode ser calculada com o auxílio da expressão desenvolvida por Marais e Ekama (1976):

$$X_a = \frac{Y_h \cdot S_{bi} \cdot R_s}{(1 + b_h \cdot R_s) \cdot R_h} \quad \text{eq. 2.22}$$

Onde:

R_s = tempo de retenção de sólidos ou idade de lodo (d);

b_h = constante de digestão aeróbica;

$$b_h = 0,24 \cdot (1,037)^{T-20} \text{ d}^{-1} \text{ para } T \geq 20^\circ\text{C} \text{ (Tenório, 1985)}$$

$$S_{bi} = (1 - f_{us} - p \cdot f_{up}) \cdot S_{ti}$$

Na prática, para se aplicar a equação (2.22) é preciso correlacionar a concentração do material orgânico biodegradável (que não é mensurável diretamente) às concentrações do material orgânico total do afluente. Para tanto, avalia-se a fração do material orgânico afluente que não é biodegradável. Uma parte desse material não biodegradável é

dissolvida e é descarregada do sistema de lodo ativado, podendo ser igualada a concentração de material orgânico do efluente. A parte do material não biodegradável particulada do afluente é floculada, passando a fazer parte do lodo sendo, descarregado com o lodo de excesso. Dias *et alli* (1982), realizaram um estudo detalhado para determinar a fração do material orgânico afluente particulado e não biodegradável, usando a equação para a concentração de sólidos em sistemas de lodo ativado, proposta por Marais e Ekama (1976):

$$X_v = \left[\frac{(1-f_{us} \cdot p \cdot f_{up})(1+f \cdot b_h \cdot R_s) \cdot Y_h \cdot R_s}{(1 + b_h \cdot R_s)} + f_{up} \cdot R_s \right] \frac{S_{ti}}{R_h} \quad \text{eq. 2.23}$$

Onde:

f = fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno;

$$f = 0,2 \text{ mSVS} \cdot \text{mgSVS}^{-1}.$$

Estabeleceram-se os seguintes valores para o esgoto da cidade de Campina Grande-PB:

$$f_{us} = 0,12 \text{ mgDQO/mgSVS} \text{ e } f_{up} = 0,04 \text{ mgSVS/DQO}$$

Onde:

f_{us} = fração do material orgânico afluente solúvel e não biodegradável (mgDQO/mgSVS);

f_{up} = fração do material orgânico afluente particulado e não biodegradável (mgSVS/mgDQO).

Evidenciou-se que os valores de f_{us} e, principalmente

f_{up} , dependem da origem do esgoto e do sistema ou coleta e transporte até o sistema de pré-tratamento.

Vale salientar que a concentração de lodo ativo, X_a ; não deve ser confundida com a concentração de lodo orgânico, X_v . Esta última engloba ambos os componentes ativo e inativo do lodo. Dependendo das condições operacionais a fração de lodo ativo pode ser grande (idade de lodo curta) ou pequena (idade de lodo longa).

2.7.2 - Determinação da Fração do Material Orgânico Rapidamente Biodegradável Presente no Afluentes, f_{ca} .

Esta fração pode ser determinada pelos métodos das cargas cíclicas e cargas repentinas, respectivamente.

van Haandel e Catunda (1983), utilizando o método das cargas cíclicas determinaram experimentalmente o seguinte valor de f_{ca} para águas residuárias de Campina Grande:

$$f_{ca} = \frac{S_{bsi}}{S_{bi}} \quad \text{eq. 2.24}$$

$$f_{ca} = 0,23 \text{ mgDQO} \cdot \text{mgDQO}^{-1}$$

2.7.3 - Determinação da Constante Cinética de Denitrificação, K_2 .

Esse terceiro parâmetro que influencia a taxa de desnitrificação depende das características do esgoto e, idealmente, deve ser determinado experimentalmente. A constante

cinética pode ser calculada quando se determina a taxa de desnitrificação. Essa taxa é a soma das taxas de desnitrificação devido ao material orgânico rapidamente (r_{Ds}) e lentamente (r_{Dp}) biodegradável presente no afluente. Pela soma das equações (2.19 e 2.20), temos:

$$r_D = r_{Ds} + r_{Dp} \rightarrow r_D = \alpha' \cdot \frac{S_{bsi}}{R_1} + K_2 X_a \quad \text{eq. 2.25}$$

$$\text{logo, } K_2 = [r_D - \alpha' \cdot \frac{S_{bsi}}{R_1}] / X_a \quad \text{eq. 2.26a}$$

$$\text{ou ainda: } K_2 = [r_D - \alpha' \cdot \frac{f_{ca} \cdot S_{bi}}{R_1}] / X_a \quad \text{eq. 2.26b}$$

A taxa de desnitrificação (r_D) pode ser determinada experimentalmente usando-se um sistema com reator completamente misturado e com aeração intermitente.

Tendo-se o valor de r_D , então o valor da constante cinética de desnitrificação, K_2 ; é calculada diretamente com o auxílio das equações (2.26a ou 2.26b).

2.8 - TAXA DE REAÇÃO EM UM REATOR COMPLETAMENTE MISTURADO COM ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA.

Para poder calcular as constantes das expressões cinéticas de nitrificação e desnitrificação apresentadas nas secções 2.4 e 2.7 deste Capítulo, é preciso que se determine experimentalmente as taxas de nitrificação e desnitrifi

cação. Estas taxas podem ser determinadas convenientemente em um sistema de lodo ativado com um reator completamente misturado (RCM), operado com carga hidráulica e orgânica constantes e submetido a aeração intermitente: períodos de aeração do licor misto são alternados com períodos nos quais o fornecimento de oxigênio é interrompido. Durante os períodos de aeração desenvolve-se o processo de nitrificação. Quando a aeração é interrompida, desenvolve-se a desnitrificação. As taxas de nitrificação e desnitrificação podem ser determinadas observando-se a variação da concentração de nitrato com o tempo. Entretanto, é necessário que se note que essa variação não se deve exclusivamente à reação (nitrificação ou desnitrificação). Em geral há um efeito hidráulico que se deve a diferença da concentração de nitrato no afluente e no efluente. Devido a essa diferença há um acúmulo ou abstração de nitrato no reator. Desse modo, a variação da concentração de nitrato se deve a combinação de dois efeitos: o efeito de reação e o efeito hidráulico. A taxa de variação da concentração de nitrato (r) pode ser expressa como:

$$r = r_r + r_h \quad \text{eq. 2.27}$$

Onde:

r = taxa observada de variação da concentração de nitrato
($\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);

r_r = taxa de reação (nitrificação ou desnitrificação)
($\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)

r_h = taxa de variação devido ao efeito hidráulico ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$).

A taxa r_h se calcula com um balanço de massa. A taxa de acumulação de nitrato devido ao efeito hidráulico se iguala à diferença dos fluxos de nitrato no afluente e no efluente do reator:

$$V_R \cdot r_h = Q (N_{ni} - N) \quad \text{eq. 2.28}$$

ou,

$$r_h = \frac{(N_{ni} - N)}{R_h} \quad \text{eq. 2.29}$$

Substituindo-se a equação (2.29) na equação (2.27) pode se expressar a variação da concentração de nitrato como:

$$r = \frac{dN}{dt} \rightarrow r = r_r + \frac{(N_{ni} - N)}{dt} \quad \text{eq. 2.30}$$

Se durante um intervalo Δt , a taxa de reação, r_r , a concentração de nitrato afluente, N_{ni} , e o tempo de retenção hidráulico, R_h , mantêm valores constantes, então a taxa de reação pode ser calculada através de integração da equação (2.30):

$$\frac{dN}{dt} = r_{Nr} + \frac{(N_{ni} - N)}{R_h} \rightarrow \frac{dN}{r_{Nr} + \frac{(N_{ni} - N)}{R_h}} = -dt \rightarrow \frac{d(N/R_h)}{r_{Nr} + \frac{(N_{ni} - N)}{R_h}} = \frac{-dt}{R_h}$$

$$\frac{d[r_{Nr} + (N_{ni} - N) / R_h]}{[r_{Nr} + (N_{ni} - N) / R_h]} = - \frac{dt}{R_h}$$

$$\int_{N_{n1}}^{N_{n2}} \frac{[r_{Nr} + (N_{ni} - N)/R_h] dN}{[r_{Nr} + (N_{ni} - N)/R_h]} = - \int_{t_1}^{t_2} \frac{dt}{R_h} + \ell_n \frac{r_{Nr} + (N_{ni} - N_{n2})/R_h}{r_{Nr} + (N_{ni} - N_{n1})/R_h} \frac{-(t_2 - t_1)}{R_h}$$

fazendo-se: $-\Delta t = -(t_2 - t_1)$, logo, $\frac{-(t_2 - t_1)}{R_h} = \frac{-\Delta t}{R_h}$, e

$$\tau = \frac{-\Delta t}{R_h}, \text{ temos:}$$

$$\ell_n \frac{r_{Nr} + (N_{ni} - N_{n2})/R_h}{r_{Nr} + (N_{ni} - N_{n1})/R_h} = \frac{-(t_2 - t_1)}{R_h} = \frac{-\Delta t}{R_h} = \tau$$

$$r_{Nr} + \frac{(N_{ni} - N_{n2})}{R_h} = [r_{Nr} + \frac{(N_{ni} - N_{n1})}{R_h}] \cdot e^{-\tau}$$

$$r_{Nr} (1 - e^{-\tau}) = \frac{(N_{ni} - N_{n1}) \cdot e^{-\tau} - (N_{ni} - N_{n2})}{R_h}$$

$$\text{logo: } r_{Nr} = \frac{(N_{n2} - N_{ni}) - (N_{n1} - N_{ni}) \cdot e^{-\tau}}{R_h (1 - e^{-\tau})} \quad \text{eq. 2.31}$$

onde:

N_{ni} = concentração de nitrato no afluente ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);

N_{n1} = concentração de nitrato no início do intervalo Δt
($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);

N_{n2} = concentração de nitrato no fim do intervalo Δt ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$);

$$\tau = \text{razão } \frac{\Delta t}{R_h}$$

τ = intervalo de medição/tempo de retenção hidráulico.

Naturalmente a equação (2.31) é válida somente se a concentração de nitrato no reator não se torne zero durante o intervalo Δt . Se a taxa de reação não é constante durante o intervalo Δt então a equação (2.31) dá um valor médio da taxa no intervalo.

A equação (2.31) será usada nesta dissertação para calcular a taxa de nitrificação e desnitrificação em um sistema RCM de lodo ativado. Determinadas essas taxas é possível calcular as constantes cinéticas de nitrificação e desnitrificação, notadamente a constante de meia saturação K_n (equação 2.31), a taxa específica de crescimento máximo de Nitrosomonas, $\mu_{\text{máx}}$ (equações 2.12a ou 2.12b) e a constante de desnitrificação, K_2 (equações 2.26a ou 2.26b).

CAPÍTULO III

MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 - DESCRIÇÃO DO SISTEMA

O método utilizado durante a investigação experimental consistiu na operação de um sistema de lodo ativado unitário completamente misturado, montado em escala de laboratório e operado sob condições estacionárias de carga orgânica e hidráulica.

O sistema é mostrado esquematicamente na Figura 3.1 e era constituído das seguintes unidades e dispositivos:

3.1.1 - Reator

Tratava-se de um recipiente cilíndrico em acrílico transparente, cujo diâmetro interno media 21cm, tendo como altura útil 45cm e capacidade máxima 16ℓ. O reator era dotado de dispositivos de homogeneização e aeração.

3.1.1.1 - Dispositivo de homogeneização do reator.

Um motor de 30rpm, fixado na parte superior do reator, acionava um eixo central de alumínio, ao qual estava fixada uma palheta em acrílico de 14 x 14cm².

3.1.1.2 - Dispositivo de aeração do reator.

A aeração do licor misto foi feita com a utilização de bombas de ar do tipo usada em aquários com 12W de potência. O oxigênio era conduzido ao fundo do reator por mangueiras de latex de 3,0mm de diâmetro e dispersado através de pedras porosas.

3.1.2 - Tanque de Decantação.

O tanque de decantação do sistema, de forma cilíndrica em acrílico transparente e com diâmetro interno de 7cm, tinha um volume útil de 2,0ℓ. Sua montagem obedecia a um ângulo de 60° em relação à horizontal.

3.1.2.1 - Dispositivo de agitação no tanque de decantação.

Fixado na tampa do tanque de decantação, um motor acionava um eixo central ao cilindro com uma rotação de 2rpm. Paralela e conectada ao eixo central, uma palheta de borracha com comprimento igual ao do decantador e tendo largura de 1cm era pressionada contra a parede interna do cilindro através de três pequenas molas. A principal função da palheta de agitação, no tanque de decantação, era de varrer pequenos flocos de lodo que porventura ficassem agregados a parede interna do cilindro, ao mesmo tempo que, a pequena agitação ocasionada pelo movimento rotacional da palheta, aumentava a velocidade de sedimentação, conduzindo a uma melhor eficiência de separação sólido-líquido.

3.1.3 - Recipiente de Alimentação.

Os recipientes de alimentação consistiam de dois baldes de plástico com capacidade de 15ℓ (cada um), isolados do meio ambiente através de uma proteção de isopor, de modo que, no período de 24 horas, o esgoto ali armazenado não apresentava um aumento de temperatura superior a 4°C.

3.1.3.1 - Dispositivo de homogeneização nos recipientes de alimentação.

Para evitar a sedimentação de partículas sólidas no fundo dos recipientes de alimentação, o esgoto era levemente agitado. A agitação do conteúdo de cada recipiente era promovida por um motor de baixa rotação (30rpm), fixado na tampa do recipiente, o qual acionava um eixo central provido de palhetas. A agitação era intermitente: 5 segundos por minuto.

3.1.4 - Bomba Dosadora.

Para o bombeamento do esgoto (dos recipientes de alimentação) e do lodo de retorno (do tanque de decantação), utilizou-se uma bomba dosadora do tipo peristáltico de cabeçote livre com potência de 0,10HP. A diferença e vantagem entre a bomba peristáltica de cabeçote livre, com relação a de cabeçote fechado, está na menor pressão exercida nas mangueiras que conduz o esgoto, acarretando com isto um maior tempo de uso e uma vazão praticamente inalterada.

3.1.5 - Dispositivo de Transporte (no bombeamento) do Esgoto e da Recirculação do Lodo.

As conexões da bomba dosadora para o reator e, do reator para o tanque de decantação, bem como do tanque de decantação para a bomba dosadora, eram feitas por mangueiras plásticas flexíveis e transparentes com diâmetro interno de 10mm. A escolha baseou-se no fato de que mangueiras com diâmetros menores causam problemas de entupimento.

3.1.6 - Dispositivo para Retirada do Lodo de Excesso.

Com o auxílio de um sifão invertido, regulava-se o volume do licor misto no reator. O lodo de excesso era retirado do reator através de uma pequena abertura na parte superior do sifão invertido.

