



2

ESGOTO

Nutrientes de esgoto sanitário:
utilização e remoção

Coordenadores Francisco Suetônio Bastos Mota e Marcos von Sperling

Rede Cooperativa de Pesquisas

“Desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias de condicionamento e de reúso de águas residuárias, considerando a qualidade do efluente tratado necessária para as possíveis utilizações e para atender ao padrão do enquadramento e aos múltiplos usos dos corpos d'água”

Instituições Participantes

EPUSP, UFCE, UFCG, UFMG, UFRGS, UFRN, UFPE,
UFRGS/ IPH, UFPA, UNICAMP



Apresentação

Esta publicação é um dos produtos da Rede de Pesquisas sobre o tema "Desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias de condicionamento e de reúso de águas residuárias, considerando a qualidade do efluente tratado necessária para as possíveis utilizações e para atender ao padrão do enquadramento e aos múltiplos usos dos corpos d'água" do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB - Edital 05, coordenada pelo Prof. Francisco Suetônio Bastos Mota do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará.

O PROSAB visa ao desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias (esgoto), resíduos sólidos (lixo e bio-sólidos), manejo de águas pluviais urbanas, uso racional de água e energia, que sejam de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção, bem como visem à recuperação ambiental dos corpos d'água e à melhoria das condições de vida da população, especialmente as menos favorecidas e que mais necessitam de ações nessas áreas.

Até o final de 2008 foram lançados cinco editais do PROSAB, financiados pela FINEP, pelo CNPq e pela CAIXA, contando com diferentes fontes de recursos, como BID, Tesouro Nacional, Fundo Nacional de Recursos Hídricos (CT-HIDRO) e recursos próprios da Caixa. A gestão financeira compartilhada do PROSAB viabiliza a atuação integrada e eficiente de seus órgãos financiadores que analisam as solicitações de financiamento em conjunto e tornam disponíveis recursos simultaneamente para as diferentes ações do programa (pesquisas, bolsas e divulgação), evitando a sobreposição de verbas e tornando mais eficiente a aplicação dos recursos de cada agência.

Tecnicamente, o PROSAB é gerido por um grupo coordenador interinstitucional, constituído por representantes da FINEP, do CNPq, da CAIXA, das universidades, da associação de classe e das companhias de saneamento.

Suas principais funções são: definir os temas prioritários a cada edital; analisar as propostas, emitindo parecer para orientar a decisão da FINEP e do CNPq; indicar consultores ad hoc para avaliação dos projetos; e acompanhar e avaliar permanentemente o programa.

O Programa funciona no formato de redes cooperativas de pesquisa formadas a partir de temas prioritários lançados a cada Chamada Pública. As redes integram os pesquisadores das diversas instituições, homogeneizam a informação entre seus integrantes e possibilitam a capacitação permanente de instituições emergentes. No âmbito de cada rede, os projetos das diversas instituições tem interfaces e enquadram-se em uma proposta global de estudos, garantindo a geração de resultados de pesquisa efetivos e prontamente aplicáveis no cenário nacional. A atuação em rede permite, ainda, a padronização de metodologias de análises, a constante difusão e circulação de informações entre as instituições, o estímulo ao desenvolvimento de parcerias e a maximização dos resultados.

As redes de pesquisas são acompanhadas e permanentemente avaliadas por consultores, pelas agências financiadoras e pelo Grupo Coordenador, através de reuniões periódicas, visitas técnicas e o Seminário de Avaliação Final.

Os resultados obtidos pelo PROSAB estão disponíveis através de manuais, livros, artigos publicados em revistas especializadas e trabalhos apresentados em encontros técnicos, teses de doutorado e dissertações de mestrado publicadas. Além disso, várias unidades de saneamento foram construídas nestes últimos anos por todo o país e, em maior ou menor grau, utilizaram informações geradas pelos projetos de pesquisa do PROSAB

A divulgação do PROSAB tem sido feita através de artigos em revistas da área, da participação em mesas-redondas, de trabalhos selecionados para apresentação em eventos, bem como pela publicação de porta-fólios e folders e a elaboração de maquetes eletrônicas contendo informações sobre os projetos de cada edital. Todo esse material está disponível para consulta e cópia no portal do Programa (www.finep.gov.br/prosab/index.html).

Grupo Coordenador do PROSAB:

período do Edital 5

Jurandyr Povinelli EESC

Cícero O. de Andrade Neto UFRN

Deíza Lara Pinto CNPq

Marcos Helano Montenegro MCidades

Sandra Helena Bondarovsky CAIXA

Jeanine Claper CAIXA

Luis Carlos Cassis CAIXA

Anna Virgínia Machado ABES

Ana Maria Barbosa Silva FINEP

Célia Maria Poppe de Figueiredo FINEP

O edital 5 do PROSAB foi financiado pela FINEP, CNPq e CAIXA com as seguintes fontes de recursos: Fundo Setorial de Recursos Hídricos e Recursos Ordinários do Tesouro Nacional do Fundo Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico e Caixa Econômica Federal.

Copyright © 2009 ABES RJ

1ª Edição tiragem: 1000 exemplares

Coordenadores

Francisco Suetônico Bastos e Marcos von Sperling

Revisão

Zeppelini Editorial

Impressão

J. Sholna

Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção/Francisco Suetônio Bastos Mota e Marcos von Sperling(coordenadores). Rio de Janeiro: ABES, 2009

428p.: il

Projeto PROSAB

ISBN: 978-85-7022-164-3

1. Tratamento de esgoto sanitário 2. Reúso de água 3. Aproveitamento de esgoto tratado 4. Remoção de nutrientes I. Bastos, Francisco Suetônico e von Sperling, Marcos

Nutrientes de esgoto sanitários: utilização e remoção

Francisco Suetônio Bastos Mota e Marcos von Sperling
coordenadores

Editora ABES



Fortaleza, CE 2009

Coordenadores de Projeto

Adrianus Cornelius van Haandel UFG

Bruno Coraucci Filho UNICAMP

Francisco Suetônio Bastos Mota UFC

Henio Normando de Souza Melo UFRN

Isaac Volschan Junior UFRJ

Luiza Carla Girard Teixeira Machado UFPA

Luiz Olinto Monteggia UFRGS

Marcos von Sperling UFMG

Maria de Lourdes Florêncio dos Santos UFPE

Roque Passos Pivelli EPUSP

Consultores

Eugênio Foresti EESC/USP

José Marques Junior FCAV/UNESP

Marcelo Antônio Teixeira Pinto CAESB

Autores

Adrianus van Haandel
André Bezerra do Santos
Bruno Coraucci Filho
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Célia Regina Montes
Cícero Onofre de Andrade Neto
Clístenes Williams Araújo do Nascimento
Emanuel Soares dos Santos
Eugênio Foresti
Henio Normando de Souza Melo
Iene Christie Figueiredo
Isaac Volschan Júnior
José Marques Júnior
Lourdinha Florêncio
Luiz Olinto Monteggia
Luiza Girard
Marcelo Teixeira Pinto
Marcos von Sperling
Mário Kato
Neysson Martins Mendonça
Osvaldo de Oliveira
Paulo Gustavo Sertório de Almeida
Renata Carolina Pifer
Ronaldo dos Santos Padilha
Ronaldo Stefanutti
Roque Passos Piveli
Sílvia Corrêa Oliveira
Sônia Botelho
Suetônio Mota

Equipes dos projetos de pesquisa

UNICAMP

Coordenador

Bruno Coraucci Filho

Equipe

Ronaldo Stefanutti

Daniele Tonon

Luciano Reami

Orlando Cintra

Alex Veronez

Luccas Erickson
de Oliveira Marinho

Daniele Ramirez

UFC

Coordenador

Francisco Suetônio Bastos Mota

Equipe

André Bezerra dos Santos

Marisete Dantas de Aquino

Boanerges Aquino

Francisco Marcus Bezerra

Emanuel Soares dos Santos

Franklin Jader de Moura Furtado

Maria Jovelina Gomes da Silva

Edglerdânia Luzia Lima de Oliveira

Felipe Muniz Gadelha Sales

Maria do Carmo

Patrícia Pinto Gonçalves

Ana Paula Bezerra de Araújo

Celiane Freire Martins

Erika Canamary

Thiago Bezerra dos Santos

UFCG

Coordenador

Adrianus van Haandel

Equipe

Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti

José Tavares de Souza

Péricles Rezende Barros

Yanna Maia Derks

Eudes Alves Moreira

Márcio Camargo de Melo

Nélia Luna Leal

Heraldo Antunes Silva Filho

Elivânia Vasconcelos

Moraes dos Santos

Érica Carneiro

Aretho Barbosa

André Leandro da Silva
Silvânia Nobrega Oliveira
Rafael da Silva
Elizandra Fabrícia Raposo

UFMG

Coordenador
Marcos von Sperling

Equipe
Carlos Augusto de Lemos
Chernicharo

Sérgio F. Aquino

Sílvia M. A. C. Oliveira

Betânia Salermo Lara

Izabel Cristina de Matos

Graziella P. Pereira Neto

Mônica Oliveira A. Mabub

Glória Suzana M. Bastos

Francyne Rodrigues Garção

Grazielle Pereira C. Martins

Paula Regina Dutra

Lílian Kátia Reis

Humberto Coelho de Melo

Thiago Luiz Ferreira

Matheus Boechat Machado

Lucy de Castro

Valéria Ilsa Ferreira

Roberto Meireles Glória

Juliane Pereira Borges

Catiane T. D. dos Santos

UFPA

Coordenadora
Luiza Carla Teixeira Girard Machado

Equipe
Ilka Sueli Dias Serra

Márcia Valéria Porto de Oliveira
Cunha

Neyson Martins Mendonça

André Coelho

Maria do Socorro Lopes

Vera Braz

Robson Costa da Costa

Silvia Jussane

Paulo Alexandre Mesquita

Emilia Kawaguchi

William Anderson Freitas

UFPE

Coordenadora
Maria de Lourdes Florêncio dos
Santos

Equipe
Mario Takayuki Kato

Savia Gavazza dos Santos Pessoa

Clístenes Williams Araújo do
Nascimento

Mauricio Pimenta Cavalcanti

Jaqueline Cabral Lopes

Marcio Moreira de Carvalho

Pedro Leiz de Mendonça Pereira

Kenia Kelly Barros

Poliana Maria Januário Silva
Daniele Maria Campos Silva
Tatiane Lima Verde Monteiro
Anderson Santos Silva
Sheylane Regina Santos da Luz

UFRJ

Coordenador
Isaac Volschan Júnior

Equipe
Eduardo Pacheco Jordão
Marcelo Ferreira da Fonseca
Daniel Minegatti
Vanessa Rocha
Izabel Regina Benite
Aguiar da Silva
Juliana Martins Bahiense
Cristina Treitler
Claudia Regina de A. M. Amável
Darlise Jorge Leite
Maria Aparecida de Carvalho
Vania Senra
Eder Fares
Paulo César Santos
Marcelo Silva

UFRN

Coordenador
Henio Normando de Souza Melo

Equipe
Cícero Onofre de Andrade Neto

Josette de Lourdes de Souza Melo
André Calado de Araújo
Renata Carolina Pifer
Alvamar Cirne
Caline Nunes Carvalho
Carlindo Pereira de Melo Filho
Gelsa Pedro Campelo
Gelson Piratiny Oliveira da Silva
Gutemberg Fernandes de Medeiros
Maria de Fátima Dantas
Pedro Ferreira de Souza Filho
Pricila Meireles
Priscila Lima
Raulysson Ferreira de Araújo
Stefani Bezerra da Silva
Tatiana Cardoso Delgado

UFRGS

Coordenador
Luiz Olinto Monteggia

Equipe
José Antônio Saldanha Louzada
Nilza Maria dos Reis Castro
Osvaldo José de Oliveira
Ronaldo dos Santos Padilha
Helio Ricardo R. Gonçalves
Juliana Nichele
Giovani Baseggio
Alex da Silva Correa
Larissa P. Mincaroni dos Santos

Rodrigo Santolin

Cecília Maria Rodrigues Pereira

Maria Cristina de Almeida Silva

USP

Coordenador

Roque Passos Piveli

Equipe

Célia Regina Montes

Aline Akabochi Fabreti

Humberto Carlos Ruggeri Júnior

Mônica Medeiros

Fábio Campos

Laerte Cícero de Carvalho

Denis Spir Bonamin

Sumário

1 Introdução

- 1.1 Considerações iniciais
- 1.2 Lançamento de esgoto em corpos de água
- 1.3 Reúso de águas
- 1.4 Objetivos do Prosab
- 1.5 Estrutura do livro
- Referências bibliográficas

2 Impacto dos Nutrientes do Esgoto Lançado em Corpos de Água

- 2.1 Introdução
- 2.2 Nitrogênio e Fósforo no esgoto doméstico
- 2.3 Eutrofização dos corpos de água superficiais
- 2.4 Contaminação das águas subterrâneas por Nitrato
- 2.5 Legislação relacionada ao lançamento de esgoto em corpos de água superficiais
- 2.6 Legislação relacionada às águas subterrâneas e ao lançamento de esgoto no solo
- Referências bibliográficas

3 Utilização de Esgoto Tratado na Agricultura: Aporte de Água e Nutrientes

- 3.1 Aspectos conjunturais: a trajetória do Prosab na irrigação de culturas com esgoto tratado
- 3.2 Efeitos do uso de esgoto tratado sobre o sistema água-solo-planta e sobre o lençol freático
- 3.3 Balanço hídrico e lâminas d'água de irrigação: características gerais e fundamentos sobre evapotranspiração de culturas
- 3.4 Sistemas de irrigação e uso com esgoto tratado
- 3.5 Caracterização dos experimentos desenvolvidos no Prosab 5

- 3.6 Experiências no Prosab 5: lâminas aplicadas, aporte de nutrientes e demanda de área para a irrigação com esgoto
 - 3.7 Experiências no Prosab relativas à distribuição de água
 - 3.8 Experiências no Prosab 5: efeitos sobre o sistema solo – planta – água do lençol freático
 - 3.9 Experiências do Prosab 5: efeito de lâminas excedentes na irrigação da cultura do capim Bermuda Tifton-85
- Referências bibliográficas

4 Utilização de Nutriente de Esgoto Tratado em Hidroponia

- 4.1 Introdução
 - 4.2 Fatores que influenciam o desempenho dos sistemas hidropônicos com esgoto tratado
 - 4.3 Cultivo de flores ornamentais pela técnica NFT
 - 4.4 Cultivo de forragem verde hidropônica (FVH)
 - 4.5 Conclusão
- Referências bibliográficas

5 Utilização de Nutrientes de Esgoto Tratado na Piscicultura

- 5.1 Introdução
 - 5.2 Piscicultura usando esgoto sanitário
 - 5.3 Qualidade de água para piscicultura
 - 5.4 Características do esgoto sanitário e a piscicultura
 - 5.5 Experiências sobre piscicultura em esgoto sanitário
 - 5.6 Informações para a implementação de sistemas de piscicultura
- Referências bibliográficas

6 Remoção Biológica de Nitrogênio: Aplicações para o Sistema de Lodo Ativado

- 6.1 Introdução
 - 6.2 Formas e reações do material nitrogenado
 - 6.3 Estequiometria das reações do material nitrogenado
 - 6.4 Cinética da nitrificação no sistema de lodo ativado
 - 6.5 Condições necessárias para desnitrificação
 - 6.6 Desnitrificação em sistemas convencionais de lodo ativado
 - 6.7 Novos desenvolvimentos na remoção de nitrogênio
 - 6.8 Experiências do Prosab
- Referências bibliográficas

7 Remoção Biológica de Fósforo no Sistema de Lodo Ativado: Mecanismos e Configurações

- 7.1 Remoção de fósforo
- 7.2 Princípios da remoção biológica de fósforo
- 7.3 Modelamento da remoção de fósforo
- 7.4 Otimização da remoção biológica de nutrientes
- 7.5 Critérios de projeto para remoção biológica de N e P
- 7.6 Experiências no Brasil
- Referências bibliográficas

8 Nitrificação em reatores aeróbios com biomassa aderida

- 8.1 Introdução
- 8.2 Nitrificação biológica e remoção de nitrogênio em biofilmes
- 8.3 Aplicabilidade de reatores com biomassa aderida para a remoção de N-amoniaco: potencialidades e limitações
- 8.4 Meios de suporte utilizados em reatores de biomassa aderida
- 8.5 Estabelecimento da biomassa aderida e nitrificação em biofilmes
- 8.6 Critérios e parâmetros de projeto e condições operacionais para remoção de amônia em reatores com biomassa aderida
- 8.7 A experiência do Prosab
- Referências bibliográficas

9 Remoção de Nutrientes em Sistemas Naturais

- 9.1 Introdução
- 9.2 Lagoas de estabilização
- 9.3 Sistemas de leitos cultivados (*Wetlands*)
- 9.4 Sistemas de escoamento superficial no solo
- Referências bibliográficas

10 Remoção de Nutrientes por Processos Físico-Químicos

- 10.1 Considerações gerais
- 10.2 Remoção de N-NH₃ por arraste de ar
- 10.3 Remoção de N-NH₃⁻ por cloração
- 10.4 Remoção físico-química de fósforo
- 10.5 Experiências do Prosab
- Referências bibliográficas

11 Síntese Global do Desempenho e da Confiabilidade dos Sistemas de Tratamento de Esgoto

- 11.1 Introdução
 - 11.2 Os sistemas experimentais e os processos utilizados
 - 11.3 Estatística descritiva da qualidade do efluente tratado alcançada nas unidades experimentais
 - 11.4 Análise de confiabilidade dos processos de tratamento de esgoto
- Referências bibliográficas

12 Elementos para Decisão Acerca do Reúso ou Lançamento do Esgoto Tratado

- 12.1 Introdução
 - 12.2 Fatores intervenientes na análise de decisão para definição da rota de disposição
 - 12.3 Protocolo simplificado de decisão
 - 12.4 Análise crítica e o histórico das pesquisas do tema
- Referências bibliográficas

1 Introdução

Suetônio Mota e Marcos von Sperling

1.1 Considerações iniciais

A presença de nutrientes no esgoto sanitário pode constituir um problema nem sempre de fácil solução, uma vez que é necessário atender às exigências do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama – para lançamentos em corpos d'água. Por outro lado, os nutrientes podem significar uma vantagem substancial para o reúso de água, especialmente em irrigação e piscicultura, pois são insumos necessários para o cultivo de plantas e de animais aquáticos. Os principais nutrientes de interesse são o nitrogênio e o fósforo, os quais se apresentam, no meio aquático, sob diferentes formas.

Em função disso, é necessário que sejam pesquisadas tecnologias de tratamento de esgoto que garantam a qualidade dos efluentes, tanto para reúso como para lançamento em corpos d'água.

O tratamento adequado de esgoto, seja para a obtenção de efluentes que atendam aos padrões de lançamento do corpo receptor, seja para a sua utilização produtiva, representa solução para os problemas de poluição da água e de escassez de recursos hídricos, contribuindo para a proteção ambiental e para a geração de alimentos e de outros produtos.

Há necessidade de que sejam pesquisadas tecnologias de condicionamento e de reúso de águas residuárias visando a qualidade do efluente tratado necessária para as utilizações em diversos fins e para atender aos padrões de enquadramento e aos múltiplos usos

dos corpos d'água, em conformidade com a legislação do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama.

Muitas vezes, é preciso decidir entre lançar o esgoto tratado no corpo receptor ou utilizá-los diretamente em irrigação ou piscicultura. Em outros casos, tem-se que optar pelas duas alternativas em conjunto, por alguns períodos do ano ou permanentemente.

A escolha da melhor alternativa deve considerar: as exigências da legislação atual; as características do sistema de tratamento de esgoto adotado; o conhecimento das necessidades de nutrientes para o uso pretendido; os requisitos ambientais e de saúde pública; os aspectos sociais e econômicos envolvidos, e, por fim, as condições institucionais vigentes.

1.2 Lançamento de esgoto em corpos d'água

O lançamento de esgoto, mesmo tratado, em corpos d'água pode resultar na poluição destes últimos. Com relação aos nutrientes nitrogênio e fósforo, presentes no esgoto bruto e nos efluentes de vários processos de tratamento, destaca-se o problema de eutrofização. A eutrofização pode causar danos aos corpos receptores, podendo-se enumerar (ver Capítulo 2): problemas estéticos e recreacionais; condições anaeróbias no fundo do corpo d'água; eventuais condições anaeróbias no corpo d'água como um todo; eventuais mortandades de peixes; maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água; problemas com o abastecimento de águas industrial; toxicidade das algas; modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial; redução na navegação e capacidade de transporte. Além disso, a amônia pode causar problemas de toxicidade aos peixes e implicar em consumo de oxigênio dissolvido. Em termos de águas subterrâneas, a maior preocupação é com o nitrato, que pode contaminar águas utilizadas para abastecimento, podendo causar problemas de saúde pública (metemoglobinemia).

A resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conama, dispõe sobre a classificação dos corpos d'água superficiais e sobre diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece as condições e padrões para lançamento de efluentes em corpos d'água.

Esta resolução define os padrões de qualidade para diversas formas de nitrogênio e fósforo, os quais são associados às várias classes dos corpos d'água. Dependendo da classe em que o corpo d'água foi enquadrado, variam os teores máximos permitidos para nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito e fósforo na água dos mananciais.

No entanto, em termos dos constituintes relacionados às formas de nitrogênio e fósforo, de acordo com a Resolução Conama 357/05, não há padrões de lançamento

para nitrito, nitrato e fósforo, existindo apenas o padrão de lançamento para nitrogênio amoniacal (20 mg/L). Mesmo este padrão para nitrogênio amoniacal foi suspenso temporariamente pela Resolução Conama nº 397, de 03 de abril de 2008.

Os sistemas convencionais de tratamento biológico de esgoto, que são projetados visando, principalmente, à remoção de matéria orgânica, resultam em efluentes com concentrações de nitrogênio e fósforo próximas às do esgoto bruto, dificultando o atendimento às exigências do Conama com relação aos teores dos mesmos nos corpos d'água. Esse problema é agravado quando a diluição do esgoto no corpo receptor é baixa.

Há necessidade, portanto, de que se busquem alternativas de tratamento de esgoto que resultem em maior remoção de nitrogênio e fósforo, complementando os sistemas usuais de tratamento.

1.3 Reúso de águas

A utilização de esgoto para diversos fins tem sido uma prática que vem sendo difundida no mundo inteiro, contribuindo para diminuir os problemas resultantes da escassez, da má distribuição e da má qualidade da água.

No reúso em irrigação, hidroponia e piscicultura, além do suprimento de água, o esgoto pode proporcionar o fornecimento de nutrientes necessários às plantas e aos animais aquáticos.

Experiências desenvolvidas em todo o mundo, inclusive as realizadas há alguns anos pelo Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (Prosab), indicam que o uso de esgoto doméstico tratado contribui para a redução da utilização de fertilizantes artificiais na irrigação e hidroponia, e na economia de ração na piscicultura. Os nutrientes presentes nos efluentes de estações de tratamento de esgoto são aproveitados pelas plantas e animais, alcançando-se, muitas vezes, bons desenvolvimentos das culturas e dos peixes, mesmo sem o fornecimento de fertilizantes artificiais ou rações comerciais (BASTOS, 2003; FLORENCIO *et al*, 2006).

Assim, uma gestão integrada dos efluentes de estações de tratamento de esgoto, em que se considere a prática de reúso, constitui uma medida importante para evitar a poluição de corpos d'água por nutrientes, ao mesmo tempo em que proporciona o seu uso em atividades produtivas.

Devem ser buscadas soluções para a remoção dos nutrientes do esgoto, associando-as a sistemas de reúso de água em que os mesmos sejam aproveitados.

1.4 Objetivos do Prosab 5

O Prosab, em sua versão 5, teve como objetivo o desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias de condicionamento e de reúso de águas residuárias, considerando a qualidade do efluente tratado necessária para suas possíveis utilizações e para atender ao padrão do enquadramento dos corpos d'água.

A rede 2 do Prosab 5, composta por dez instituições de ensino superior, teve duas grandes áreas de atuação: a primeira voltou-se para o desenvolvimento de tecnologias de tratamento de esgoto sanitários que resultem em efluentes que atendam às exigências do Conama para lançamento em corpos d'água; a segunda, por sua vez, voltou-se para o aperfeiçoamento de práticas de reúso de água para diversos fins. Neste livro, são apresentados os resultados dos trabalhos desenvolvidos nas instituições participantes, resultados estes integrados a uma visão consolidada do conhecimento disponível na literatura especializada.

1.5 Estrutura do livro

Após a Introdução (Capítulo 1), no Capítulo 2, são discutidos os principais impactos do lançamento de esgoto em corpos d'água superficiais e subterrâneos, considerando-se, principalmente, os nutrientes nitrogênio e fósforo.

Nos três capítulos seguintes, são discutidos diversos aspectos da utilização de esgoto doméstico tratado, compreendendo: no Capítulo 3, fertirrigação, com ênfase no aporte de água e de nutrientes; no Capítulo 4, utilização de nutrientes de esgoto tratados em hidroponia; no Capítulo 5, utilização de nutrientes de esgoto tratado em piscicultura. Em todos estes capítulos, além da apresentação de conceitos, são discutidos os resultados das pesquisas desenvolvidas pelas diversas instituições participantes da Fase 5 do Prosab.

Os fundamentos da remoção biológica de nitrogênio são comentados no Capítulo 6, com aplicações para o sistema de tratamento por lodo ativado.

No Capítulo 7, são discutidos os mecanismos e configurações da remoção biológica de fósforo, com ênfase no processo de lodo ativado.

No Capítulo 8, são apresentadas informações sobre as potencialidades e limitações dos principais sistemas com biofilme para a remoção de N-amoniacal, com uma breve contextualização sobre os fundamentos básicos da nitrificação biológica convencional e sobre os principais microrganismos envolvidos no processo.

A remoção de nutrientes em sistemas naturais de tratamento de esgoto é abordada no Capítulo 9, compreendendo: lagoas de estabilização; leitos cultivados (*wetlands*) e aplicação no solo pelo método do escoamento superficial.

No Capítulo 10, são discutidas as opções tecnológicas para a remoção de nutrientes baseadas em processos físicoquímicos.

O Capítulo 11 consta de uma síntese global do desempenho e da confiabilidade dos sistemas de tratamento de esgoto. O objetivo principal deste capítulo é apresentar uma visão conjunta de todos os sistemas de tratamento, de forma a possibilitar uma síntese global do desempenho e da utilização de uma ferramenta, ainda pouco utilizada no setor, que é a análise de confiabilidade operacional.

No último capítulo, são discutidos os principais elementos para decisão quanto ao reúso ou lançamento de esgoto tratado em corpos d'água. Procurou-se discutir os fatores intervenientes para que os tomadores de decisão possam definir a melhor rota de tratamento, disposição e aproveitamento do esgoto tratado, bem como, tentou-se fazer uma análise crítica do estado da arte do tema.

Esta publicação apresenta uma síntese do conhecimento existente sobre o assunto, bem como os resultados das diversas pesquisas realizadas sobre a remoção de nutrientes no tratamento de esgoto sanitário, e sobre reúso de águas. Com este trabalho é dada continuidade às atividades já realizadas, durante vários anos, no âmbito do ProSab. Reconhece-se que as pesquisas não esgotaram o tema, e que vários pontos merecem aprofundamentos posteriores, mas espera-se ter contribuído para o aperfeiçoamento e divulgação de novos conhecimentos sobre temas tão importantes .

Referências Bibliográficas

BASTOS, R.K.X. (Coord.). *Utilização de esgoto tratado em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Rio de Janeiro: Rima, Abes, 2003.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (Coord.). *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro: Abes, 2006.

2 Impacto dos Nutrientes do Esgoto Lançado em Corpos de Água

*Marcos von Sperling, Cícero Onofre de Andrade Neto,
Isaac Volschan Júnior, Lourdinha Florêncio*

2.1 Introdução

O presente capítulo aborda o impacto do lançamento de esgoto em corpos d'água superficiais e subterrâneos, levando-se em consideração, principalmente, os nutrientes nitrogênio e fósforo. Inicialmente, descrevem-se os constituintes nitrogênio e fósforo, seus significados em termos ambientais, de saúde pública e de tratamento de esgoto, e as formas predominantes no esgoto. Em seguida, analisa-se o problema da eutrofização de lagos e represas, em que o nitrogênio e o fósforo são nutrientes para o crescimento de algas, as quais podem atingir concentrações elevadas a ponto de afetar diversos usos do corpo d'água. Em termos de água subterrânea, aborda-se a contaminação por nitratos, cuja principal preocupação está associada às questões de saúde pública relacionadas ao uso potável da água. Finalmente, descrevem-se as partes da legislação brasileira de proteção aos corpos d'água (Resoluções Conama 357/05 e Conama 396/08) que têm relação com nitrogênio e fósforo.

Parte do presente capítulo baseia-se em von Sperling (2005) e Oliveira e von Sperling (2006).

2.2 Nitrogênio e fósforo no esgoto doméstico

2.2.1 Nitrogênio

No ciclo do nitrogênio na biosfera, este nutriente se alterna entre várias formas e estados de oxidação, como resultado de diversos processos bioquímicos. No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado nas formas apresentadas na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 > Formas predominantes do nitrogênio

FORMA	FÓRMULA	ESTADO DE OXIDAÇÃO
Nitrogênio molecular	N_2	0
Nitrogênio orgânico	variável	variável
Amônia livre	NH_3	- 3
Íon amônio	NH_4^+	- 3
Íon nitrito	NO_2^-	+ 3
Íon nitrato	NO_3^-	+ 5

O nitrogênio é um componente de grande importância em termos da geração e também do próprio controle da poluição das águas, devido, principalmente, aos seguintes aspectos:

Poluição das águas

- o nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de algas, podendo, por isso, em certas condições, conduzir ao fenômeno de eutrofização de lagos e represas;
- o nitrogênio, nos processos de conversão da amônia em nitrito e, em seguida, do nitrito em nitrato (nitrificação), implica no consumo de oxigênio dissolvido no corpo d'água;
- o nitrogênio na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes;
- o nitrogênio na forma de nitrato está associado à doenças como a metemoglobinemia.

Tratamento de esgoto

- o nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgoto;
- o nitrogênio, nos processos de conversão da amônia a nitrito e, em seguida, do nitrito em nitrato (nitrificação), que eventualmente possa ocorrer em uma estação de tratamento de esgoto, implica no consumo de oxigênio e alcalinidade;

- o nitrogênio, no processo de conversão do nitrato em nitrogênio gasoso (desnitrificação) que eventualmente pode ocorrer em uma estação de tratamento de esgoto, implica em: (a) economia de oxigênio e alcalinidade (quando realizado de forma controlada) ou (b) deterioração da sedimentabilidade do lodo (quando não controlado), devido à aderência de bolhas de N_2 aos flocos em sedimentação.

Em um curso de água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição eventualmente ocasionada por algum lançamento de esgoto a montante. Se esta poluição é recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia e, se antiga, basicamente na de nitrato (as concentrações de nitrito são normalmente mais reduzidas), desde que se tenha, no meio em questão, o suficiente de oxigênio dissolvido para permitir a nitrificação. Em resumo, pode-se visualizar as distintas situações na forma generalizada apresentada na Tabela 2.2 (abstraindo-se de outras fontes de nitrogênio que não o esgoto).

Tabela 2.2 > Distribuição relativa das formas de nitrogênio segundo distintas condições

CONDIÇÃO	FORMA PREDOMINANTE DO NITROGÊNIO
Esgoto bruto	Nitrogênio orgânico Amônia
Poluição recente em um curso de água	Nitrogênio orgânico Amônia
Estágio intermediário da poluição em um curso de água	Nitrogênio orgânico Amônia Nitrito (em menores concentrações) Nitrato
Poluição remota em um curso de água	Nitrato
Efluente de tratamento sem nitrificação	Nitrogênio orgânico (em menores concentrações) Amônia
Efluente de tratamento com nitrificação	Nitrato
Efluente de tratamento com nitrificação/desnitrificação	Concentrações mais reduzidas de todas as formas de nitrogênio

FONTE: VON SPERLING (2005).

No esgoto doméstico bruto, as formas predominantes são o nitrogênio orgânico e a amônia. O nitrogênio orgânico corresponde a grupamentos amina. A amônia tem sua principal origem na uréia, que é rapidamente hidrolisada e raramente encontrada no esgoto bruto. Estes dois, conjuntamente, são determinados em laboratório pelo método Kjeldahl, constituindo o assim denominado Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). A maior parte do NTK no esgoto doméstico tem origem fisiológica. As demais formas de nitro-

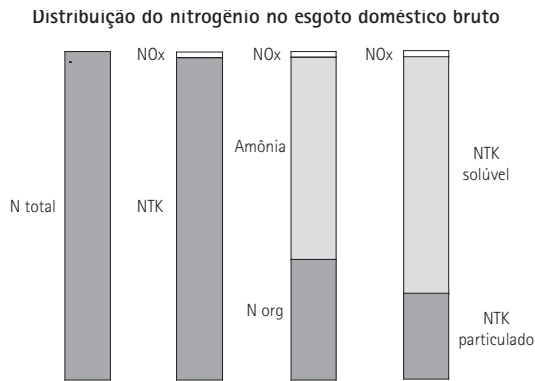
gênio são usualmente de menor importância no esgoto afluente a uma estação de tratamento. Em resumo, têm-se as equações (Equação 2.1):

Equação 2.1

$NTK = \text{amônia} + \text{nitrogênio orgânico}$ (forma predominante no esgoto doméstico)

$NT = NTK + NO_2^- + NO_3^-$ (nitrogênio total)

A distribuição do nitrogênio no esgoto bruto pode ser representada na forma esquemática ilustrada na Figura 2.1. Observa-se que a fração das formas oxidadas - NO_x (nitrito + nitrato) é desprezível em esgoto doméstico. O NTK pode ser ainda dividido em uma fração solúvel (dominada pela amônia) e uma fração particulada (associada aos sólidos em suspensão orgânicos - o nitrogênio participa na constituição de praticamente todas as formas de matéria orgânica particulada do esgoto).



FONTE: VON SPERLING (2005).

Figura 2.1 Distribuição das formas de nitrogênio no esgoto doméstico bruto

A amônia existe em solução tanto na forma de íon amônio (NH_4^+) como na forma livre, não ionizada (NH_3), segundo o seguinte equilíbrio dinâmico (Equação 2. 2):



onde:

NH_3 : amônia livre

NH_4^+ : amônia ionizada

A distribuição relativa assume a seguinte forma em função dos valores de pH:

- pH < 8 Praticamente toda a amônia na forma de NH_4^+
- pH = 9,5 Aproximadamente 50% NH_3 e 50% NH_4^+
- pH > 11 Praticamente toda a amônia na forma de NH_3

Assim, pode-se ver que na faixa usual de pH, próxima à neutralidade, a amônia apresenta-se praticamente na forma ionizada. Isto tem importantes conseqüências ambientais, pois a amônia livre é tóxica aos peixes em baixas concentrações. A temperatura do líquido influi também nesta distribuição. Na temperatura de 25° C, a proporção da amônia livre em relação à amônia total é aproximadamente o dobro em relação à temperatura de 15° C. No Capítulo 9, este tópico é discutido em maiores detalhes.

Em cursos de água ou em estações de tratamento de esgoto, a amônia pode sofrer transformações posteriores. No processo de nitrificação, a amônia é oxidada em nitrito e o nitrito em nitrato. No processo de desnitrificação, os nitratos são reduzidos a nitrogênio gasoso. A nitrificação e a desnitrificação são discutidas em detalhes no Capítulo 6.

2.2.2 Fósforo

O fósforo total no esgoto doméstico apresenta-se como fosfatos, nas seguintes formas (IAWQ, 1995):

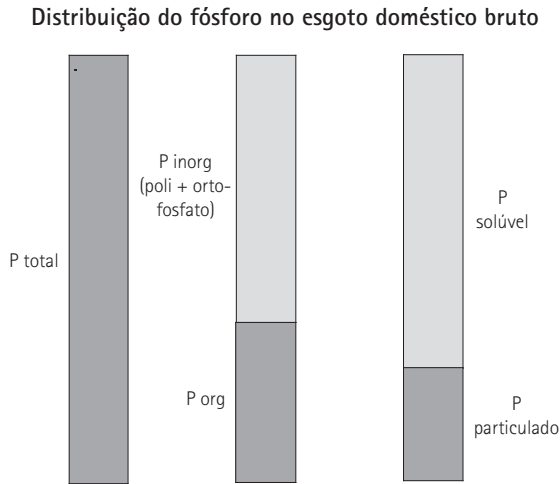
- inorgânica (polifosfatos e ortofosfatos) – origem principal nos detergentes e outros produtos químicos domésticos
- orgânica (ligada a compostos orgânicos) – origem fisiológica

O fósforo presente nos detergentes e na água residuária bruta ocorre na forma de polifosfatos solúveis ou, após hidrólise, na forma de ortofosfatos. O fósforo originário dos detergentes pode representar até 50% da concentração de fósforo total no esgoto doméstico. Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo. Os polifosfatos se transformam em ortofosfatos pelo mecanismo de hidrólise, que apesar de lento, inicia-se, e parcialmente ocorre, no próprio sistema de coleta de esgoto. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo sem necessidade de conversões a formas mais simples. A forma na qual os ortofosfatos se apresentam na água depende do pH, e incluem PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 . Em esgoto doméstico típico, a forma predominante é o HPO_4^{2-} .

Uma outra possível classificação do fósforo presente no esgoto é quanto à sua forma como sólidos (IAWQ, 1995):

- fósforo solúvel (predominantemente inorgânico) – principalmente polifosfatos e ortofosfatos (fósforo inorgânico), acrescidos de uma pequena fração correspondente ao fósforo ligado à matéria orgânica solúvel do esgoto
- fósforo particulado (todo na forma orgânica) – ligado à matéria orgânica particulada do esgoto

A Figura 2.2 ilustra a distribuição do fósforo no esgoto doméstico.



FORNTE: ADAPTADO DE IAWQ (1995).

Figura 2.2 Distribuição das formas de fósforo no esgoto doméstico bruto

A importância do fósforo associa-se principalmente aos seguintes aspectos:

- o fósforo é um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Usualmente, o esgoto doméstico possui um teor suficiente de fósforo, mas em certos despejos industriais o teor pode ser insuficiente para o crescimento dos microrganismos;
- o fósforo é um nutriente essencial para o crescimento de algas, podendo, por isso, em certas condições, conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas;
- o fósforo não apresenta implicações sanitárias na qualidade da água.

2.2.3 Concentrações típicas de N e P no esgoto doméstico

As concentrações e cargas *per capita* das formas de N e P no esgoto doméstico naturalmente variam de localidade para localidade, mas, usualmente, enquadram-se dentro das faixas apresentadas na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 > Contribuições per capita e concentrações de nitrogênio e fósforo em esgoto doméstico bruto

PARÂMETRO	CONTRIBUIÇÃO PER CAPITA (g/hab.d)	CONCENTRAÇÃO (mg/L)
• Nitrogênio total	6,0- 10,0	35 - 60
• Nitrogênio orgânico	2,5 - 4,0	15 - 25
• Amônia	3,5 - 6,0	20 - 35
• Nitrito	≈ 0	≈ 0
• Nitrato	0,0 - 0,2	0 - 1
Fósforo	0,7 -2,0	4 - 12
• Fósforo orgânico	0,2 - 0,8	1 - 5
• Fósforo inorgânico	0,5 - 1,2	3 - 7

FORNTE: ADAPTADO DE VON SPERLING (2005).

Observa-se que as concentrações de fósforo total usualmente encontradas no esgoto sanitário do Brasil têm oscilado, mais frequentemente, em torno de 5 a 8 mgL⁻¹ devido a dois principais fatores: a baixa percentagem de tripolifosfato de sódio atualmente contido nos detergentes, e a grande quantidade de sabões a base de ácidos graxos de cadeia longa ao invés de polifosfatos (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

2.3 Eutrofização dos corpos d'água superficiais

2.3.1 Conceituação do fenômeno

A eutrofização é o enriquecimento do meio aquático com nutrientes, causando o crescimento de organismos e plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, que podem atingir níveis tais que sejam causadores de interferências aos usos desejáveis do corpo d'água. Normalmente, o maior fator de preocupação são as algas, cujo crescimento depende do aporte de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Quando a concentração dos nutrientes é elevada, tem-se também a elevação da concentração de algas no meio aquático – que pode chegar a níveis tais que cause problemas aos vários usos previstos para o corpo d'água. Em condições de elevada eutrofização, as algas poderão atingir superpopulações, no evento denominado floração das algas. A eutrofização pode também ter como resultado a proliferação de macrófitas, especialmente o aguapé (gigoga, jacinto de água).

O processo de eutrofização pode ocorrer em corpos d'água naturais (tais como lagoas, lagos, rios e córregos de baixa velocidade), ou artificiais (tais como reservatórios e represas). Em ambos os casos, são requeridas condições lânticas, sendo que outras condições ambientais, tais como o nível de assoreamento, profundidade, e turbidez, imporão a prevalência da população de algas ou de plantas macrófitas. Em geral, corpos d'água

urbanos estão sujeitos ao intenso aporte de cargas de nutrientes e de sólidos. Neste caso, o assoreamento e a redução de profundidade incentivam a proliferação de macrófitas, dada a maior possibilidade de contato entre a estrutura radicular da planta e o fundo do curso de água.

Neste item, enfoca-se como corpo d'água principalmente lagos e represas. O processo de eutrofização pode ocorrer também em rios, embora seja menos freqüente devido às condições ambientais (como turbidez e velocidades elevadas) mais desfavoráveis para o crescimento de algas e de outras plantas. No entanto, ocorrências de eutrofização em rios têm sido relatadas, constituindo motivos de preocupação crescente. Pode-se mencionar exemplos até de rios de grande porte, como o rio Tapajós, com trechos eutrofizados provavelmente em face do avanço da cultura da soja na região, com o conseqüente uso abusivo de adubo no solo da bacia do rio. Na região Nordeste do Brasil não é raro se encontrar rios eutrofizados na época de baixas vazões, que se prolonga geralmente por oito meses do ano.

As principais fontes de nutrientes em corpos d'água usualmente estão associadas à drenagem pluvial urbana e, principalmente, ao lançamento de esgoto. Como comentado, este livro aborda essencialmente os nutrientes nitrogênio e fósforo no esgoto urbano.

2.3.2 Problemas da eutrofização

São os seguintes os principais efeitos indesejáveis da eutrofização (BRANCO, 1978; BRANCO; ROCHA, 1979; VON SPERLING, 2005):

- Problemas estéticos e recreacionais. Diminuição do uso da água para recreação, balneabilidade e redução geral na atração turística devido a:
 - frequentes florações das águas
 - crescimento excessivo da vegetação
 - distúrbios com mosquitos e insetos
 - eventuais maus odores
 - eventuais mortandades de peixes
- Condições anaeróbias no fundo do corpo d'água. O aumento da produtividade do corpo d'água causa uma elevação da concentração de bactérias heterotróficas que se alimentam da matéria orgânica das algas e de outros microrganismos mortos, consumindo oxigênio dissolvido do meio líquido. No fundo do corpo d'água predominam condições anaeróbias devido à sedimentação da matéria orgânica e à reduzida penetração do oxigênio nestas profundidades, bem como à ausência de fotossíntese (ausência de luz). Com a anaerobiose, predominam condições redutoras, com compostos e elementos no estado reduzido:

- o ferro e o manganês encontram-se na forma solúvel, trazendo problemas ao abastecimento de água;
 - o fosfato encontra-se também na forma solúvel, representando uma fonte interna de fósforo para as algas;
 - o gás sulfídrico pode causar problemas de toxicidade e maus odores.
- Eventuais condições anaeróbias no corpo d'água como um todo. Dependendo do grau de crescimento bacteriano, pode ocorrer, em períodos de mistura total da massa líquida (inversão térmica) ou de ausência de fotossíntese (período noturno), mortandade de peixes e reintrodução dos compostos reduzidos em toda a massa líquida, com grande deterioração da qualidade da água. Como as algas se concentram na superfície em excesso, impedem a penetração da luz, indispensável para a fotossíntese, dificultando, desta forma, a consequente produção de oxigênio, mesmo nas horas iluminadas do dia.
 - Eventuais mortandades de peixes. A mortandade de peixes pode ocorrer em função de:
 - anaerobiose (já comentada anteriormente)
 - toxicidade por amônia. Em condições de pH elevado (frequentes durante os períodos de elevada fotossíntese, em consequência da retirada da acidez carbônica), a amônia apresenta-se em grande parte na forma livre (NH_3), tóxica aos peixes, ao invés de na forma ionizada (NH_4^+), não tóxica.
 - Maior dificuldade e elevação dos custos de tratamento da água. A presença excessiva de algas afeta substancialmente o tratamento da água captada no lago ou represa, dada a necessidade de:
 - remoção da própria alga
 - remoção de cor
 - remoção de sabor e odor
 - maior consumo de produtos químicos
 - lavagens mais frequentes dos filtros
 - Problemas com o abastecimento de águas industriais. Elevação dos custos para o abastecimento de água industrial devido a razões similares às anteriores, e também aos depósitos de algas nas águas de resfriamento.
 - Toxicidade das algas. Rejeição da água para abastecimento humano e animal em razão da presença de secreções tóxicas de cianobactérias (cianotoxinas).
 - Modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial.

- Redução da navegabilidade e da capacidade de transporte. O crescimento excessivo de macrófitas enraizadas interfere na navegabilidade, aeração e capacidade de transporte do corpo d'água, podendo comprometer o sistema de drenagem urbana e ocasionar inundações e enchentes na área de abrangência da bacia hidrográfica.

2.3.3 Controle da eutrofização

As estratégias de controle usualmente adotadas podem ser classificadas em duas categorias amplas (THOMANN; MUELLER, 1987; VON SPERLING, 1995):

- medidas preventivas (atuação na bacia hidrográfica, controlando as fontes externas)
 - controle do esgoto
 - controle da drenagem pluvial, incluindo a questão dos resíduos sólidos
 - controle do uso do solo na bacia, sobretudo quanto à utilização abusiva de adubos na agricultura e pecuária.
- medidas corretivas (atuação no lago ou represa)
 - processos mecânicos
 - processos químicos
 - processos biológicos

O presente capítulo aborda apenas as estratégias preventivas. As medidas corretivas, que implicam em uma atuação diretamente na represa, não são cobertas.

As medidas preventivas podem incluir estratégias relacionadas ao esgoto ou à drenagem pluvial. Quanto ao uso excessivo de adubos na bacia hidrográfica, trata-se de uma questão de educação, normatização, fiscalização e vigilância.

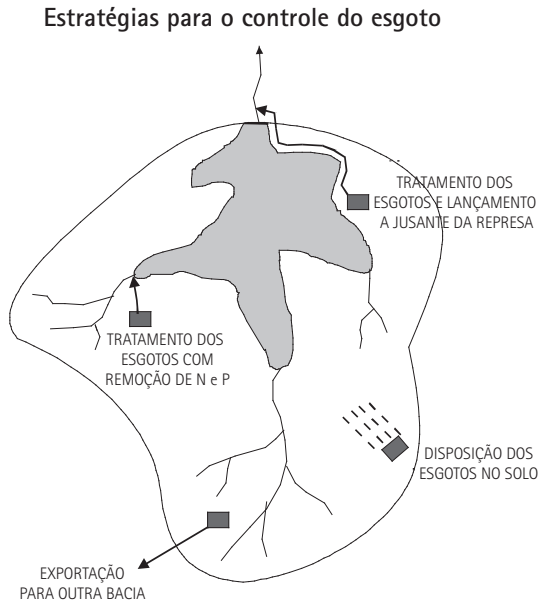
As estratégias de controle do esgoto estão ilustradas na Figura 2.3.

Controle do esgoto

- Tratamento do esgoto com remoção de nutrientes
- Tratamento convencional do esgoto e lançamento à jusante da represa
- Exportação do esgoto para outra bacia hidrográfica, que não possua lagos ou represas, seguida por tratamento convencional do esgoto
- Infiltração do esgoto no terreno (se a água do aquífero sob o terreno for utilizada para consumo humano há necessidade de tratamento com remoção de nitrogênio)

Controle da drenagem pluvial

- Controle do uso e ocupação do solo na bacia
- Faixa verde ao longo da represa e tributários
- Construção de barragens de contenção



FONTE: VON SPERLING (2005).

Figura 2.3

Estratégias para o controle do esgoto visando à prevenção do aporte de nutrientes na represa

O presente livro, em seus capítulos de 6 a 10, dedica-se à remoção de nitrogênio e fósforo no tratamento do esgoto.

Como exemplo de um corpo d'água urbano que sofreu notável melhoria em função da adoção de medidas de controle, tem-se o Lago Paranoá, no Distrito Federal. Este lago apresentava sérios sinais de eutrofização e comprometimento de seus usos múltiplos. Atualmente, em virtude das medidas adotadas, o lago é utilizado para balneabilidade e tornou-se uma opção potencial para o abastecimento de água da região. A principal estratégia foi o tratamento de esgoto com remoção de nutrientes. Maiores detalhes são dados no Capítulo 7.

2.4 Contaminação das águas subterrâneas por nitrato

O presente item discorre sobre o impacto ambiental do nitrogênio, na forma de nitrato usualmente oriundo de sistemas de disposição de esgoto no solo que envolvem infiltração (principalmente fossas, em sistemas individualizados), quando este atinge a água subterrânea. No entanto, há registros também de contaminação causada por exfiltração de esgoto em sistemas dinâmicos de coleta e transporte do esgoto, principalmente quando o sistema é bastante antigo e apresenta falhas.

O líquido que percola das fossas para o solo contém nitrogênio (convertido em nitrato, no solo). Como conseqüência, a água subterrânea sob as, ou perto das, fossas pode se tornar poluída, o que causa problemas quando a qualidade da água de abastecimento, retirada de poços, é afetada.

Quando existe grande densidade de fossas, as concentrações de nitrato podem atingir níveis muito acima daqueles recomendados pela OMS e disciplinados pelo Ministério da Saúde para águas potáveis. O nitrato é formado por uma reação sequencial catalisada por microrganismos, através da oxidação da amônia em nitrito e, do nitrito em nitrato. Concentrações de nitrato superiores a 10 mg N-NO₃⁻/L podem causar a metemoglobinemia, podendo trazer graves conseqüências para a saúde — inclusive morte, principalmente em lactentes. A sensibilidade para a metemoglobinemia parece estar relacionada ao pH estomacal das crianças (igual ou maior do que 4). Nestas condições, as bactérias redutoras de nitrato se desenvolvem no intestino delgado, reduzindo o nitrato a nitrito, que, por sua vez, é absorvido pela corrente sanguínea, provocando a conversão da hemoglobina em metemoglobina. O pigmento alterado, não transportando com eficiência o oxigênio, provoca a asfixia (WHO, 1978).

No caso do uso de fossas com infiltração dos efluentes no solo, há sempre o risco de contaminação dos aquíferos sob o terreno, qualquer que seja o nível de tratamento e a qualidade da obra ou da operação. O processo anaeróbico não remove o nitrogênio do esgoto e não há diferença significativa quanto à remoção do nitrogênio entre uma fossa rudimentar ou um tanque séptico.

O nitrato, oriundo do nitrogênio oxidado do esgoto, é praticamente estável em solos pobres em matéria orgânica. Esta estabilização acontece porque a nitrificação ocorre nas camadas superiores do solo. A desnitrificação, por seu turno, não é possível uma vez que, nestes solos pobres, não há matéria orgânica para a troca de elétrons. Como o nitrato é estável e solúvel em água, ele acaba atingindo o aquífero quando o esgoto ou efluentes de fossas são lançados ou infiltrados no solo. Por isso, em regiões arenosas situadas sobre aquíferos utilizados para captação de água para abastecimento humano, a infiltração de esgoto ou efluentes de fossas no solo causa grave problema.

Por exemplo, a cidade de Natal tem cerca de 50% do seu abastecimento de água de poços localizado no meio urbano, e capta esta água do excelente aquífero local. Por falta de sistemas de esgoto em muitas áreas da cidade, a água de abastecimento tem apresentado altas concentrações de nitrato, uma vez que o esgoto é infiltrado no solo através de fossas rudimentares ou sumidouros após tanques sépticos. Esta contaminação já obrigou o fechamento ou retirada de operação de quase metade dos poços construídos, com grande custo para a população. Mesmo assim, e apesar do esforço para diluir a água de poços com águas de superfície, algumas áreas ainda recebem água com concentrações de nitrato acima de $10 \text{ mg N-NO}_3/\text{L}$ enquanto esperam a construção do sistema de esgotamento sanitário.

Algumas conexões claras entre sistemas estáticos de tratamento e contaminação de águas superficiais e subterrâneas por nitratos têm sido efetuadas por meio da utilização de traçadores. De maneira geral, os estudos encontraram alguma ligação causal entre poluição de águas subterrâneas e sistemas estáticos de tratamento de esgoto, principalmente tanques sépticos. No entanto, o grau e o impacto de tais contaminações são ainda pouco esclarecidos. A extensão da contaminação é, também, extremamente variável e pode ser em função: do tipo de solo e da profundidade da camada não saturada pelo esgoto ou pela água; da qualidade do corpo receptor; do número de sistemas de tratamento na área e da distância destes ao corpo receptor; da velocidade de fluxo da água subterrânea; de fatores climáticos e sazonais, assim como da idade e da qualidade do projeto dos sistemas de tratamento.

2.5 Legislação relacionada ao lançamento de esgoto em corpos d'água superficiais

2.5.1. Resolução Conama 357/05

No Brasil, a legislação que se aplica ao lançamento de esgoto e à proteção dos corpos d'água superficiais é a Resolução Conama 357, de 17 de março de 2005. Esta resolução "dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências". A Resolução Conama 357/05 dividiu as águas do território nacional em águas doces (salinidade $\leq 0,05\%$), salobras ($0,05\% < \text{salinidade} < 3,0\%$) e salinas (salinidade $\geq 3,0\%$). Em função dos usos previstos, há 13 classes (águas doces: classe especial e 1 a 4; águas salobras: classe especial e 1 a 3; águas salinas: classe especial e 1 a 3). Cada classe corresponde a um agrupamento de usos com requisitos não muito distintos em termos de qualidade da água. A Tabela 2.4 apresenta um resumo dos usos preponderantes em cada classe, sendo que a Classe 1 pressupõe

os usos mais nobres, e as Classes 3 (águas salinas e salobras) e 4 (águas doces), os usos menos nobres. A Classe Especial é realmente especial, no sentido de que visa a preservar o equilíbrio natural de comunidades aquáticas (embora permita o uso para abastecimento para consumo humano), não permitindo o lançamento de efluentes, mesmo que tratados. A íntegra da resolução deve ser consultada no site do Ministério do Meio Ambiente (www.mma.gov.br), pois o presente item apresenta apenas alguns tópicos de interesse resumidos.

A cada uma dessas classes corresponde uma determinada qualidade a ser mantida no corpo d'água. Esta qualidade é expressa na forma de padrões através da referida Resolução Conama. Além dos padrões de qualidade dos corpos receptores, a Resolução Conama apresenta ainda padrões para o lançamento de efluentes nos corpos d'água (padrões de descarga ou de emissão).

Ambos os padrões estão de certa forma inter-relacionados. O real objetivo de ambos é a preservação da qualidade no corpo d'água. No entanto, os padrões de lançamento existem apenas por uma questão prática, já que é difícil se manter o controle efetivo das fontes poluidoras com base apenas na qualidade do corpo receptor. O inter-relacionamento entre os dois padrões se dá no sentido de que o atendimento aos padrões de lançamento deve garantir, simultaneamente, o atendimento aos padrões do corpo receptor. Duas situações podem ocorrer:

- Caso o efluente satisfaça os padrões de lançamento, mas não satisfaça os padrões do corpo receptor, as características do lançamento deverão ser tais que, necessariamente, atendam ao padrão do corpo receptor. Em outras palavras, nestas condições, o lançamento deverá ter características mais restritivas do que as expressas pelo padrão de lançamento usual. Esta situação pode ocorrer no caso de corpos receptores com baixa capacidade de assimilação e diluição.
- Caso o efluente não satisfaça os padrões de lançamento, mas satisfaça os padrões do corpo receptor, o órgão ambiental poderá autorizar lançamentos com valores acima dos padrões de lançamento. No entanto, esta autorização deverá ocorrer em condições excepcionais, de relevante interesse público, como fruto de estudos de impacto ambiental e, desde que permita o atendimento ao enquadramento. Esta situação pode ocorrer no caso de corpos receptores com boa capacidade de assimilação e diluição.

Os padrões de qualidade relacionados às formas de nitrogênio e fósforo, associados às diversas classes dos corpos d'água doce (maior interesse do presente livro), encontram-se resumidos na Tabela 2.5.

Tabela 2.4 > Classificação das águas em função dos usos preponderantes

USO	DOCES			SALINAS			SALOBRAS						
	1	2	3	4	1	2	3	1	2	3			
	Espec	X (a)	X (b)	X (c)	X (d)	Espec	1	2	3	Espec	1	2	3
Abastecimento para consumo humano	X	X (a)	X (b)	X (c)	X (d)						X (d)		
Preserv. equilíbrio natural das comunidades aquáticas	X					X					X		
Preserv. de amb. aquát. em unid. de conserv. de prot. integral	X					X					X		
Proteção das comunidades aquáticas		X (h)	X				X					X	
Recreação de contato primário (*)		X	X				X					X	
Irrigação		X (e)	X (f)	X (g)							X (e)	(f)	
Aqüicultura e atividade de pesca			X				X				X		
Pesca amadora				X				X				X	
Dessedentação de animais				X									
Recreação de contato secundário				X				X				X	
Navegação				X					X				X
Harmonia paisagística				X					X				X

FONTE: CONAMA (RESOLUÇÃO 357/05).

NOTAS: A) COM DESINFECÇÃO / B) APÓS TRATAMENTO SIMPLIFICADO / C) APÓS TRATAMENTO CONVENCIONAL / D) APÓS TRATAMENTO CONVENCIONAL OU AVANÇADO / E) HORTALIÇAS CONSUMIDAS CRUAS E FRUTAS QUE SE DESENVOLVAM REITES AO SOLO E QUE SEJAM INGERIDAS CRUAS SEM REMOÇÃO DE PELÍCULA / F) HORTALIÇAS, PLANTAS FRUITIFERAS E DE PARQUES, JARDINS, CAMPOS DE ESPORTE E LAZER, COM OS OUMAIS O PÚBLICO POSSA VIR A TER CONTATO DIRETO / G) CULTURAS ARBÓREAS, CEREALEIFERAS E FORRAGEIRAS / H) DE FORMA GERAL, E EM COMUNIDADES INDÍGENAS / (*) CONFORME RESOLUÇÃO CONAMA 274/2000 (BALNEABILIDADE)

Tabela 2.5 > Padrões de qualidade para corpos d'água doce relacionados às formas de nitrogênio e fósforo

PARÂMETRO	UNIDADE	ÁGUAS DOÇES			
		1	2	3	4
N amoniacal total (pH≤7,5)	mgN/L	3,7	3,7	13,3	-
N amoniacal total (7,5<pH≤8,0)	mgN/L	2,0	2,0	5,6	-
N amoniacal total (8,0<pH≤8,5)	mgN/L	1,0	1,0	2,2	-
N amoniacal total (pH>8,5)	mgN/L	0,5	0,5	1,0	-
Nitrato	mgN/L	10,0	10,0	10,0	-
Nitrito	mgN/L	1,0	1,0	1,0	-
P total (ambiente lêntico)	mgP/L	0,020	0,030	0,050	-
P total (ambiente intermediário ^(a) e tributário direto de ambiente lêntico)	mgP/L	0,025	0,050	0,075	-
P total (ambiente lótico e tributário de ambiente intermediário)	mgP/L	0,10	0,10	0,15	-

FONTE: CONAMA (RESOLUÇÃO 357/05).

NOTAS: A TABELA APRESENTA AS FORMAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO; CONSULTAR A RESOLUÇÃO CONAMA 357/05

PARA A LISTA COMPLETA E PARA A REDAÇÃO OFICIAL

VERIFICAR LEGISLAÇÕES ESTADUAIS PARA EVENTUAIS PARÂMETROS ADICIONAIS E/OU VALORES MAIS RESTRITIVOS, BEM COMO EVENTUAIS PADRÕES DE LANÇAMENTO

NAS ÁGUAS DE CLASSE ESPECIAL É VEDADO O LANÇAMENTO DE EFLUENTES OU DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DOMÉSTICOS, AGROPECUÁRIOS, DE AQUICULTURA, INDUSTRIAIS E DE QUAISQUER OUTRAS FONTES POLUENTES, MESMO QUE TRATADOS VA: VIRTUALMENTE AUSENTES

(A) AMBIENTE INTERMEDIÁRIO: TEMPO DE RESIDÊNCIA ENTRE 2 E 40 DIAS

Observa-se que o padrão de nitrogênio amoniacal varia com o pH. A razão é a influência do pH sobre o equilíbrio entre as formas de amônia, comentada no item 2.2.1. Quanto maior o pH, maior a fração da amônia presente na forma de amônia livre, que é tóxica aos peixes. Portanto, na legislação, valores mais elevados de pH estão associados a concentrações permitidas de N-amoniacal mais baixas.

Os padrões de nitrito e nitrato coincidem com os padrões de potabilidade, expressos na portaria 518/04 do Ministério da Saúde. O pressuposto é que nitrito e nitrato não sejam removidos nos processos convencionais das estações de tratamento de água (ETA), e assim, a concentração no corpo d'água (afluente à ETA) é admitida como igual à concentração da água tratada (efluente da ETA).

Os padrões de fósforo estão ligados à prevenção da eutrofização. Como os corpos d'água lênticos (lagos e represas) são mais susceptíveis aos problemas de eutrofização, seus padrões de fósforo são mais restritivos do que aqueles para ambientes lóticos (rios).