3.2 - PROCEDIMENTO OPERACIONAL

3.2.1 - Alimentação do Sistema

Na alimentação do sistema de lodo ativado com reator unitário completamente misturado, foi utilizado esgoto bruto predominantemente doméstico da cidade de Campina Grande-Paraíba-Brasil.

O esgoto bruto era acondicionado em um congelador tipo freezer, com capacidade para 200ℓ e mantido a uma temperatura em torno de 4°C, evitando-se, com isto, desenvolvimento de digestão anaeróbica e, ao mesmo tempo, promovia-se uma diminuição do ritmo metabólico bacteriano. O volume de

esgoto assim armazenado permitia a alimentação do sistema durante um período de sete dias. Após a utilização de todo esgoto bruto, o freezer era inteiramente lavado e novamente abastecido com esgoto. Antes de ser armazenado, o esgoto bruto era submetido a um peneiramento onde eram removidas as partículas grosseiras, evitando-se, assim, futuro entupimento das mangueiras no bombeamento.

Dessa forma, na alimentação diária do sistema, conhecida a DQO do esgoto bruto, este era diluído com água de torneira, de modo que o valor da DQO e da vazão afluyente ficassem em torno dos valores pré-estabelecidos.

Diariamente os recipientes de alimentação eram lavados com água quente para evitar o desenvolvimento de organismos que pudessem alterar o valor da DQO afluyente.

3.2.2 - Operação do Sistema

Durante toda a fase experimental o licor misto no reator era mantido em suspensão através de agitação mecânica. A vazão diária afluyente era controlada regulando-se eletronicamente a fração de tempo de bombeamento com auxílio de um temporizador. Esse dispositivo permitia ajustar a vazão entre 0,00 e 2,5 l.h^{-1} e por canal. O esgoto assim bombeado entrava no reator aerado do sistema juntamente com o lodo de retorno. Dos oito canais existentes na bomba, somente cinco foram utilizados: um para alimentação do reator aerado com esgoto e, os quatro para bombeamento de lodo de retorno.

Manteve-se o volume do reator constante de 12l e, pa

ra se evitar ao máximo a desnitrificação no decantador, aplicou-se uma taxa de recirculação de lodo de 4:1.

Na agitação, a utilização de pedras porosas juntamente com a agitação mecânica do licor misto permitiam uma rápida dispersão de oxigênio no reator.

3.2.3 - Manutenção do Sistema

Diariamente passava-se uma escova na parede interna do reator aerado e no tanque de decantação, bem como em todas as suas conexões para que flocos de lodo aderidos à sua superfície se soltassem.

A cada três semanas o lodo gerado no sistema era retirado do reator e todas as suas unidades e dispositivos eram lavadas com água quente, sendo, posteriormente, o lodo colocado no sistema.

3.3 - INVESTIGAÇÃO EXPERIMENTAL

O objetivo da investigação experimental foi o de determinar as constantes cinéticas relevantes de nitrificação e desnitrificação para o esgoto da cidade de Campina Grande. O método utilizado envolve a operação de um sistema de lodo ativado com reator unitário completamente misturado (RCM) sob condições de carga orgânica e hidráulica constantes e aplicando-se aeração intermitente. Através da observação da variação da concentração de nitrato, calculava-se a taxa de nitrificação durante os períodos aeróbios e a taxa de desnitrificação durante os períodos anóxicos. As taxas eram então utiliza

das para calcular as constantes cinéticas desses processos.

A investigação experimental se dividiu em duas partes, resultando na realização de dois experimentos denominados Experimento I e II. Antes da coleta de dados de cada experimento, havia um período de adaptação de lodo com uma duração igual à idade de lodo do experimento. Durante esse período de adaptação o sistema era operado de maneira idêntica àquela do período de medição subsequente. As condições operacionais estão relacionadas na Tabela 3.1 para os dois experimentos.

TABELA 3.1 - Condições operacionais durante os experimentos.

PARÂMETRO	EXPERIMENTO	
	I	II
Temperatura (°C)	20	28
Idade de Lodo (d)	5	6
Período Anóxico (h)	3	5
Período Aeróbico (h)	3	7
DQO Afluente (mg/l)	600	814
TKN Afluente (mgN/l)	48	95
Vazão Afluente (l/d)	30	24
Volume do Reator (l)	12	12

Observa-se na Tabela 3.1 que no Experimento I havia uma sequência de períodos aeróbicos e anóxicos com uma duração de 3 horas cada. Observou-se no período de adaptação

que, durante o período anóxico, a concentração de nitrato se tornava igual a zero antes do fim desse período. Para poder medir a taxa de desnitrificação passou-se, então, a adicionar nitrato (KNO_3) ao licor misto na concentração de 15 mgN.l^{-1} , no fim de cada período aeróbico.

O lodo de excesso nos dois experimentos era retirado diretamente do reator. O volume de lodo de excesso no Experimento I era de $2,4 \text{ l}$ (o volume do reator era de 12 l e a idade de lodo de 5 d , isto é, a vazão de lodo era de $q = 12/5 \rightarrow q = 2,4 \text{ l/d}$, vide Tabela 3.1).

Do licor misto, retiravam-se, de hora em hora, amostras de 100 ml perfazendo um volume diário de $2,4 \text{ l}$. As amostras eram colocadas em tubos de centrifugação com algumas gotas de cloreto mercúrico (10 g.l^{-1} de HgCl_2). O cloreto de mercúrio impedia a continuação da atividade biológica. As amostras eram centrifugadas imediatamente, usando-se o sobrenadante para análises da concentração de nitrato, amônia, TKN e DQO bem como da alcalinidade. A fase sólida era usada para determinação da concentração de sólidos voláteis em suspensão (SVS).

Para a análise das concentrações de nitrato e amônia usou-se um medidor de íons específico com eletrodos apropriados (ORION 407-A). O restante das análises foram realizadas de acordo com os procedimentos recomendados pelo Standard Methods (1975).

Semelhantemente no Experimento II (idade de lodo de 6 d e volume de licor misto de 12 l) havia uma vazão de lodo de excesso de $12/6 = 2 \text{ l/d}$. Os 2 l/d de lodo de excesso eram

retirados, tirando-se diariamente 16 amostras de 100ml e 8 de 50ml. As amostras eram retiradas de hora em hora e recebiam o mesmo tratamento descrito para o Experimento I.

No Experimento I determinou-se, também, a taxa de consumo de oxigênio durante os períodos aeróbicos (TCO), usando-se um medidor de oxigênio (YSI) acoplado a um labógrafo (PYE UNICAM AR 55) seguindo o método proposto por van Haandel e Catunda (1983). No Experimento II este último parâmetro não pôde ser determinado devido a problemas de equipamento.

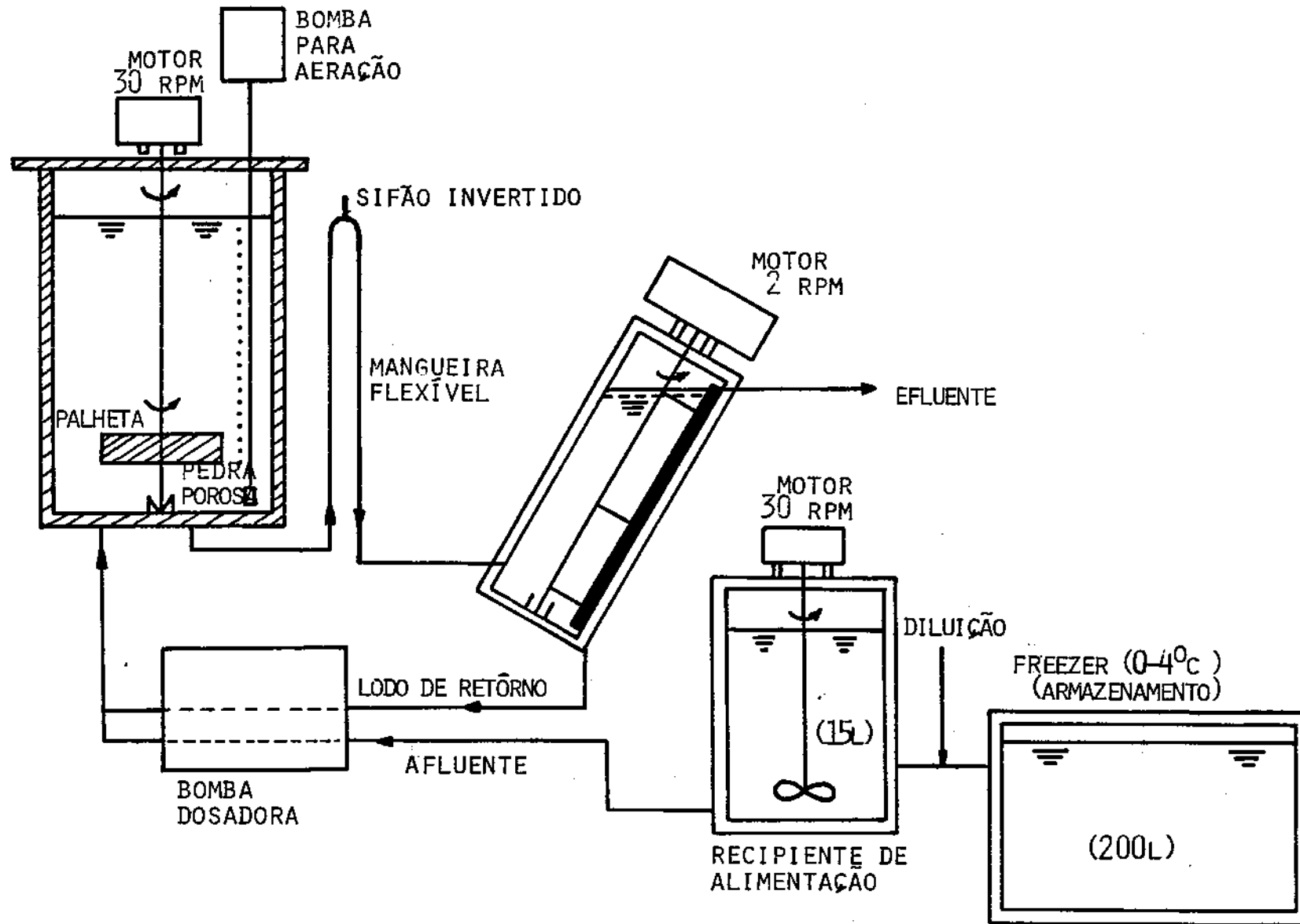


FIG. 3.1 ESQUEMA DO SISTEMA DE LODO ATIVADO UTILIZADO NA INVESTIGAÇÃO EXPERIMENTAL

CAPÍTULO IV

APRESENTAÇÃO E INTERPRETAÇÃO DOS DADOS EXPERIMENTAIS

O trabalho experimental pode ser dividido em duas partes tendo-se realizado um experimento em cada parte (Experimento I e Experimento II). A Tabela 3.1, resume as condições operacionais dos dois Experimentos. Observa-se que no Experimento I e II a temperatura era de 20 e 28°C respectivamente, representando a temperatura mínima e máxima que poderá ocorrer em esgoto doméstico no Nordeste Brasileiro. Nos dois experimentos procurou-se manter um longo período anóxico para avaliar eventuais danos aos nitrificadores durante o ambiente anóxico. O período anóxico máximo no Experimento I foi de 3 horas, pois foi observado que períodos maiores prejudicavam, por demais, o processo de nitrificação. No experimento II um período anóxico de 5 horas foi possível sem problemas.

Nos dois Experimentos procurou-se manter uma idade de lodo relativamente curta (5 e 6 dias para cada Experimento). Esses valores foram escolhidos por que levam a uma alta fração de lodo ativo (em torno de 50 por cento de lodo orgânico, Dias, (1982) mas ao mesmo tempo permitem a utilização completa do material biodegradável.

A DQO afluente, S_{ti} , foi a mais alta que se pode obter em Campina Grande. O TKN afluente, N_{ti} , foi ajustado para uma vazão $N_{ti}/S_{ti} = 0,08$, no Experimento I, e 0,12 para o Experimento II.

A Tabela 4.1 mostra os dados experimentais obtidos no Experimento I. Este experimento teve uma duração de 43 horas, observando-se de hora em hora a concentração de nitrato, amônia, a alcalinidade e o pH. No início de cada período aeróbico ou anóxico, analisou-se, também, o TKN e a DQO da fase líquida do licor misto, bem como a concentração de lodo. A Tabela 4.1 mostra também os valores dos parâmetros analisados do afluente e do efluente. Observa-se ainda que no fim de cada período aeróbico adicionou-se $15 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$ (de reator) de nitrato (nitrato de potássio) para evitar que a concentração de nitrato no período anóxico subsequente caísse para zero. As Figuras 4.1 a 4.6 mostram graficamente os dados da Tabela 4.1.

A Tabela 4.2 mostra os valores da concentração de nitrato no início (N_{n1}) e no fim (N_{n2}) de cada um dos 42 intervalos de uma hora. A Tabela 4.2 mostra também a taxa de reação de nitrato durante os 42 intervalos de 1 (uma) hora, sendo que a taxa de reação reflete a taxa de nitrificação (r_N) nos períodos de aeração e a taxa de desnitrificação (r_D) durante os períodos sem aeração (anóxicos).

Como exemplo de cálculo da taxa de nitrificação ou desnitrificação, toma-se a variação da concentração de nitrato na primeira hora do Experimento I. Neste intervalo o reator era aerado (Tabela 4.1) e a concentração de nitrato

aumentou de 2,1 para 6,1 mgN. ℓ^{-1} , havendo uma vazão de 1,25 $\ell.h^{-1}$ e um volume de 12 ℓ de licor misto (Tabela 3.1), ou seja, um tempo de permanência de $12/1,25 = 9,6h$. Tendo-se um intervalo de 1 (uma) hora, então a razão $\Delta t/R_h = 1/9,6 = 0,10$. Sabendo-se que não havia nitrato no afluente (Tabela 4.1) e, aplicando-se a equação (2.31), calcula-se a taxa de nitrificação durante a primeira hora do Experimento I:

$$r_N = \frac{(N_{n2} - N_{ni}) - (N_{n1} - N_{ni}) \cdot e^{-\tau}}{(1 - e^{-\tau}) \cdot R_h}$$

$$r_N = \frac{(6,1 - 0) - (2,1 - 0) \cdot e^{-0,10}}{(1 - e^{-0,10}) \cdot 9,6} \rightarrow$$

$$\rightarrow r_N = 4,4 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot h^{-1}$$

Semelhantemente, calcula-se a taxa de desnitrificação quando o reator não é aerado. Como exemplo, observa-se o comportamento na quarta hora da experiência: depois de 3 horas de aeração a concentração de nitrato era de 11,5 mgN. ℓ^{-1} (Tabela 4.1). Adicionando-se 15 mgN. ℓ^{-1} de nitrato ao licor misto no fim do período de aeração, tinha-se, no início do período anóxico uma concentração de nitrato de $11,5 + 15 = 26,5 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$. Durante a primeira hora do período anóxico esta concentração diminuiu para 21,9 mgN. ℓ^{-1} . Desse modo, tem-se para a quarta hora do Experimento I:

$$N_{n1} = 26,5 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \text{ (Tabela 4.1);}$$

$$N_{n2} = 21,9 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \text{ (Tabela 4.1);}$$

$$N_{ni} = 0,0 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \text{ (Tabela 4.1);}$$

$$\tau = 1/9,6 = 0,10 \text{ (Tabela 3.1).}$$

Aplicando-se, novamente, a equação (2.31), calcula-se a taxa de reação de nitrato cujo valor absoluto reflete a taxa de desnitrificação:

$$r_D = \frac{(N_{n2} - N_{ni}) - (N_{n1} - N_{ni}) \cdot e^{-\tau}}{(1 - e^{-\tau}) \cdot R_h}$$

$$r_D = \frac{(21,9 - 0,0) - (26,5 - 0,0) \cdot e^{-0,10}}{(1 - e^{-0,10}) \cdot 9,6}$$

$$r_D = -2,0 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$$

Portanto, a taxa de desnitrificação é de $2,0 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (o sinal negativo indica diminuição da concentração de nitrato).