Condições específicas para os parâmetros de nitrogênio e fósforo são apresentadas no artigo 10 da referida Resolução Conama 357/05:

Art. 10º. Os valores máximos estabelecidos para os parâmetros relacionados em cada uma das classes de enquadramento deverão ser obedecidos nas condições de vazão de referência.

§ 1º (...)

§ 2º Os valores máximos admissíveis dos parâmetros relativos às formas químicas de nitrogênio e fósforo, nas condições de vazão de referência, poderão ser alterados em decorrência de condições naturais, ou quando estudos ambientais específicos, que considerem também a poluição difusa, comprovem que esses novos limites não acarretarão prejuízos para os usos previstos no enquadramento do corpo de água.

§ 3º Para águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 1,27 mg/L para ambientes lênticos e 2,18 mg/L para ambientes lóticos, na vazão de referência (CONAMA, 357/05).

Segundo a Resolução Conama 357/05, em termos dos constituintes relacionados às formas de nitrogênio e fósforo, não há padrões de lançamento para nitrito, nitrato e fósforo, existindo apenas o padrão de lançamento para nitrogênio amoniacal (20 mg/L). No entanto, a Resolução Conama 397/08 suspendeu, temporariamente, este padrão de lançamento de amônia. O leitor deverá consultar a versão mais recente da legislação pertinente, pois estão sendo efetuados estudos de atualização, principalmente no que se refere aos padrões de lançamento.

2.5.2 Avaliação do grau de dificuldade para o atendimento da Resolução Conama 357/05

Uma interpretação do grau relativo de dificuldade de se cumprir com os padrões de qualidade do corpo receptor é feita a seguir. Esta avaliação é feita em termos da razão de diluição requerida para que um determinado efluente, após lançamento em um rio, conduza ao atendimento do padrão do corpo receptor, no ponto da mistura esgotário. A razão de diluição é entendida aqui como a razão entre a vazão do rio e a vazão do esgoto. Assumindo-se uma mistura esgoto-rio integral no ponto de lançamento, tem-se o valor da razão de diluição requerida para se atender o padrão de qualidade do corpo receptor, conforme a equação 2.3:

$$\text{Razão de diluição} = \frac{Q_r}{Q_e} = \frac{(C_e - C_{\text{padrão}})}{(C_{\text{padrão}} - C_r)} \quad \text{Equação 2.3}$$

onde:

Q_r = vazão do rio a montante do lançamento (L/s)

Q_e = vazão do esgoto lançado no rio (L/s)

C_e = concentração no esgoto sendo lançado (mg/L)

C_r = concentração no rio a montante do lançamento (mg/L)

$C_{\text{padrão}}$ = concentração segundo o padrão de qualidade (ver Tabela 2.5)

A Figura 2.4 mostra as razões de diluição requeridas para se cumprir os padrões do corpo receptor para nitrogênio amoniacal e fósforo total, utilizando a Equação 2.3, segundo distintas concentrações no efluente (bruto e tratado) e distintos valores dos padrões de lançamento. Nos gráficos, as concentrações do esgoto estão no eixo do X, variando de valores típicos de esgoto brutos até baixos valores, associados a eficientes processos de tratamento de esgoto. Em cada gráfico há várias linhas, cada uma está associada a um distinto padrão do corpo d'água (ver Tabela 2.5). Para N-amoniacal, os valores dos padrões são para corpo d'água Classe 2 para os diferentes valores de pH (para melhor visualização, excluiu-se o padrão quando se tem pH > 8,5 — pouco provável de ocorrer na maioria dos rios que recebem esgoto urbano). Para fósforo, os padrões são também para Classe 2, variando entre as condições de ambiente intermediário e lótico (excluíram-se os corpos lênticos, para os quais o conceito de vazão de diluição é distinto). Assumiu-se, por simplicidade, que as concentrações no rio, a montante do lançamento, são nulas ($C_r=0$ mg/L). Naturalmente que, na realidade, este não será o caso. Assim, valores da razão de diluição ainda maiores serão requeridos na prática (ver Equação 2.3).

Observa-se que, quanto menor o valor do padrão, maior a razão de diluição requerida. Por exemplo: para N-amoniacal com uma concentração efluente de 20 mg/L, necessita-se de uma razão de diluição de 4,4:1 para o padrão de 3,7 mg/L, e uma de 19:1, para o padrão de 1,0 mg/L.

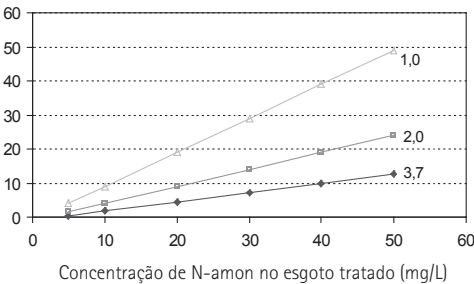
De forma similar, tem-se que, quanto maior a concentração no efluente, maior a razão de diluição necessária para atendimento ao padrão. Como exemplo, pode-se citar que: para N-amoniacal, caso a concentração efluente fosse de 5 mg/L, a razão de diluição requerida seria apenas de 0,4:1 — bem menor do que o valor mencionado de 4,4:1, necessário com o efluente de 20 mg/L (padrão do corpo d'água = 3,7 mg/L).

Observa-se, também, que o atendimento ao padrão de N-amoniacal requer menores razões de diluição do que para fósforo, ou seja, em princípio é menos difícil cumprir o padrão de amônia do que o do fósforo. Ressalte-se que a maior parte dos corpos d'água

tem valores de pH menores ou iguais a 7,5, ou seja, em casos assim aplica-se o padrão menos restritivo de N-amoniaco (de 3,7 mg/L). Já para fósforo, são necessárias razões de diluição bastante elevadas, principalmente levando-se em consideração que a maioria dos processos de tratamento de esgoto gera efluentes com teores de P que são pouco menores do que os do esgoto bruto. No cenário ainda mais realista de que as concentrações no rio a montante não serão nulas, tem-se que o atendimento do padrão de fósforo é bastante difícil de ser cumprido devido às razões de diluição típicas em corpos receptores urbanos (principalmente no período de seca) e aos processos de tratamento primário ou secundário de esgoto usualmente empregados.

Esta dificuldade em se atender os padrões do corpo receptor aponta para uma gestão integrada, em que o reúso seja uma alternativa concreta, utilizada não apenas para se ter um uso produtivo do efluente tratado, mas também para amenizar as dificuldades em relação ao atendimento à legislação ambiental. Principalmente no tocante aos nutrientes N e P, o reúso agrícola se beneficia da presença destes elementos no esgoto, ao mesmo tempo em que o lançamento em corpos receptores possui dificuldade de atendimento à legislação.

Razões de diluição requeridas – Nitrogênio amoniacal



Razões de diluição requeridas – Fósforo total

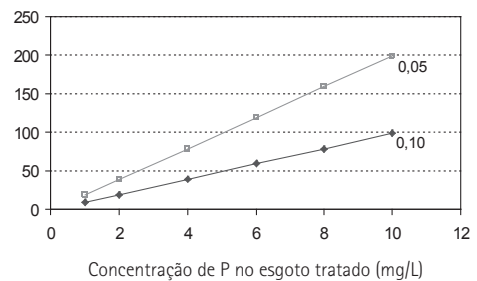


Figura 2.4

Razões de diluição requeridas (eixo Y) para se cumprir com os padrões do corpo receptor para nitrogênio amoniacal e fósforo total (valores indicados nas retas), segundo distintas concentrações no efluente (eixo dos X).

2.6 Legislação relacionada às águas subterrâneas e ao lançamento de esgoto no solo

O artigo 29 da Resolução Conama 357/05 determina que "a disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não poderá causar poluição ou contaminação das águas", mas, em si, esta determinação não é eficaz para o controle da qualidade das águas subterrâneas nem para a definição da qualidade do efluente a ser disposto no solo.

A resolução nº 15 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (11/01/2001) estabelece, no seu artigo 3, o seguinte:

I - (...)

II - O enquadramento dos corpos d'água subterrânea em classes dar-se-á segundo as características hidrogeológicas dos aquíferos e os seus respectivos usos preponderantes, a serem especificamente definidos.

III - Nas outorgas de direito de uso de águas subterrâneas deverão ser considerados critérios que assegurem a gestão integrada das águas, visando evitar o comprometimento qualitativo e quantitativo dos aquíferos e dos corpos d'água superficiais a eles interligados (CNRH, 2001).

Somente em 2008, contudo, foi aprovada e publicada a Resolução Conama 396/08, que "dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências". Em seguida, apresenta-se um resumo sucinto de trechos de interesse da Resolução Conama 396/08, com destaque para os artigos que condicionam e restringem a disposição de esgoto ou efluentes de ETEs no solo sobre aquíferos, incluindo alguns comentários. A íntegra da resolução pode ser encontrada em www.mma.gov.br.

A classificação das águas subterrâneas de acordo com a Resolução Conama 396/08 é estabelecida da seguinte forma:

Art. 3º. As águas subterrâneas são classificadas em:

I - Classe Especial: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses destinadas à preservação de ecossistemas em unidades de conservação de proteção integral e as que contribuam diretamente para os trechos de corpos d'água superficial enquadrados como classe especial;

II - Classe 1: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que não exigem tratamento para quaisquer usos preponderantes devido às suas características hidrogeoquímicas naturais;

III - Classe 2: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que podem exigir tratamento adequado, dependendo do uso preponderante, devido às suas características hidrogeoquímicas naturais;

IV - Classe 3: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, para as quais não é necessário o tratamento em função dessas alterações, mas que podem

exigir tratamento adequado, dependendo do uso preponderante, devido às suas características hidrogeoquímicas naturais;

V - Classe 4: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que somente possam ser utilizadas, sem tratamento, para o uso preponderante menos restritivo; e

VI - Classe 5: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, que possam estar com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, destinadas a atividades que não têm requisitos de qualidade para uso (CONAMA, 396/08).

Nota-se que: a classe Especial é realmente especial; as classes 1 e 2 correspondem aos aquíferos sem alteração da qualidade da água por atividades antrópicas (algo raro no meio urbano) distinguindo-se pelo fato da classe 1 não exigir tratamento para quaisquer usos, e, por fim, as classes 3 e 4 correspondem aos aquíferos com alteração de suas qualidades por atividades antrópicas — sendo que, a princípio, a distinção entre as classes 3 e 4 é dificultada em função dos requisitos de tratamento para o uso preponderante. Esta distinção das classes 3 e 4 fica mais fácil de entender quando se leem os artigos 9 e 10, que estabelecem:

Art. 9º. As águas subterrâneas de Classe 3 deverão atender ao Valor Máximo Permitido Mais Restritivo (VMPr+) entre os usos preponderantes, para cada um dos parâmetros, exceto quando for condição natural da água.

Art. 10º. As águas subterrâneas de Classe 4 deverão atender aos Valores Máximos Permitidos Menos Restritivos (VMPr-) entre os usos preponderantes, para cada um dos parâmetros, exceto quando for condição natural da água (CONAMA, 396/08).

Também não é muito fácil entender na primeira leitura a que tipo de aquífero se refere a Classe 5, embora se encontre melhor definição nas condições impostas pelo artigo 32, quais sejam: "Ficam estabelecidos como condicionantes para o enquadramento das águas subterrâneas em Classe 5 que as mesmas estejam em aquíferos, conjunto de aquíferos ou porções desses, confinados, e que apresentem valores de Sólidos Totais Dissolvidos superiores a 15.000 mg/L". Aliás, o artigo 11 estabelece que "as águas subterrâneas de Classe 5 não terão condições e padrões de qualidade conforme critérios utilizados nesta Resolução".

Quanto às condições e padrões de qualidade das águas, a Resolução 396/08 estabelece, basicamente, o seguinte:

Art. 4º. Os Valores Máximos Permitidos - VMP para o respectivo uso das águas subterrâneas deverão ser observados quando da sua utilização, com ou sem tratamento, independentemente da classe de enquadramento.

Art. 5º. As águas subterrâneas da Classe Especial deverão ter suas condições de qualidade naturais mantidas

Art. 6º. Os padrões das Classes 1 a 4 deverão ser estabelecidos com base nos Valores de Referência de Qualidade - VRQ, determinados pelos órgãos competentes, e nos Valores Máximos Permitidos para cada uso preponderante, observados os Limites de Quantificação Praticáveis - LQPs apresentados no Anexo I da própria Resolução.

Parágrafo único: Os parâmetros que apresentarem VMP para apenas um uso serão válidos para todos os outros usos, enquanto VMPs específicos não forem estabelecidos pelo órgão competente (CONAMA, 396/08).

O Anexo I apresenta: uma lista de parâmetros com maior probabilidade de ocorrência em águas subterrâneas; os respectivos Valores Máximos Permitidos (VMP) para cada um dos usos considerados como preponderantes nestas águas e os limites de quantificação praticáveis (LQP), considerados como aceitáveis para aplicação da resolução.

São considerados no Anexo I os seguintes usos preponderantes da água: consumo humano; dessedentação de animais; irrigação e recreação. O tipo de recreação não é especificado.

Esgoto sanitário ou efluentes de ETEs, dispostos no solo, geralmente não acrescentam às águas dos aquíferos a maioria dos parâmetros listados no Anexo I da resolução. Geralmente, esgoto sanitário não contém as concentrações elevadas da maioria dos 30 parâmetros inorgânicos listados (predominantemente metais), nem as concentrações dos outros tantos orgânicos, nem, tampouco, dos 29 agrotóxicos.

Porém, alguns dos parâmetros inorgânicos constantes do Anexo I da resolução causam preocupação e requerem vigilância e monitoramento quando se dispõem esgoto ou efluentes tratados no solo sobre aquíferos, quais sejam: cloreto; nitrato; nitrito; sódio; sólidos totais dissolvidos; sulfato. Quando o aquífero é pouco profundo ou aflorante, preocupam também os parâmetros de microrganismos listados no Anexo I da Resolução 396/08. A Tabela 2.6 mostra os respectivos Valores Máximos Permitidos (VMP) destes parâmetros, na resolução, para cada um dos usos considerados como preponderantes.

Tabela 2.6 > Alguns parâmetros mais frequentemente associados à disposição de esgoto ou efluentes de ETEs no solo e a ocorrência em águas subterrâneas, com seus respectivos Valores Máximos Permitidos (VMP) para cada um dos usos considerados como preponderantes

PARÂMETRO	USOS PREPONDERANTES DA ÁGUA			
	Consumo humano	Dessedentação de animais	Irrigação	Recreação
Inorgânicos	(mg/L)			
Cloreto	250		100 – 700	400
Nitrato (expresso em N)	10	90		10
Nitrito (expresso em N)	1	10	1	1
Sódio	200			300
Sólidos Totais Dissolvidos	1.000			
Sulfato	250	1.000		400
Microorganismos	(valores por 100 mL)			
E. coli	Ausentes	200		800
Enterococos				100
Coliformes termotolerantes	Ausentes	200		1.000

FORNTE: ADAPTADA DE CONAMA (RESOLUÇÃO 396/2008).

Mesmo sem pretender se fazer uma análise crítica da resolução neste texto, não se pode deixar de registrar que os valores de cloreto, nitrato, nitrito e sódio parecem muito restritivos para quando o uso preponderante for a recreação.

Ainda de acordo com a resolução, o enquadramento das águas subterrâneas nas classes será efetuado com base nos usos preponderantes mais restritivos atuais ou pretendidos, exceto para a Classe 4, para a qual deverá prevalecer o uso menos restritivo.

O artigo 12 explicita que

Os parâmetros a serem selecionados para subsidiar a proposta de enquadramento das águas subterrâneas em classes deverão ser escolhidos em função dos usos preponderantes, das características hidrogeológicas, hidrogeoquímicas, das fontes de poluição e outros critérios técnicos definidos pelo órgão competente (CONAMA, 396/08).

Mas, o seu parágrafo único acrescenta: "dentre os parâmetros selecionados, deverão ser considerados, no mínimo, Sólidos Totais Dissolvidos, Nitrato e Coliformes Termotolerantes". Esta colocação remete, portanto, aos três parâmetros que podem sofrer variação marcante quando se dispõe esgoto no solo sobre aquíferos. No entanto, é apenas no item que estabelece as diretrizes ambientais para prevenção e controle da poluição das águas subterrâneas que se encontram referências mais significativas em relação à disposição de esgoto e efluentes tratados no solo.

Quanto à recarga artificial ou injeção de águas em aquíferos, que eventualmente podem ser feitas com esgoto tratado, os artigos de 23 a 26 estabelecem o seguinte:

Art. 23. A recarga artificial e a injeção para contenção de cunha salina em aquíferos, conjunto de aquíferos ou porções desses, das Classes 1, 2, 3 e 4, não poderá causar alteração da qualidade das águas subterrâneas que provoque restrição aos usos preponderantes.

Art. 24. A injeção em aquíferos, conjunto de aquíferos ou porções desses com o objetivo de remediação deverá ter o controle dos órgãos competentes como objetivo de alcançar ou manter os padrões de qualidade para os usos preponderantes e prevenir riscos ambientais.

Parágrafo único. A injeção a que se refere o caput deste artigo não deverá promover alteração da condição da qualidade dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, adjacentes, sobrejacentes e subjacentes, exceto para sua melhoria.

Art. 25. Nos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porções desses onde ocorrerem injeção ou recarga, conforme especificado nos arts. 21 e 22, deverá ser implantado um programa específico de monitoramento da qualidade da água subterrânea.

Art. 26. Nos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, em que as águas subterrâneas estão enquadradas em Classe 5, poderá ser admitida a injeção direta, mediante controle dos órgãos competentes, com base em estudos hidrogeológicos apresentados pelo interessado, demonstrando que a injeção não provocará alteração da condição de qualidade em relação ao enquadramento das águas subterrâneas adjacentes, sobrejacentes e subjacentes, por meio de monitoramento (CONAMA, 396/08).

No entanto, apenas o artigo 27 da resolução é explícito quanto à disposição de efluentes e de resíduos no solo, quando estabelece:

Art. 27. A aplicação e disposição de efluentes e de resíduos no solo deverão observar os critérios e exigências definidos pelos órgãos competentes e não poderão conferir às águas subterrâneas características em desacordo com o seu enquadramento.

§ 1º A aplicação e a disposição, referidas no caput, não serão permitidas nos casos em que as águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porções desses estejam enquadrados na Classe Especial.

§ 2º A aplicação e a disposição serão precedidas de plano específico e programa de monitoramento da qualidade da água subterrânea a serem aprovados pelo órgão competente (CONAMA, 396/08)."

No mais, a Resolução Conama 396/08 também prevê que:

Art.19. Os órgãos competentes poderão acrescentar outras condições e padrões de qualidade para as águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, ou torná-los mais restritivos, tendo em vista as condições locais, mediante fundamentação técnica, bem como estabelecer restrições e medidas adicionais, de caráter excepcional e temporário (CONAMA, 396/08).

O artigo 22, por fim, estabelece que:

As restrições e exigências da classe de enquadramento das águas subterrâneas, aprovado pelo conselho de recursos hídricos competente, deverão ser observadas no licenciamento ambiental, no zoneamento econômico-ecológico e na implementação dos demais instrumentos de gestão ambiental (CONAMA, 396/08).

Percebe-se que a Resolução Conama 396/08 ainda necessita de avanços no que se refere ao disciplinamento da disposição de esgoto tratado no solo sobre aquíferos, mas, sem dúvida, constitui um importante referencial. Certamente, poder-se-á evoluir para uma resolução que contemple esta questão de forma mais apropriada.

Talvez ainda se vá considerar, em um futuro próximo que, a exemplo do que ocorre na Resolução Conama 357/05 para águas de superfície, também para lançamento no solo, atingindo direta ou indiretamente as águas dos aquíferos, poder-se-ia ter dois critérios básicos de restrições: um que estabelecesse limites no que se refere, por exemplo, ao padrão de lançamento no solo para qualquer que seja a técnica de disposição e as condições do aquífero. Estes seriam limites gerais, correspondentes aos do artigo 34 da Resolução Conama 357/05. O outro dependeria das condições do aquífero e das técnicas de disposição (injeção, infiltração rápida, infiltração sub-superficial, infiltração lenta e percolação, escoamento superficial, irrigação, etc). Para este segundo critério, os condicionantes deveriam ser estudados caso a caso para definição dos limites dos parâmetros de qualidade, mas poderiam ser estipulados valores guias para orientar casos típicos. Alerta-se que as diversas formas de disposição, seja injeção no aquífero, bacias de infiltração, infiltração subsuperficial através de sumidouros ou valas, escoamento superficial ou irrigação com infiltração/percolação lenta, impõem enormes diferenças para a qualidade a ser exigida dos efluentes que serão dispostos no solo. Quanto às condições do aquífero, deveriam ser considerados, além dos usos preponderantes da água, pelo menos os seguintes aspectos: caracte-

rísticas e vulnerabilidade e, sobretudo, direção e sentido de escoamento do aquífero, bem como, posições relativas do(s) ponto(s) de disposição dos efluentes. O grau de tratamento dos esgoto exigido deveria ser examinado em cada caso, e estabelecido em função destas condições.

Referências Bibliográficas

BEAL, C.D.; GARDNER, E.A.; MENZIES, N.W. Process, performance, and pollution potential: a review of septic tank–soil absorption systems. *Australian Journal of Soil Research*. [s.l.]: [s.e], v.43, n.7, p.781–802, 2005.

BRANCO, S.M. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. São Paulo: Cetesb, 1978. 620 p.

BRANCO, S.M.; ROCHA, A.A. *Poluição, proteção e usos múltiplos de represas*. São Paulo: Edgard Blücher, 1979. 185 p.

IAWQ. Activated sludge model. *International Association on Water Quality*. [s.l.]: IAWQ Scientific and Technical Reports, [s.v], n.2, 1995.

OLIVEIRA, S.M.A.C.; VON SPERLING, M. *Sistemas de esgotamento estático e seus potenciais impactos na água subterrânea*. Relatório para o projeto Vida no Vale – Secretaria de Estado de Planejamento e Gestão de Minas Gerais (EPLAG), Minas Gerais, 2006. 58 p.

THOMANN, R.V.; MUELLER, J.A. *Principles of surface water quality modeling and control*. [s.l.]: Harper International Edition, 1987. 644 p.

VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G.V.R. *O comportamento do sistema de lodos ativados*. [s.l.]: [s.e], 1999.

VON SPERLING, E. Pollution of urban lakes: causes, consequences and restoration techniques. In: *ECOURBS'95*. Rio de Janeiro: [s.e], 1995. p.18.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. In: *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto*. 3ª ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v.1, 452 p, 2005.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Environmental health criteria for nitrates, nitrites and N-nitroso compounds. In: *Environmental Health Criteria*. [s.l.]: [s.e], v.5, 1978.

3

Utilização de Esgoto Tratado na Agricultura: Aporte de Água e Nutrientes

*Roque Passos Piveli, Bruno Coraucci Filho,
Célia Regina Montes, Clístenes Williams Araújo do Nascimento,
Suetônio Mota, José Marques Júnior, Osvaldo de Oliveira,
Ronaldo Stefanutti, Sônia Botelho*

3.1 Aspectos conjunturais: a trajetória do Prosab na irrigação de culturas com esgoto tratado

As primeiras iniciativas de estudos de irrigação de culturas com esgoto tratado ocorreram no ano 2000 com o Edital 3 do Prosab. Os experimentos foram instalados em várias regiões do Brasil, junto às estações de tratamento de esgoto, onde, paralelamente, estudou-se o condicionamento do efluente para esta finalidade.

O cenário era de grande expectativa para reproduzir o sucesso exemplar dessas aplicações em outros países. No Brasil, no entanto, embora a experiência com estudos de irrigação de culturas com esgoto tratado tenha demonstrado viabilidade e eficiência, sua aplicação em larga escala permanece incipiente. Suas aplicações resumem-se a algumas instalações informais, já que não há regulamentação em nosso país para esta prática.

Nos estudos desenvolvidos pela rede do Prosab 3, os experimentos foram montados em ambientes representativos dos solos e climas brasileiros. As culturas foram escolhidas com base nas aptidões agroclimáticas e interesses econômicos regionais. Diferentes sistemas de irrigação foram estudados sob rígidos delineamentos experimentais.

As pesquisas sobre tratamento de esgoto voltaram-se, em grande parte, à desinfecção final. Comparavam as potencialidades das lagoas de maturação e de processos artificiais como a cloração e a aplicação de radiação ultravioleta, dentre outros.

A perspectiva maior, na época, era, em um primeiro momento, de se aproximar das estimativas de viabilidade técnico-econômica da irrigação de culturas com esgoto tratado, levando em conta as condições regionais brasileiras. Os paradigmas iniciais eram as quantidades de esgoto tratado utilizadas e a produtividade estimada para as culturas, e procurou-se responder às questões de interesse dos setores de saneamento e da agronomia.

No geral, os resultados experimentais agronômicos foram considerados bastante positivos quando se compararam os dados de produtividade de parcelas irrigadas convencionalmente (com água e nutrientes) com aquelas que receberam esgoto tratado. Estes resultados sinalizam, fortemente, as vantagens econômicas efetivas do aporte de nutrientes e reúso de água provenientes do esgoto.

A possibilidade de movimentação dos nutrientes, a chance de existir contaminantes residuais do esgoto no perfil do solo (excesso de sódio), e os riscos de contaminação do lençol freático (nitratos, fosfatos etc) justificaram a continuidade dos estudos. Não apenas isto, mas ainda há a possibilidade de ocorrência de fenômenos de evolução lenta que podem interferir na sustentabilidade desta prática.

Em relação aos aspectos sanitários, foi possível identificar as necessidades de desinfecção que garantam a segurança dos agricultores e produtos, que têm por referência as diretrizes da Organização Mundial da Saúde ou da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. A qualidade sanitária das plantas foi avaliada em algumas pesquisas, não tendo sido registrados casos de contaminação que constituíssem preocupação maior. Foram obtidos índices de coliformes comparáveis ou inferiores àqueles de produtos comerciais irrigados com água natural e amostrados para comparação.

A principal resposta a ser dada para as empresas de saneamento refere-se à possibilidade de quantificar o esgoto a ser utilizado na agricultura. Isto permite o planejamento que envolve desde a localização de uma nova ETE a ser implantada até as eventuais necessidades de descargas parciais ou totais em corpos d'água naturais. Há a necessidade de consolidação de um banco de dados em que se associe as demandas de esgoto de uma determinada população atendida pelo sistema à área de cultivo disponível correspondente. Evidentemente, a demanda hídrica da planta é o elemento mais importante nesta avaliação e independe da qualidade da água de irrigação. Porém, existem outras condições como a evolução das alterações nas propriedades do solo que podem recomendar maiores restrições ao uso de esgoto ou talvez incentivar o seu uso em quantidades mais elevadas.

As reflexões sobre atividades e resultados obtidos no Edital 3 do Prosab induziram à continuidade dos estudos, em busca de informações que pudessem consubstanciar

a avaliação da sustentabilidade do uso agrônomo de esgoto tratado. Novos projetos foram desenvolvidos com ênfase principal nos aspectos relativos ao sistema água-solo-planta e ao lençol freático. É certo que a estrutura dos projetos seria aproveitada também para o refinamento dos resultados acerca da produtividade e aspectos sanitários de certos grupos de culturas considerados promissores. Consideraram-se aspectos como a maior tolerância de algumas culturas ao desbalanço de nutrientes do esgoto e deu-se ênfase ao item "segurança para o consumo do produto final", utilizando-se culturas não comestíveis e de cultivo extensivo. Essas culturas, como reflorestamento, cultivos de flores e pastagens, têm grande valor econômico regional.

O cenário do Prosab 4 foi marcado por iniciativas que objetivaram subsidiar a regulamentação do uso de água no Brasil e incluiu a questão do disciplinamento do uso agrícola de esgoto tratado. A necessidade de informações locais sobre o uso agrônomo de esgoto tratado (ainda que decorrentes de experimentos em escala reduzida) ficou evidente à medida que as legislações vigentes em outros países demonstram-se demasiadamente restritivas e inaplicáveis em outra realidade econômica, por um lado. Por outro, resultados do uso agrônomo de esgoto tratado se multiplicavam na listagem de iniciativas supostamente positivas, mas sem um controle aceitável. Este fato motivou os pesquisadores do Prosab ao exercício de proposição de critérios e parâmetros com base nos resultados das pesquisas realizadas na vigência do Edital 4 do Programa. Estas pesquisas foram confrontadas com experiências e legislações internacionais de modo que fossem encontrados padrões de qualidade de água residual para a irrigação de culturas que pudessem ser adotados.

Nas pesquisas relativas ao condicionamento do esgoto, procurou-se identificar os processos de tratamento mais desejáveis para aplicação agrícola, ou seja, sistemas que garantam boa qualidade sanitária do efluente final e, na medida do possível, sem eficiências elevadas na remoção de nutrientes. Procurou-se também maior eficiência do controle do sistema de irrigação dos efeitos deletérios sobre a qualidade do solo ou da água do lençol freático. Os estudos culminaram na consolidação das características do esgoto de interesse agrônomo, que pode resultar das diversas modalidades de tratamento, servindo, desta forma, de orientação aos agrônomos interessados nesta temática.

As pesquisas desenvolvidas no edital 5 do Prosab refletem a continuidade e o aprofundamento dos aspectos mais relevantes, possibilitando a exploração dos resultados obtidos por prazos mais longos. As atividades experimentais, revestidas de nova abrangência, tiveram prosseguimento. No campo do tratamento de esgoto, foram estudados processos alternativos complementares para garantir atendimento aos padrões de emissão e de classificação de corpos d'água naturais. Visou-se solucionar

os problemas decorrentes da impossibilidade de utilização agrícola em ocasiões de chuvas ou outras situações. No campo agrônomo, além da busca de dados adicionais dos efeitos da irrigação com esgoto tratado sobre o sistema água-solo-planta, aspectos diferenciais foram introduzidos, tais como: avaliação da eficiência do sistema de irrigação na distribuição (quando alimentado com efluente); efeitos do aporte de diferentes combinações de macro e micronutrientes em complementação aos nutrientes presentes no esgoto; influência da irrigação com esgoto sobre a dinâmica agroecológica do solo e efeitos da aplicação de lâminas excedentes. Este último aspecto visou à avaliação das quantidades máximas admissíveis de esgoto, de forma a subsidiar a avaliação do uso do efluente para este fim.

Nesta fase, os efeitos sobre o solo puderam ser mais bem definidos, tendo-se como principal resultado as avaliações dos riscos da salinização e sodificação do solo. As necessárias correções periódicas do solo irrigado com efluente são um componente a ser considerado no balanço econômico do sistema. A dinâmica do carbono, a nitrificação no solo e as consequências sobre a qualidade da água do lençol freático também foram avaliados. O aumento do teor de bases e da CTC, bem como a ausência prática de contaminantes como metais pesados, podem ser consideradas constatações positivas resultantes das pesquisas.

Atualmente, os estudos continuam sendo conduzidos pelo impulso da evidência, cada vez maior, da necessidade da construção de conhecimentos na área de saneamento e agrotecnologias, assim como, da conservação dos recursos naturais. Ressalta-se a preocupação recente com a reserva mundial de fósforo, não renovável, que reforça a importância desses estudos, pela comprovação dos benefícios ecológicos e econômicos advindos da utilização do esgoto na agricultura.

Há um consenso no grupo de pesquisadores de que a irrigação de culturas com esgoto tratado é uma prática viável e recomendável, capaz de atender aos critérios agrônômicos, sanitários e ambientais que garantam a segurança da população atual, sem comprometimento das necessidades das gerações futuras.

3.2 Efeitos do uso de esgoto tratado sobre o sistema água-solo-planta e sobre o lençol freático

Será feito, inicialmente, um resumo dos fundamentos apresentados nos livros anteriores do Prosab a respeito de efeitos sobre o solo (como salinização e sodificação); efeitos sobre as plantas (como contaminação química e por patógenos) e efeitos sobre a água do lençol freático (como a possibilidade de nitrificação no solo e contaminação da água por nitrato).

3.2.1 Irrigação de culturas com esgoto tratado — panorama geral

O esgoto contribui com o aporte de água e nutrientes, havendo a necessidade de se estabelecer ou aproximar as relações entre suas quantidades geradas e as áreas a serem irrigadas sob as diferentes condições regionais brasileiras. Assim, permite-se um melhor planejamento, podendo-se identificar, por exemplo, que a quantidade de esgoto produzido por um pequeno município pode ser pouco significativa para a irrigação de uma grande área de reflorestamento, ou que um pequeno agricultor interessado neste tipo de irrigação não deverá representar grande alívio de carga para a empresa de saneamento.

Além do aporte de água, a irrigação com esgoto contribui com o aporte de nutrientes, cujas demandas são variáveis em função das características dos solos e das culturas, podendo complementar com parcela significativa, e de forma contínua, a fertilização mineral convencional. Administrar o aporte de nutrientes advindos do esgoto é fundamental, pois quantidades excessivas podem trazer problemas para as culturas e para o meio ambiente. Como exemplos, o excesso de nitrogênio no esgoto e a consequente nitrificação no solo aumentam a possibilidade de contaminação do aquífero subterrâneo com nitrato. O excesso de sais aportados pelo esgoto pode influir no equilíbrio osmótico das plantas comprometendo a absorção de água. A sodificação, por seu turno, provoca danos à estrutura do solo, podendo reduzir a velocidade de infiltração de água com consequentes efeitos sobre as plantas. As concentrações elevadas de sódio na água de irrigação, acompanhadas de baixas concentrações de cálcio e magnésio representam elevadas razões de adsorção de sódio, o que pode ter como consequência a dispersão de argilas e obstrução dos poros do solo — caso o sistema não seja bem manejado.

O panorama internacional apresenta situações díspares em termos de quantidades e cuidados no que se refere à utilização de esgoto tratado, merecendo atenção a irrigação com esgoto de 1.330.000 ha na China, contra 14.000 ha nos EUA e 10.000 ha em Israel. Na Europa, destacam-se os 28.000 ha irrigados com esgoto na Alemanha. A Argentina apresenta 37.000 ha (MARA, CAIRNCROSS; STRAUSS, BLUMENTHAL, *apud* BASTOS, 2003). O México possui 250.000 ha de terras irrigadas com esgoto, sendo notória a situação da capital, com 45 m³/s de esgoto distribuído em canais e reservatórios, irrigando 80.000 ha onde se cultivam forrageiras e cereais.

Existem exemplos, em países desenvolvidos ou não, pelos quais se pode relacionar o grau de desenvolvimento à segurança desta prática de irrigação, havendo a necessidade de se disciplinar a atividade de forma equilibrada, sem permitir riscos consideráveis, mas sem impor limites excessivamente restritivos que inviabilizem os projetos. Limites mais restritivos que os próprios padrões para o lançamento em corpos d'água desmotivarão as companhias de saneamento a enviar o esgoto tratado para áreas agricultáveis.

O esgoto possui organismos patogênicos de diversas características que apresentam diferentes níveis de resistência em relação aos processos de desinfecção. Barreiras de natureza física associadas às ações químicas podem ser necessárias para a garantia de uma qualidade biológica segura do esgoto tratado. Há a necessidade de controle, sendo as bactérias do grupo coliformes as mais utilizadas como indicadores. As legislações que objetivam a regulamentação do reúso de água costumam incluir também a contagem de ovos viáveis de helmintos. Seria interessante ampliar o controle biológico, mas, por questões prático-econômicas, isto, normalmente, não é possível. Apresenta-se, como recurso, a possibilidade de se relacionar a presença de patógenos com outras características da água, como é o caso da avaliação indireta da presença de protozoários em função dos dados de turbidez. De uma maneira geral, os principais limites propostos em legislações incluem 10^3 NMP/100 mL para coliformes termotolerantes e 1,0 ovo/L para helmintos, para uso em irrigação irrestrita. Evidentemente, há a necessidade de um maior refinamento de critérios e parâmetros, mas esta idéia preliminar permite identificar que um sistema de lagoas de estabilização atenderia a esta premissa, enquanto que outros processos podem exigir filtração e desinfecção artificial adicionais.

Os sistemas de lagoas de estabilização, que incluem lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação, são considerados eficientes na remoção de organismos patogênicos do esgoto. Não provocam grandes remoções de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. Por isto, são duplamente qualificados para terem os efluentes utilizados em projetos de irrigação de culturas. Também os tratamentos anaeróbios em reatores UASB e outros não removem, consideravelmente, os principais nutrientes do esgoto, mas demandam desinfecção complementar. Os processos biológicos aeróbios mecanizados, como lodos ativados, lagoas aeradas e filtros biológicos, providenciam efluentes mais clarificados, mais bem condicionados para a desinfecção e em melhores condições para uso agrônomico. Porém, o maior nível de remoção de nutrientes pode não ser interessante, em que pese principalmente os sistemas que promovem remoção de nitrogênio por meio de nitrificação e desnitrificação.

3.2.2 Efeitos da irrigação com esgoto tratado sobre os atributos do solo

Inicialmente, será feita uma síntese dos principais fundamentos de química e fertilidade do solo, relacionados à aplicação de esgoto neste sistema.

O solo é o resultado das interações entre os seguintes fatores de formação: rocha, organismos, clima, relevo e tempo. Uma característica de sua evolução é a variação de horizontes, cujas propriedades são típicas, dependendo do local. Daí decorre o fato de que solos desenvolvidos em áreas tropicais são geralmente profundos e de baixa fertilidade devido à intensa lixiviação de bases, como cálcio, magnésio e potássio, por exemplo.

3.2.2.1 Constituintes do solo

Sob o ponto de vista agrônomo, o solo ideal deve ser constituído de 50% de material sólido (minerais e matéria orgânica – esta última em torno de 5%), 25% de água e 25% de ar. Com relação aos sólidos inorgânicos, a argila representa a fração de partículas com diâmetro igual ou inferior a 0,002 mm e o silte, partículas com diâmetro médio entre 0,002 mm e 0,02 mm. Estas partículas mais finas são constituídas dos minerais mais importantes para os fenômenos químicos do solo por possuírem superfície específica elevada, cargas elétricas positivas e negativas e estarem dispersas em meio aquoso. A areia representa a fração de partículas com diâmetro de 0,02 mm a 2 mm tendo muito baixa superfície específica e baixa reatividade em decorrência da quase inexistência de cargas elétricas. A fração sólida contempla ainda a matéria orgânica, a qual desempenha funções primordiais no solo tais como: adsorção de íons, retenção de água, melhoria de propriedades físicas, fonte de carbono para microrganismos e capacidade tampão. A adição de matéria orgânica ao solo é particularmente importante em condições tropicais, em que seus teores são naturalmente baixos. A biomassa, ou matéria orgânica viva do solo, desempenha papel fundamental no solo. Sua decomposição libera elementos importantes como o carbono e o nitrogênio, bem como nutrientes para nutrição mineral das plantas cultivadas.

3.2.2.2 Propriedades físicas do solo

As propriedades físicas do solo influenciam decisivamente em seu comportamento como meio ecológico. Influem no movimento de água e solutos, no crescimento das plantas e, conseqüentemente, no manejo do sistema.

As características físicas de um solo são ditadas: pela forma como as partículas sólidas (areia, silte e argila) se encontram distribuídas proporcionalmente no material, característica que define a textura do solo; e pela sua organização em agregados maiores, característica conhecida como estrutura. A estrutura do solo é responsável pela sua macroporosidade e microporosidade, a qual deve ser adequadamente distribuída. No espaço dos macroporos ocorre a movimentação mais intensa de água e circula o ar para respiração de raízes e microrganismos. Os microporos, por sua vez, são responsáveis pela retenção da solução do solo onde se encontram os nutrientes vegetais. A formação e manutenção de agregados são influenciadas pelo manejo – que deve ser adequado à conservação do solo, em virtude da importância do solo estar agregado para produção das culturas.

A porosidade e a densidade são características importantes associadas à textura e estrutura do solo. Os solos arenosos são caracterizados pela grande quantidade de macroporos que, quando profundos, lhes conferem alta capacidade de drenagem e,

consequentemente, aumentam os riscos de contaminação do lençol freático quando contaminantes são percolados junto com o esgoto aplicado ao solo. Nos solos argilosos predomina a estrutura microporosa, que conduz à menor percolação da água. Esses solos, com argilas de alta atividade, possuem maior capacidade de retenção química de íons devido a maior quantidade de cargas negativas presentes, diminuindo, portanto, a lixiviação de íons tóxicos no perfil do solo.

A proporção entre massa e volume do solo define sua densidade. Logo, solos com maior porosidade total têm, consequentemente, menor densidade. A densidade do solo tem importantes efeitos sobre a movimentação de água no perfil, distribuição de raízes e absorção de nutrientes, visto que está diretamente relacionada com a quantidade e distribuição de poros. Solos arenosos têm maior macroporosidade e, desta forma, a percolação de água é alta. Em geral, contudo, os solos mais argilosos apresentam maior porosidade total devido ao grande número de microporos e, por isso, retêm mais água.

A agregação das argilas ocorre por floculação. Quando há predomínio de carga negativa, elas atraem cátions como Ca^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} , etc., contribuindo com a ação dos colóides orgânicos para a estabilidade dos agregados. Quando o cátion predominante é o Na^+ não ocorre a floculação e as argilas permanecem dispersas – o que impossibilita a agregação e diminui a permeabilidade e movimento do ar no solo (Figura 3.1). Este é um problema típico decorrente da irrigação com águas salinas, ou de regiões com evapotranspiração maior que precipitação. A agregação das partículas do solo pode ocorrer também por meio de umedecimento e ressecamento entre chuvas ou irrigações cíclicas. Registra-se que há solos com maior aptidão para salinização ou sodificação (Figura 3.1).



FOTO: PROF. MATEUS ROSAS RIBEIRO – UFRPE.

Figura 3.1

Planossolo nátrico órtico típico no sertão de Pernambuco apresentando desestruturação devido ao excesso de sódio (Na^+) com consequente baixa permeabilidade e penetração de raízes

3.2.2.3 Propriedades químicas e físico-químicas

As principais propriedades químicas e físico-químicas do solo são determinadas pelo material coloidal e húmus. A maioria dos solos brasileiros apresenta carga líquida negativa, o que confere ao sistema uma capacidade de troca de cátions (CTC). Esta capacidade permite ao solo reter nutrientes minerais (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , K^+ e NH_4^+) e fornecê-los às plantas de acordo com a diminuição da concentração dos mesmos na solução do solo. Este fenômeno é essencial para a nutrição das plantas. Os solos mais intemperizados apresentam balanço líquido de cargas elétricas positivas, o que lhes conferem uma capacidade de reter ânions (CTA), tais como SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , HCO_3^- . Outro aspecto a ser considerado é relativo às reações de adsorção mais específicas. Adsorção de metais em óxidos de ferro e alumínio, por exemplo, pode provocar a imobilização de íons tóxicos, evitando a contaminação das águas subterrâneas.

3.2.2.4 Características dos solos brasileiros

Os solos brasileiros, assim como os demais solos tropicais, possuem composição mineralógica simples, sendo constituídos basicamente por minerais silicatados 1:1 (caulinita), óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio. São bastante intemperizados e profundos, geralmente ácidos, e pobres em matéria orgânica e nutrientes minerais (especialmente Ca, Mg e P). Possuem baixa CTC quando comparados aos solos de clima temperado — que são ricos em argilo-minerais do tipo 2:1 (montmorilonita e vermiculita), e capazes de reter cátions em muito maior quantidade. Devido a essas características, práticas como calagem, fertilização e adição de matéria orgânica são essenciais para obtenção de elevadas produtividades nestes solos. Neste aspecto, o aporte de nutrientes ao solo devido à irrigação com esgoto pode ser importante e implicar em redução de custos com a fertilização mineral convencional.

3.2.2.5 Alterações nos atributos do solo causadas pela irrigação com esgoto

O esgoto sanitário possui características que podem alterar os atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Pode ocorrer aumento de pH e da velocidade de decomposição de matéria orgânica, com conseqüente alteração na ciclagem de nutrientes como o carbono e o nitrogênio, reduzindo, desta forma, a disponibilidade de carbono orgânico e de nitrogênio total, via nitrificação e desnitrificação. Por outro lado, alguns autores observaram aumentos na concentração de carbono e nitrogênio total, indicando que o aporte desses nutrientes pelo esgoto compensa a redução causada pelos fenômenos anteriormente descritos. O aporte de fósforo pelo esgoto não é excessivo e as formas presentes podem ser consideradas assimiláveis pelas plantas.

Outro problema que pode estar associado à irrigação com esgoto é o aporte dos íons cloreto e sulfato, que, associados ao sódio, são potenciais causadores de salinização do solo. Assim, o controle da sodificação e da salinização deve ser considerado imprescindível para prática de irrigação com esgoto tratado. Recomenda-se o monitoramento dos seguintes atributos: condutividade elétrica, percentual de sódio trocável, razão de adsorção de sódio e o pH.

O percentual de sódio trocável (PST) é definido por (Equação 3.1):

$$\text{PST} = \frac{Na}{CTC} \times 100 \quad \text{Equação 3.1}$$

onde:

Na: sódio trocável ou adsorvido, em $\text{mmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$

CTC: capacidade de troca de cátions do solo (Ca + Mg + Na + K + Al + H), em $\text{mmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$

Problemas com sodificação de solos passam a ser importantes quando o PST atinge valores superiores a 15%. Neste caso, a produtividade das culturas pode ser diminuída pela desestruturação do solo e baixa permeabilidade à água, como discutido anteriormente. Solos sódicos, portanto, exigem manejo para sua recuperação e retorno ao ciclo produtivo. Com relação à condutividade elétrica, solos com $CE > 4 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ são considerados salinos e podem ter efeitos tóxicos de Cl sobre as plantas. A irrigação com esgoto tratado, se não adequadamente manejada, pode provocar aumentos no PST e na condutividade elétrica, acarretando problemas na condutividade hidráulica do solo.

Metais pesados tóxicos, a exemplo de Cd, Pb e Ni, encontram-se geralmente em baixa concentração na maioria do esgoto tratado e não parecem representar maiores problemas para a utilização do esgoto na irrigação. De qualquer maneira, o monitoramento desses íons no esgoto e no solo merece atenção para garantir a sustentabilidade ambiental da prática.

3.2.2.6 A irrigação com esgoto tratado e a fertilidade do solo

O pH indica o condicionamento e a disponibilidade de nutrientes no solo, visto que atua sobre o equilíbrio das diversas espécies químicas presentes, principalmente em termos de solubilidade. Assim, os metais em geral, como ferro, cobre, manganês, zinco e alumínio têm sua disponibilidade reduzida com a elevação do pH, por precipitarem na forma de hidróxidos e carbonatos. Já elementos como o nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, molibdênio e o íon cloreto têm a disponibilidade aumentada com a elevação do pH. Assim, considera-se o meio neutro adequado para a obtenção da disponibilidade máxima de nutrientes, sendo os valores de pH próximos a 6,5 os mais indicados para o desenvolvimento da maioria das culturas.

A importância da matéria orgânica é inquestionável. Ela se constitui substrato da atividade microbiana e influencia a fertilidade e atributos físicos, químicos e biológicos do solo, conferindo-lhe estrutura granular, porosidade e retenção de umidade. A matéria orgânica, devido às contribuições para aumento da CTC, é fundamental para o aumento da retenção de cátions em solos tropicais, os quais naturalmente possuem minerais de baixa capacidade de troca catiônica.

O nitrogênio, dependendo da concentração de matéria orgânica, apresenta dinâmica variável no solo, atividade microbiana e outras características que tornam seu comportamento de difícil previsão. Além disso, a necessidade de doses adequadas de nitrogênio em diferentes épocas do crescimento das culturas faz necessário o controle efetivo das taxas de irrigação. Salienta-se que o excesso de nutrientes pode ser prejudicial à planta, bem como pode levar à migração de formas tóxicas, como o nitrato, para a água subterrânea.

Com relação ao fósforo, nutriente limitante para produção das culturas em solos tropicais, a prática da irrigação com esgoto pode auxiliar na redução de custos com a adubação. Este elemento encontra-se disponível em solos com pH em torno de 6,5. Em solos com pH mais elevado, sua solubilidade é diminuída pela precipitação com Ca e Mg, enquanto em solos ácidos, o fósforo forma precipitados com Fe e Al. O fósforo pode sofrer, ainda, reações de fixação (adsorção específica) em minerais de argila, como caulinita e óxi-hidróxidos de ferro e alumínio do solo, e tornar-se indisponível para as plantas.

O potássio, devido ao fato de ser um íon monovalente, apresenta alta mobilidade no solo e pode perder-se facilmente por lixiviação — especialmente em solos de baixa CTC e que receberam aporte elevado de Ca e Mg, elementos que competem com o K pela adsorção ao solo. O manejo da irrigação com esgoto, portanto, deve prever essas interações para garantir o suprimento adequado de potássio às plantas.

3.2.3 Irrigação com esgoto: efeitos sobre as plantas

Os nutrientes, ou íons essenciais às plantas, podem ser divididos em dois grupos principais: macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S), assim denominados por serem exigidos pelas plantas em grandes quantidades, e micronutrientes (Fe, Cu, Zn, Mn, Ni, Cl, Mo e B), exigidos pelo metabolismo vegetal em pequenas quantidades por participarem principalmente de reações enzimáticas (enquanto os macronutrientes, em geral, são principalmente constituintes de tecidos vegetais).

Em geral, o solo não possui todos os nutrientes nas quantidades e disponibilidades necessárias para as culturas, havendo, portanto, a necessidade de fertilização mineral, orgânica ou via fertirrigação para fornecimento suplementar de nutrientes às plantas.

Os nutrientes são transportados até as raízes e radículas da planta, a partir da solução de solo, por movimentos de difusão e fluxo de massa. Os nutrientes apresentam graus de mobilidade diferentes nas plantas. Nitrogênio, potássio, magnésio, cloro e molibdênio, por exemplo, são considerados móveis no solo e transportados principalmente por fluxo de massa. O fósforo, por sua vez, é um elemento pouco móvel no solo, deslocando-se para as raízes por mecanismo de difusão.

A capacidade que alguns solos possuem de diminuir a incidência de doenças em plantas ou de restringir o desenvolvimento de patógeno (supressividade do solo) pode ser alterada pela aplicação de determinados insumos ao solo, como por exemplo, calcário, lodo de esgoto, estercos e efluentes. É possível que a adição de elementos minerais e aumento da atividade microbiana advindos da irrigação com esgoto possam inibir o desenvolvimento de alguns patógenos, especialmente pela competição com outros microrganismos no solo. Estudos recentes do grupo de pesquisa da UFPE/UFRPE demonstram um efeito inibidor da aplicação de efluente no solo sobre a patogenicidade de nematóides para a cultura do milho. Esta linha de pesquisa, nova no âmbito do ProSab, deverá ser continuada para o desenvolvimento de metodologias e avaliação deste efeito supressivo do efluente sobre os nematóides e outros patógenos do solo.

3.2.4 Problemas causados às plantas por alguns elementos

Os danos às plantas, causados pelo acúmulo excessivo de elementos no tecido vegetal, constituem forma importante de fitotoxicidade. O alumínio, presente nos solos brasileiros devido à acidez, impede o desenvolvimento das radículas. Neste contexto, o pH do solo exerce efeitos importantes, pois influi na solubilidade dos elementos.

A toxicidade de espécies iônicas depende das características da espécie e variedade da planta, que possuem diferentes capacidades de absorção, acúmulo e exportação dos diversos íons. Por outro lado, atributos do solo, como concentração de matéria orgânica, CTC, pH e potencial redox, governam a disponibilidade dos íons, nutrientes ou metais pesados. A alta salinidade da água, traduzida pela condutividade elétrica, pode comprometer o cultivo de culturas mais sensíveis. Por outro lado, baixa salinidade, em elevada proporção de sódio em relação ao cálcio e magnésio (RAS), diminui a infiltração de água no solo. O esgoto tratado em lagoas de estabilização, reatores anaeróbios (tipo UASB) e filtros biológicos percoladores possuem condutividade elétrica na faixa de 0,6 a 1,0 dS.m⁻¹ e RAS normalmente entre 1,6 e 3,7 (mmol.L⁻¹)^{0,5}.

3.2.5 Esgoto sanitário tratado como fonte de água e nutrientes

O sistema solo-planta manejado adequadamente promove a absorção e retenção dos elementos do esgoto, incorporando-os à massa seca, sem que ocorra acúmulo

no solo e contaminação do lençol freático. Isto é, promove a ciclagem de nutrientes, reduzindo a demanda por fertilização.

Em cálculo desenvolvido nos estudos do Prosab 4, considerou-se a produção *per capita* de esgoto de 150 L.hab.d⁻¹ e a demanda de irrigação de 1.000 a 2.000 mm.ano⁻¹, típica de regiões semiáridas. Considerando-se as concentrações de 15 a 35 mgN.L⁻¹, 5 a 10 mgP.L⁻¹ e 20 mgK.L⁻¹, tem-se a aplicação de nutrientes de N: 150 a 700 kg.ha⁻¹; P: 50 a 200 kg.ha⁻¹ e K: 200 a 400 kg.ha⁻¹. Estes resultados podem ser significativos em relação às demandas de fertilizantes das diversas culturas.

3.2.6 Qualidade da água para irrigação

A água utilizada para irrigação deverá atender às necessidades da cultura e ao teor de água do solo, de forma a evitar ou minimizar a ocorrência de problemas para o crescimento das plantas. Uma preocupação constante refere-se à salinidade do solo, tendo em vista que os sais dissolvidos na água de irrigação podem acumular-se na solução do solo e em torno da zona radicular, dificultando a absorção de água. Reitera-se que a concentração de sais na água, ou de sólidos dissolvidos, relaciona-se com a condutividade elétrica.

Dependendo de suas características, a água de irrigação pode levar à redução da condutividade hidráulica do solo em razão da dispersão de argilas, distribuição no perfil do solo e obstrução dos poros, dificultando a penetração de água até a zona radicular. Neste sentido, íons cálcio conferem estabilidade aos agregados que estruturam o solo, enquanto íons sódio provocam a dispersão de argilas.

Geralmente, porém, a salinidade aumenta a velocidade de infiltração de água no solo. Assim, a baixa salinidade, ou elevada proporção de sódio em relação ao cálcio, é um fator que provoca diminuição na velocidade de infiltração da água.

A razão de absorção de sódio (RAS) é definida por:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}} \quad \text{Equação 3.2}$$

onde:

Na⁺, Ca⁺² e Mg⁺² representam as concentrações de íons em solução, expressas em mmol_c.L⁻¹.

Em síntese, pode-se dizer que os principais atributos utilizados na avaliação de problemas na infiltração de água no solo são: a condutividade elétrica (CE) e a razão de absorção de sódio (RAS).

Em síntese, ainda, os atributos de interesse do esgoto a ser utilizado na irrigação de culturas são: a concentração de matéria orgânica — expressa em DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), COT (Carbono Orgânico Total) ou COD (Carbono Orgânico Dissolvido); a concentração de sólidos dissolvidos totais (a condutividade elétrica e a razão de adsorção de sódio, envolvidos com a permeabilidade ou velocidade de infiltração de água no solo); sólidos em suspensão totais (que podem trazer problemas ao equipamento de irrigação); substâncias tóxicas como metais pesados e microrganismos (já que a alteração da biota resulta em modificações na atividade no solo e já que o esgoto pode trazer problemas de contaminação por bactérias, vírus, protozoários e helmintos); nitrogênio, fósforo e outros nutrientes que suprem parcialmente as necessidades das culturas — sendo que o nitrogênio, além de ser nutriente, pode estar relacionado à possibilidade de contaminação da água subterrânea por mecanismos bioquímicos de nitrificação e desnitrificação.

3.3 Balanço hídrico e lâminas d'água de irrigação: características gerais e fundamentos sobre evapotranspiração de culturas

Considerando que a determinação das quantidades de água aplicadas às culturas é de fundamental importância para a avaliação da viabilidade da utilização de esgoto tratado, os fundamentos envolvidos com o balanço hídrico do sistema devem ser estabelecidos. Na determinação das lâminas de irrigação, a evapotranspiração das culturas é o elemento mais importante para a determinação das quantidades de esgoto a serem utilizadas na irrigação, tendo em vista que este é o mecanismo que regula o aporte de água às plantas. Por outro lado, em vários ambientes brasileiros, as elevadas necessidades hídricas poderão inviabilizar o sistema produtivo, por excesso da disposição de nutrientes.

3.3.1 Lâmina da água de irrigação

A lâmina de irrigação a ser aplicada depende da capacidade de armazenamento do solo e da dinâmica de entradas e saídas de água no solo, ou balanço hídrico. Pode-se escrever:

$$I = \text{ARM} - P_{\text{ef}} + \text{ET}_c \quad \text{Equação 3.3}$$

onde:

I: lâmina da água fornecida por irrigação (em mm)

ARM: armazenamento de água no solo (em mm)

P_{ef} : precipitação pluvial efetiva (chuva efetiva) – (em mm)

ET_c : evapotranspiração da cultura (em mm)

O conceito de precipitação efetiva está ligado ao fato de que pode ocorrer percolação profunda incontrolada quando há muita umidade, devendo-se considerar apenas a parte armazenada no solo.

Para situações de elevado grau de salinidade ou sodificação, introduz-se a fração de lixiviação (F_L), determinada em função dos valores de condutividade elétrica da água de irrigação e do limite de condutividade elétrica do solo para que a cultura não sofra redução de produtividade.

$$I = ARM - P_{ef} + F_L + ET_c \quad \text{Equação 3.4}$$

onde:

I: lâmina da água fornecida por irrigação (em mm)

ARM: armazenamento de água no solo (em mm)

P_{ef} : precipitação pluvial efetiva (chuva efetiva) – (em mm)

ET_c : evapotranspiração da cultura (em mm)

F_L : fração de lixiviação (em mm)

Para o planejamento do manejo, ou controle ambiental do sistema de irrigação, é preciso obter-se dados de evapotranspiração das culturas, saber como podem ser obtidos ou determinados, como são expressos e os fatores que afetam este fenômeno. A idéia central é determinar a evapotranspiração a partir de dados de referência obtidos em culturas sob condições padrão.

3.3.2 O processo de evapotranspiração

De acordo com o boletim "Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements" (FAO,1988), o processo de evapotranspiração é considerado a combinação de dois processos separados em que a água é perdida ou por evaporação direta da superfície do solo ou pela transpiração das culturas.

A evaporação é o processo em que a água no estado líquido é convertida em vapor d'água, sendo assim removida da superfície de evaporação, como é o caso dos solos e de plantas úmidas. A energia solar e a temperatura do ar são os agentes propulsores da vaporização. O vapor d'água formado é removido da superfície devido à diferença entre a pressão de vapor da água e a pressão atmosférica. A velocidade de transferência é decrescente em função da saturação da atmosfera ao redor, sendo sua renovação influenciada pela ação de ventos. Desta forma, a radiação solar, a temperatura, a umidade do ar e a velocidade do vento são variáveis a serem consideradas na avaliação do processo de evapotranspiração. No solo, o grau de sombreamento da cultura e a quantidade de água disponível na superfície de evaporação são outros fatores a serem considerados. As águas da chuva e de irrigação, bem como a proveniente do lençol freático, umedecem a superfície do solo. Onde o solo é capaz de armazenar água

suficiente para suprir a demanda da evaporação, ela é regida apenas pelas condições meteorológicas. Entretanto, se o intervalo entre chuvas ou irrigações é grande, a superfície do solo pode entrar em processo de secagem, limitando progressivamente o processo de evaporação. Se o solo não for irrigado, a evaporação decresce rapidamente, podendo cessar em poucos dias (FAO, 1998).

3.3.3 Transpiração

A transpiração consiste na vaporização da água no estado líquido contida nos tecidos das plantas e a transferência do vapor para a atmosfera. As culturas perdem água principalmente pelos estômatos, pequenas aberturas nas folhas pelas quais os gases e o vapor d'água podem passar.

A água e os nutrientes nela dissolvidos são retirados da solução de solo pelas raízes e transportados ao longo da planta. A vaporização ocorre nos espaços intracelulares das folhas e a troca de vapor com a atmosfera é controlada pela abertura dos estômatos. Praticamente, toda água retirada do solo pela planta é perdida e apenas uma pequena fração é incorporada.

A transpiração, assim como a evaporação direta, tem por fonte de energia a radiação solar e a temperatura do ar, e dependem, também, do gradiente de pressão de vapor e dos ventos. A quantidade de água no solo e a capacidade deste de conduzir água à região radicular também influem na velocidade de transpiração, assim como as características (tipos) das culturas, aspectos ambientais e práticas agronômicas.

3.3.4 Evapotranspiração (ET)

A evaporação e a transpiração ocorrem ao mesmo tempo, sendo difícil caracterizá-las separadamente. A evaporação de um solo cultivado é determinada pela disponibilidade de água e pela incidência da radiação solar à sua superfície, sendo que esta última decresce ao longo do crescimento da cultura por efeito de sombreamento crescente. Assim, no início do período de cultivo, a evaporação é predominante, embora a transpiração passe a prevalecer ao final do crescimento.

A taxa de evapotranspiração (quantidade de água perdida por uma superfície cultivada em unidades de altura de água) é expressa em milímetros por unidade de tempo (horas, dias, anos ou o ciclo de cultivo). Como um hectare corresponde a 10.000 m² e 1 mm é igual a 0,001 m, uma perda de 1 mm de água corresponde à perda de 10 m³ de água por hectare. Isto significa que 1 mm.d⁻¹ é equivalente a 10 m³.ha.d⁻¹.