Na Tabela 4.2 estão calculados todos os valores da taxa de nitrificação, r_N , durante os períodos aeróbicos e da taxa de desnitrificação, r_D , durante os períodos anóxicos. A Figura 4.7 mostra graficamente os valores das taxas r_N e r_D . Observa-se que os valores experimentais obtidos exibem flutuações de uma hora para outra, possivelmente devido a pequenos erros na determinação da concentração de nitrato. No entanto, no caso de nitrificação não havia tendência da taxa de nitrificação aumentar ou diminuir durante os períodos aeróbicos. Desse modo, tomou-se o valor médio de todas as

taxas de nitrificação como representativo. O valor médio da taxa de nitrificação no Experimento I foi de $\bar{r}_N = 3,7 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

Observando-se os valores da taxa de desnitrificação na Tabela 4.2, nota-se, também, flutuações sem que haja, no entanto, tendência de r_D diminuir ou aumentar durante os períodos anóxicos. Desse modo, tomou-se a média aritmética dos valores de r_D como representativo para a taxa de desnitrificação durante o Experimento I:

$$\bar{r}_D = 6,7 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$$

A Tabela 4.3 mostra a variação dos parâmetros monitorados do Experimento II. Nesse experimento havia períodos anóxicos de 5 horas seguidos por períodos aeróbicos de 7 horas (Tabela 3.1). O Experimento II teve uma duração de 72 horas, observando-se, portanto, 6 períodos aeróbicos e 6 períodos anóxicos. A Tabela 4.3 reflete a média dos valores obtidos nos 6 períodos aeróbicos e os 6 períodos anóxicos observados. As Figuras 4.8 a 4.12 mostram graficamente os dados.

A Tabela 4.4 mostra as taxas de nitrificação e de desnitrificação calculadas a partir dos dados da Tabela 4.3, usando-se o mesmo procedimento de cálculo, detalhado anteriormente para o caso do Experimento I. A Figura 4.13 mostra graficamente os valores de r_N e r_D . Para o Experimento II, observa-se que a taxa de desnitrificação mantinha um valor essencialmente constante com exceção da taxa na última hora do período anóxico. A diminuição da taxa na última hora pode ser atribuída ao valor muito baixo da concentração

de nitrato ($< 0,5 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$) no fim do período anóxico. Desse modo, considerou-se como representativo o valor médio da taxa de desnitrificação durante as primeiras quatro horas do período anóxico: $\bar{r}_D = 7,8 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

Quanto a taxa de nitrificação havia uma tendência clara de diminuição durante os períodos aeróbicos, diminuindo de um valor de $15,3 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ na primeira hora dos períodos aeróbicos para $5,3 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ na última hora (Tabela 4.4). O valor baixo da taxa r_N no fim do Experimento II pode ser atribuído ao valor baixo da concentração de amônia: Como mostra a Tabela 4.3 a nitrificação era praticamente completa no reator a partir da quarta hora do período aeróbico ($N_a < 0,5 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$).

Tendo-se os valores das taxas de nitrificação e desnitrificação durante os Experimentos I e II, tornou-se possível calcular as constantes cinéticas pertinentes à nitrificação (constante de meia saturação, K_n , taxa específica de crescimento máximo de Nitrosomonas, $\mu_{\text{máx}}$) e desnitrificação (constante de desnitrificação, K_2). Esses cálculos serão efetuados a seguir.

4.1 - CÁLCULO DA CONSTANTE DE MEIA SATURAÇÃO DE MONOD PARA NITRIFICAÇÃO, K_n .

No Experimento I a concentração de amônia manteve um valor muito alto, mesmo durante os períodos aeróbicos (vide Tabela 4.1). Desse modo, a amônia não era um fator limitante e a nitrificação se desenvolvia a taxa máxima. Portanto,

no caso do Experimento I a constante K_n não pode ser calculada.

No Experimento II, a concentração de amônia variava de valores relativamente altos no início dos períodos aeróbicos ($26,0 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$) para valores baixos na parte final desses períodos ($< 0,5 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$). Para calcular a constante K_n , somente os dados relativos às primeiras duas horas do período aeróbico puderam ser usados. A razão disso é que, no fim da terceira hora a concentração de amônia já era muito baixa ($< 0,5 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$) e não havia condição de se saber a que momento na terceira hora do período aeróbico esse valor baixo foi atingido, isto é, não se tinha condições de determinar a concentração média de amônia na terceira hora, um parâmetro necessário para calcular o valor de K_n .

A concentração média de amônia na primeira e segunda hora do período aeróbico são (Tabela 4.3):

$$N_{a1} = (26 + 14,9)/2 \quad \text{i.e., } N_{a1} = 20,5 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \quad \text{e}$$

$$N_{a2} = (14,9 + 5,2)/2 \quad \text{i.e.}$$

$N_{a2} = 10,0 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$, respectivamente. Agora, usando-se a equação (2.13) e os valores da taxa de nitrificação na primeira e segunda hora de aeração ($r_{N1} = 15,3$ e $r_{N2} = 15,1 \text{ mg N} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (Tabela 4.4), calcula-se o valor de K_n :

$$K_n = \frac{N_{a1} \cdot N_{a2} (r_{N2} - r_{N1})}{(N_{a2} r_{N1} - N_{a1} r_{N2})}$$

$$K_n = \frac{20,5 \cdot 10,0 (15,1 - 15,3)}{(10,0 \cdot 15,3 - 20,5 \cdot 15,1)} = 0,3 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$$

Observa-se que o valor numérico da constante é um tanto duvidoso, tendo em vista que um pequeno erro na determinação das taxas de nitrificação (r_{N1} ou r_{N2}) ou das concentrações médias (N_{a1} ou N_{a2}), resulta num erro grande no valor de K_n . Entretanto, os dados indicam que o valor de K_n é pequeno.

4.2 - DETERMINAÇÃO DA TAXA ESPECÍFICA DE CRESCIMENTO MÁXIMO DE NITROSOMONAS, $\mu_{m\acute{a}x}$.

No caso específico do Experimento I onde a nitrificação se desenvolvia à taxa máxima (concentração de amônia sempre alta), a taxa específica de crescimento máximo de Nitrosomonas ($\mu_{m\acute{a}x}$) é determinada da seguinte maneira:

1. a concentração do TKN afluente nitrificado no sistema é calculada com o auxílio da seguinte expressão:

$$N_c \cdot Q = V \cdot \bar{r}_N \cdot T_{ae} \quad \text{eq. 4.1}$$

Onde:

N_c = concentração do TKN afluente nitrificado no sistema (mgN/ℓ);

Q = vazão média afluente ($Q = 30 \ell/d$, Tabela 3.1);

V = volume do reator ($V = 12 \ell$, Tabela 3.1);

\bar{r}_N = taxa média de nitrificação durante os períodos aeró

bicós, ($\bar{r}_N = 3,7 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, Tabela 4.2);

T_{ae} = número de horas de ambiente aeróbico por dia (h/d);

($T_{ae} = 12 \text{ h/d}$).

Substituindo os valores acima na equação 4.1, temos:

$$N_c \cdot 30 = 12 \cdot 3,7 \cdot 12 \rightarrow N_c = 17,8 \text{ mgN}/\ell$$

Agora, o valor da constante $\mu_{m\acute{a}x}$ é, calculada com o auxílio das equações (2.12a ou 2.12b):

$$\mu_{m\acute{a}x} = r_{Nl} \frac{(N_{al} + K_n)}{N_{al}} \cdot \frac{(1 + b_n \cdot R_s) \cdot R_h}{R_s \cdot N_c}$$

Onde: $\left(\frac{N_{al} + K_n}{N_{al}}\right) \approx 1$

Logo:

$$\mu_{m\acute{a}x} = \frac{3,7 \cdot (1 + 0,04 \cdot 5) \cdot 0,4}{5 \cdot 17,8} \rightarrow \mu_{m\acute{a}x} = 0,48 \text{ d}^{-1}$$

Como no Experimento II, a concentração de amônia nem sempre é alta, calcula-se o valor de $\mu_{m\acute{a}x}$ da seguinte maneira: a concentração de amônia nitrificada no sistema (N_c), é calculada usando os dados da Tabela 4.3, ou seja, $N_{ti} = 95,0 \text{ mgN}/\ell$, $N_{te} = 12,1 \text{ mgN}/\ell$, $X_v = 1963 \text{ mgSVS}/\ell$ e $b_{nT} = 0,04 \cdot (1,029)^{T-20}$ e Tabela 4.4, ou seja, $r_N = 15,3 \text{ mgN}/\ell/\text{h}$.

Sendo:

$$N_c = N_{ti} - N_{te} - N_s$$

Onde:
$$N_s = f_n \cdot X_v \cdot \frac{R_{11}}{R_s}$$

Substituindo os valores, temos:

$$N_s = 0,1 \cdot 1963 \cdot \frac{0,5}{6} \rightarrow N_s = 16,3 \text{ mgN/l}$$

Substituindo-se, agora, os valores encontrados nas equações (2.14) e (2.12a):

$$N_c = 95,0 - 12,1 - 16,3 \rightarrow N_c = 66,5 \text{ mgN/l} \quad e$$

$$\mu_{m\acute{a}x} = 15,3 \cdot 24 \cdot 0,5 \cdot \left(\frac{20,5+0,3}{20,5}\right) \left(\frac{1 + 0,05 \cdot 6}{6 \cdot 66,5}\right)$$

$$\mu_{m\acute{a}x} = 0,60 \text{ d}^{-1}$$

4.3 - DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE CINÉTICA DE DESNITRIFICAÇÃO, K_2 .

Para se calcular o valor da constante de desnitrificação é necessário que se conheça a composição do material orgânico afluyente.

Usando-se os dados experimentais da Tabela 4.1, os valores das frações do material orgânico solúvel não biodegradável no afluyente (f_{us}) e do material orgânico particulado não biodegradável no afluyente (f_{up}), podem ser calculados

com o auxílio das equações 4.2 e 2.23, respectivamente.

Assim, para o Experimento I:

$$f_{us} = \frac{S_{te}}{S_{ti}} \quad \text{eq. 4.2}$$

$$f_{us} = \frac{64}{600}$$

$$f_{us} = 0,11 \text{ mgDQO} \cdot \text{mgSVS}^{-1}$$

$$e, \frac{MXV}{MS_{ti}} = \frac{V_r X_v}{Q \cdot S_{ti}} = \frac{(1 - f_{us} - p \cdot f_{up})(1 + f \cdot b_h \cdot R_s) Y_h R_s}{(1 + b_h \cdot R_s)} + f_{up} \cdot R_s$$

Substituindo e tirando o valor de f_{up} , temos:

$$\frac{12.2033}{30.600} = \frac{(1 - 0,11 - 1,5 f_{up})(1 + 0,2 \cdot 0,24 \cdot 5) \cdot 0,45 \cdot 5}{(1 + 0,24 \cdot 5)} + f_{up} \cdot 5$$

$$f_{up} = 0,07 \text{ mgSVS} \cdot \text{mgDQO}^{-1}$$

O valor da concentração de lodo ativo é calculado com o auxílio da equação 2.22:

$$X_a = \frac{Y_h \cdot R_s \cdot S_{ti} (1 - f_{us} - p \cdot f_{up})}{[(1 + b_h \cdot R_s)] R_h}$$

$$X_a = \frac{0,45 \cdot 5 \cdot 600 (1 - 0,11 - 1,5 \cdot 0,07)}{[(1 + 0,24 \cdot 5) \cdot 0,4]}$$

$$X_a = 1204 \text{ mgSVS}/\ell$$

Tendo-se uma média de DQO afluyente de $S_{ti} = 600 \text{ mg}/\ell$, a concentração do material orgânico biodegradável presente no afluyente é dada por:

$$S_{bi} = (1 - f_{us} - p \cdot f_{up}) \cdot S_{ti} \quad \text{eq. 4.3}$$

$$S_{bi} = (1 - 0,11 - 1,5 \cdot 0,07) \cdot S_{ti} \rightarrow S_{bi} = 0,785 \cdot S_{ti}$$

$$\rightarrow S_{ti} = 0,785 \cdot 600 \rightarrow S_{bi} = 471 \text{ mgDQO}/\ell$$

Pelo exposto anteriormente, a concentração de material orgânico biodegradável é cerca de 78,5% da DQO total afluyente.

Assim, a constante cinética de desnitrificação é, agora, calculada diretamente da equação 2.25. Portanto:

$$\bar{r}_D = \frac{(1 - p \cdot Y_h) \cdot S_{bsi}}{2,86 \cdot R_h} + K_2 \cdot X_a \quad \text{eq. 2.25}$$

Onde:

$$S_{bsi} = f_{ca} \cdot S_{bi} \quad \text{eq. 2.24}$$

sendo $f_{ca} = 0,23$ (van Haandel e Catunda, 1983).

Substituindo, e tirando-se o valor de K_2 :

$$6,6 = \frac{(1 - 1,5 \cdot 0,45) \cdot 0,23 \cdot 471}{2,86 \cdot 9,6} + K_2 \cdot 1204$$

$$K_2 = 0,0044 \text{ mgN} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{h}^{-1} ,$$

ou,

$$K_2 = 0,10 \text{ mgN} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$$

Semelhantemente, com os dados da Tabela 4.3 (Experimento II), calcula-se o valor da constante cinética de desnitrificação para uma temperatura de 28°C , tendo-se o cuidado de corrigir o valor da constante $b_h(T)$ para a referida temperatura. Assim:

$$b_h(T) = 0,24 \cdot (1,037)^{T-20} \text{ d}^{-1} \quad (T \geq 20^\circ\text{C})$$

logo,

$$b_h(28) = 0,24 \cdot (1,037)^{28-20}$$

$$\rightarrow b_h(28) = 0,32 \text{ d}^{-1}$$

Determinação dos outros parâmetros:

$$1. f_{us} = \frac{S_{te}}{S_{ti}}$$

$$f_{us} = \frac{82}{814} \rightarrow f_{us} = 0,10 \text{ mgDQO} \cdot \text{mgSVS}^{-1}$$

$$2. \frac{V \cdot X_v}{Q \cdot S_{ti}} = \frac{(1-f_{us}-p \cdot f_{up}) (1+f \cdot b_h \cdot R_s) \cdot Y_h \cdot R_s}{(1+b_h \cdot R_s)} + f_{up} \cdot R_s$$

$$\frac{12 \cdot 1963}{24 \cdot 814} = \frac{(1-0,10-1,5 \cdot f_{up}) (1+0,2 \cdot 0,32 \cdot 6) \cdot 0,45 \cdot 6}{(1+0,32 \cdot 6)} +$$

$$+ f_{up} \cdot 6 \rightarrow f_{up} = 0,01 \text{ mgSVS} \cdot \text{mgDQO}^{-1}$$

$$3. X_a = \frac{Y_h \cdot R_s \cdot S_{ti} (1 - f_{us} - p \cdot f_{up})}{[(1 + b_h \cdot R_s) \cdot R_h]}$$

$$X_a = \frac{0,45 \cdot 6 \cdot 814 (1 - 0,10 - 1,5 \cdot 0,01)}{[(1 + 0,32 \cdot 6) \cdot 0,5]}$$

$$X_a = 1332 \text{ mgSVS}/\ell$$

$$4. S_{bi} = (1 - f_{us} - p \cdot f_{up}) \cdot S_{ti}$$

$$S_{bi} = (1 - 0,10 - 1,5 \cdot 0,01) \cdot S_{ti} \rightarrow S_{bi} = 0,885 \cdot S_{ti}$$

$$\rightarrow S_{bi} = 0,885 \cdot 814 \rightarrow S_{bi} = 720 \text{ mgDQO}/\ell$$

Portanto, o valor da constante cinética de desnitrificação a 28°C, será:

$$5. \bar{r}_D = \frac{(1 - p \cdot Y_h) \cdot f_{ca} \cdot S_{bi}}{2,86 \cdot R_h} + K_2 \cdot X_a$$

$$7,8 = \frac{(1 - 1,5 \cdot 0,45) \cdot 0,23 \cdot 720}{2,86 \cdot 12} + K_2 \cdot 1332$$

$$K_2 = 0,0047 \text{ mgN} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$$

$$\text{ou ainda, } K_2 = 0,11 \text{ mgN} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$$

4.4 - CORREÇÕES DA TEMPERATURA POR MEIO DE UMA EQUAÇÃO DO TIPO VAN'T HOFF-ARRHENIUS.

4.4.1 - Para a Taxa Específica de Crescimento Máximo de Nitrosomonas, $\mu_{m\grave{a}x}$.

Com os dados obtidos, temos:

$$\mu_{m\grave{a}x}(28) = 0,60d^{-1} \quad \text{e} \quad \mu_{m\grave{a}x}(20) = 0,48d^{-1}$$

$$\mu_{m\grave{a}x}(T) = \mu_{m\grave{a}x}(20) \cdot \theta^{T-20} \quad (\text{equação geral})$$

Substituindo:

$$\mu_{m\grave{a}x}(28) = \mu_{m\grave{a}x}(20) \cdot \theta^{28-20} \quad \text{ou,}$$

$$0,60 = 0,48 \cdot \theta^8$$

e, portanto,

$$\theta = 1,028$$

Portanto, a equação do tipo Van't Hoff-Arrhenius será dada por:

$$\mu_{m\grave{a}x}(T) = 0,48 \cdot (1,028)^{T-20} \quad \text{para } 20^{\circ}\text{C} \leq T \leq 28^{\circ}\text{C}$$

4.4.2 - Para a Constante Cinética de Desnitrificação, K_2 .

Semelhantemente:

$$K_2(28) = 0,11 \text{ mgN.mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \quad \text{e,}$$

$$K_2(20) = 0,10 \text{ mgN.mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \quad \text{logo,}$$

$$K_2(28) = K_2(20) \cdot \theta^{28-20} \quad \text{ou,}$$

$$0,11 = 0,10 \theta^8$$

e, portanto:

$$\theta = 1,012$$

Assim, a equação do tipo Van't Hoff-Arrhenius será dada por:

$$K_2(T) = 0,10 \cdot (1,012)^{T-20} \quad \text{para } 20^\circ\text{C} \leq T \leq 28^\circ\text{C}$$

4.5 - BALANÇO DE MASSA DO NITRATO

Um método de verificação da segurança dos dados experimentais é feito por intermédio de um balanço de massa do nitrato. Esse é realizado da seguinte maneira: a produção de nitrato (diferença entre as concentrações de amônia nitrificada e nitrato desnitrificado) é calculada, determinando-se a concentração teórica de nitrato no efluente. Esse valor é comparado com o obtido experimentalmente.

A concentração média teórica de nitrato no efluente é calculada como a seguir:

$$N_{nt} = (MN_n - MN_D)/Q \quad \text{eq. 4.4}$$

ou ainda,

$$N_{nt} = V(\bar{r}_N \cdot T_{ae} - \bar{r}_D \cdot T_{an})/Q \quad \text{eq. 4.5}$$

Onde:

N_{nt} = concentração média teórica de nitrato no efluente (mgN/l);

MN_n = massa diária de TKN nitrificada (mgN/d);

MN_D = massa diária de nitrato desnitrificado (mgN/d);

\bar{r}_N = taxa média de nitrificação durante os períodos aeróbicos (mgN.l⁻¹.h⁻¹);

\bar{r}_D = taxa média de desnitrificação durante os períodos anóxicos (mgN.l⁻¹.h⁻¹);

T_{ae} = número de horas de ambiente aeróbio por dia (h/d);

T_{an} = número de horas de ambiente anóxico por dia (h/d);

V = volume do reator (l);

Q = vazão média afluyente (l/d).

Durante o Experimento I, três horas de aeração foram alternados com três horas de não aeração, ou seja, durante o período de um dia, o reator funcionou 12 horas num ambiente aeróbio e 12 horas num ambiente anóxico. Sendo que, a cada início de períodos anóxicos foram adicionados 15,0 mg NO₃ - N. As taxas médias de nitrificação e desnitrificação foram de 3,7 e 6,7 mgN.l⁻¹.h⁻¹, respectivamente.

Assim:

$$V \cdot n \cdot C_{(af)} + V \cdot \bar{r}_N \cdot T_{ae(nit)} - V \cdot \bar{r}_D \cdot T_{an(desnit)} = Q \cdot N_{nt(ef)}$$

Onde:

n = número de vezes de nitrato adicionado por dia;

$$n = 4$$

C = concentração de nitrato adicionado por dia (mgN/ℓ)

$$C = 15,0 \text{ mgN}/\ell$$

Portanto,

$$(12\ell) \cdot (4) \left(\frac{15 \text{ mg} \cdot \text{N}}{\ell \cdot \text{d}} \right) + (12\ell) \cdot \left(3,7 \frac{\text{mgN}}{\ell \cdot \text{h}} \right) \left(\frac{12\text{h}}{\text{d}} \right) - (12\ell) \cdot$$

$$\left(6,7 \frac{\text{mg} \cdot \text{N}}{\ell \cdot \text{h}} \right) \cdot \left(\frac{12\text{h}}{\text{d}} \right) = Q \cdot N_{nt}$$

$$720 \text{ mg} \frac{\text{N}}{\text{d}} + 532,8 \text{ mg} \frac{\text{N}}{\text{d}} - 964,8 \text{ mg} \frac{\text{N}}{\text{d}} = 30 \frac{\ell}{\text{d}} \cdot N_{nt}$$

$$N_{nt} = 9,6 \text{ mgN}/\ell$$

A concentração média de nitrato no efluente encontra da experimentalmente é dada na Tabela 4.1, ou melhor:

$$N_{nex} = 8,4 \text{ mgN}/\ell$$

Isto mostra claramente que existe uma boa aproximação entre a concentração média teórica de nitrato no efluente ,

calculada com o auxílio das taxas de nitrificação e desnitrificação ($N_{nt} = 9,6\text{mgN}/\ell$), e o valor observado experimentalmente ($N_{nex} = 8,4\text{mgN}/\ell$). Portanto, há uma forte indicação que os procedimentos analíticos durante o Experimento I, foram corretos e dão um alto grau de credibilidade aos dados.

Durante o Experimento II, cinco horas de não aeração foram alternadas por sete horas de aeração, ou melhor, durante o período de um dia o reator funcionou num ambiente anóxico por 10 horas e 14 horas num ambiente aeróbio. Logo, a concentração média teórica de nitrato no efluente pode ser calculada da seguinte maneira:

$$V \cdot \bar{r}_N \cdot T_{ae} + Q \cdot N_{ex}(af) - V \cdot \bar{r}_D \cdot T_{an} = Q \cdot N_{nt}(ef)$$

eq. 4.8

Onde:

\bar{r}_N = média aritmética das taxas de nitrificação (Tabela 4.4),
 $\bar{r}_N = 9,3\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$

\bar{r}_D = média aritmética das taxas de desnitrificação (Tabela 4.4), $\bar{r}_D = 7,5\text{mgN} \cdot \ell^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$

$N_{ex}(af)$ = concentração de nitrato no afluente (Tabela 4.3),
 $N_{ex}(af) = 0,2\text{mgN}/\ell$

Q = vazão média afluente (Tabela 3.1, $Q = 24\ell/\text{d}$)

V = volume do sistema (Tabela 3.1, $V = 12\ell$).

Substituindo os valores, temos: ,

$$(12\ell) \cdot (9,3 \text{ mg} \frac{\text{N}}{\ell \cdot \text{h}}) \cdot (14 \frac{\text{h}}{\text{d}}) + (24 \frac{\ell}{\text{d}}) (0,2 \text{ mg} \frac{\text{N}}{\ell}) - (12\ell) (7,5 \text{ mg} \frac{\text{N}}{\ell \cdot \text{h}}) \cdot$$

$$\cdot 10 (\frac{\text{h}}{\text{d}}) = Q \cdot N_{\text{nt}(\text{ef})}$$

$$1562 \text{ mg} \frac{\text{N}}{\text{d}} + 4,8 \text{ mg} \frac{\text{N}}{\text{d}} - 900 \text{ mg} \frac{\text{N}}{\text{d}} = Q \cdot N_{\text{nt}(\text{ef})}$$

$$667 \text{ mg} \frac{\text{N}}{\text{d}} = (24 \frac{\ell}{\text{d}}) \cdot N_{\text{nt}(\text{ef})} \rightarrow N_{\text{nt}(\text{ef})} = 28,0 \text{ mgN}/\ell$$

A diferença entre o valor da concentração de nitrato no efluente calculada teoricamente $N_{\text{nt}(\text{ef})} = 28,0 \text{ mgN}/\ell$, e o valor encontrado experimentalmente ($N_{\text{ex}} = 36,0 \text{ mgN}/\ell$), é relativamente grande. Esta discrepância deve ter sido causada por um erro na determinação da concentração de nitrato no efluente: a concentração de nitrato no efluente além de ser medida diretamente também pode ser estimada, tomando-se a média dos valores da concentração de nitrato no reator nos diferentes momentos de amostragem. Essa média (Tabela 4.3) é de $28,4 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$, perto do valor teórico de $28,0 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}$ mas distante do valor experimental encontrado ($36 \text{ mg} \cdot \ell^{-1}$).

4.6 - INFLUÊNCIA DA DURAÇÃO DOS PERÍODOS AERÓBICOS E ANÓXICOS SOBRE AS TAXAS DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO.

Os dados experimentais obtidos permitem avaliar a influência da duração dos períodos aeróbicos e anóxicos sobre a cinética de nitrificação e desnitrificação. Na Tabela 4.4

observa-se que os valores medidos da taxa de desnitrifica
ção, durante os períodos anóxicos, se mantêm essencialmente
constante nas primeiras quatro horas, diminuindo na quinta
hora devido a concentração muito baixa de nitrato. Desse modo,
pode-se afirmar que períodos de até 5 horas num ambiente
anóxico não provocam no lodo modificações que resultam
em variações das constantes cinéticas ou do mecanismo de
desnitrificação.

Por outro lado, quando iniciam os períodos aeróbicos,
o valor da taxa de nitrificação atinge logo seu valor máximo.
Isto indica que as bactérias nitrificantes (que são aer
róbicas obrigatórias) suportam os períodos anóxicos de 5 horas
sem prejuízo de sua atividade.

4.7 - TABELAS

TABELA 4.1. - Valores médios das variáveis que compõem o Experimento I e cuja condição operacional era a seguinte: $T = 20^{\circ}\text{C}$, $R_s = 5\text{d}$, $S_{ti} = 600\text{mgDQO}/\ell$, $Q = 30\ell/\text{d}$ e $V = 12\ell$.

AMOSTRA	TEMPO (hora)	NO_3^- ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$)	NH_3 ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$)	TKN ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$)	DQO ($\text{mgDQO} \cdot \ell^{-1}$)	SVS ($\text{mgSVS} \cdot \ell^{-1}$)	ALC ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \ell^{-1}$)	TCO ($\text{mgO}_2/\ell/\text{h}$)	pH	
PERÍODO AERÓBICO	01*	12:00	2,1	25,0	29,0	61	2079	246	50,2	7,3
	02	13:00	6,1	23,0				220	49,3	7,2
	03	14:00	8,2	20,5				191	47,1	7,2
	04**	15:00	$\frac{11,5}{26,5}^{\S}$	18,0	20,0	69	2007	167	51,1	7,1
PERÍODO ANÓXICO	05	16:00	21,9	21,0				189		7,2
	06	17:00	10,1	25,0				218		7,2
	07*	18:00	3,2	27,0	29,0	73	2028	240		7,3
PERÍODO AERÓBICO	08	19:00	6,9	25,0				220	42,0	7,2
	09	20:00	8,8	23,5				200	45,5	7,1
	10**	21:00	$\frac{11,6}{26,6}$	21,0	26,0	57	2033	169	41,3	7,1

(§) Adicionou-se $15\text{mgNO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \ell^{-1}$.

continuação da TABELA 4.1.