As alturas de águas podem também ser associadas com a energia (calor requerido para vaporizar a água) recebida por unidade de área. Essa energia, chamada de calor latente de vaporização (λ), depende da temperatura da água. A 20°C, λ vale aproximadamente

$2,45\text{MJ.kg}^{-1}$, ou seja, 2,45 MJ são necessários para vaporizar 1 kg ou $0,001\text{ m}^3$ de água. A energia introduzida de 2,45 MJ por m^2 é capaz de vaporizar 0,001 m ou 1 mm de água, o que significa que 1 mm é equivalente a $2,45\text{ MJ.m}^{-2}$. A taxa de evapotranspiração é expressa em $\text{MJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, e representada por $\lambda\text{ ET}$, ou fluxo de calor latente. Para a conversão entre as formas em que se apresenta a taxa de evapotranspiração, a Tabela 3.1 pode ser consultada (FAO, 1998).

Tabela 3.1 > Fatores de conversão para resultados de evapotranspiração

	ALTURA	VOLUME POR UNIDADE DE ÁREA		ENERGIA POR UNIDADE DE ÁREA (*)
	mm.d^{-1}	$\text{m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$	$\text{L.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$	$\text{MJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$
1 mm.d^{-1}	1	10	0,116	2,45
$1\text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$	0.1	1	0,012	0,245
$1\text{L.s}^{-1}.\text{ha}^{-1}$	8,640	86,40	1	21,17
$1\text{ MJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	0,408	4,082	0,047	1

FONTE: FAO (1998).

NOTA: (*) PARA ÁGUA COM DENSIDADE DE 1000KG.M^{-3} E A 20°C

3.3.5 Fatores que afetam a evapotranspiração

Os principais fatores que afetam a evaporação e a transpiração são as condições climáticas, características das culturas, manejo e aspectos ambientais. As principais características climáticas que influenciam a evapotranspiração são a radiação, a temperatura do ar, a umidade e a velocidade do vento. A capacidade de evaporação da atmosfera é expressa relativamente à evapotranspiração de uma cultura de referência padronizada (ET_0). A ET_0 é a demanda para evaporação de culturas desenvolvidas em campos grandes, sob condições de insolação, ambientais e de manejo ótimas, que resultam em produção plena sob dadas condições ambientais.

3.3.6 Fatores relativos à cultura

O tipo de cultura, a variedade e o estágio de desenvolvimento devem ser considerados para a determinação da evapotranspiração. A resistência à transpiração é influenciada pela altura, rugosidade, capacidade de reflexão e características do enraizamento das culturas e cobertura do solo. A ET , contudo, resulta diferentemente para diferentes culturas, ainda que sob as mesmas condições ambientais (FAO, 1998).

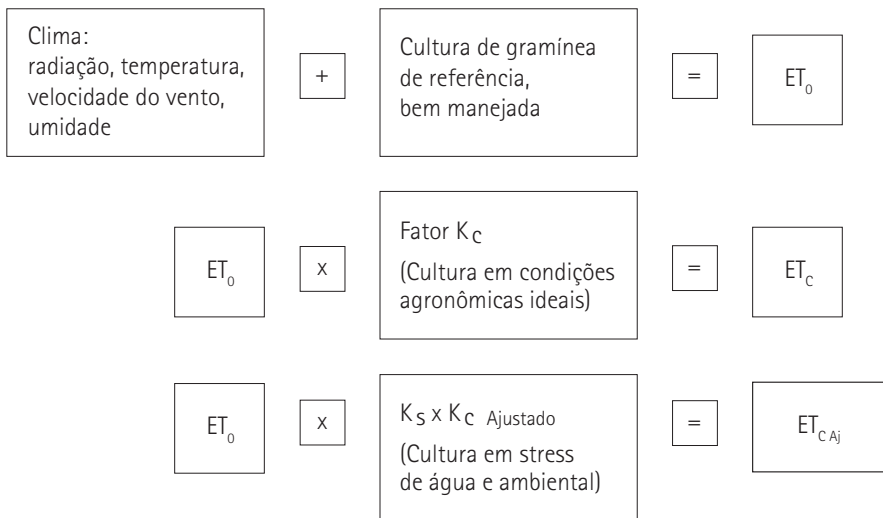
3.3.7 Manejo e condições ambientais

A evapotranspiração depende da cobertura, densidade de plantas e teor de água no solo, sendo o déficit hídrico definido pelo tipo de solo.

O desenvolvimento das culturas e, conseqüentemente, a evapotranspiração, podem ser limitados pela salinidade do solo, baixa fertilidade, aplicação insuficiente de fertilizantes, presença de horizontes impermeáveis e falta de controle de pragas. Outros fatores a serem considerados são a densidade de plantas e o teor de água no solo – que é função do déficit hídrico e do tipo de solo. Por outro lado, água em excesso resulta em acúmulo, o que pode comprometer as raízes, limitando a retirada de água por inibição da respiração.

Quando as condições de campo diferem das condições padrão, são necessários fatores de correção para ajustar a ET_c . Os ajustes refletem os efeitos das condições ambientais e de manejo em campo sobre a evapotranspiração da cultura. Na Figura 3.2 apresentam-se esquematicamente os conceitos fundamentais relativos à evapotranspiração.

Deve ser estabelecida a diferença entre a evapotranspiração da cultura de referência (ET_0), a evapotranspiração da cultura sob condições padrão (ET_c) e a evapotranspiração da cultura sob condições não padronizadas (ET_{cAj}). A ET_0 é um parâmetro climático que expressa o poder de evaporação da atmosfera. A ET_c refere-se à evapotranspiração de uma cultura ampla, bem manejada, irrigada e produzindo sob certas condições climáticas. Como estas diversas condições podem se afastar do ideal, afetando o crescimento e a evapotranspiração das culturas, é preciso corrigir-se a ET_c para condições não padronizadas.



FONTE: FAO (1998).

Figura 3.2 Evolução do conceito de evapotranspiração de culturas

3.3.8 Evapotranspiração da cultura de referência (ET_0)

A taxa de evapotranspiração de uma superfície de referência, que não possui umidade muito baixa, é a chamada evapotranspiração da cultura de referência ou evapotranspiração de referência, simbolizada por ET_0 — conforme previamente mencionado. A superfície de referência possui uma cultura de gramínea com características hipotéticas.

O conceito de evapotranspiração de referência foi introduzido para estudo da demanda evaporativa da atmosfera de forma independente do tipo de cultura, bem como de seu crescimento e práticas de manejo. As características do solo não afetam a evapotranspiração de referência porque a cultura possui água em abundância. Esta evapotranspiração de referência pode ser associada com os valores de evapotranspiração das diversas culturas em diversos estágios do crescimento, locais e estações.

Os únicos fatores que afetam o ET_0 são os parâmetros climáticos, que dão origem ao próprio cálculo de seu valor. Na Tabela 3.2 são apresentados os valores médios de ET_0 para diferentes regiões agroclimáticas.

Tabela 3.2 > Valores médios de ET_0 para diferentes regiões agroclimáticas, $\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$

REGIÕES	TEMPERATURA MÉDIA DIÁRIA (°C)		
	10°C	20°C	30°C ou mais
Tropicais e subtropicais			
Úmido e subúmido	2 - 3	3 - 5	5 - 7
Árido e semiárido	2 - 4	4 - 6	6 - 8
Temperadas			
Úmido e subúmido	1 - 2	2 - 4	4 - 7
Árido e semiárido	1 - 3	4 - 7	6 - 9

FONTE: FAO (1998).

3.3.9 Evapotranspiração das culturas sob condições padrão (ET_c)

A evapotranspiração das culturas sob condições padrão, ET_c , como visto, é a evapotranspiração de culturas bem irrigadas e isentas de pragas e doenças, cultivadas em campos grandes, sob condições ótimas de solo e água e resultando em produção plena para dada condição climática. A quantidade de água necessária para repor as perdas por evapotranspiração de um solo cultivado é denominada requisito de água da cultura. As duas grandezas apresentam os mesmos valores numéricos.

A água de irrigação necessária representa a diferença entre o requisito de água da cultura e a precipitação efetiva. A necessidade de água para irrigação envolve também quantidades adicionais para a lixiviação de sais e para compensar a não uniformidade na aplicação da água.

A evapotranspiração da cultura pode ser calculada a partir de dados climáticos. Experimentalmente, determina-se o coeficiente da cultura (K_c) pela razão ET_c/ET_0 , ou seja:

$$ET_c = K_c \cdot ET_0 \quad \text{Equação 3.5}$$

onde:

ET_c : evapotranspiração sob condições padrão

K_c : coeficiente da cultura

ET_0 : evapotranspiração da cultura de referência

Diferenças anatômicas nas folhas, nas características dos estômatos e nas propriedades aerodinâmicas provocam diferenças na evapotranspiração de referência de culturas sob mesmas condições climáticas, motivo pelo qual os valores de K_c das culturas são considerados em faixas e não em valor absoluto. Na Tabela 3.3 são apresentados os coeficiente médios para algumas culturas em função do estágio de desenvolvimento.

Tabela 3.3 > Coeficientes médios de cultura, em função do estágio de desenvolvimento de algumas culturas

CULTURA	ESTÁDIO DE DESENVOLVIMENTO			
	I	II	III	IV
Feijão	0,3 – 0,4	0,7 – 0,8	1,05 – 1,2	0,65 – 0,75
Algodão	0,4 – 0,5	0,7 – 0,8	1,05 – 1,25	0,8 – 0,9
Amendoim	0,4 – 0,5	0,7 – 0,8	0,95 – 1,1	0,75 – 0,85
Milho	0,3 – 0,5	0,8 – 0,85	1,05 – 1,2	0,8 – 0,95
Cana-de-açúcar	0,4 – 0,5	0,7 – 1,0	1,0 – 1,3	0,75 – 0,8
Soja	0,3 – 0,4	0,7 – 0,8	1,0 – 1,15	0,7 – 0,8
Trigo	0,3 – 0,4	0,7 – 0,8	1,05 – 1,2	0,65 – 0,75

FONTE: REICHARDT (1990).

OBSERVAÇÕES:

ESTÁDIO I: EMERGÊNCIA ATÉ 10% DO DESENVOLVIMENTO VEGETATIVO

ESTÁDIO II: 10% A 80% DO DESENVOLVIMENTO VEGETATIVO

ESTÁDIO III: 80% A 100% DO DESENVOLVIMENTO VEGETATIVO

ESTÁDIO IV: MATURAÇÃO

3.3.10 Evapotranspiração das culturas sob condições não padronizadas ($ET_{c_{aj}}$)

A evapotranspiração das culturas sob condições não padronizadas ($ET_{c_{aj}}$) é a que se desenvolve sob manejo e condições ambientais diferentes das padronizadas. Sob condições de campo, a evapotranspiração real pode se desviar da ET_c devido às condições não ideais como incidência de pragas, salinidade, baixa fertilidade do solo e escassez

ou abundância excessiva de água. Tais condições podem favorecer um crescimento deficiente, bem como baixa densidade de plantas, culminando com a redução da taxa de evapotranspiração, que se torna inferior a ET_c .

A evapotranspiração das culturas sob condições não padronizadas é calculada a partir de um coeficiente de "stress" de água (K_s) e/ou ajustando K_c para todos os outros estresses e condições ambientais limitantes da evapotranspiração.

A evapotranspiração da cultura pode ser estimada por medição direta ou indireta. A medição direta é feita por meio de lisímetros, recipientes colocados no solo com a abertura exposta ao ar. Estes recipientes são preenchidos com o solo escavado e a cultura é plantada em seu interior. Rega-se periodicamente cada um deles com quantidade de água acima da capacidade de armazenamento. Na parte inferior, há um tubo de drenagem para a retirada do excesso de água. A diferença entre as quantidades aplicadas e drenadas remete ao consumo de água. A lâmina de irrigação é calculada por:

$$I = L_E - L_S = F_L \quad \text{Equação 3.6}$$

onde:

L_E : lâmina d'água de entrada (rega), mm

L_S : lâmina d'água de drenagem (saída), mm

Na medição indireta, são correlacionados outros parâmetros do solo e da umidade. Quando são usados tensiômetros, estima-se a umidade do solo a partir de um potencial matricial.

Para a estimativa da evapotranspiração, utilizam-se dados climáticos e modelos matemáticos que correlacionam estes dados com a evapotranspiração da cultura. São utilizados resultados de experimentos com culturas padrão, como a grama Batatais, para referenciar a evapotranspiração da cultura.

3.4 Sistemas de irrigação e uso com esgoto tratado

A seguir é apresentado um resumo dos principais sistemas de irrigação com o objetivo principal de discutir quais os mais adequados para aplicação de esgoto tratado, tendo em vista a eficiência da aplicação e os riscos de contaminação por patógenos e dos efeitos adversos sobre o solo (eficiência do sistema de irrigação relacionada com a distribuição).

3.4.1 Processos de irrigação

A irrigação deve compensar a transpiração de água das plantas e a evaporação direta da superfície do solo. A taxa de aplicação depende das características da cultura, do cli-

ma e do solo. O clima determina a dinâmica da água no sistema solo-planta-atmosfera. As culturas são os principais agentes de retirada de água do solo e as propriedades deste último determinam a disponibilidade estática (armazenamento) e dinâmica (fluxo) de água. A irrigação deverá ter por objetivo satisfazer a demanda hídrica da planta, sendo necessário o aporte de nutrientes. Quando a irrigação é feita com esgoto tratado que já contém nutrientes, poderá ser necessária complementação química convencional.

O sistema de irrigação deve propiciar a garantia sanitária do solo e da planta. Neste sentido, a aspersão é desfavorecida em relação à irrigação localizada e subsuperficial quando se usa esgoto tratado. Entretanto, a escolha do sistema de irrigação dependerá de características locais, do tipo de cultura e do esgoto tratado.

A textura do solo exerce influência sobre o armazenamento de água. A capacidade de armazenamento e as características de retenção de água no solo são importantes para definir a lâmina máxima aplicada. O máximo armazenamento de água no solo é denominado "capacidade de campo" e o mínimo, "ponto de murcha permanente".

A definição de uma taxa hidráulica que atenda às condições agrícolas baseia-se no potencial matricial do solo para a cultura implantada. O potencial matricial da água do solo (Y) consiste na retenção da água no solo pela ação das forças de atração das partículas do solo (adsorção) e de capilaridade — contra a qual a planta tem que exercer um esforço pelo menos superior, para poder absorver a água necessária ao seu metabolismo e satisfazer a demanda de evaporação da atmosfera. A planta tem capacidade de absorver a água retida no solo na faixa que vai de um potencial maior ($-0,10$ a $-0,33$ atm) a um potencial menor ($-15,00$ atm). Estas variações definem, respectivamente, a capacidade de campo (CC) e ponto de murcha permanente (PM) e a diferença entre estas duas faixas de tensões, é denominada água disponível (AD). O potencial matricial crítico (Y_c), que varia de cultura para cultura, com o clima, de acordo com a natureza do solo, com o método de irrigação empregado, dentre outros fatores, é obtido experimentalmente. Para culturas de milho, $-0,5 < Y_c < -1,5$ e para a cana-de-açúcar, $-0,8 < Y_c < -1,5$, conforme Vieira (1995).

Partindo-se da necessidade de água de uma determinada cultura, adota-se um valor para o potencial matricial crítico. Este valor é aplicado na curva característica da umidade do solo — que corresponde à relação entre o potencial matricial crítico e a umidade do solo, obtendo-se a umidade crítica (UC) (que corresponde, por sua vez, a um limite inferior de umidade para uma cultura irrigada naquele solo). Quando a umidade do solo atinge a umidade crítica é realizada nova irrigação.

A velocidade de infiltração de água no solo comporta-se como exponencial decrescente, tendendo a se estabilizar em um ponto de mínimo denominado "velocidade de infiltração básica (VIB)". Para que não haja escoamento superficial, a intensidade de aplicação deve ser inferior à VIB, que é expressa em mm.h^{-1} .

O sistema de irrigação deverá contemplar condições topográficas (características da área), pedológicas (solo) e hidrogeológicas (água do lençol), além das próprias culturas.

Podem ocorrer problemas de entupimento e de desempenho do processo de irrigação. O entupimento pode ser motivado pela presença de sólidos em suspensão nas águas de irrigação. Sais podem provocar desgaste e corrosão, ou formação de incrustações nas tubulações. Os microrganismos podem promover a formação de películas biológicas no interior da tubulação, que podem levar à corrosão. Daí a importância da presença na água de irrigação de um desinfetante com ação residual como o cloro.

A uniformidade de aplicação e eficiência dos sistemas de irrigação podem ser avaliadas pelo coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), caracterizando a uniformidade de distribuição da água:

$$\text{CUC} = 100 \cdot \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n |L_i - \bar{L}|}{n \times \bar{L}} \right] \quad \text{Equação 3.7}$$

onde:

L_i : lâmina coletada no coletor i (mm)

\bar{L} : lâmina média, considerando-se todos os coletores (mm)

n : número de coletores

3.4.2 A irrigação com esgoto e a qualidade da água do lençol freático

Visando proteger fontes de água, incluindo os aquíferos, a irrigação deve ser feita tomando algumas medidas que protejam estes ambientes mantendo distâncias recomendáveis. Ela também não deve ser realizada em áreas de recarga dos aquíferos. A instalação de estações de monitoramento na área da irrigação é recomendada, com a instalação de sondas de ponta porosa (para a retirada de amostras de água intersticial no solo) e de coletores de drenagem livre (para a amostragem de água de percolação nestes solos). Além destas medidas, a instalação de poços de monitoramento é obrigatória para se avaliar a qualidade da água subterrânea. Recomenda-se, para esta situação, que se adote algum método para se determinar as linhas de fluxo da água no solo para o devido posicionamento destes poços de observação, bem como, para se garantir, efetivamente, a devida amostragem para avaliar o efeito da irrigação na área de plantio.

3.5 Caracterização dos experimentos desenvolvidos no Prosab 5

Para posterior discussão dos efeitos sobre o sistema solo-planta, apresentam-se, inicialmente as características gerais das pesquisas desenvolvidas pelas instituições participantes no Prosab 5.

3.5.1 Pesquisa desenvolvida na Universidade Federal do Ceará

A pesquisa desenvolvida na Universidade Federal do Ceará teve como objetivo geral a avaliação da potencialidade do uso de esgoto sanitário tratado (efluente da segunda lagoa de maturação, de um sistema composto por quatro lagoas em série) na irrigação de cultura de mamona, mediante o estudo detalhado da importância, na produtividade final, dos macro e micronutrientes presentes na adubação e aplicados em diferentes níveis e combinações. Mais especificamente, desejou-se estudar o efeito dos diferentes níveis e combinações dos macronutrientes NPKS e a resposta da mamona (sua produtividade) à aplicação de micronutrientes Fe, Zn, Cu, B, Mn e Mo, em associação com os macronutrientes essenciais.

Na primeira etapa da pesquisa, foi planejado o delineamento estatístico em blocos com 04 tratamentos e 04 repetições cada. As repetições constaram de 17 parcelas (Quadro 1), com 06 plantas, cada, espacializadas ao acaso, formando um total de 68 parcelas. Nesta etapa, a adubação das duas parcelas foi feita variando-se as quantidades de Nitrogênio e Potássio.

A segunda etapa foi subdividida em dois experimentos, com delineamento experimental por blocos ao acaso, com quatro repetições, no esquema fatorial 2×3 , em que as variáveis dependentes foram: água (experimento 1) e esgoto sanitário tratado (experimento 2), e três níveis de zinco e três níveis de boro para os experimentos 1 e 2, respectivamente. A parcela correspondeu a uma fileira de dez plantas, sendo a área útil constituída de 8 plantas. No experimento 1, os níveis de adubação com zinco foram: sulfato de zinco nas quantidades de $T_1 = 0$ (zero) $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, $T_2 = 16,66 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ e $T_3 = 33,33 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (tanto nas parcelas irrigadas com água quanto com esgoto). No experimento 2, os níveis de adubação com boro utilizando o bórax foram: $T_1 = 0$ (zero) $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, $T_2 = 6,66 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ e $T_3 = 13,33 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (tanto na água quanto no esgoto). A adubação dos outros micronutrientes foi constante para os dois experimentos, tendo sido aplicados $5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de sulfato de cobre, $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de sulfato de manganês, $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de molibdênio e $2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de sulfato ferroso amoniacal.

O sistema de irrigação utilizado foi o de microaspersão, controlando-se a aplicação de água por meio de tensiômetros. Foram monitoradas as concentrações de N, P, K, S, Ca, Mg, Si, Mn, Zn, Cu, Fe, B, Mo, Cl e Ni no efluente, sendo que as variáveis monitoradas no solo foram: Ca, Mg, K, Na, Al, CTC, soma de bases, saturação por bases, PST, RAS, C,

N, P, MO, pH e CE. Controlou-se, também, a produtividade e a quantidade de óleo a ser extraído das plantas.

Na Figura 3.3 apresenta-se uma vista do desenvolvimento da cultura de mamona.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ. AQUIRAZ, CE.

Figura 3.3 Cultura de Mamona

3.5.2 Pesquisa desenvolvida na Universidade Federal do Pará

A pesquisa desenvolvida na Universidade Federal do Pará (UFPA) teve por objetivo a avaliação do efeito da utilização de esgoto sanitário tratado na fertirrigação de plantas de *Alpinia purpurata*, tanto avaliando seu aproveitamento, como visando a redução dos custos de produção, a melhoria da qualidade das flores tropicais e a diminuição da poluição ambiental.

Foi utilizado efluente de reator aeróbio de leito expandido, como água de irrigação, aplicado às flores por gotejamento controlado por tensiômetros. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, com quatro tratamentos e três repetições, totalizando doze parcelas experimentais. Os tratamentos são: T1 – sem irrigação e com fertilizantes minerais; T2 – irrigação com fertilizantes minerais; T3 – irrigação com efluente de esgoto sanitário tratado e T4 – irrigação com efluente de esgoto sanitário tratado e complementação mineral.

Na Figura 3.4 apresenta-se uma vista das instalações da UFPA.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ, BELÉM, PA.

Figura 3.4

Vista da cultura de *Alpinia purpurata* da UFPA

3.5.3 Pesquisa desenvolvida nas Universidades Federal e Federal Rural de Pernambuco

A pesquisa desenvolvida pela UFPE e UFRPE teve por objetivos gerais fornecer subsídios para a irrigação de milho com efluente e estudar a indução da supressividade de solos por doenças de plantas causadas por fungos e nematóides. Paralelamente, foram analisadas as alterações químicas no solo e o desempenho da cultura do milho irrigada com efluente de reator anaeróbio do tipo UASB.

O delineamento experimental foi do tipo inteiramente casualizado, com 3 repetições de 8 tratamentos, a saber: T1 – irrigação com água de abastecimento;

T2 – irrigação com água de abastecimento associado à aplicação de NPK (associação recomendada para a cultura); T3 – irrigação com água de abastecimento associada à infestação com *F. oxysporum* f.sp. *lycopersici* e *M. incógnita*; T4 – irrigação com água de abastecimento associada à aplicação de NPK (recomendada para a cultura) associada, também, à infestação com *Fusarium oxysporum* f.sp. *lycopersici* e *Meloidogyne incógnita*; T5 – irrigação com efluente; T6 – irrigação com efluente associada à aplicação de NPK para complementar a exigência da cultura; T7 – irrigação com efluente associada à infestação com *F. oxysporum* f.sp. *lycopersici* e *M. incógnita*; T8 – irrigação com efluente associada à aplicação de NPK para complementar a exigência da cultura associada, também, à infestação com *Fusarium oxysporum* f.sp. *lycopersici* e *Meloidogyne incógnita*.

O sistema de irrigação utilizado foi o localizado por gotejamento, com monitoramento do potencial matricial da água no solo por tensiômetros. No efluente foram monitoradas as concentrações de N, P, K, Na, Ca, DBO, DQO, NTK, NH_4 , NO_2 e NO_3 , P-total. Em amostras de solo, foram monitoradas as seguintes variáveis: pH, MO, NO_3 , NH_4 , P, K, Ca, Mg, Na, Al, H+Al, S, CTC, CTCe, RAS, PST e V. Monitorou-se também a produtividade da cultura e as concentrações de N, P, K e metais na plantas.

Na Figura 3.5 apresenta-se uma vista das instalações da UFPE.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO. RECIFE, PE.

Figura 3.5 Vista das instalações experimentais da UFPE

3.5.4 Pesquisa desenvolvida na Universidade Federal do Rio Grande do Sul

A pesquisa realizada na Universidade Federal do Rio Grande do Sul teve por objetivo a avaliação dos impactos sobre o solo e sobre os recursos hídricos da fertirrigação de culturas de milho (verão) e aveia (inverno) com efluente de sistema constituído de reator anaeróbio do tipo UASB seguido de lagoas de polimento.

Recorreu-se ao delineamento experimental em faixas, em um sistema de irrigação por sulcos com plantio em camaleão, com quatro repetições de três tratamentos, a saber: efluente de reator anaeróbio (UASB); efluente de lagoa de polimento e testemunha; irrigação com água tratada e adubação de base e de cobertura. A irrigação foi controlada pela capacidade de infiltração da água no solo. Foram realizadas análises de solo e efluente antes e após a irrigação, para determinação de macro e micro nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S, Mo, Cu, B, Mn, Zn) e Na. Mediram-se também os teores de matéria seca das plantas.

Na Figura 3.6 apresenta-se uma vista da cultura de milho instalada pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. PORTO ALEGRE, RS.

Figura 3.6 Vista da cultura de milho da Universidade Federal do Rio Grande do Sul

3.5.5 Pesquisa desenvolvida na Universidade Estadual de Campinas

A pesquisa desenvolvida pela UNICAMP no município de Franca/SP, envolveu o uso de efluente de lagoa facultativa em cultura de eucalipto, avaliando a eficácia na produtividade e qualidade do produto. Paralelamente, objetivou-se avaliar os impactos sobre o solo (pelo aumento da salinidade e da concentração de metais) e sobre a água subterrânea (pela possível introdução de nitrato, metais e patógenos). A sanidade e a produtividade da cultura foram monitoradas, bem como as lâminas de irrigação aplicadas.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados, com 04 repetições, e os tratamentos: T1 – adubação convencional (NPK+B+Zn) sem irrigação; T2 – adubação convencional (NPK+B+Zn) com irrigação com água limpa; T3 – irrigação com 1/3 da dose de efluente associada à adubação convencional (NPK + B + Zn); T4 – irrigação com 1/2 da dose de efluente associada à adubação convencional (NPK + B + Zn); T5 – irrigação com uma dose de efluente associada à adubação convencional (NPK + B + Zn); T6 – irrigação com uma dose de efluente sem adubação; T7 – irrigação com 1,5 a dose de efluente associada à adubação convencional (NPK + B + Zn); T8 – sem irrigação e sem adubação.

O sistema de irrigação utilizado foi por microaspersão e a umidade do solo foi controlada por tensiômetros. No efluente da lagoa foram monitorados: N, P, K, metais

pesados, coliformes totais e termotolerantes, ovos de helmintos, cistos de protozoários e vírus. No solo foram monitorados: pH, condutividade elétrica, carbono oxidável total, matéria orgânica; Na e RAS, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn e Pb. Nas plantas foram monitorados: Cd, Zn, Pb, Cr, Cu, Ni, Na, K, Ca, Mg, CO_3 , SO_4 , F, Cl, altura da planta, diâmetro à altura do peito (DAP), índice de área foliar (IAF) e clorofila.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINAS. FRANCA, SP.

Figura 3.7 Plantação de eucalipto da UNICAMP

Na Figura 3.7 mostra-se uma vista da plantação de eucalipto da UNICAMP.

3.5.6 Pesquisa desenvolvida na Universidade de São Paulo

A pesquisa desenvolvida na Universidade de São Paulo (Escola Superior de Agronomia "Luiz de Queiróz e Escola Politécnica) teve por objetivo central produzir informações para a avaliação da viabilidade e da sustentabilidade do uso de efluente de lagoa facultativa na irrigação de culturas de cana-de-
açúcar e de capim Bermuda Tifton-85. Mais especificamente, objetivou-se avaliar os efeitos da utilização de efluente sobre as características físicas, químicas e biológicas do sistema solo-planta-água do lençol freático, e subsidiar a avaliação da viabilidade desta prática por meio do controle das lâminas aplicadas nas culturas – que representam redução de necessidades de tratamento para lançamento em corpos d'água.

O delineamento experimental utilizado em ambas as culturas foi idêntico. Objetivou-se a avaliação dos efeitos da aplicação de lâminas excedentes, constituído de blocos com parcelas subdivididas no tempo, com cinco tratamentos correspondendo a diferentes lâminas de irrigação e quatro repetições, a saber: T1 – SI, sem irrigação e sem adubação N mineral; T2 – 100, umidade ideal (capacidade de campo); T3 – 125, 25% a mais da umidade ideal; T4 – 150, 50% a mais da umidade ideal e T5 – 200, 100% a mais da umidade ideal.

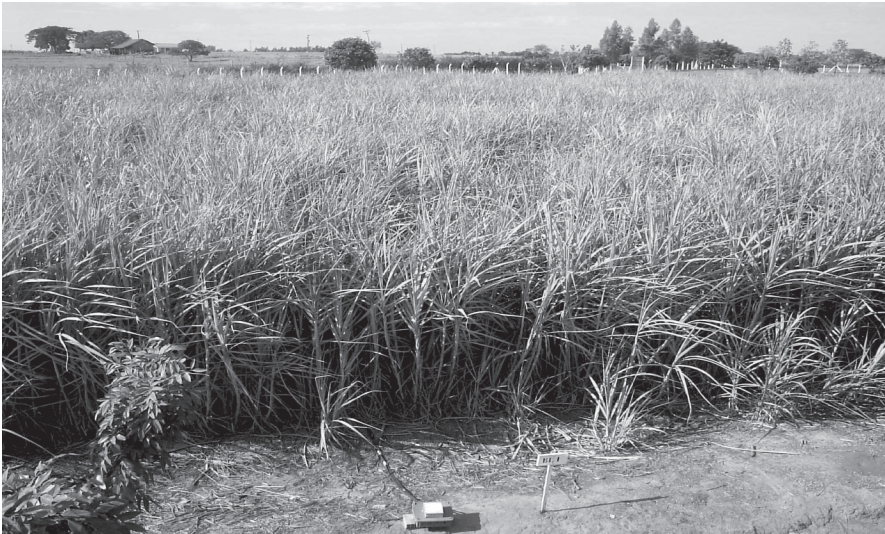
As parcelas dos tratamentos T2 (100) a T5 (200) receberam quantidades iguais de fertilizante mineral (nitrato de amônio), por ocasião do plantio, para suprir 50% da necessidade de nitrogênio pela cultura.

Os sistemas de irrigação utilizados foram por gotejamento (cana-de-açúcar) e aspersão convencional (Capim Tifton), ambos controlados por tensiômetros. No efluente foram monitorados: temperatura, pH, alcalinidade, condutividade elétrica, sólidos, DBO, DQO, NTK, NH_4 , NO_2 e NO_3 , P-total, P-Orto, K, Na, Ca, Mg, Al, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn,

Os sistemas de irrigação utilizados foram por gotejamento (cana-de-açúcar) e aspersão convencional (Capim Tifton), ambos controlados por tensiômetros. No efluente foram monitorados: temperatura, pH, alcalinidade, condutividade elétrica, sólidos, DBO, DQO, NTK, NH_4 , NO_2 e NO_3 , P-total, P-Orto, K, Na, Ca, Mg, Al, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn,

Fe, B, RAS, clorofila- α , coliformes totais e *E. coli* e ovos de helmintos. No solo foram monitorados: pH, COD, NO_3 , SO_4 , Cl, NH_4 , P, K, Ca, Mg, Na, Al, H+Al, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Fe, B, CTC, PST, V e RAS (solução de solo). Monitorou-se também a produtividade e a qualidade dos produtos.