AMOSTRA	TEMPO (hora)	NO ₃ ⁻ (mgN.ℓ ⁻¹)	NH ₃ (mgN.ℓ ⁻¹)	TKN (mgN.ℓ ⁻¹)	DQO (mgDQO.ℓ ⁻¹)	SVS (mgSVS.ℓ ⁻¹)	ALC (mgCaCO ₃ .ℓ ⁻¹)	TCO (mgO ₂ /ℓ/h)	pH
PERÍODO ANÓXICO									
11	22:00	18,2	24,5				198		7,2
12	23:00	8,5	26,0				224		7,2
13*	24:00	2,3	28,0	32,0	65	2060	246		7,3
PERÍODO AERÓBICO									
14	01:00	5,3	27,0				224	57,3	7,2
15	02:00	6,6	25,0				200	59,5	7,1
16**	03:00	10,5 25,5	23,0	25,5	62	2016	187	55,0	7,1
PERÍODO ANÓXICO									
17	04:00	15,8	25,0				209		7,1
18	05:00	7,3	27,0				235		7,2
19*	06:00	1,2	29,5	35,0	62	2077	249		7,3
PERÍODO AERÓBICO									
20	07:00	3,8	27,0				222	49,1	7,2
21	08:00	7,6	24,5				202	50,6	7,0
22	09:00	10,5 25,5	21,5	25,0	62	2057	172	52,8	7,2

continuação da TABELA 4.1.

AMOSTRA	TEMPO (hora)	NO ₃ ⁻ (mgN.ℓ ⁻¹)	NH ₃ (mgN.ℓ ⁻¹)	TKN (mgN.ℓ ⁻¹)	DOO (mgDOO.ℓ ⁻¹)	SVS (mgSVS.ℓ ⁻¹)	ALC (mgCaCO ₃ .ℓ ⁻¹)	TCO (mgO ₂ /ℓ/h)	pH
PERÍODO ANÓXICO									
23	10:00	19,3	24,0				196	7,2	
24	11:00	11,6	27,0				220	7,3	
25*	12:00	4,0	28,0	35,0	69	2116	235	7,3	
PERÍODO AERÓBICO									
26	13:00	7,1	25,5				211	49,0	7,2
27	14:00	9,6	22,0				187	40,1	7,2
28**	15:00	13,9 28,9	18,5	21,0	62	2026	161	52,5	7,1
PERÍODO ANÓXICO									
29	16:00	20,2	20,0				187	7,2	
30	17:00	7,7	22,5				211	7,3	
31*	18:00	1,5	25,0	29,0	62	1981	240	7,4	
PERÍODO AERÓBICO									
32	19:00	3,9	23,5				220	54,0	7,2
33	20:00	7,4	20,0				194	48,0	7,2
34**	21:00	10,9 25,9	17,5	20,0	47	1967	163	51,0	7,1

continuação da TABELA 4.1.

AMOSTRA	TEMPO (hora)	NO ₃ (mgN.l ⁻¹)	NH ₃ (mgN.l ⁻¹)	TKN (mgN.l ⁻¹)	DQO (mgDQO.l ⁻¹)	SVS (mgSVS.l ⁻¹)	ALC (mgCaCO ₃ .l ⁻¹)	TCO (mgO ₂ /l/h)	pH
PERÍODO ANÓXICO	35	22:00	20,2	20,0			194		7,2
	36	23:00	6,2	22,5			216		7,3
	37*	24:00	0,9	26,0	31,0	62	2014	238	7,3
PERÍODO AERÓBICO	38	01:00	3,4	25,0			227	53,0	7,3
	39	02:00	7,1	23,0			196	48,0	7,2
	40**	03:00	10,1 25,1	21,0	25,0	54	2012	167	48,0
PERÍODO ANÓXICO	41	04:00	7,8	23,0			198		7,1
	42	05:00	5,0	26,0			222		7,2
	43	06:00	0,2	29,0	35,0	84	2018	246	7,3
					$\overline{DQO} = 64$	$\overline{SVS} = 2033$			
afluente	(-)	0,0	42,0	48,0	600	-	244	-	7,4
efluente	(+)	8,4	24,0	33,0	64	-	198	-	7,4
(*) = início de um período de aeração. (**) = fim de um período de aeração. (***) = média do efluente.									

TABELA 4.2. - Valores das taxas de variação da concentração de nitrato devido a reação, para o Experimento I, durante períodos aeróbicos e anóxicos, respectivamente [$(NO_3^-)_i = 0,00$ mgN/l, $R_h = 9,6$ h e $\tau = -0,10$]

INTERVALO (AMOSTRAS)	N_{n1} (mgN. ℓ^{-1})	N_{n2} (mgN. ℓ^{-1})	r_N (mgN/l/h)	r_D (mgN/l/h)
01 - 02	2,1	6,1	4,4	AERÓBICO
02 - 03	6,1	8,2	2,8	
03 - 04	8,2	11,5	4,3	
04 - 05	26,5	21,9	ANÓXICO	2,0
05 - 06	21,9	10,1		10,1
06 - 07	10,1	3,2		6,1
07 - 08	3,2	6,9	4,2	AERÓBICO
08 - 09	6,9	8,8	2,7	
09 - 10	8,8	11,6	3,8	
10 - 11	26,6	18,2	ANÓXICO	6,0
11 - 12	18,2	8,5		8,2
12 - 13	8,5	2,3		5,6
13 - 14	2,3	5,3	3,4	AERÓBICO
14 - 15	5,3	6,6	1,9	
15 - 16	6,6	10,5	4,7	
16 - 17	25,5	15,8	ANÓXICO	7,4
17 - 18	15,8	7,3		7,2
18 - 19	7,3	1,2		5,6
19 - 20	1,2	3,8	2,8	

continuação da TABELA 4.2.

INTERVALO (AMOSTRAS)	N_{n1} (mgN. ℓ^{-1})	N_{n2} (mgN. ℓ^{-1})	r_N (mgN/ ℓ /h)	r_D (mgN/ ℓ /h)
20 - 21	3,8	7,6	4,3	AERÓBICO
21 - 22	7,6	10,5	3,8	AERÓBICO
22 - 23	25,5	19,3	ANÓXICO	3,8
23 - 24	19,3	11,6	ANÓXICO	6,0
24 - 25	11,6	4,0	ANÓXICO	6,7
25 - 26	4,0	7,1	3,6	AERÓBICO
26 - 27	7,1	9,6	3,3	AERÓBICO
27 - 28	9,6	13,9	5,5	AERÓBICO
28 - 29	28,9	20,2	ANÓXICO	6,0
29 - 30	20,2	7,7	ANÓXICO	10,9
30 - 31	7,7	1,5	ANÓXICO	5,7
31 - 32	1,5	3,9	2,7	AERÓBICO
32 - 33	3,9	7,4	4,0	AERÓBICO
33 - 34	7,4	10,9	4,4	AERÓBICO
34 - 35	25,9	20,2		3,2
35 - 36	20,2	6,2	ANÓXICO	12,5
36 - 37	6,2	0,9	ANÓXICO	4,9
37 - 38	0,9	3,4	2,7	AERÓBICO
38 - 39	3,4	7,1	4,2	AERÓBICO
39 - 40	7,1	10,1	3,9	AERÓBICO
40 - 41	25,1	7,8	ANÓXICO	15,4
41 - 42	7,8	5,0	ANÓXICO	2,1
42 - 43	5,0	0,2	ANÓXICO	4,5

TABELA 4.3. - Valores médios das variáveis que compõem o Experimento II e cuja condição operacional era a seguinte: $T = 28^{\circ}\text{C}$, $R_s = 6\text{d}$, $S_{ti} = 814\text{mgDQO}/\ell$, $Q = 24\ell/\text{d}$ e $V = 12\ell$.

AMOSTRA	TEMPO (hora)	NO_3^- ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$)	NH_3 ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$)	TKN ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$)	DQO ($\text{mgDQO} \cdot \ell^{-1}$)	SVS ($\text{mgSVS} \cdot \ell^{-1}$)	ALC ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \ell^{-1}$)
01**	8:00	47,5	< 0,5	3,2	78	1910	30
02	9:00	36,0	6,3				93
03	10:00	25,8	12,0				149
04	11:00	16,2	17,4				202
05	12:00	7,4	21,6	30	82	2010	251
06*	13:00	< 0,5	26,0				287
07	14:00	15,2	14,9				194
08	15:00	28,5	5,2				110
09	16:00	36,0	<0,5				68
10	17:00	40,0	<0,5				50
11	18:00	42,5	<0,5				43
12	19:00	45,0	<0,5				34

continuação da TABELA 4.3.

AMOSTRA	TEMPO (hora)	NO ₃ ⁻ (mgN.l ⁻¹)	NH ₃ (mgN.l ⁻¹)	TKN (mgN.l ⁻¹)	DQO (mgDQO.l ⁻¹)	SVS (mgSVS.l ⁻¹)	ALC (mgCaCO ₃ .l ⁻¹)
PERÍODO AERÓBICO 13**	20:00	47,0	< 0,5	3,4	82	1970	26
AFLUENTE	(-)	0,2	75,0	95,0	814	-	450
EFLUENTE	(+)	36,0	9,6	12,2	82	-	90
(*) = Início de um período de aeração. (**) = Fim de um período de aeração. (+) = Efluente coletado durante 12 horas.							

TABELA 4.4. - Valores das taxas de variação da concentração de nitrato devido a reação, para o Experimento II, durante os períodos aeróbicos e anóxicos, respectivamente $[(NO_3^-)_i = 0,2 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1} ; R_h = 12h \text{ e } \tau = -0,0833]$.

INTERVALO (AMOSTRAS)	N_{n1} ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$)	N_{n2} ($\text{mgN} \cdot \ell^{-1}$)	r_N ($\text{mgN}/\ell/h$)	r_D ($\text{mgN}/\ell/h$)
01 - 02	47,5	36,0		8,0
02 - 03	36,0	25,8	ANÓXICO	7,6
03 - 04	25,8	16,2		7,9
04 - 05	16,2	7,4		7,8
05 - 06	7,4	< 0,5		6,4
06 - 07	< 0,5	15,2		15,3
07 - 08	15,2	28,5	15,1	AERÓBICO
08 - 09	28,5	36,0	10,2	
09 - 10	36,0	40,0	7,1	
10 - 11	40,0	42,5	5,9	
11 - 12	42,5	45,0	6,1	
12 - 13	45,0	47,0	5,3	

4.8 - FIGURAS

NITRATO

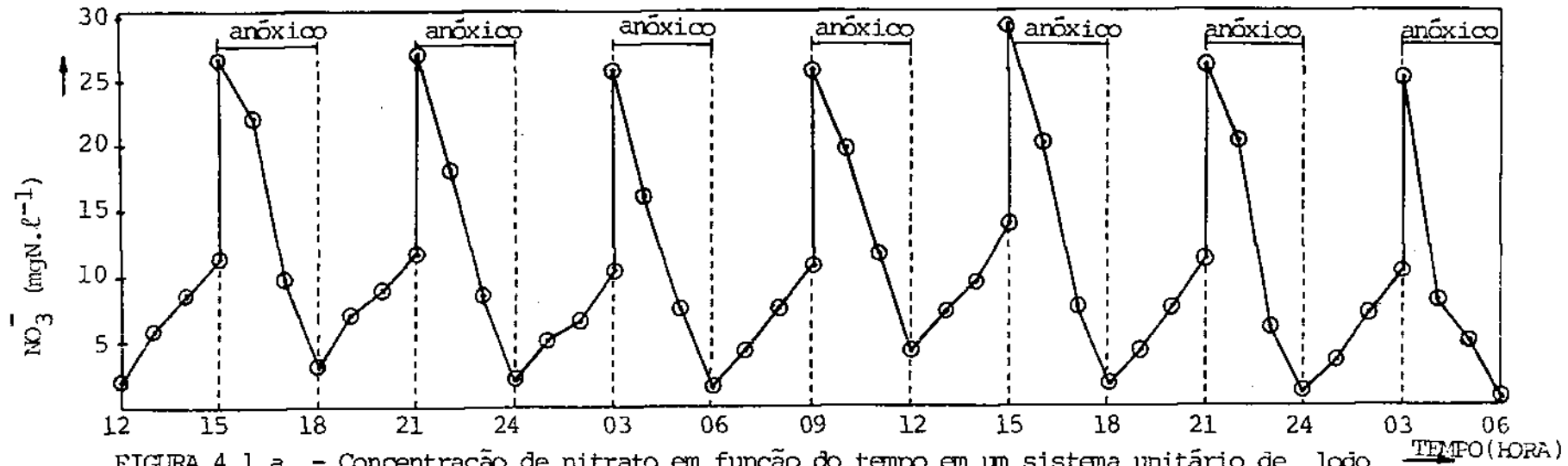


FIGURA 4.1.a. - Concentração de nitrato em função do tempo em um sistema unitário de lodo ativado anóxico/aeróbico sob condições de carga orgânica e hidráulica constantes (Experimento I).

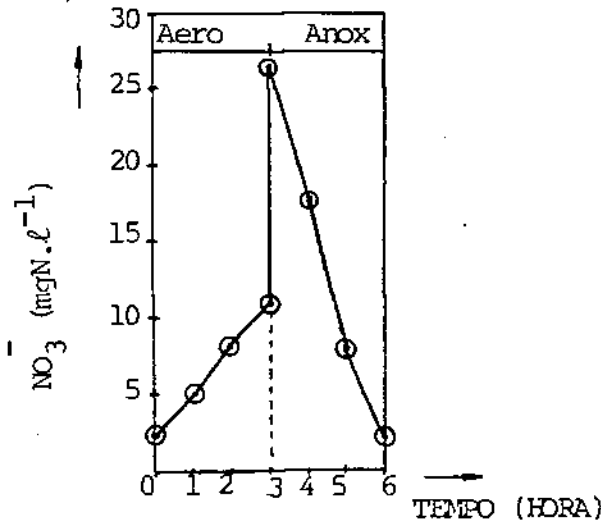


Figura 4.1.b. - Média das Concentrações

AMÔNIA

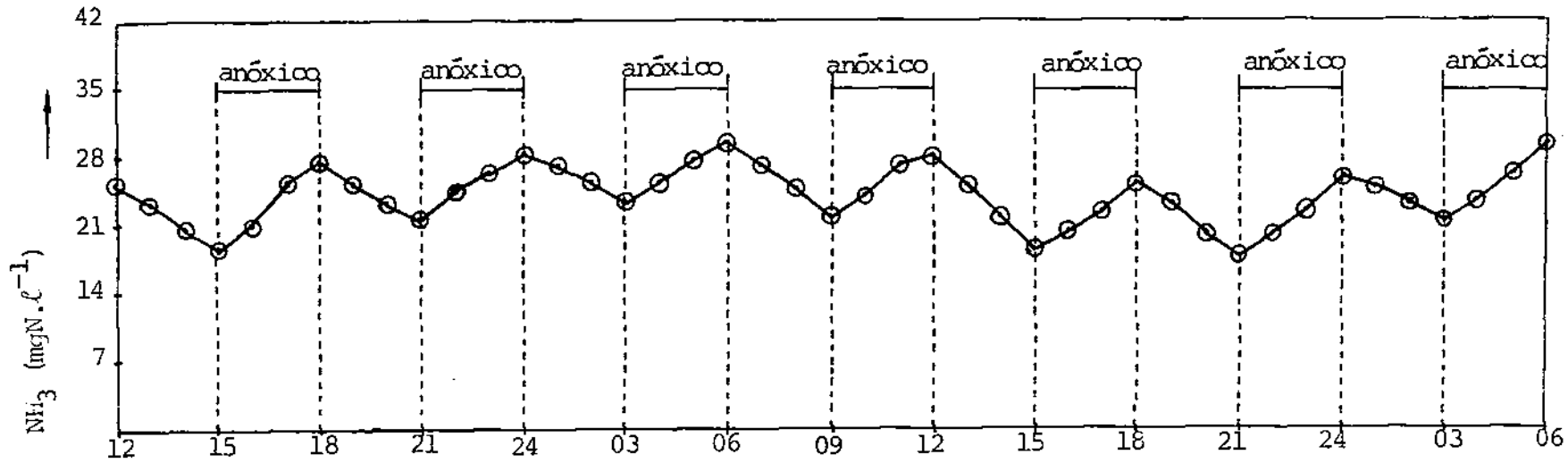


Figura 4.2.a. - Concentração de amônia em função do tempo em um sistema unitário de lodo ativado anóxico/aeróbico operado sob condições de carga orgânica e h_t constantes (Experimento I)

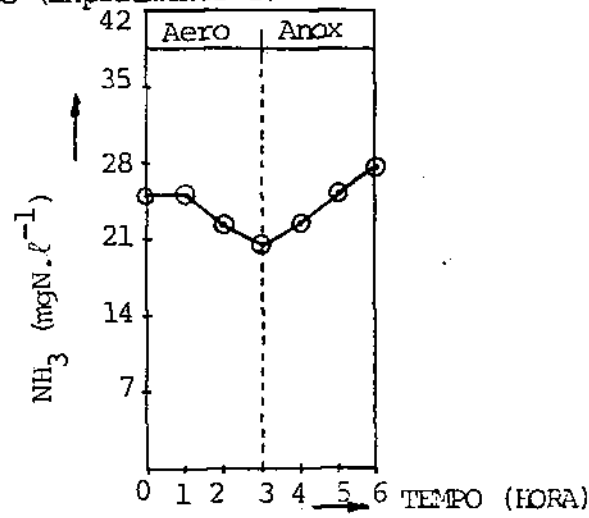


Figura 4.2.b. - Média das Concentrações

TKN E NITROGÊNIO ORGÂNICO

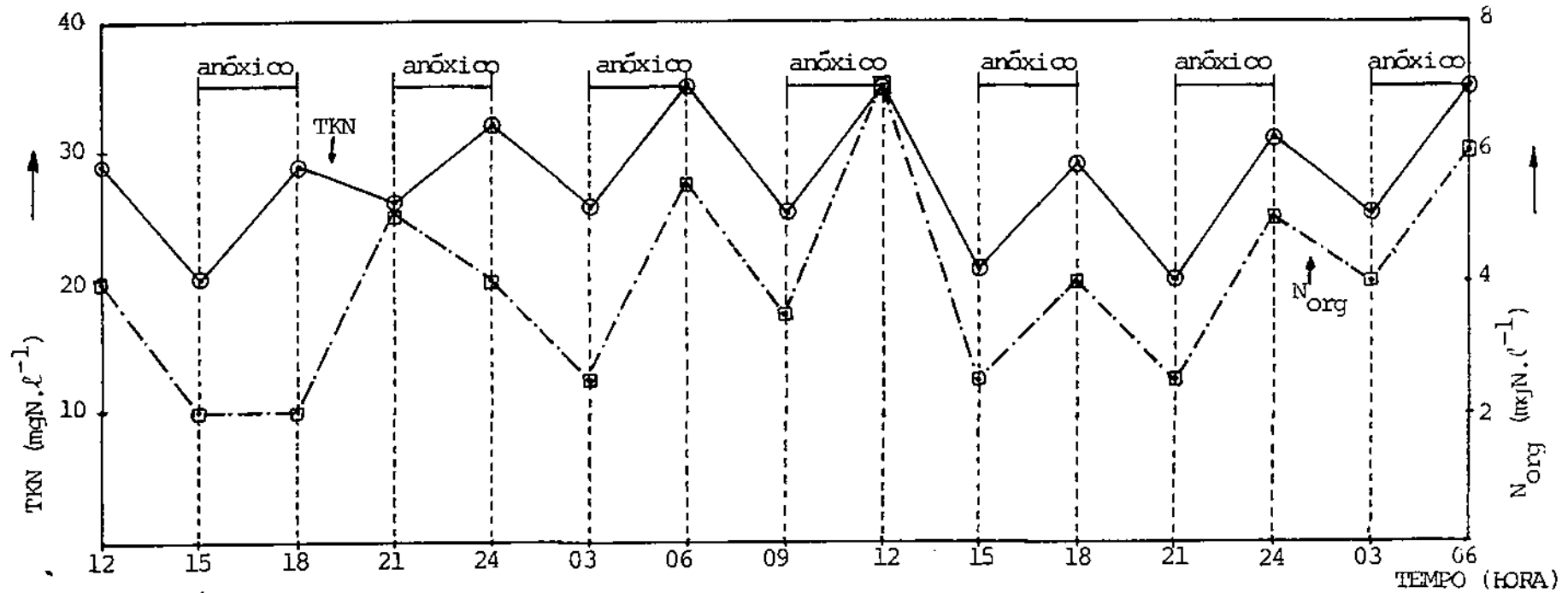


Figura 4.3. - Concentrações do TKN e do nitrogênio orgânico em função do tempo em um sistema unitário de lodo ativado anóxico/aeróbico operado sob condições de carga orgânica e hidráulica constantes (Experimento I).

- Concentração do TKN
- Concentração do nitrogênio orgânico.

ALCALINIDADE

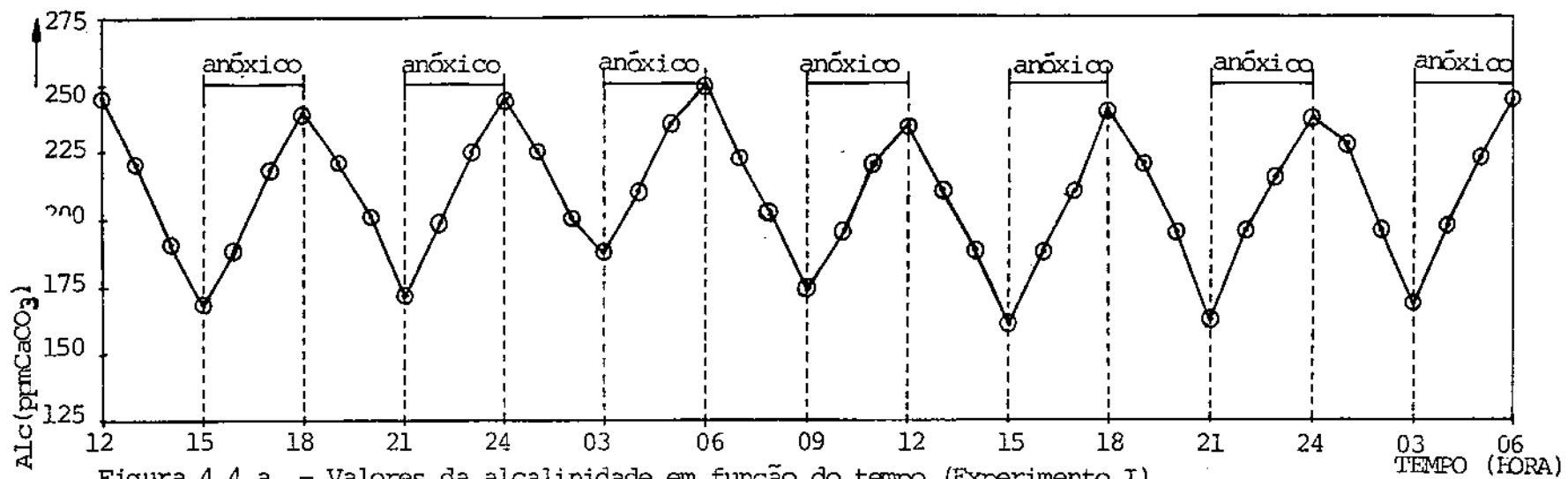


Figura 4.4.a. - Valores da alcalinidade em função do tempo (Experimento I).

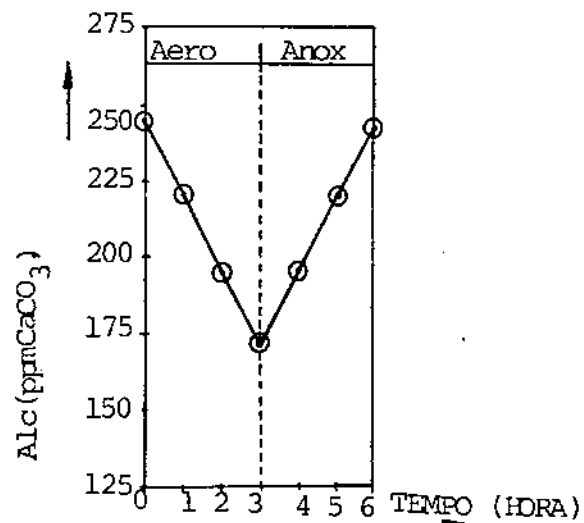


Figura 4.4.b. - Média das Concentrações

MATERIAL ORGÂNICO

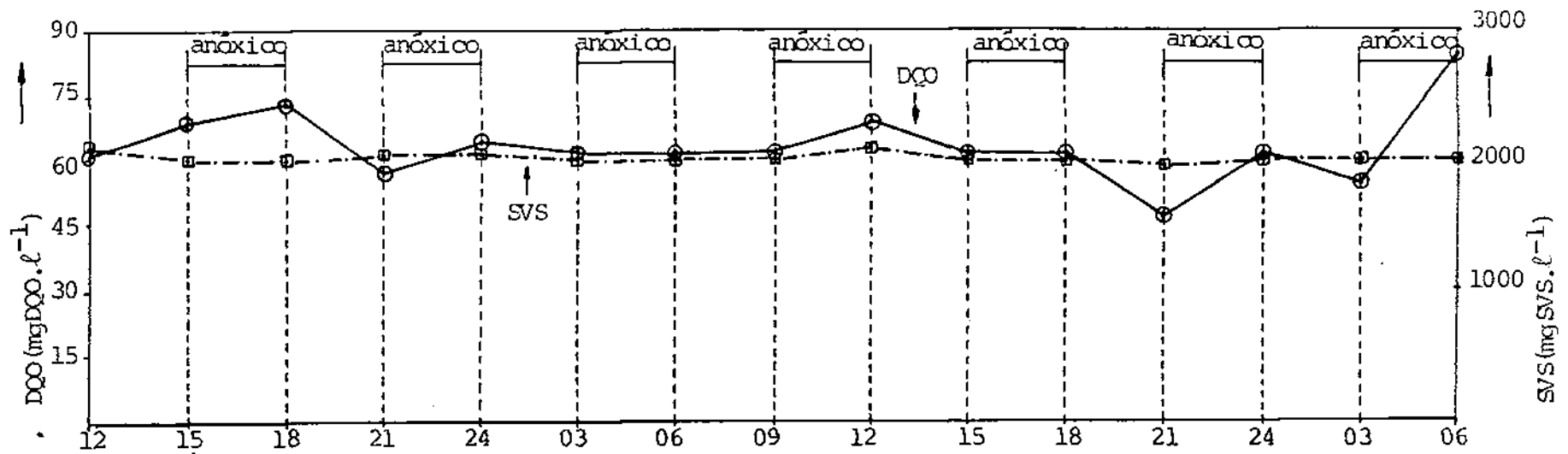
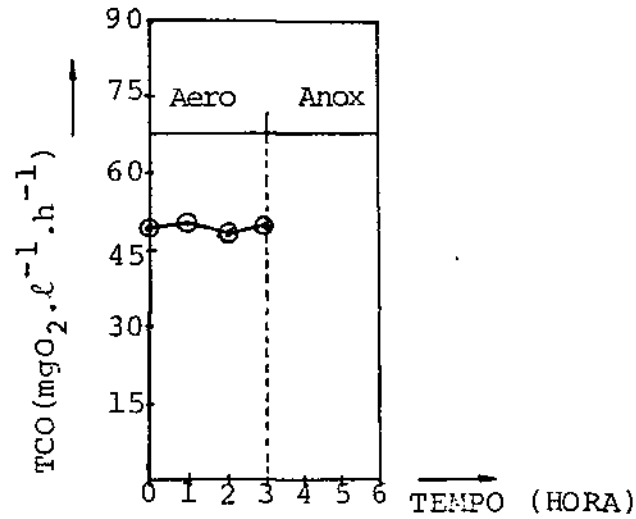
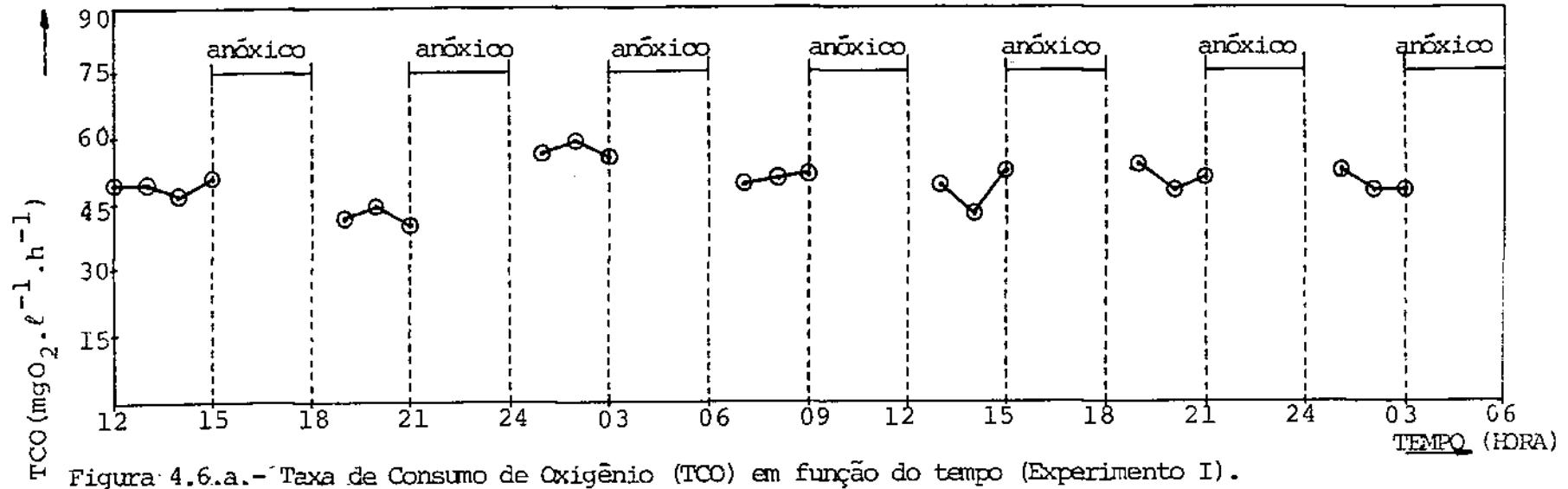


Figura 4.5. - Concentrações do material orgânico (DCO e SVS) em função do tempo (Experimento I).