Na Figura 3.8 apresenta-se uma vista da cultura de cana-de-açúcar.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO. LINS, SP.

Figura 3.8

Vista da cana-de-açúcar cultivada no campo experimental da Universidade Federal de São Paulo

3.6 Experiências no Prosab 5: lâminas aplicadas, aporte de nutrientes e demanda de área para a irrigação com esgoto.

Em um ciclo de 12 meses relativos à cultura de mamona no campo experimental da UFC, em Aquiraz/CE, foram aplicadas as seguintes lâminas de irrigação, correspondentes aos coeficientes apresentados na Tabela 3.4:

Tabela 3.4 > Dados de precipitação, lâminas de irrigação e áreas de culturas necessárias por m³/d de esgoto e por habitante, cultura de mamona, Aquiraz/CE

MÊS	PRECIPITAÇÃO (mm/d)	LÂMINAS DE IRRIGAÇÃO (mm/d)	ÁREA NECESSÁRIA DE CULTIVO (m ²)	
			Por m ³ /d de esgoto	Por habitante
1	0,13	18,5	54	8
2	6,8	9,3	108	16
3	7,4	10,8	92	14
4	14,9	2,6	385	58
5	3,7	4,1	246	37
6	1,8	2	500	75
7	0	6,6	152	23
8	0,3	14,3	70	11
9	0,7	13,9	72	11
10	8,1	6,5	154	23
11	2,4	12,7	79	12
12	1,7	2,1	474	71
mínima	0	2	54	8
média	3,7	8,1	124	19
máxima	14,9	18,5	500	75
Desv. Padrão	-	-	164	25

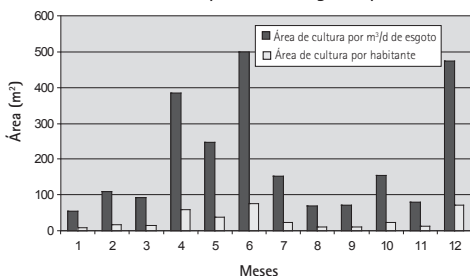
FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

OBSERVAÇÃO:

PARA A ESTIMATIVA DA ÁREA NECESSÁRIA POR HABITANTE ATENDIDO PELO SISTEMA DE ESGOTO, CONSIDEROU-SE A PRODUÇÃO DE 150 L/D DE ESGOTO POR HABITANTE.

ESTES RESULTADOS SÃO LANÇADOS EM GRÁFICO NA FIGURA 3.9.

Área necessária de cultura por m³/d de esgoto e por habitante



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Figura 3.9

Área de cultura de mamona necessária por m³/d de esgoto produzido e por habitante (Aquiraz / CE)

Observa-se que, para cada m³.d⁻¹ de vazão de esgoto, são necessários, pelo menos, 54 m², com valor médio de 124 m² correspondentes a pelo menos 8 m² de área cultivada por habitante, com valor médio de 19 m²/habitante.

Em um ciclo de 12 meses relativos à primeira cultura de cana-de-açúcar, no campo experimental da SABESP/USP, em Lins/SP, foram aplicadas as seguintes lâminas de irrigação no tratamento T2 (umidade ideal), correspondentes aos coeficientes apresentados na Tabela 3.5:

Tabela 3.5 > Dados de precipitação, lâminas de irrigação e áreas de culturas necessárias por m³/d de esgoto e por habitante, cultura de cana-de-açúcar, Lins/SP

MÊS	PRECIPITAÇÃO (mm/d)	LÂMINAS DE IRRIGAÇÃO (mm/d)	ÁREA NECESSÁRIA DE CULTIVO (m ²)	
			Por m ³ /d de esgoto	Por Habitante
1	1,2	6,9	145	22
2	6,4	5,6	177	27
3	2,6	9,0	109	16
4	7,7	1,0	1013	152
5	4,0	5,5	183	27
6	10,7	2,1	471	63
7	5,0	0,0	-	-
8	1,5	4,2	238	36
9	0,2	7,4	135	20
10	0,3	8,7	116	17
11	0,4	13,5	74	11
12	0,7	1,9	540	81
mínima	0,2	1,0	74	11
média	3,7	6,2	161	24
máxima	10,7	13,5	1.013	152
Desv. Padrão	-	-	283	42

FONTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

OBSERVAÇÃO:

PARA A ESTIMATIVA DA ÁREA NECESSÁRIA POR HABITANTE ATENDIDO PELO SISTEMA DE ESGOTO, CONSIDEROU-SE A PRODUÇÃO DE 150 LD⁻¹ DE ESGOTO POR HABITANTE.

ESTES RESULTADOS SÃO LANÇADOS EM GRÁFICO NA FIGURA 3.10.



FONTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

Figura 3.10

Área de cultura de cana-de-açúcar necessária por m³/d de esgoto produzido e por habitante (Lins/SP)

Observa-se que para cada m³.d⁻¹ de vazão de esgoto são necessários, pelo menos, 74 m², com valor médio de 161 m² correspondentes a pelo menos 11 m² de área cultivada por habitante, com valor médio de 24 m²/habitante. Neste estudo em Lins/SP, foram aplicadas lâminas excedentes, sendo que, com 50% de excesso de lâmina de irrigação, não foram identificados prejuízos ao sistema solo-planta-água, logo, caso seja necessário, a área necessária de cultivo poderá ser menor.

Pode ser observado também que, a partir dos resultados desta pesquisa, entre o 4º e o 8º mês, as lâminas aplicadas mantiveram-se abaixo da lâmina média aplicada no período, resultando em acúmulo de 330 mm. Considerando-se que uma lagoa facultativa secundária ocupa uma área de 1,6 m² por habitante e a cultura 24 m² por habitante, tem-se a relação $24 / 1,6 = 15$. Assim, caso se deseje acumular o volume excedente na própria lagoa facultativa, a elevação do nível d'água desta seria de $0,33 \times 15 = 5$ m — o que é impraticável. Este fato representa preliminarmente que não é viável armazenar as quantidades de esgoto que não podem ser aplicadas em função da ocorrência de elevados índices pluviométricos, havendo, portanto, necessidade de tratamento do esgoto de forma a atender aos padrões de emissão e de classificação das águas do corpo receptor.

Em um estudo desenvolvido ao longo de 5 anos (2003 a 2007), na área da cultura do capim Bermuda Tifton-85, no campo experimental da SABESP/USP, em Lins/SP, foram observados os seguintes dados de lâminas de irrigação aplicadas, correspondentes aos coeficientes apresentados na Tabela 3.6:

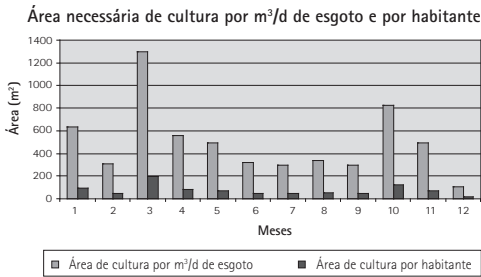
Tabela 3.6 > Dados de precipitação, lâminas de irrigação e áreas de culturas necessárias por m³/d de esgoto e por habitante, cultura do capim bermuda Tifton-85, Lins/SP

MÊS	PRECIPITAÇÃO (mm/d)	LÂMINAS DE IRRIGAÇÃO (mm/d)	ÁREA NECESSÁRIA DE CULTIVO (M ²)	
			Por m ³ /d de esgoto	Por Habitante
1	3,97	1,58	633	95
2	10,55	3,24	309	47
3	7,19	0,77	1.299	195
4	1,5	1,8	556	83
5	0,23	2,03	493	74
6	0,3	3,1	323	48
7	0,35	3,35	299	45
8	0,65	2,94	340	51
9	2,37	3,37	297	45
10	8,35	1,16	826	124
11	1,06	2,03	493	74
12	8,16	9,23	108	16
mínima	0,23	0,77	108	16
média	3,72	2,88	498	75
máxima	10,55	9,23	1.299	195
Desv. Padrão	-	-	315	47

FONTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

OBSERVAÇÃO: PARA A ESTIMATIVA DA ÁREA NECESSÁRIA POR HABITANTE ATENDIDO PELO SISTEMA DE ESGOTO, CONSIDEROU-SE A PRODUÇÃO DE 150 L/D DE ESGOTO POR HABITANTE.

ESSES RESULTADOS SÃO LANÇADOS EM GRÁFICO NA FIGURA 3.11.



FORNTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

Figura 3.11

Área de cultura de capim Tifton necessária por m³/d de esgoto produzido e por habitante (Lins/SP)

Observa-se que para cada m³.d⁻¹ de vazão de esgoto são necessários, pelo menos, 108 m², com valor médio de 498 m² correspondentes a pelo menos 16 m² de área cultivada por habitante, com valor médio de 75 m²/habitante. Estes resultados são mais desfavoráveis sob o ponto de vista da utilização de esgoto, sendo necessárias vastas áreas para viabilização da utilização total do esgoto, de forma a eliminar completamente as dificuldades enfrentadas pelas companhias de saneamento, no que se refere ao lançamento em corpos d'água naturais.

No experimento da UNICAMP/SABESP, em Franca/SP, a lâmina de efluente aplicada na cultura do eucalipto, no período de novembro 2007 a setembro de 2008, foi de 1864,5 mm, no tratamento com esgoto sem adubação complementar (T6). Este valor remete à média de 6,1 mm/d, perfazendo os índices de 164 m²/m³.d e 24 m²/habitante.

No experimento da UFRGS, em Porto Alegre/RS, a lâmina média de efluente do reator UASB aplicada na cultura de milho, no período de novembro 2007 a fevereiro de 2008, foi de 1,7 mm/d, no tratamento com esgoto sem adubação complementar (T6). Este valor remete a 588 m²/m³.d e 88 m²/habitante.

Na Tabela 3.7, os resultados das diversas pesquisas são reunidos, resultando a necessidade de área de 124 a 588 m²/m³/d ou 19 a 88 m²/habitante.

Tabela 3.7 > Áreas necessárias para as culturas: resultados médios das pesquisas do Prosab

CULTURA	LOCAL	ÁREA NECESSÁRIA m ² /m ³ /d	m ² /habitante
Mamona	Aquiraz/CE	124	19
Cana-de-açúcar	Lins/SP	161	24
Capim Bermuda Tifton-85	Lins/SP	498	75
Eucalipto	Franca/SP	164	24
Milho	Porto Alegre/RS	588	88

FORNTE: PESQUISAS DO PROSAB 5.

Trata-se, no entanto, de regiões com índices pluviométricos razoavelmente elevados, de forma que a utilização agrônômica de esgoto tratado possui potencial ainda maior em outras regiões do país, notadamente na região do semiárido nordestino.

3.6.1 Aporte de nutrientes decorrente da irrigação com esgoto tratado

Levando-se em consideração as concentrações de nitrogênio amoniacal e de fósforo total presente no esgoto tratado utilizado nas irrigações dos diversos experimentos e as lâminas aplicadas, tem-se os aportes médios resultantes apresentados na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 > Aporte de nutrientes nas irrigações com esgoto tratado – Prosab 5

CULTURA	LOCAL	LÂMINA APLICADA (mm/d)	CONCENTRAÇÃO DO NUTRIENTE		APORTE DO NUTRIENTE	
			Nitrogênio (mgN/L)	Fósforo (mgP/L)	Nitrogênio (kgN/ha.d)	Fósforo (kgP/ha.d)
Mamona	Aquiraz/CE	8,1	7,9	7,5	0,64	0,61
Cana-de-açúcar	Lins/SP	6,2	33,3	4,5	2,05	0,28
Capim Tifton-85	Lins/SP	2,9	29,3	4,0	0,96	0,13
Eucalipto	Franca/SP	6,1	59,9	11,7	3,65	0,71
Milho	Porto Alegre/RS	1,7	25,0	14,0	0,43	0,24

Fonte: PESQUISAS DO PROSAB 5.

Considerando-se as necessidades teóricas de adubação química em kgN/ha e de kgP/ha e a duração de um ciclo de cultivo, pode-se determinar a contribuição relativa dos aportes de N e P provenientes do esgoto. Na Tabela 3.9 são apresentadas as necessidades de NPK de algumas culturas.

De acordo com a Tabela 3.9, os aportes necessários de nitrogênio e de fósforo para a cultura de eucalipto são de 30 tonN/ha e 38,75 tonP/ha, respectivamente, sendo que os resultados obtidos na pesquisa da UNICAMP remetem às contribuições de 3,65 kgN/ha.dia ou 1,33 tonN/ha.ano e 0,71 kgP/ha.dia ou 0,26 tonP/ha.ano.

Ainda de acordo com a Tabela 3.9, os aportes necessários de nitrogênio e de fósforo para a cultura de cana de açúcar (plântio + soca) são de 150 tonN/ha e 78,6 tonP/ha, respectivamente. Os resultados obtidos na pesquisa da USP, porém, remetem às contribuições de 2,05 kgN/ha.dia ou 0,75 tonN/ha.ano e 0,28 kgP/ha.dia ou 0,10 tonP/ha.ano.

Tabela 3.9 > Valores de NPK (em ton/ha) para diferentes tipos de culturas

CULTURA	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	OBSERVAÇÕES
Amendoim	10	80	40	Produção esperada: 1,5 - 3 ton/ha
Café	50 + 4,0 x PE	8 + 0,8 x PE	35,5 + 4,57 x PE	PE = Número de sacas beneficiadas a produzir
Arroz de terras altas (sequeiro)	45 plantio + 45 (*)	110	60	(*) na época do perfilhamento
Feijão comum	16	120	60	-
Soja	15	60	60	-
Cana-de-açúcar	30 + 120	150 + 30	120 + 120	Plantio + soca
Laranja	200	60	100	pomar de ~ 5 anos
Sorgo	8 (plantio) + 40 cobertura	60	32	-
Algodão	15 (plantio) + 60 cobertura	90	60	-
Eucalipto	30	90	60	-

FONTE: EMBRAPA.

3.7 Experiências no Prosab relativas à distribuição de água

Na pesquisa da UNICAMP, em Franca/SP, foram feitos ensaios para determinação do coeficiente de uniformidade de irrigação (CUC%) obtidos para microaspersores na área experimental do eucalipto. Os resultados são apresentados na Tabela 3.10.

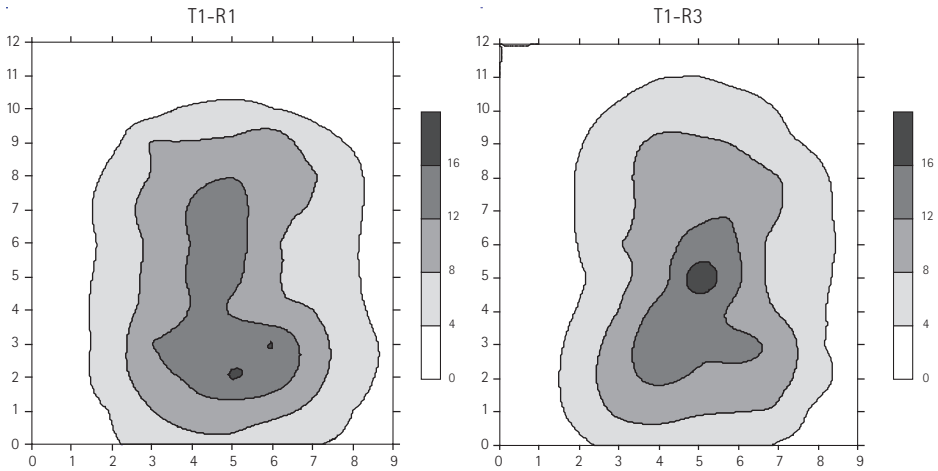
Tabela 3.10 > Resultados dos ensaios do coeficiente de uniformidade de irrigação (CUC%) para microaspersores (Netafim, tipo Gyronet) na área experimental do eucalipto

PARÂMETRO	PARCELAS					
	T1R1	T1R3	T3R1	T3R4	T7R1	T7R4
Lâmina média (mm)	5,30	5,12	4,21	4,45	4,27	4,66
CUC (%)	49,88	51,18	58,73	59,30	52,32	54,99

FONTE: UNICAMP, FRANCA, SP.

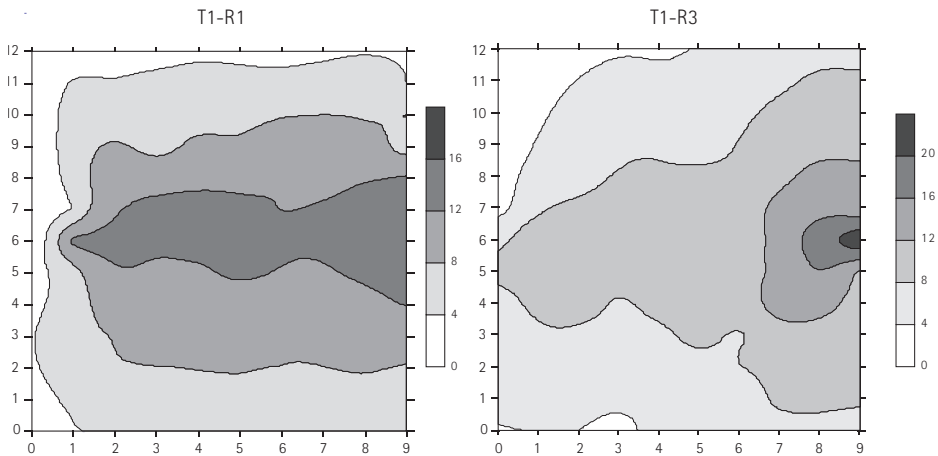
Nas Figuras 3.12 e 3.13 são apresentadas as curvas de distribuição de água obtidas em duas repetições do tratamento T1, para dois sistemas diferentes de aspersão.

Os resultados dos ensaios de uniformidade para os aspersores tipo subcopa indicaram que estes aspersores podem ser considerados adequados para a irrigação com esgoto tratado. A boa uniformidade na distribuição de água, garantiu que a maior parte da parcela irrigada recebesse pelo menos a lâmina média de irrigação proposta.



FONTE: UNICAMP, FRANCA, SP.

Figura 3.12 Resultados do CUC obtidos para microaspersores, parcela T1R1, lâmina média = 5,30 mm e CUC = 49,9 % (esquerda) e parcela T1R3, lâmina média = 5,12 mm e CUC = 51,18 % (direita)



FONTE: UNICAMP, FRANCA, SP.

Figura 3.13 Resultados de CUC para aspersor pingo setorial 470 L/h(Fabrimar), parcela T1R1, lâmina média = 7,68 mm e CUC = 69,24% (esquerda) e parcela T1R1, lâmina média = 7,78mm e CUC = 73,72 % (direita)

3.8 Experiências no Prosab 5: efeitos sobre o sistema solo-planta-água do lençol freático

3.8.1 Efeitos sobre o solo

Nas pesquisas desenvolvidas pela UFC, a mamona foi irrigada com água bruta e com o efluente final da ETE de Aquiraz, constituída de tratamento preliminar, 01 lagoa anaeróbia, 01 lagoa facultativa e 02 lagoas de maturação. As características da água e do efluente final são apresentadas na Tabela 3.11 (ver página seguinte).

Na Tabela 3.12, são apresentados os atributos físicos da área experimental, antes e depois da jornada transcorrida entre janeiro e agosto de 2007. Na Tabela 3.13, são apresentadas as características químicas do solo.

Tabela 3.12 > Atributos físicos do solo da área experimental utilizada pela UFC

ATRIBUTO	INÍCIO	FINAL
Areia grossa (g kg ⁻¹)	620	498
Areia fina (g kg ⁻¹)	300	410
Argila (g kg ⁻¹)	32	48
Argila natural (g kg ⁻¹)	10	18
Silte (g kg ⁻¹)	38	45
Textura (%)	Franco Arenoso	Franco Arenoso

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Observa-se uma tendência de aumento dos teores dos constituintes mais finos do solo e a redução no teor de argila grossa, embora o curto período da pesquisa não possa conduzir a resultados conclusivos.

Constata-se aumento na concentração de sódio nas camadas iniciais do solo e incremento na concentração de magnésio, embora não tenha sido observado crescimento na concentração de cálcio.

Tabela 3.11 > Características físico-químicas e bacteriológicas das águas de irrigação utilizadas no cultivo da mamona

PARÂMETRO	TIPO	N	MÉDIA	D.P.	MÍN	MÁX	C.V.
Temperatura °C	Água bruta	15	29,45	1,14	27,7	31,2	0,04
	Efluente tratado	15	29,09	0,81	27,6	30,3	0,03
pH	Água bruta	17	6	0,7	4,9	7,2	0,1
	Efluente tratado	17	7,6	1,2	5,8	9,4	0,2
Alcalinidade (mg/CaCO ₃ /L)	Água bruta	15	15,3	3,7	11,2	24,8	0,2
	Efluente tratado	15	146,3	19,1	105,8	167,2	0,1
Cloretos (mg/L)	Água bruta	7	43,7	11,3	36	65,7	0,3
	Efluente tratado	7	117,6	35,4	85,4	181	0,3
DBO (mg O ₂ /L)	Água bruta	7	16,6	15,2	3,6	48,9	0,9
	Efluente tratado	7	40,6	18,7	23,1	74,4	0,5
DQO total (mg O ₂ /L)	Água bruta	13	54,4	79,4	5	280	1,5
	Efluente tratado	14	131,4	121,7	25	456,7	0,9
DQO filtrada (mg O ₂ /L)	Água bruta	6	28,3	18,4	5	50	0,6
	Efluente tratado	8	52,1	23,6	29,9	105	0,5
SST (mg/L)	Água bruta	8	6,7	5,8	1	17	0,9
	Efluente tratado	8	15,1	16,1	-9	42	1,1
Turbidez (uT)	Água bruta	14	11,3	8,2	3,3	33	0,73
	Efluente tratado	14	36,8	41,4	10,2	159	1,13
Sódio (mg/L)	Água bruta	2	18,4	13	9,2	27,6	0,7
	Efluente tratado	2	42,5	14,6	32,2	52,9	0,3
Cálcio (mg/L)	Água bruta	2	16	5,7	12	20	0,4
	Efluente tratado	2	50,1	14,2	40,1	60,1	0,3
Magnésio (mg/L)	Água bruta	2	20,7	15,5	9,7	31,6	0,7
	Efluente tratado	2	28	5,2	24,3	31,6	0,2
Amônia (mg NH ₃ /L)	Água bruta	3	0	0	0	0	0
	Efluente tratado	3	7,7	1,6	6,2	9,3	0,2
Fósforo (mg P/L)	Água bruta	7	0,2	0,3	0	0,6	1,3
	Efluente tratado	11	9,8	10,7	0	27,2	1,1
Nitrato	Água bruta	10	0,14	0,06	0,1	0,22	0,43
	Efluente tratado	17	192,0	38,0	140,0	260,0	0,20
Condutividade (µs/cm)	Água bruta	17	192,0	38,0	140,0	260,0	0,20
	Efluente tratado	17	698,0	135,0	420,0	870,0	0,19
RAS	Água bruta	2	1,34	1,25	0,46	2,22	0,93
	Efluente tratado	2	1,71	0,56	1,31	2,1	0,33
Colif. Totais (NMP/100ml)	Água bruta	8	7,21E+02	1,01E+03	8,00E+01	2,50E+03	0,39
	Efluente tratado	6	2,13E+03	2,97E+03	2,00E+01	7,77E+03	0,14
E. coli (NMP/100ml)	Água bruta	7	1,32E+02	2,47E+03	1,00E+00	6,70E+02	0,18
	Efluente tratado	6	2,71E+02	4,61E+03	1,50E+01	1,18E+03	0,17

FONTE: AQUÍRAZ, CE (2007). NOTAS: N: NÚMERO DE AMOSTRAS / D.P.: DESVIO PADRÃO / MÍN: MÍNIMO / MÁX: MÁXIMO / C.V.: COEFICIENTE DE VARIAÇÃO

Tabela 3.13 > Características químicas do solo da área experimental da UFC

CARACTERÍSTICA	PROF. (cm)	ANTES DA APLICAÇÃO DE ESGOTO		DEPOIS DA APLICAÇÃO DE ESGOTO	
		Média	Mín-Máx	Média	Mín-Máx
Sódio (cmol kg ⁻¹)	0 - 30	0,055	0,04-0,07	0,10	0,08-0,12
	25-50	0,025	0,02-0,03	0,09	0,05-0,13
Potássio (cmol kg ⁻¹)	0 - 30	0,095	0,07-0,12	0,065	0,06-0,07
	25-50	0,095	0,03-0,16	0,1	0,05-0,15
Cálcio (cmol kg ⁻¹)	0 - 30	1,20	1,20-1,20	1,25	1,00-1,50
	25-50	1,00	1,00-1,00	0,9	0,80-1,00
Magnésio (cmol kg ⁻¹)	0 - 30	1,05	1,00-1,10	1,75	1,60-1,90
	25-50	1,05	0,90-1,20	1,7	1,20-2,20
Alumínio (cmol kg ⁻¹)	0 - 30	0,125	0,10-0,15	0,6	0,20-1,00
	25-50	0,675	0,35-1,00	0,18	0,14-0,22
SB (*1) (cmol kg ⁻¹)	0 - 30	2,4	2,3-2,5	3,15	3,1-3,2
	25-50	2,15	1,9-2,4	2,9	2,3-3,5
CTCe(*2)	0-30	2,52	2,4-2,65	3,75	3,3-4,2
	25-50	2,82	2,5-3,4	3,08	2,44-3,72
CTC(*3) (cmol kg ⁻¹)	0 - 30	4,0	3,9-4,1	4,1	4,1-4,1
	25-50	4,35	4,0-4,70	4,3	3,3-5,3
V(*4) %	0 - 30	59	58-60	78	76-80
	25-50	50	41-59	52,5	35-70
m%(*5)	0 - 30	6,5	6-7	16,4	1,6-31,25
	25-50	25,5	22-29	6,05	4,2-7,9
PST(*6)	0 - 30	1,5	1,0-2,0	2,5	2-3
	25-50	1,0	1,0-1,0	1,5	1-2
CE(*7) (dSm ⁻¹)	0 - 30	0,34	0,34-0,35	0,1	0,09-0,11
	25-50	0,19	0,19-0,19	0,09	0,07-0,11

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

NOTAS: (*1) SB (SOMA DE BASES) = CA + MG + K + NA

(*2) CTCE (CAPACIDADE DE TROCA DE CÂTIIONS EFETIVA) = SB + AL

(*3) CTC (CAPACIDADE DE TROCA DE CÂTIIONS A PH 7) = SB + H + AL

(*4) V (SATURAÇÃO POR BASES) = SB*100/CTC

(*5) M% (SATURAÇÃO POR ALUMÍNIO) = AL*100/CTCE

(*6) PST (PERCENTUAL DE SÓDIO TROCÁVEL) = NA*100/CTC

(*7) CE = CONDUTIVIDADE ELÉTRICA NO EXTRATO AQUOSO

As pesquisas da UFPE foram desenvolvidas junto à ETE Mangueira, utilizando-se o efluente dos reatores UASB para a irrigação da cultura do milho, cujas características de interesse são apresentadas na Tabela 3.14.

Tabela 3.14 > Algumas características de interesse agrônomo do efluente utilizado nas pesquisas da UFPE

CONSTITUINTE	UNIDADE	MÉDIAS (N=120)	DESVIO PADRÃO*	CV %	ERRO DA MÉDIA (±)
Potássio	mg.L ⁻¹	16,25	2,52	16	0,23
Cálcio	mg.L ⁻¹	35,96	12,95	36	1,18
Magnésio	mg.L ⁻¹	15,63	3,63	23	0,33
Sódio	mg.L ⁻¹	136	12,83	9	1,17
Condutividade Elétrica	µS.cm ⁻¹	1228	109	9	10

* UNIDADES DOS PARÂMETROS ESTATÍSTICOS COINCIDEM COM AS UNIDADES DAS MÉDIAS

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO, RECIFE, PE.

Tabela 3.15 > Características químicas do solo irrigado nas pesquisas da UFPE

CARACTERÍSTICA	PROF. (cm)	ANTES DA APLICAÇÃO DE ESGOTO Média	APÓS O PRIMEIRO PLANTIO Média
Sódio (cmol _c .kg ⁻¹)	0 - 20	0,34	0,05
	20 - 40	0,25	0,04
Potássio (cmol _c .kg ⁻¹)	0 - 20	0,58	0,02
	20 - 40	0,78	0,05
Cálcio (cmol _c .kg ⁻¹)	0 - 20	1,75	1,10
	20 - 40	1,30	1,12
Magnésio (cmol kg ⁻¹)	0 - 20	1,00	0,88
	20 - 40	1,00	0,43
Alumínio (cmol kg ⁻¹)	0 - 20	0,05	0,05
	20 - 40	0,05	0,10
SB (*) (cmol kg ⁻¹)	0 - 20	3,67	2,05
	20 - 40	3,33	1,64
CTCe(**) (cmol kg ⁻¹)	0 - 20	3,72	2,10
	20 - 40	3,38	1,74
CTC(***) (cmol kg ⁻¹)	0 - 20	6,07	4,07
	20 - 40	5,79	3,70
V(***) %	0 - 20	60,46	50,39
	20 - 40	57,51	44,25
m%(***)	0 - 20	1,34	2,39
	20-40	1,48	5,81
PST(***)	0 - 20	5,60	1,11
	20 - 40	4,32	1,06
RAS	0 - 20	0,29	0,05
	20 - 40	0,23	0,04

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO, RECIFE, PE.

NOTAS: (*) SB (SOMA DE BASES) = CA + MG + K + NA

(**) CTCe (CAPACIDADE DE TROCA DE CÂTIOS EFETIVA) = SB + AL

(***) CTC (CAPACIDADE DE TROCA DE CÂTIOS A PH 7) = SB + H + AL

(***) V (SATURAÇÃO POR BASES) = SB*100/CTC

(***) M% (SATURAÇÃO POR ALUMÍNIO) = AL*100/CTCe

(***) PST (PERCENTUAL DE SÓDIO TROCÁVEL) = NA*100/CTC

Observam-se concentrações de sódio e condutividade elétrica atípicas, superiores aos valores normalmente encontrados em esgoto doméstico.

Na Tabela 3.15 são apresentadas características do solo da parcela T5, irrigada com efluente, antes e depois da aplicação do esgoto tratado.

Em linhas gerais, pode ser observado, nesta pesquisa em vasos, que a concentração elevada principalmente de sódio, no efluente, além de outros íons, não resultou em um acúmulo nas camadas que pudesse conferir alterações significativas em suas características.