- Concentração da DCO
- Concentração de sólidos voláteis em suspensão.

TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO (TCO)



TAXAS DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO

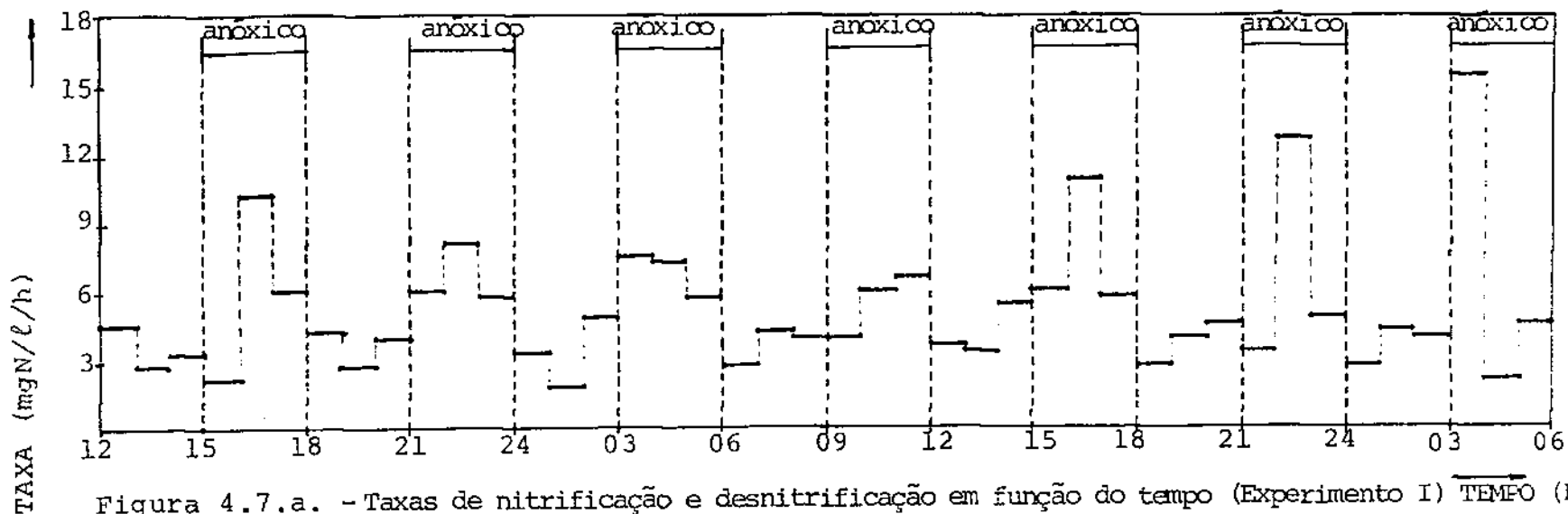


Figura 4.7.a. - Taxas de nitrificação e desnitrificação em função do tempo (Experimento I) TEMPO (HORA)

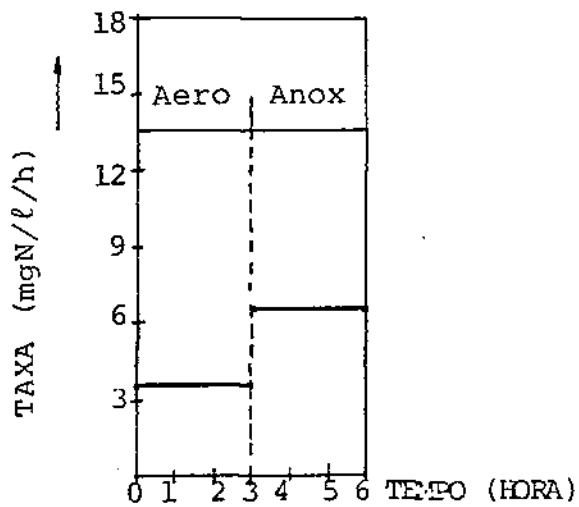


Figura 4.7.b. - Média das Taxas

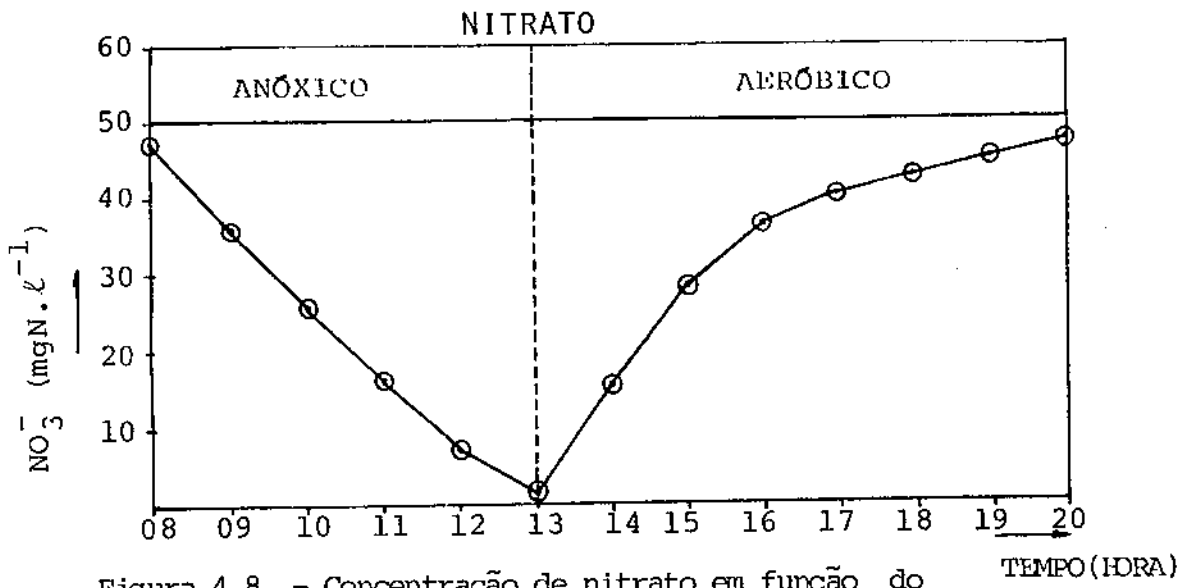


Figura 4.8. - Concentração de nitrato em função do tempo (Experimento II).

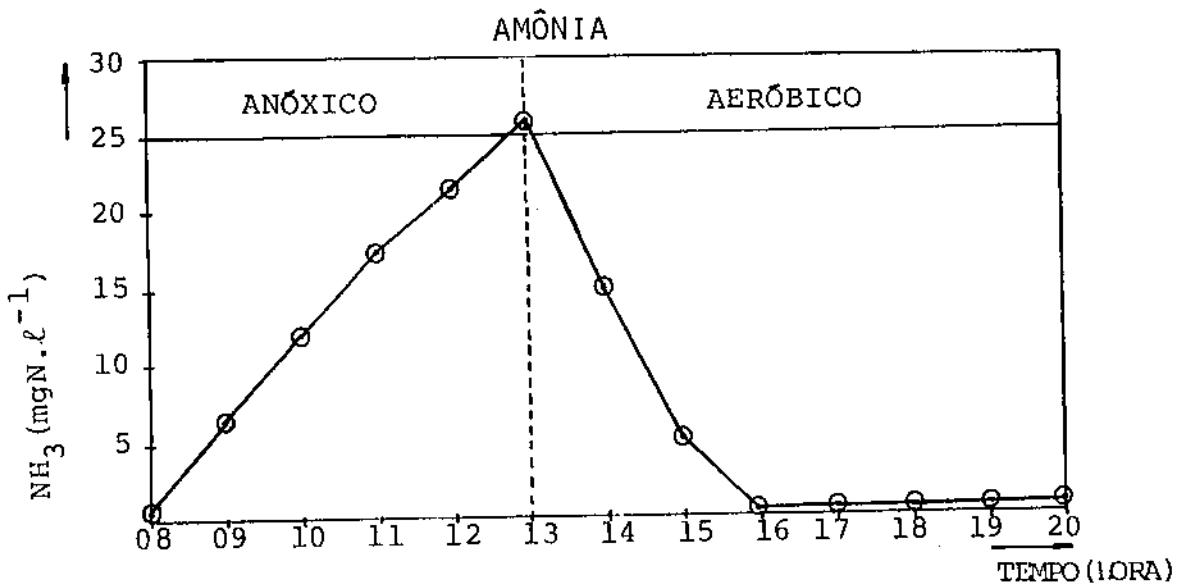


Figura 4.9. - Concentração de amônia em função do tempo (Experimento II).

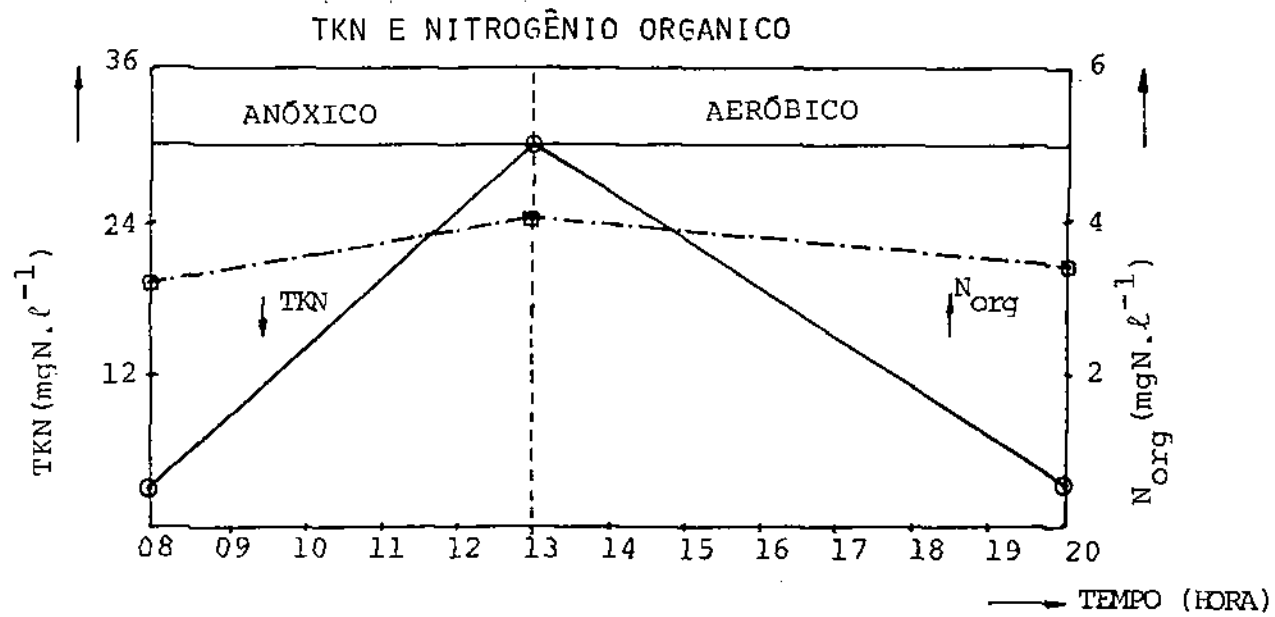


Figura 4.10. - Concentrações do TKN e do N_{org} em função do tempo (Experimento II).

- ⊙ Concentração do TKN
- ⊠ Concentração do N_{org}

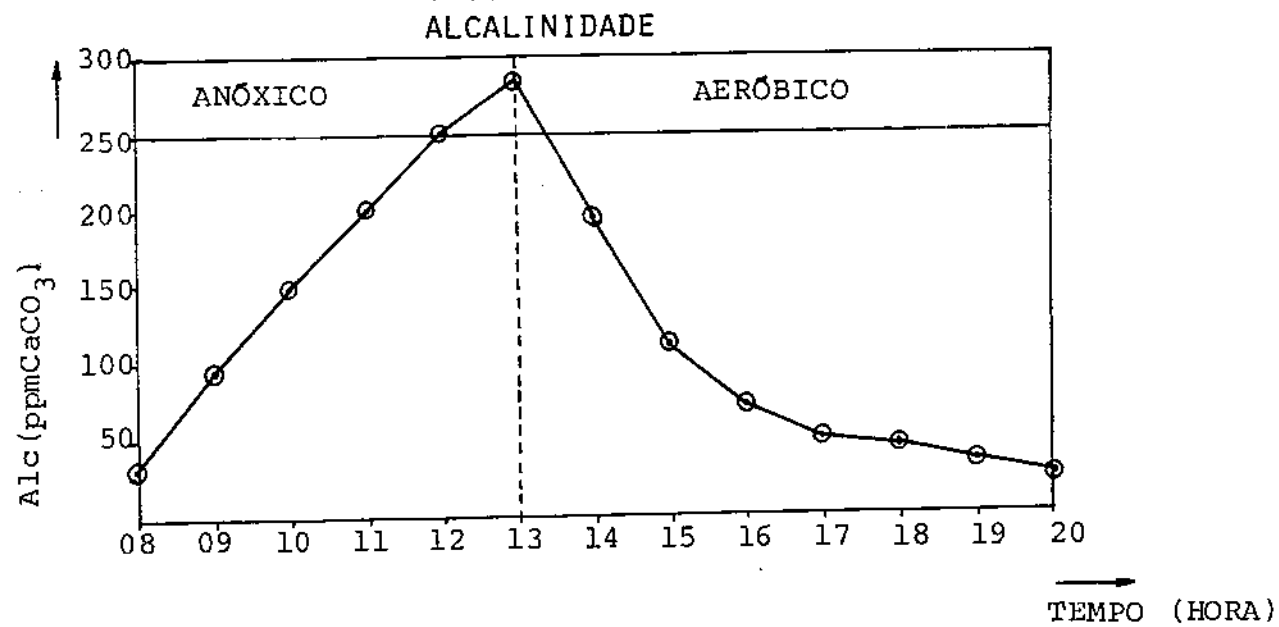


Figura 4.11. - Valores da alcalinidade em função do tempo (Experimento II).