No experimento conduzido pela UFRGS, em Porto Alegre, as culturas de milho (verão) e inverno (aveia) foram irrigadas com esgoto tratado, tendo sido escolhidas para esta análise as parcelas irrigadas com o efluente da lagoa de polimento. Na Tabela 3.16 são apresentadas as características do solo antes e depois da aplicação do efluente no primeiro ciclo.

Tabela 3.16 > Características do solo utilizado nas pesquisas da UFRGS, antes e depois do primeiro ciclo de aplicação de esgoto tratado

CONSTITUINTE	UNIDADE	PROFUNDIDADE (cm)	INÍCIO (22/11/2007)	FINAL (25/02/2008)
Potássio	mg.kg ⁻¹	00 - 20	79	92
		20 - 40	110	80
		40 - 60	104	87
Cálcio	mg.kg ⁻¹	00 - 20	142	103
		20 - 40	151	95
		40 - 60	153	104
Magnésio	mg.kg ⁻¹	00 - 20	29	22
		20 - 40	30	17
		40 - 60	34	24
Sódio	mg.kg ⁻¹	00 - 20	42	88
		20 - 40	50	68
		40 - 60	48	65
Condutividade Elétrica	μS.m ⁻¹	00 - 20	107	115
		20 - 40	123	114
		40 - 60	124	111

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, PORTO ALEGRE, RS.

Também neste caso, torna-se evidente, apesar do curto período de tempo, a tendência ao acúmulo de sódio no solo, trazendo as preocupações relativas aos efeitos sobre a estrutura deste solo.

No experimento desenvolvido pela USP, no campo experimental em Lins/SP, o solo da área da cultura de cana-de-açúcar foi monitorado no período compreendido entre

fevereiro de 2005 a setembro de 2006. Antes da instalação do experimento, o solo apresentava as seguintes características: acidez entre média e elevada, altos teores de Ca, baixos teores de Mg, teores médios de K, ocorrência de alumínio em profundidade, presença de Na (e saturação crescente deste elemento ao longo do perfil), ocorrência de argila dispersa em água ao longo de todo o perfil, baixas concentrações de CT e NT, baixas concentrações de sais (CE), teores elevados de B, teores médios de micronutrientes, baixa capacidade de troca de cátions (CTC) e baixa saturação de bases (V%).

Com relação à salinidade e sodicidade, os tratamentos aplicados resultaram, na totalidade das camadas estudadas, em alterações significativas nos teores de Na trocável (Tabela 3.17).

Tabela 3.17 > Efeito da irrigação com efluente nas concentrações de Na trocável do solo (mmol.kg^{-1}), Lins/SP

CAMADAS (cm)	ANTES DO EXPERIMENTO	T1	T2	T3	T4	T5	CV (%)
0-10	0,74	0,63 ^b	3,19 ^a	2,57 ^a	2,79 ^a	3,49 ^a	21,36
10-20	1,46	1,55 ^c	4,83 ^a	3,04 ^b	3,83 ^{ab}	4,30 ^{ab}	26,58
20-40	2,51	2,73 ^b	4,41 ^a	3,23 ^b	4,49 ^a	4,55 ^a	23,60
40-60	2,79	3,38 ^{bc}	4,14 ^{ab}	2,73 ^c	4,01 ^{ab}	4,84 ^a	13,09
60-80	2,66	2,46 ^b	3,82 ^a	2,39 ^b	4,08 ^a	4,44 ^a	18,45
80-100	2,32	2,52 ^c	3,73 ^{ab}	2,31 ^c	3,38 ^b	4,44 ^a	13,22

FONTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

OBSERVAÇÃO: AS LETRAS MINÚSCULAS INDICAM A COMPARAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E QUANDO IGUAIS NÃO DIFEREM ESTATISTICAMENTE PELO TESTE DE TUKEY ($P < 0,05$).

Em todas as camadas, os tratamentos que receberam irrigação com efluente resultaram em maior acúmulo de Na no complexo de troca quando comparadas ao tratamento T1, que não recebeu efluente.

Com relação ao efeito dos tratamentos na saturação do complexo de troca pelo sódio (PST), ocorreram diferenças significativas em todas as camadas analisadas (Tabela 3.18).

Tabela 3.18 > Efeito da irrigação com efluente no percentual de sódio trocável (PST) do solo, Lins/SP

CAMADAS (cm)	ANTES DO EXPERIMENTO	T1	T2	T3	T4	T5	CV (%)
0-10	2,09	1,76 ^b	8,59 ^a	7,26 ^a	7,7 ^a	8,82	29,68
10-20	4,09	4,07 ^c	12,84 ^a	8,34 ^b	10,9 ^{ab}	11,54 ^{ab}	25,75
20-40	7,38	7,84 ^b	12,27 ^a	8,69 ^b	13,03 ^a	13,46 ^a	23,06
40-60	8,13	10,28 ^{ab}	12,93 ^a	8,29 ^b	11,59 ^{ab}	14,42 ^a	14,35
60-80	7,73	8,05 ^c	12,69 ^{ab}	8,96 ^{bc}	13,31 ^{ab}	14,60 ^a	23,10
80-100	7,92	8,22 ^{bc}	12,57 ^a	7,79 ^c	11,58 ^{ab}	14,43 ^a	15,77

FORTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

OBSERVAÇÃO: AS LETRAS MINÚSCULAS INDICAM A COMPARAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E QUANDO IGUAIS NÃO DIFEREM ESTATISTICAMENTE PELO TESTE DE TUKEY (P < 0,05).

As diferenças mais pronunciadas ocorreram na comparação dos diferentes tratamentos com o T1, sem irrigação com efluente. No decorrer do experimento, as variações no PST foram significativas, manifestando-se em todas as camadas. Comparando-se a primeira com a última amostragem, ocorreram acréscimos significativos na saturação em sódio até 1m de profundidade. As diferenças entre os tratamentos, bem como os acréscimos entre as épocas, de modo similar ao relatado, para o Na trocável, seguramente, estão diretamente relacionados à: natureza do resíduo (ou seja, elevadas concentrações do íon Na e elevada razão de adsorção de sódio) e lâminas de irrigação aplicadas (acarretando aportes de Na entre 2000 e 4000 kg/ha Na⁺).

Os valores de PST, quando da amostragem final de solo, em uma média de todas as camadas avaliadas, foram de: S1 → 5,93 ± 1,47; T100 → 18,93 ± 1,52; T125 → 14,59 ± 0,69; T150 → 17,42 ± 1,20; T200 → 17,62 ± 0,90.

O laboratório de salinidade dos EUA estabelece valores de PST > 15% como indicadores de possíveis efeitos prejudiciais à estrutura de solo. McIntyre (1979), para solos australianos, propõe valores de PST ≥ 5% como mais apropriados.

A fim de se detalhar os efeitos dos teores de PST, acrescenta-se que a expansão das argilas não deve ocorrer a menos que os valores de PST excedam 25-30%. A dispersão de argilas, e consequente redução da condutividade hidráulica, por outro lado, pode ocorrer em valores de PST próximos a zero, desde que a água de irrigação aplicada possua valores de CE baixos.

Independente da adoção de qualquer um dos valores críticos de PST acima descritos, verifica-se que, por ocasião da amostragem final, as parcelas submetidas à irrigação com efluente, na totalidade das lâminas empregadas, apresentavam valores de PST considerados acima dos níveis críticos. Considerando-se este fato, é natural que ao longo do

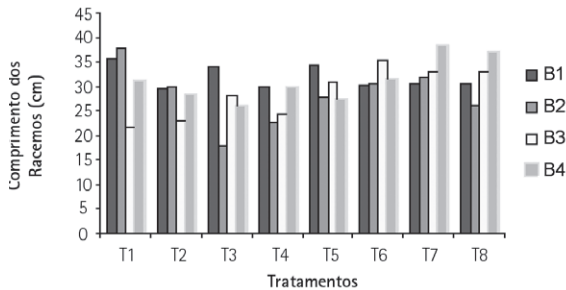
tempo, a fim de se manter a viabilidade agrônômica do sistema efluente-solo-planta, faça-se necessário lançar mão de estratégias de manejo para contornar ou minimizar este problema. Dentre as diversas estratégias de manejo consideradas, a aplicação de gesso é uma das mais recomendáveis face ao baixo custo e ampla disponibilidade deste insumo.

3.8.2 Efeitos sobre a planta – aspectos relativos ao desenvolvimento das culturas

Na primeira pesquisa desenvolvida pela UFC, foram variados os aportes de nitrogênio e potássio.

As doses de nitrogênio e potássio utilizadas foram definidas em função das características do solo, do tipo de cultura e de dosagens de nutrientes comumente usadas na região. Foram avaliados os seguintes tratamentos, em cada área: T1-N0K0 – Sem nitrogênio e sem potássio; T2-N0K1 – Sem nitrogênio e 30g de potássio; T3-N0K2 – Sem nitrogênio e 60g de potássio; T4- N0K3 – Sem nitrogênio e 90g de potássio; T5- N1K0 – 30 g de nitrogênio e sem potássio; T6- N2K0 – 60 g de nitrogênio e sem potássio; T7- N3K0 – 90 g de nitrogênio e sem potássio; T8- N0K0 – sem nitrogênio, sem potássio e sem adubação orgânica.

A Figura 3.14 mostra os valores do comprimento dos racemos das plantas irrigadas com esgoto doméstico. Pode-se observar que os comprimentos, em todos os tratamentos, variaram entre 20 cm e 40 cm.

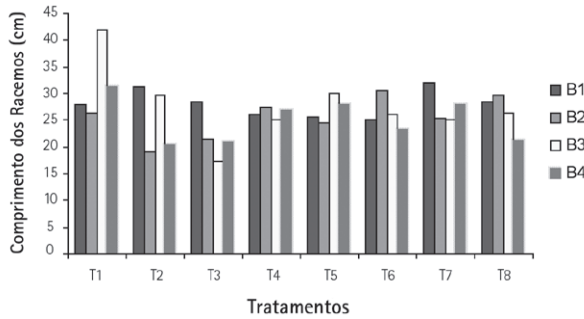


FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

NOTAS: B: BLOCO / T1-N0K0: SEM NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T2-N0K1: SEM NITROGÊNIO E 30G DE POTÁSSIO / T3-N0K2: SEM NITROGÊNIO E 60G DE POTÁSSIO / T4- N0K3: SEM NITROGÊNIO E 90G DE POTÁSSIO / T5- N1K0: 30 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T6- N2K0: 60 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T7- N3K0: 90 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T8- N0K0: SEM NITROGÊNIO, SEM POTÁSSIO E SEM ADUBAÇÃO ORGÂNICA

Figura 3.14 Comprimentos dos racemos irrigados com esgoto doméstico tratado

Os comprimentos dos racemos das plantas irrigadas com água de poço são mostrados na Figura 3.15. Os maiores comprimentos ficaram entre 30 cm e 35 cm – com exceção do Tratamento 1 / Bloco 3, com valor acima de 40 cm.

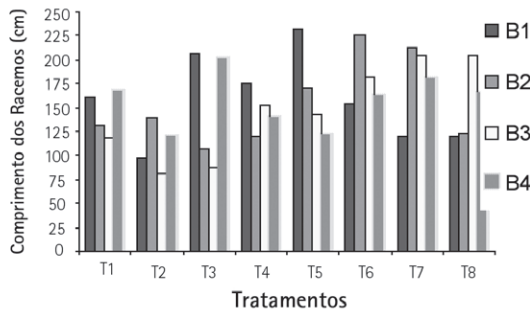


FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

NOTAS: B: BLOCO / T1- N0K0: SEM NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T2- N0K1: SEM NITROGÊNIO E 30G DE POTÁSSIO / T3- N0K2: SEM NITROGÊNIO E 60G DE POTÁSSIO / T4- N0K3: SEM NITROGÊNIO E 90G DE POTÁSSIO / T5- N1K0: 30 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T6- N2K0: 60 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T7- N3K0: 90 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T8- N0K0: SEM NITROGÊNIO, SEM POTÁSSIO E SEM ADUBAÇÃO ORGÂNICA

Figura 3.15 Comprimento dos racemos da cultura da mamona irrigada com água de poço

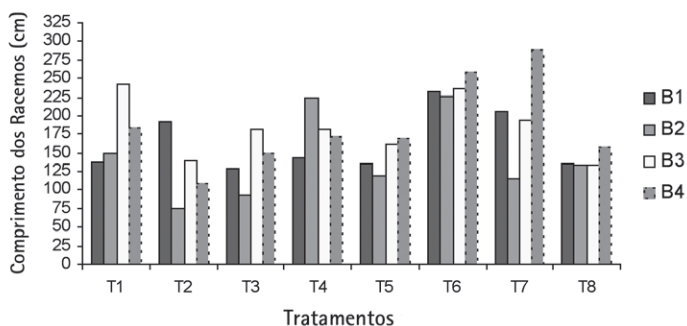
Nas Figuras 3.16 e 3.17 são mostrados os valores do parâmetro “números de sementes” para as mamonas irrigadas com esgoto doméstico e água, respectivamente. Para o esgoto (Figura 3.16) pode-se observar que os tratamentos T5 e T6 forneceram as melhores respostas, com valores entre 225 e 250 sementes em alguns blocos. A pior resposta ocorreu no tratamento T2, com 75 sementes, no Bloco B3. Para a água (Figura 3.17), nota-se que o tratamento 6 (N2K0: 60 g de nitrogênio e sem potássio) forneceu uma melhor resposta quando comparado aos demais tratamentos em todos os blocos. De maneira isolada, o tratamento que se destaca é o T7 (Bloco 4), com números de semente superiores a 275 sementes.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

NOTAS: B: BLOCO / T1- N0K0: SEM NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T2- N0K1: SEM NITROGÊNIO E 30G DE POTÁSSIO / T3- N0K2: SEM NITROGÊNIO E 60G DE POTÁSSIO / T4- N0K3: SEM NITROGÊNIO E 90G DE POTÁSSIO / T5- N1K0: 30 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T6- N2K0: 60 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T7- N3K0: 90 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T8- N0K0: SEM NITROGÊNIO, SEM POTÁSSIO E SEM ADUBAÇÃO ORGÂNICA

Figura 3.16 Número de sementes da mamona irrigada com esgoto doméstico tratado



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

NOTAS: B: LOCO / T1-NOK0: SEM NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T2-NOK1: SEM NITROGÊNIO E 30G DE POTÁSSIO / T3-NOK2: SEM NITROGÊNIO E 60G DE POTÁSSIO / T4- NOK3: SEM NITROGÊNIO E 90G DE POTÁSSIO / T5- N1K0: 30 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T6- N2K0: 60 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T7- N3K0: 90 G DE NITROGÊNIO E SEM POTÁSSIO / T8- NOK0: SEM NITROGÊNIO, SEM POTÁSSIO E SEM ADUBAÇÃO ORGÂNICA

Figura 3.17 Número de sementes da mamona irrigada com água

As Tabelas 3.18 (ver item 3.8.1) e 3.19 mostram os resultados da análise estatística das variáveis estudadas, durante o experimento da mamona (irrigada com esgoto doméstico e água de poço, respectivamente). Para a realização da análise estatística, foram utilizadas as médias dos quatro blocos (repetições para cada tratamento), obtidas para as variáveis estudadas.

Na Tabela 3.19 observa-se que somente para a variável “comprimento dos racemos” ocorreu influência significativa ($p < 0,05$) entre os tratamentos e entre as repetições (blocos), não sendo observadas diferenças significativas para os demais parâmetros. Quanto à produtividade, ocorreu diferença significativa entre os blocos, mas não entre os tratamentos.

Tabela 3.19 > Resumo das análises de variâncias: Comprimento do Racemo (CR), Número de Sementes (NS), Peso de 100 Sementes (P100S) e Produção (PD), da mamona irrigada com esgoto doméstico tratado

Quadro Médio	ESGOTO					
	F.V	GL	CR	NS	P100S	PD
	Tratamento	7	52,33*	2981,59 ^{ns}	113,97 ^{ns}	7543,16 ^{ns}
	Repetição	3	42,91*	708,97 ^{ns}	211,94 ^{ns}	88251,35*
	Residuo	21	7,60	1412,43	77,20	10100,06
	Média		29,64	153,53	51,13	303,06
	C.V (%)		9,3	24,71	17,18	33,16

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

NOTAS: F.V: FONTE DE VARIAÇÃO (*) : SIGNIFICATIVO A 0,05

GL: GRAU DE LIBERDADE (NS): NÃO SIGNIFICATIVO

CV: COEFICIENTE DE VARIAÇÃO

Pela Tabela 3.20 pode-se verificar que o tratamento influenciou significativamente ($p < 0,05$) as variáveis: comprimento dos racemos, número de sementes e peso de 100 sementes da mamoneira – ao contrário das repetições (blocos), onde só ocorreu significância no peso de 100 sementes. Para as demais variáveis analisadas, não ocorreram influências significativas entre os tratamentos ou entre os blocos.

Tabela 3.20 > Resumo das análises de variâncias: Comprimento do Racemo (CR), Número de Sementes (NS), Peso de 100 Sementes (P100S) e Produção (PD), da mamona irrigada com água de poço

Quadrado Médio	ÁGUA					
	F.V	GL	CR	NS	P100S	PD
Tratamento	7		64,19*	5702,07*	206,71*	10714,61 ^{ns}
Repetição	3		48,84 ^{ns}	3414,44 ^{ns}	169,89*	25278,92 ^{ns}
Resíduo	21		7,60	1394,27	26,99	9555,86
Média			26,04	168,71	52,00	346,23
C.V (%)			20,33	22,13	9,99	28,23

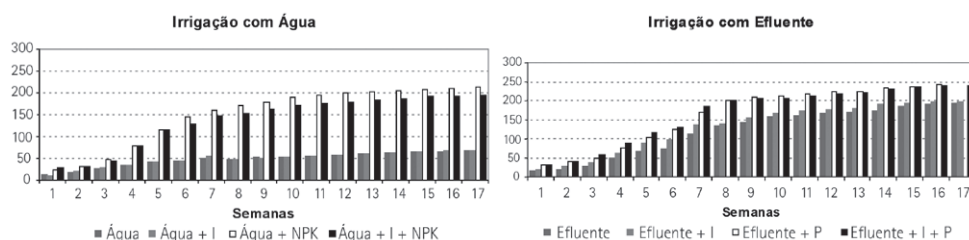
FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

NOTAS: F.V: FONTE DE VARIAÇÃO (*) : SIGNIFICATIVO A 0,05

GL: GRAU DE LIBERDADE (NS): NÃO SIGNIFICATIVO

CV: COEFICIENTE DE VARIAÇÃO

Na pesquisa realizada pela UFPE, a primeira cultura do milho desenvolveu-se sob período chuvoso, o que dificultou a interpretação dos efeitos da irrigação com esgoto tratado – que não foi aplicado com intensidade. Já a segunda cultura desenvolveu-se em período seco, sendo os resultados lançados em gráfico na Figura 3.18.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO, RECIFE, PE.

Figura 3.18 Altura das plantas de milho irrigadas com água ou esgoto, segundo plantio

Na Tabela 3.21 apresenta-se um resumo do tratamento estatístico dos resultados obtidos.

Tabela 3.21 > Análise estatística dos resultados obtidos na pesquisa da UFPE (*)

TRATAMENTOS	MÉDIAS	DIFERENÇAS
Água	68	C
A+I	213	B
A+NPK	68	C
A+I+NPK	196	B
Efluente	195	B
E+I	244	A
E+P	198	B
E+I+P	240	AB
DMS	29,84 cm	

FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO, RECIFE, PE.

(*) TESTE DE TUKEY, $\alpha = 0,01$

Ao comparar os resultados obtidos, pode-se observar que as plantas com melhor desenvolvimento foram aquelas irrigadas com efluente, destacando o tratamento E+I+P, que apresentou melhor efeito supressivo aos fitopatógenos.

Na pesquisa realizada pela UFRGS com a cultura de milho, foram avaliados os teores de macro e micronutrientes no tecido vegetal, sendo os resultados apresentados nas Tabelas 3.22 e 3.23, respectivamente.

Tabela 3.22 > Teores de macronutrientes do tecido vegetal (cultura de milho)

TRATAMENTO	N mg kg ⁻¹	P	K	Ca	Mg	S
E-AT	0,42	0,16	1,05	0,34	0,26	0,11
E-UASB	0,50	0,19	1,02	0,32	0,24	0,10

FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, PORTO ALEGRE, RS.

Tabela 3.23 > Teores de micronutrientes e sódio do tecido vegetal (cultura de milho)

TRATAMENTO	Cu mg kg ⁻¹	Zn	Fe	Mn	Na	Mo	B
E-AT	4,17	49,83	149,25	47,00	88,50	0,94	10,00
E-UASB	5,08	51,58	81,42	50,08	116,33	1,13	11,33

FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, PORTO ALEGRE, RS.

3.8.3 Efeitos sobre a planta – aspectos relativos à produtividade

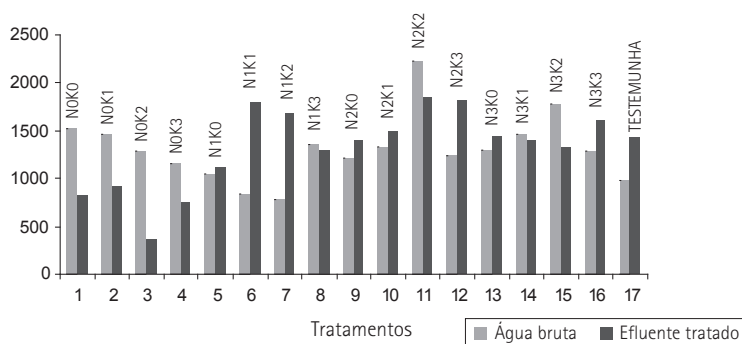
A primeira pesquisa desenvolvida pela UFC objetivou a análise da produtividade da mamona irrigada com esgoto sanitário tratado utilizando diferentes doses de Nitrogênio e Potássio, conforme os tratamentos apresentados na Tabela 3.24.

Tabela 3.24 > Tratamentos utilizados na pesquisa da UFC visando à avaliação da produtividade da cultura de mamona com diferentes doses de N e K

1	N0K0	N0 + K0 + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50,00g Calcáreo
2	N0K1	N0 + 12,50g KCl + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20gFTE BR-12 + 50g Calcáreo
3	N0K2	N0 + 25,00g KCl + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
4	N0K3	N0 + 37,50g KCl + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
5	N1K0	17g N (uréia) + K0 + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
6	N1K1	17g N (uréia) + K0 + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
7	N1K2	17g N (uréia) + K0 + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
8	N1K3	17g N (uréia) + K0 + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
9	N2K0	34g N (uréia) + K0 + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
10	N2K1	34g N (uréia) + 12,5g KCl + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
11	N2K2	34g N (uréia) + 25,0g KCl + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
12	N2K3	34g N (uréia) + 37,5g KCl + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
13	N3K0	50g N (uréia) + K0 + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50,00g Calcáreo
14	N3K1	50g N (uréia) + 12,5g KCl + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
15	N3K2	50g N (uréia) + 25,0g KCl + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
16	N3K3	50g N (uréia) + 37,5g KCl + 10L M.O + 100g P (S.S) + 20g FTE BR-12 + 50g Calcáreo
17	Teste	Sem adubação

FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

A produtividade média das sementes da mamona irrigada com água bruta e efluente tratado, em kg por hectare, está mostrada na Figura 3.19.



FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Figura 3.19 Produtividade média da mamona em Kg/ha

Pode-se observar que a maior produtividade foi obtida no tratamento N2K2, no qual foram alcançadas, respectivamente, para água bruta e efluente tratado, médias de 2233,8 e 1857,07 kg/ha.

Na Tabela 3.25 está apresentado o Teste de Tukey para as médias da produtividade para os tratamentos irrigados com água bruta e efluente tratado.

Tabela 3.25 > Teste de Tukey para as médias referentes à produção da mamona

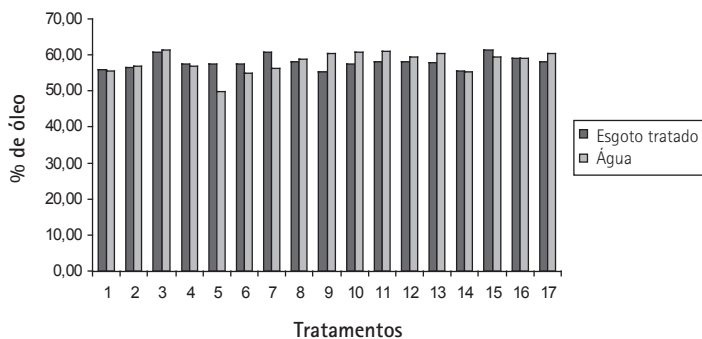
FONTES DE VARIAÇÃO	DADOS	MÉDIAS	COMPARAÇÕES
Água bruta	48	1.330,7125	a
Efluente tratado	48	1.320,8168	a
Dms ⁽¹⁾	103,443		

⁽¹⁾ DMS = DIFERENÇA MÍNIMA SIGNIFICATIVA

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

A análise das médias de produtividade obtidas pelo Teste de Tukey, considerando 5% de probabilidade, demonstrou que as produtividades dos tratamentos irrigados com efluente tratado e com água bruta ficaram bem próximas, não havendo, assim, diferenças significativas, estatisticamente.

Foram determinadas as percentagens de óleo nas sementes da mamona, como constam na Figura 3.20. As maiores produções de óleo durante a irrigação com efluente tratado foram 60,8% e 61,2 %, enquanto que para os tratamentos irrigados com água, as maiores percentagens de óleo foram 61,3% e 60,9%.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Figura 3.20 Percentual de óleo nos frutos de mamona irrigados com água ou esgoto

Em termos de produção de óleo, na Tabela 3.26 é apresentado o Teste de Tukey entre as médias das percentagens do óleo. Pode-se concluir que as médias da percentagem de óleo obtidas para os tratamentos irrigados com água bruta e esgoto tratado não possuem diferenças estatísticas considerando 5% de probabilidade. Isto demonstra que a percentagem de óleo não foi influenciada pela irrigação com efluente tratado.

Tabela 3.26 > Teste de Tukey para as médias referentes à percentagem de óleo nas sementes de mamona

FONTES DE VARIAÇÃO	DADOS	MÉDIAS	COMPARAÇÕES
Água bruta	48	57,9	a
Efluente tratado	48	58,0	a
Dms ⁽¹⁾	0,77	-	-

⁽¹⁾ DMS = DIFERENÇA MÍNIMA SIGNIFICATIVA

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Na segunda pesquisa desenvolvida pela UFC, variaram-se as adições de zinco e boro, tendo-se monitorado vários parâmetros, tais como: produtividade, número de racemos, comprimento médio dos racemos, número de frutos e peso dos frutos.

A Tabela 3.27 contém os valores de produtividade da mamona para os dois tipos de micronutrientes utilizados.

Tabela 3.27 > Produtividade da mamona (em kg/ha), em função da aplicação de Zinco e Boro na irrigação com água e esgoto

RACEMO	APLICANDO SULFATO DE ZINCO		APLICANDO BÓRAX	
	Com água	Com esgoto	Com água	Com esgoto
Primário	501,3	459,6	408,1	441,8
Secundário	596,8	495,6	649,9	601,4
Terciário	482,8	434,9	378,4	539,5
TOTAL	1580,8	1390,0	1436,4	1582,7

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

No experimento com zinco verificou-se uma média geral de 2,29 racemos terciários, sem que tenha sido observada diferença estatística significativa entre as variáveis analisadas. Já no experimento com boro constatou-se que houve influência significativa na fonte de variação de adubação (Tabela 3.28).

Tabela 3.28 > Análise de variância para a variável número de racemos terciários no experimento com boro

FORNE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Fonte de Água	1	0,019	0,019	0,086	0,773
Adubação com Boro	2	1,821	0,910	4,066	0,039
Fonte de Água/Adubação	2	0,037	0,018	0,082	0,921
Bloco	3	1,867	0,622	2,780	0,077
Erro	15	3,359	0,224	-	-
Total corrigido	23	7,103	-	-	-
CV (%)	23,33	-	-	-	-
Média geral (und.):-	2,03	-	-	-	-

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Observa-se, na Tabela 3.29, que o aumento da aplicação de boro acarretou um decréscimo na emissão de racemos terciários. Com uma média de 2,33 racemos terciários por planta, a não aplicação de boro, tanto para a água de poço quanto para o efluente tratado, foi o que menos afetou a produção.

Tabela 3.29 > Teste Tukey para a fonte de adubação na variável número de racemos terciários no experimento com boro

TRATAMENTOS	MÉDIAS (cm)	RESULTADOS DO TESTE
B2	1,6660	a
B1	2,0850	a, b
B0	2,3338	b

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

O comprimento do racemo terciário e o número de frutos por planta nesta ordem de racemo não apresentaram diferença significativa no experimento com zinco. As médias encontradas foram, respectivamente: 40,64 cm e 89,38 cm.

No experimento com boro, o comprimento do racemo terciário não foi afetado significativamente pelos tratamentos. O valor médio foi de 41,55 cm. No entanto, analisando o desdobramento da adubação com boro dentro de cada nível de fonte de água, observa-se diferença estatística significativa com o uso de efluente sanitário tratado, conforme Tabela 3.30.

Tabela 3.30 > Análise de variância do desdobramento de adubação para o comprimento médio do racemo terciário no experimento com boro dentro de cada fonte de água

FORTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Adubação com B e AET	2	388,715	194,357433	3,758	0,0458
Adubação com B e APF	2	40,676	20,337858	0,393	0,6791
Resíduo	15	775,873	51,724837	-	-

FORTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Com a aplicação de boro e uso de esgoto sanitário tratado, constatou-se um decréscimo no comprimento médio do racemo terciário, afetando diretamente a produção (Tabela 3.31).

Tabela 3.31 > Teste Tukey para o desdobramento de adubação para o comprimento médio do racemo terciário no experimento com boro dentro da fonte de água AET

TRATAMENTOS	MÉDIAS (cm)	RESULTADOS DO TESTE
B2	34,970	a
B1	43,375	a, b
B0	48,805	b

FORTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

O número de frutos também apresentou diferenças estatísticas significativas (Tabelas 3.32 e 3.33).

Tabela 3.32 > Análise de variância para o número de frutos do racemo terciário no experimento com boro

FORTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Fonte de Água	1	5.114,673	5.114,673	8,164	0,0120
Adubação com Zn	2	3.257,071	1.628,536	2,599	0,1073
Fonte de Água/Adubação	2	124,492	62,246	0,099	0,9060
Bloco	3	1.648,967	549,656	0,877	0,4748
Erro	15	9.397,806	626,520	8,164	
Total corrigido	23	19.543,009	-	-	-
CV (%)	32,33	-	-	-	-
Média geral (cm)	77,430	-	-	-	-

FORTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Tabela 3.33 > Teste Tukey para a fonte de água na variável número de frutos no experimento com boro

TRATAMENTOS	MÉDIAS (UND.)	RESULTADOS DO TESTE
APF	62,832	a1
AET	92,028	a2

FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

No experimento com zinco não foram constatadas diferenças médias significativas para a variável peso dos frutos. As médias foram, respectivamente: 118,81 g, 68, 81 g e 458,80 kg/ha. No experimento com boro, apresentaram-se diferenças estatísticas referentes ao peso dos frutos, de acordo com fonte de água utilizada (Tabelas 3.34 e 3.35).