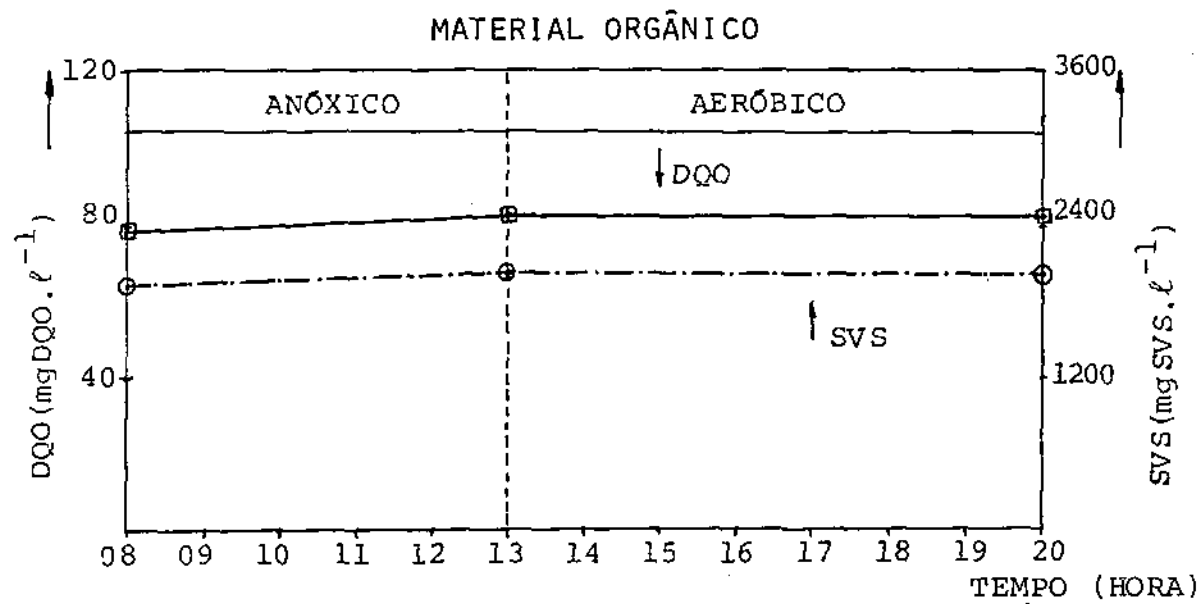


Figura 4.12. - Concentrações do material orgânico (DQO e SVS) em função do tempo (Experimento II).

- ▣ Concentração da DQO
- Concentração de sólidos voláteis em suspensão.

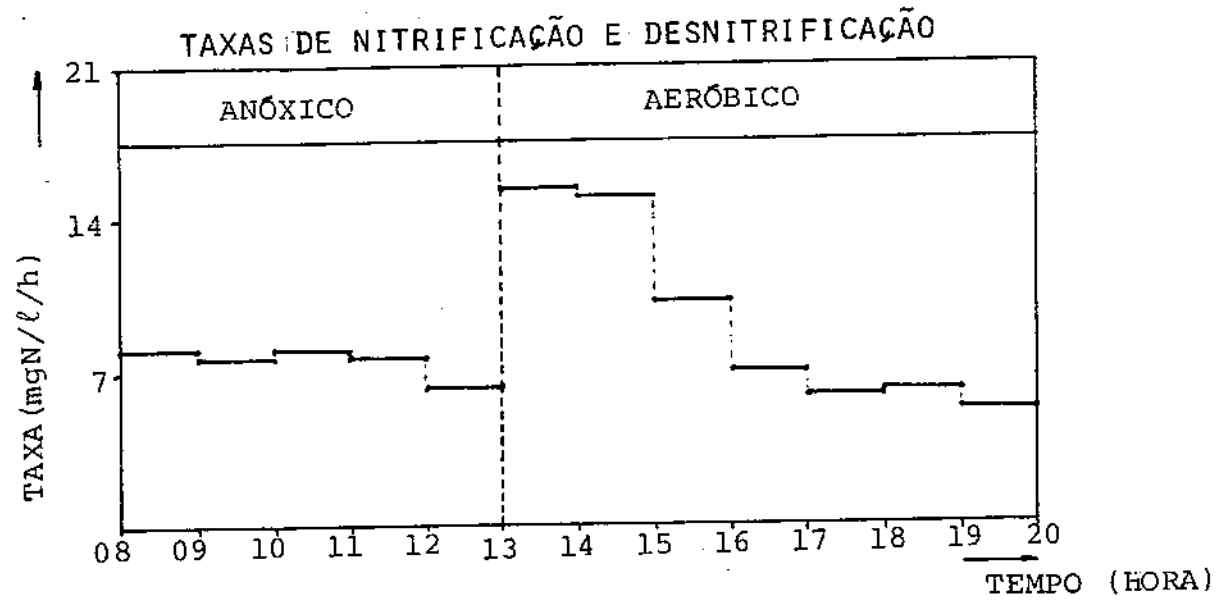


Figura 4.13. - Taxas de nitrificação e desnitrificação em função do tempo (Experimento II).

CAPÍTULO V

CONCLUSÕES

1 - As constantes cinéticas relevantes aos processos de Nitrificação e de Desnitrificação, em sistema de lodo ativado, podem ser determinadas experimentalmente, de maneira simples e com precisão, através da utilização de um sistema de lodo ativado unitário com reator completamente misturado (RCM), operado sob condições de cargas hidráulica e orgânica constantes, aplicando-se aeração intermitente: a cinética de Nitrificação é avaliada nos períodos de aeração enquanto a cinética de Desnitrificação é avaliada nos períodos em que a aeração é interrompida;

2 - Usando-se esgoto bruto predominantemente doméstico da cidade de Campina Grande e aplicando-se o método acima descrito, determinou-se a constante de meia saturação e a taxa de crescimento máximo de Nitrosomonas bem como a constante de desnitrificação, chegando-se aos seguintes valores:

$$K_n = 0,3 \text{ mgN} \cdot \ell^{-1}, \text{ para } T = 28^\circ\text{C}$$

$$\mu_{\text{máx}} = 0,48 \cdot (1,028)^{T-20} \text{ mgX}_n \cdot \text{mgX}_n^{-1} \cdot \text{d}^{-1}, \text{ para } 28^\circ\text{C} \leq T \leq 28^\circ\text{C} \text{ e,}$$

$$K_2 = 0,10 \cdot (1,012)^{T-20} \text{ mgN} \cdot \text{mgX}_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1}, \text{ para } 20^\circ\text{C} \leq T \leq 28^\circ\text{C}.$$

3 - As variações da taxa de crescimento máximo de Ni-

triosomonas e da constante de desnitrificação, para o esgoto doméstico da cidade de Campina Grande, foram de 2,8 e 1,2 por cento por $^{\circ}\text{C}$, o que é equivalente aos valores de θ de 1,028 e 1,012, respectivamente;

4 - Observou-se que os valores das constantes cinéticas de Nitrificação e de Desnitrificação são independentes da duração dos períodos anóxicos quando esses são menores que cinco horas;

5 - Como as constantes cinéticas de Nitrificação e Desnitrificação dependem consideravelmente da temperatura e da origem do esgoto, mas independem de outras condições operacionais como: idade de lodo e fração do tempo em que o lodo está em um ambiente anóxico, far-se-á necessário que se determinem os seus valores experimentalmente para cada caso específico de projeto;

6 - Como na prática, os sistemas de lodo ativado com remoção biológica de nitrogênio são projetados como sistemas em série, tendo-se um ou dois reatores que não são aerados (reatores anóxicos) e um ou dois reatores que são aerados continuamente (reatores aeróbicos). Foi possível demonstrar que as constantes cinéticas determinadas experimentalmente com o auxílio de um sistema de lodo ativado com RCM com aeração intermitente, podem ser utilizadas para projetar sistemas com um ou mais reatores em série, como por exemplo o sistema Bardenpho.

Essa investigação abrangente foi realizada na Cidade do Cabo - África do Sul (1981), onde operou-se simultaneamente sistema de lodo ativado com RCM com aeração intermitente

te e sistemas pré e pós-desnitrificação usando-se em todos os sistemas esgoto bruto local.

As constantes cinéticas determinadas com o auxílio de um sistema com RCM com aeração intermitente foram utilizadas para calcular o comportamento teórico de Nitrificação e Desnitrificação nos sistemas pré e pós-desnitrificação, sendo, posteriormente, comparado com o comportamento experimental. Observou-se que para todos os parâmetros operacionais pesquisados havia uma excelente correlação entre o comportamento de Nitrificação e Desnitrificação nos sistemas com reatores em série e o comportamento efetivamente observado nestes sistemas.

Concluiu-se então, que as constantes cinéticas de Nitrificação e Desnitrificação determinadas experimentalmente com o auxílio de um sistema RCM com aeração intermitente podem ser utilizadas para calcular o comportamento de Nitrificação e Desnitrificação em sistemas de lodo ativado com reatores em série.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AWWA AND WPCF Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1975, 13 th Edition, Published by APHA, Washington.
- BARNARD, J. L. Biological Denitrification, Water Pollut. Contr. 72, 6, 1972, p.p. 705-720.
- CATUNDA, P. F. C. & van HAANDEL, A. C., O Balanço de Massa do Material Orgânico e do Material Nitrogenado em Sistemas de Tratamento de Esgotos, in "Engenharia Sanitária" , (ABES - Rio de Janeiro), XXII (1983), Nº 4, p.p. 528-537.
- CHRISTENSEN, M. H. & HARREMOES, P. Biological Denitrification in Water Treatment, Depto. of San. Eng., Technical Univ. of Denmark, 1977, Rep. 72 - 2.
- DIAS, MÔNICA COURA, van HAANDEL, A. C. & CAVALCANTI CATUNDA, P. F., Comportamento do Sistema de Lodo Ativado Sob Condições Estacionárias em Regiões Tropicais, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, Dissertação de Mestrado, 1982.
- DOWNING, A. L., PAINTER, H. A. & KNOWLES, G. Nitrification in the Activated Sludge Process, J. Proc. Inst. Sew. Purif, 64, 2, 1962, p.p. 130 - 158.

- MARAIS, G.v.R. & EKAMA, G. A., The Activated Sludge Process: Steady State Behaviour, Water S.A., 2, (4), 1976, p.p. 163 - 200.
- STERN, L. & MARAIS, G.v.R. Sewage as Electron Donor in Biological Denitrification, Res. Rep. Nº 7, University of Cape Town (South Africa), 1974.
- TENÓRIO, M. A. A., van HAANDEL, A. C., & OLIVEIRA, RUI DE. Cinética da Digestão Aeróbia de Lodo Ativado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB, Dissertação de Mestrado, 1985.
- van HAANDEL, A. C. & CAVALCANTI CATUNDA, P. F. Determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio em Sistemas de Tratamento de Esgoto, in "Engenharia Sanitária", (ABES - Rio de Janeiro), XXII (1983), Nº 4, p.p. 528 - 537.
- van HAANDEL, A.C. & CAVALCANTI CATUNDA, P.F. Variações da Alcalinidade e do pH em Sistemas de Lodo Ativado, "in Engenharia Sanitária", (ABES - Rio de Janeiro), XXIII (1984), Nº 4, p.p. 409 - 413.
- van HAANDEL, A.C., EKAMA, G.A. & MARAIS, G.v.R. The Activated Sludge Process 3 - Single Sludge Denitrification. Water Research, 15, 1981, p.p. 1135 - 1152.
- van HAANDEL, A.C., & MARAIS, G.v.R. Nitrification and Denitrification Kinetics in the Activated Sludge Process, University of Cape Town (South Africa), Ph.D. Thesis, 1981.

van HAANDEL, A.C. & MARAIS, G.v.R. Nitrification and Denitrification Kinetics in the Activated Sludge Process, Water Research Commission of South Africa, Report N^o W. 39, Pretória, South Africa, 1981.

A N E X O S

LISTA DE FIGURAS

	Página
FIGURA 2.1 - Concentração de amônia no efluente em função da idade de lodo para taxas específicas de crescimento máximo de <u>Nitrosomonas</u> de $\mu_{m\grave{a}x}=0,2$ e $\mu_{m\grave{a}x} = 1,0 \text{ d}^{-1}$, adotando $K_n = 1,0 \text{ mgN.l}^{-1}$ e $b_n = 0,04 \text{ d}^{-1}$	14
FIGURA 2.2 - Influência do pH sobre a taxa de <u>desnitrificação</u> (segundo EPA, 1975). . .	22
FIGURA 2.3 - Sistema de três lodos com <u>desnitrificação</u> , proposto por Barth, Bremmer e Lewis.	23
FIGURA 2.4 - Sistema modificado de Ludzack - Etti <u>nger</u> (MLE) ou sistema <u>pré-desnitrificação</u>	26
FIGURA 2.5 - Sistema proposto por Wuhrmann ou <u>sis</u> tema <u>pós-desnitrificação</u>	26
FIGURA 2.6 - Sistema proposto por Barnard ou <u>Siste</u> ma <u>Bardenpho</u>	27

FIGURA 3.1 - Esquema do sistema de lodo ativado utilizado na investigação experimental.	52
FIGURAS 4.1 - Concentração de nitrato em função do tempo (Experimento I).	85
FIGURAS 4.2 - Concentração de amônia em função do tempo (Experimento I).	86
FIGURA 4.3 - Concentrações do TKN e do nitrogênio orgânico em função do tempo (Experimento I).	87
FIGURA 4.4 - Valores da alcalinidade em função do tempo (Experimento I).	88
FIGURA 4.5 - Concentrações do material orgânico (DQO e sólidos voláteis em suspensão) em função do tempo (Experimento I).	89
FIGURAS 4.6 - Taxa de consumo de oxigênio (TCO) em função do tempo (Experimento I).	90
FIGURAS 4.7 - Taxas de nitrificação e desnitrificação em função do tempo (Experimento I).	91
FIGURA 4.8 - Concentração de nitrato em função do tempo (Experimento II).	92
FIGURA 4.9 - Concentração de amônia em função do tempo (Experimento II).	92

FIGURA 4.10 - Concentrações de TKN e do nitrogênio orgânico em função do tempo (Experimento II).	93
FIGURA 4.11 - Valores da alcalinidade em função do tempo (Experimento II).	94
FIGURA 4.12 - Concentrações do material orgânico (DQO e sólidos voláteis em suspensão) em função do tempo (Experimento II).	95
FIGURA 4.13 - Taxas de nitrificação e desnitrificação em função do tempo (Experimento II).	96

LISTA DE TABELAS

	Página
TABELA 2.1 - Valores publicados da taxa específica de crescimento máximo de <u>Nitrosomonas</u> . . .	10
TABELA 3.1 - Condições operacionais durante os Experimentos	49
TABELA 4.1 - Valores médios das variáveis que compõem o Experimento I e cuja condição operacional era a seguinte $T = 20^{\circ}\text{C}$, $R_s = 5\text{d}$, $S_{ti} = 600 \text{ mgDQO}/\ell$, $Q = 30\ell/\text{d}$ e $V = 12\ell$. .	75
TABELA 4.2 - Valores das taxas de variação da concentração de nitrato devido a reação, para o Experimento I, durante períodos aeróbicos e anóxicos	79
TABELA 4.3 - Valores médios das variáveis que compõem o Experimento II e cuja condição operacional era a seguinte: $T = 28^{\circ}\text{C}$, $R_s = 6\text{d}$, $S_{ti} = 814 \text{ mgDQO}/\ell$, $Q = 24 \ell/\text{d}$ e $V = 12\ell$. .	81
TABELA 4.4 - Valores das taxas de variação da concentração de nitrato devido a reação, para o Experimento II, durante os períodos aeróbicos e anóxicos	83