Tabela 3.34 > Análise de variância para o peso dos frutos do racemo terciário no experimento com boro

FORNTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Fonte de Água	1	11.048,896	304,380	10,053	0,0063
Adubação com Zn	2	8.236,668	29,515	3,747	0,0479
Fonte de Água/Adubação	2	980,539	27,393	0,446	0,6484
Bloco	3	3.088,912	41,798	0,937	0,4473
erro	15	16.485,739	25,328	10,053	-
Total corrigido	23	39.840,755	-	-	-
CV (%)	31,29	-	-	-	-
Média geral (cm)	105,943	-	-	-	-

FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

OBSERVAÇÃO: HÁ MAIOR PESO DAS SEMENTES COM A APLICAÇÃO DE ESGOTO TRATADO.

Tabela 3.35 > Teste Tukey para a fonte de água na variável peso dos frutos no experimento com boro

TRATAMENTOS	MÉDIAS (g)	RESULTADOS DO TESTE
APF	84,487	a1
AET	127,399	a2

FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

O peso das sementes também foi afetado pelo tratamento das variáveis de acordo com a água utilizada (Tabelas 3.36 e 3.37).

Tabela 3.36 > Análise de variância para o peso dos frutos do racemo terciário no experimento com boro

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Fonte de Água	1	3.502,717	3.502,717	8,090	0,0123
Adubação com Zn	2	215,991	107,996	0,249	0,7824
Fonte de Água/Adubação	2	174,842	87,421	0,202	0,8194
Bloco	3	1.129,672	376,557	0,870	0,4785
erro	15	6.494,480	432,965	-	-
Total corrigido	23	1.1517,701	-	-	-
CV (%)	30,22	-	-	-	-
Média geral (cm):	68,845	-	-	-	-

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Tabela 3.37 > Teste Tukey para a fonte de água na variável peso dos frutos do racemo terciário no experimento com boro

TRATAMENTOS	MÉDIAS (g)	RESULTADOS DO TESTE
APF	56,764	a1
AET	80,926	a2

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

A produtividade do racemo terciário foi afetada significativamente pela fonte de água utilizada (Tabela 3.38).

Tabela 3.38 > Análise de variância para a produtividade no racemo terciário no experimento com boro

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Fonte de Água	1	155.667,712	155.667,712	8,091	0,0123
Adubação com Zn	2	9.598,778	4.799,389	0,249	0,7824
Fonte de Água/Adubação	2	7.769,017	3.884,508	0,202	0,8194
Bloco	3	50.196,829	16.732,276	0,870	0,4785
erro	15	288.597,453	19.239,830	-	-
Total corrigido	23	511.829,788	-	-	-
CV (%)	30,23	-	-	-	-
Média geral (cm):	458,917	-	-	-	-

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

O uso do esgoto sanitário tratado acarretou uma produtividade de 161 Kg/ha a mais do que a verificada no uso de água de poço (Tabela 3.39).

Tabela 3.39 > Teste Tukey para a produtividade no racemo terciário no experimento com boro

TRATAMENTOS	MÉDIAS (g)	RESULTADOS DO TESTE
APF	378,380	a
AET	539,453	b

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Na pesquisa desenvolvida pela UFPE foi possível estabelecer uma importante correlação entre o crescimento das plantas e a produção de milho, com a ocorrência de chuvas. No período chuvoso, o aporte de nutrientes veiculado pelo efluente tratado foi deficitário, pois as águas pluviais satisfizeram a demanda hídrica da planta. Como não houve possibilidade de manter uma irrigação contínua durante as principais fases do desenvolvimento das plantas, elas apresentaram deficiência de nutrientes nas parcelas cujo tratamento incluía a irrigação com efluente, e demonstraram sintomas de raquitismo, má floração e, conseqüentemente, a não, ou má, frutificação. As únicas plantas que frutificaram foram as submetidas à adubação mineral de NPK.

Na pesquisa realizada pela UFRGS com cultura de milho, foram obtidos os resultados apresentados na Tabela 3.40.

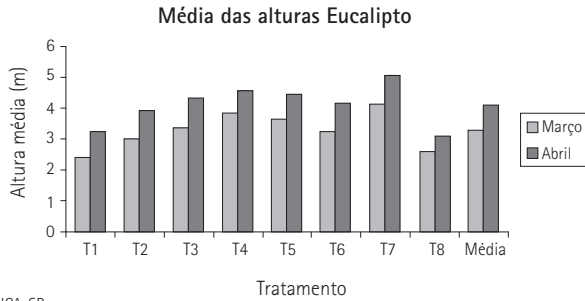
Tabela 3.40 > Características dos grãos e peso de matéria seca da cultura de milho

		ÁGUA TRATADA	EFLUENTE DO UASB	EFLUENTE DA LAGOA DE POLIMENTO
Grãos	Número	510	561	344
	Peso (g)	204	248	123
	Umidade (%)	29	33	38
Matéria Seca (g)	Brácteas c/ pedúnculo	34	39	17
	Caule	64	47	25
	Folha com bainha	54	52	36
	Pendão	2,4	2,2	1,4
	Sabugo	33	29	16

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, PORTO ALEGRE, RS.

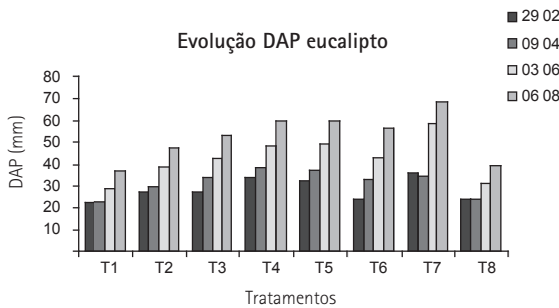
OBSERVAÇÃO: HÁ MENOR PRODUTIVIDADE NAS PARCELAS IRRIGADAS COM EFLUENTE DA LAGOA DE POLIMENTO.

Na pesquisa desenvolvida pela UNICAMP, utilizando cultura de eucalipto, o crescimento foi monitorado por medidas dendrométricas para avaliação dos efeitos dos tratamentos sobre o desenvolvimento das plantas. Na Figura 3.21, são apresentados os resultados de alturas médias das plantas de eucalipto enquanto na Figura 3.22, são apresentados os resultados de diâmetro à altura do peito.



FONTE: UNICAMP, FRANCA, SP.

Figura 3.21 Altura média das plantas de eucalipto dos diversos tratamentos



FONTE: UNICAMP, FRANCA, SP.

Figura 3.22 Diâmetro à altura do peito das plantas de eucalipto dos diversos tratamentos

Pode ser observado que houve maior produtividade para os tratamentos que receberam irrigação com efluente, em comparação aos tratamentos que receberam água limpa como fonte de irrigação.

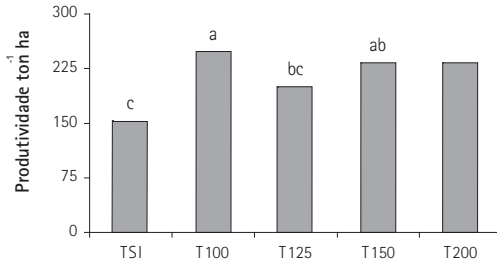
No experimento desenvolvido pela USP, com cultura de cana-de-açúcar, foram obtidas as produtividades médias apresentadas na Tabela 3.41.

Tabela 3.41> Produtividade da cultura de cana-de-açúcar

TRATAMENTO Código	Especificação	PRODUTIVIDADE (ton/ha)
T1	SI = parcelas sem irrigação	152,84
T2	parcelas com a umidade na capacidade de campo	247,23
T3	parcelas com 25% a mais da capacidade de campo	198,75
T4	parcelas com 50% a mais da capacidade de campo	232,80
T5	parcelas com 100 % a mais da capacidade de campo	232,28

FONTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

Estes resultados são lançados em gráfico na Figura 3.23.



T 100: 50% N mineral + irrigação com efluente secundário de esgoto tratado na dose 100%
 T 125: 50% N mineral + irrigação com efluente secundário de esgoto tratado na dose 125%
 T 150: 50% N mineral + irrigação com efluente secundário de esgoto tratado na dose 150%
 T 200: 50% N mineral + irrigação com efluente secundário de esgoto tratado na dose 200%

FONTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

OBSERVAÇÃO: MÉDIAS SEGUIDAS DA MESMA LETRA NÃO DIFEREM ESTATISTICAMENTE PELO TESTE DE TUKEY A 5%.

Figura 3.23 Efeito dos diferentes tratamentos na produtividade da cana-de-açúcar (1º corte)

A produtividade da cana foi elevada. Com exceção do T125, esta elevação foi significativamente superior nos tratamentos irrigados do que nos de controle. Grande parte das diferenças de produtividade obtidas entre os tratamentos irrigados e o controle podem ser atribuídas ao suprimento de água pela irrigação com esgoto tratado.

As análises tecnológicas da cana/planta irrigada com efluente revelaram os resultados apresentados na Tabela 3.42.

No geral, as diferenças obtidas entre os tratamentos foram pontuais e de pequena magnitude. Considerando os valores de referência, não houve prejuízos ao processamento da cultura, uma vez que os valores dos parâmetros tecnológicos estiveram dentro dos níveis desejáveis em termos de qualidade da matéria-prima.

Tabela 3.42 > Análise tecnológica da cana/planta irrigada com efluente

TRATAMENTOS	Brix	Pol % caldo	AR	Pureza %	Pol % cana	Fibra % cana	ATR kg.t ⁻¹
Maio							
SI	13,6 ^B	10,3 ^B	1,04 ^A	75,7 ^A	9,1 ^B	9,4 ^A	92,7 ^B
100	15,5 ^A	12,2 ^{AB}	0,94 ^A	78,6 ^A	10,8 ^{AB}	9,4 ^A	107,3 ^{AB}
125	15,6 ^A	12,8 ^A	0,83 ^A	82,0 ^A	11,3 ^A	9,4 ^A	111,5 ^A
150	15,7 ^A	12,8 ^A	0,85 ^A	81,3 ^A	11,2 ^{AB}	10,0 ^A	110,5 ^{AB}
200	15,5 ^A	12,7 ^{AB}	0,83 ^A	81,9 ^A	11,2 ^{AB}	9,9 ^A	109,7 ^{AB}
Média	15,2	12,2	0,90	79,9	10,7	9,6	106,3
CV (%)	5,21	9,00	13,05	4,28	8,79	5,03	7,40
Julho							
SI	20,0 ^A	16,6 ^A	0,79 ^A	83,0 ^A	14,2 ^A	11,4 ^A	137,7 ^A
100	18,3 ^A	14,9 ^A	0,86 ^A	81,2 ^A	12,9 ^A	10,6 ^A	126,3 ^A
125	18,9 ^A	15,4 ^A	0,83 ^A	81,8 ^A	13,4 ^A	10,7 ^A	130,1 ^A
150	19,1 ^A	16,5 ^A	0,80 ^A	82,7 ^A	14,2 ^A	10,8 ^A	138,0 ^A
200	20,0 ^A	16,6 ^A	0,80 ^A	82,8 ^A	14,3 ^A	11,1 ^A	138,1 ^A
Média	19,3	16,0 ^A	0,82	82,3	13,8	10,9	134,0
CV (%)	6,80	8,46 ^A	7,36	2,11	8,02	7,11	7,33
Setembro							
SI	20,5 ^A	18,0 ^A	0,64 ^A	87,6 ^A	15,7 ^A	10,1 ^A	150,4 ^A
100	21,3 ^A	19,0 ^A	0,58 ^A	89,3 ^A	16,5 ^A	10,6 ^A	157,4 ^A
125	20,7 ^A	18,3 ^A	0,60 ^A	88,6 ^A	16,1 ^A	10,0 ^A	153,6 ^A
150	20,5 ^A	18,1 ^A	0,61 ^A	88,4 ^A	15,1 ^A	10,2 ^A	151,1 ^A
200	21,2 ^A	18,8 ^A	0,60 ^A	88,5 ^A	16,3 ^A	10,7 ^A	155,2 ^A
Média	20,8	18,4	0,61	88,5	15,9	10,3	153,5
CV (%)	2,08	2,67	9,48	1,93	2,65	5,20	2,39

FONTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

NOTAS: LETRAS IGUAIS NÃO DIFEREM ESTATISTICAMENTE PELO TESTE DE TUKEY (P < 0,05)

SI: SEM IRRIGAÇÃO

100: UMIDADE DO SOLO NA CAPACIDADE DE CAMPO

125, 150 E 200 CORRESPONDEM A 25, 50 E 100% A MAIS DA UMIDADE DO SOLO NA CAPACIDADE DE CAMPO, RESPECTIVAMENTE

BRIX: PORCENTAGEM DE SÓLIDOS SOLÚVEIS

POL: PORCENTAGEM APARENTE DE SACAROSE

AR: AÇÚCARES REDUTORES

ATR: AÇÚCAR TOTAL RECUPERÁVEL

3.8.4 Efeitos da irrigação com esgoto tratado sobre a qualidade da água do lençol freático

Na pesquisa da UNICAMP, no município de Franca, SP, o plantio de eucaliptos ocupou uma área total pouco superior a um hectare. Para avaliação da eventual interferência na qualidade da água subterrânea, devido à irrigação com efluente sanitário proveniente de uma lagoa facultativa, foram perfurados 09 poços para a coleta de água sub-

terrânea. As profundidades totais dos poços variaram entre 7,6 m e 13,1 m e os níveis de água, nestes poços, variaram de acordo com a época do ano (de 0,4 m a 3,0 m).

O delineamento experimental foi definido após ter sido determinado o sentido do fluxo da água subterrânea. As parcelas, dos diferentes cenários, foram posicionadas e alinhadas no terreno, de forma a possibilitar o estudo e avaliação da qualidade da água infiltrada no solo em consequência da prática da irrigação e de precipitações atmosféricas. Os poços foram perfurados em locais estratégicos para obtenção destas informações: poço 09, situado à montante da área da pesquisa; poços de 01 a 08, situados à jusante da área da pesquisa, posicionados de acordo com os cenários (repetições: 04 parcelas/cenário) e equivalentes aos Tratamentos T1 a T8, descritos no item 3.5.5.

Alguns cuidados foram tomados antecipando a pesquisa. Quanto aos poços, as construções tiveram como referência a norma Cetesb nº 6410/1988, seguindo as recomendações de revestimento e proteção, bem como o de desinfecção com aplicação de hipoclorito de sódio – efetuando preliminarmente o ajuste de pH para a faixa ideal da desinfecção (a dosagem de hipoclorito foi determinada em laboratório, antes da irrigação). Quanto às parcelas, foram 32 parcelas, distanciadas umas das outras com a finalidade de formar um espaço suficiente para não ocorrer interferência dos tratamentos. Nestes espaços e no perímetro da área, foram plantados eucaliptos como bordadura.

Para antecipar o possível efeito da irrigação na qualidade da água subterrânea, foram instalados em cada parcela plantada com eucaliptos, para os diferentes tratamentos (T1 a T8), coletores de drenagem livre nas posições 0,3 m, 0,6 m, e, 0,9 m de profundidade e no perfil do solo. Os valores dos parâmetros químicos estão apresentados na Tabela 3.43.

Verifica-se, nesta tabela, que os resultados de concentração de constituintes químicos na água do lençol freático não foram elevados e que, após um ano de irrigação, a franja de percolação da água no solo pode não ter atingido o lençol. Caso contrário, o efeito destas concentrações não foram suficientes para alterar a qualidade da água do lençol. Isto evidencia que, quando a irrigação é feita com critérios técnicos e com acompanhamento, ela não provoca impactos negativos no sistema água-solo-planta. Dos parâmetros analisados, o mais importante para a água subterrânea é o nitrato. Nos resultados apresentados na Tabela 3.30, as concentrações de nitrato permaneceram em torno de $1,0 \text{ mgN.L}^{-1}$, com exceção do tratamento T4 que ficou com $2,79 \text{ mgN.L}^{-1}$ (valor ainda inferior ao limite da legislação). Até o atual estágio de desenvolvimento da pesquisa pode-se afirmar que não houve alteração na qualidade da água do lençol freático.

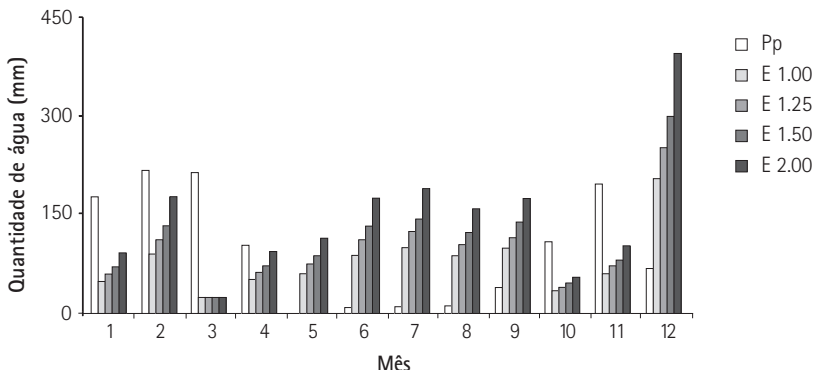
Tabela 3.43 > Resultados dos parâmetros químicos nas parcelas dos coletores de drenagem livre e nos poços de monitoramento do aquífero

PARÂMETROS	UNIDADE	IRRIGAÇÃO Água/Efluente	VALORES (COLETORES DE DRENAGEM)			AQUÍFERO
			30 cm	60 cm	90 cm	
Tratamento 1						
Cond. Específica	$\mu\text{S/cm}$	ND	153,83	126,50	294,00	18,85
Nitrato	$\text{Mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	2,18	1,00	1,00	1,00	1,00
Sódio	mg Na L^{-1}	1,14	1,08	0,11	1,92	0,13
Sólidos Totais	mg L^{-1}	21,75	520,00	ND	ND	ND
Tratamento 2						
Cond. Específica	$\mu\text{S/cm}$	ND	190,03	183,33	449,00	18,20
Nitrato	$\text{Mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	2,18	1,00	1,00	1,00	1,00
Sódio	mg Na L^{-1}	1,14	0,73	0,19	9,72	0,15
Sólidos Totais	mg L^{-1}	21,75	188,00	102,00	163,00	ND
Tratamento 3						
Cond. Específica	$\mu\text{S/cm}$	1093,50	197,30	306,33	422,67	24,40
Nitrato	$\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	3,07	1,00	1,00	1,00	1,29
Sódio	mg Na L^{-1}	80,94	10,00	20,05	17,09	0,41
Sólidos Totais	mg L^{-1}	645,75	276,00	171,00	270,00	ND
Tratamento 4						
Cond. Específica	$\mu\text{S/cm}$	1093,50	304,80	381,67	316,50	47,20
Nitrato	$\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	3,07	1,00	1,00	1,00	2,79
Sódio	mg Na L^{-1}	80,94	15,10	24,07	24,61	3,77
Sólidos Totais	mg L^{-1}	645,75	225,00	262,00	225,00	ND
Tratamento 5						
Cond. Específica	$\mu\text{S/cm}$	1093,50	395,67	434,00	319,00	ND
Nitrato	$\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	3,07	3,50	3,86	1,00	1,00
Sódio	mg Na L^{-1}	80,94	46,17	39,62	11,89	1,07
Sólidos Totais	mg L^{-1}	645,75	200,00	288,00	206,00	ND
Tratamento 6						
Cond. Específica	$\mu\text{S/cm}$	1093,50	234,27	317,75	267,33	78,90
Nitrato	$\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	3,07	1,00	2,66	1,00	1,70
Sódio	mg Na L^{-1}	80,94	17,25	19,68	5,02	4,76
Sólidos Totais	mg L^{-1}	645,75	319,00	227,00	147,00	ND
Tratamento 7						
Cond. Específica	$\mu\text{S/cm}$	1093,50	543,33	515,00	661,00	15,77
Nitrato	$\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	3,07	20,80	15,35	14,30	1,00
Sódio	mg Na L^{-1}	80,94	55,00	46,52	54,16	1,13
Sólidos Totais	mg L^{-1}	645,75	317,00	294,00	422,00	ND
Tratamento 8						
Cond. Específica	$\mu\text{S/cm}$	Sem irrigação	119,23	ND	64,10	15,77
Nitrato	$\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	Sem irrigação	1,00	ND	1,00	1,00
Sódio	mg Na L^{-1}	Sem irrigação	0,05	ND	0,04	1,13
Sólidos Totais	Mg L^{-1}	Sem irrigação	128,00	ND	ND	ND

3.9 Experiências do Prosab 5: efeito de lâminas excedentes na irrigação da cultura do capim Bermuda Tifton-85

O grupo da USP, em Lins/SP, e o da UNICAMP, em Franca/SP, estudaram os efeitos da aplicação de lâminas excedentes na irrigação das culturas.

Conforme mencionado, o grupo da USP conduziu pesquisa específica para avaliação dos efeitos da aplicação de lâminas excedentes de esgoto tratado sobre a cultura do capim Bermuda Tifton-85. Na Figura 3.24 são apresentados os dados de precipitação e lâminas aplicadas ao longo dos 12 meses de observação.



FORNTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

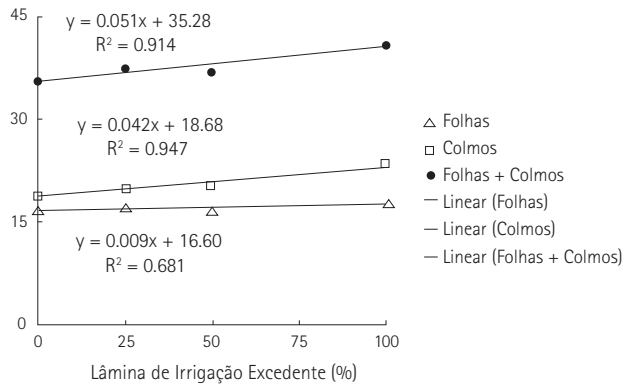
Figura 3.24

Precipitação pluvial e lâminas de irrigação com efluente de lagoa facultativa aplicadas tratamentos

O rendimento da cultura, expresso em termos de produção de massa seca da parte aérea, pode ser avaliado a partir da Figura 3.25.

Tanto nos experimentos com capim-Tifton 85 quanto com cana-de-açúcar, as lâminas de irrigação elevadas levaram aos aportes expressivos de sódio, cloro, nitrogênio e potássio. Devido à produtividade elevada, a exportação de elementos pela produção de colmos foi considerável, em especial de N e K, cuja absorção pela planta foi superior aos valores de referência. A absorção elevada de N e K pela planta está relacionada ao aporte extra destes elementos via irrigação com efluente, ocorrendo um consumo de luxo.

Com relação à absorção dos principais elementos estudados, as diferenças entre os tratamentos empregados foram de pequena magnitude. Apesar de a planta ter extraído quantidades significativas dos principais elementos, estas quantidades não foram suficientes para compensar o aporte, em especial de Na e de N.



FORNTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

Figura 3.25

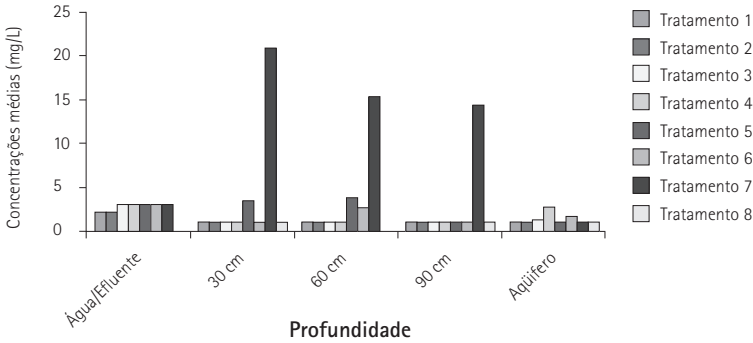
Efeito de lâminas excedentes de irrigação com efluente no rendimento de massa seca do capim-Tifton 85 (somaatório de 6 cortes bimestrais) nos tratamentos

O aporte excessivo de N pareceu ser, em conjunto com o Na, o maior limitante à utilização de lâminas elevadas de irrigação na cultura da cana — dado o incremento dos indicadores de sodicidade do solo e a perda de N via lixiviação e desnitrificação.

A pesquisa com eucaliptos, realizada pela UNICAMP, abordou o estudo da água de percolação no meio solo quanto à aplicação de lâminas excedentes e a eventual lixiviação de compostos, como nitrato, e de metais pesados. Para antecipar procedimentos de manejo da irrigação (até eventual interrupção temporária), foram instaladas estações de monitoramento, constituídas de coletores (denominados de coletores de drenagem livre) para receber o líquido percolado/lixiviado. Estes coletores foram instalados nas profundidades 0,3 m; 0,6 m; e, 0,9 m e na posição central de cada parcela, para os diferentes tratamentos (T1 a T8).

Os resultados quanto à lixiviação dos principais parâmetros químicos analisados estão apresentados na Tabela 3.25 (item 3.8.4). Estes resultados destacam a composição dos lixiviados no tratamento T7. De acordo com o delineamento experimental, nas parcelas deste tratamento, foram aplicadas taxas excedentes e equivalentes a 1½ dose de efluente sanitário. Na Figura 3.26 são apresentados os resultados da concentração de nitrato nos coletores para os diferentes tratamentos, com destaque para a concentração de nitrato no tratamento T7 que foi superior aos demais tratamentos devido à aplicação de doses excedentes de efluente.

Confirma-se a importância de monitorar o ambiente da irrigação quanto à possibilidade de nitrificação no meio solo ocorrer bem como a consequente lixiviação do nitrato para a água do lençol. Neste caso, procedimentos de controle da irrigação, e seu manejo, se tornam indispensáveis.



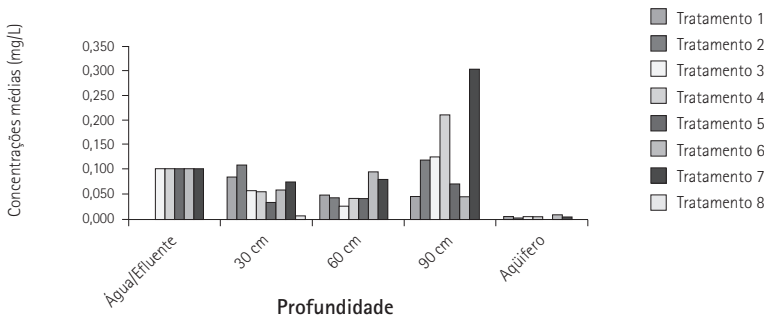
FONTE: UNICAMP, FRANCA, SP.

Figura 3.26 Concentração de nitrato nos poços coletores nos tratamentos

Posteriormente à instalação do campo experimental para o plantio de eucaliptos, verificou-se, em amostras de solo de algumas parcelas, a presença destacada de concentrações de chumbo e de zinco. Com a aplicação de taxas excedentes de irrigação, as amostras da água percolada no solo revelaram a presença de concentrações destes metais (Pb e Zn) conforme apresentado nas Figuras 3.27 e 3.28.

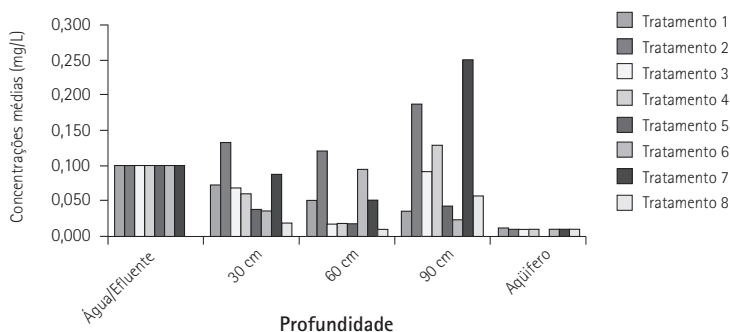
Os valores demonstram uma quantidade de chumbo nos poços coletores, sobretudo para o tratamento 7 (que recebeu uma maior carga de efluente). Destaca-se, também, a quantidade de chumbo na profundidade 0,9 m do solo, com o dobro (ou mais) da concentração dos valores obtidos para outros coletores.

Com relação ao zinco, verificou-se que os resultados são similares aos do chumbo e que os valores mais acentuados estão registrados nos coletores de profundidade 0,9 m no tratamento T7. Verifica-se, no entanto, que este efeito não se manifestou no aquífero e que os procedimentos de manejo da irrigação são importantes para preservar a qualidade da água subterrânea.



FONTE: UNICAMP, FRANCA, SP.

Figura 3.27 Concentração de chumbo (Pb) nos poços coletores de drenagem livre nos tratamentos



FONTE: UNICAMP, FRANCA, SP.

Figura 3.28 Concentração de zinco (Zn) nos poços coletores de drenagem livre nos tratamentos

A ausência completa desses elementos, ou presença em baixas concentrações na água limpa (represa) e nos efluentes sanitários utilizados na irrigação, permite inferir que é possível que já estivessem no solo anteriormente ao experimento. Conforme foi verificado posteriormente, uma busca no local revelou a presença de restos de pilhas enterradas no solo e, através de informações mais recentes, foi notificado que em parte daquela área, na década de 1970, o local foi utilizado como depósito de lixo ou de descarte de material desta natureza. O fato das maiores concentrações de Pb e de Zn ocorrerem na profundidade 0,9 m sugere que o material, que deu origem a estas concentrações, estivesse enterrado próximo àquela profundidade, com a operação de fechamento do aterro sanitário.

Referências bibliográficas

- BASTOS, R.K.X. *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. São Carlos: Prosab, Rima, 2003.
- BOND, W.J. *Effluent irrigation: an environmental challenge for soil science*. Australian Journal of Soil Research, v.36, p.543-555, 1998.
- DARWISH, M.R. *et al. Economic environmental approach for optimum wastewater utilization in irrigation: a case study in Lebanon*. Applied Engineering in Agriculture, v.15, p.41-48, 1999.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1999. 412 p.
- FALKINER, R.A.; POLGLASE, P.J. *Transport of phosphorus through soil in an effluent irrigated tree plantation*. Australian Journal of Soil Research, v.35, p.385-397, 1997.
- FALKINER, R.A.; SMITH, C.J. *Changes in soil chemistry in effluent-irrigated Pinus radiata and Eucalyptus grandis*. Australian Journal of Soil Research, v.35, p.131-147, 1997.

- FAO. "Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements". In: _____. *Irrigation and drainage paper 56*. [s.l.]: FAO, 1988.
- FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. *Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection*. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224 p.
- FEIGIN, A. *et al.* *The nitrogen factor in the management of effluent-irrigated soils*. Soil Science, v.125, p.248-254, 1978.
- FLORES TENA, F.J.; MUÑOZ SALAS, E.M.; MORQUECHO BUENDÍA, O. *Absorcion de cromo y plomo por alfalfa y pasto ovillo*. Agrobiencia, v.33, p.381-388, 1999.
- FONSECA, A.F. *Viabilidade agrônomo-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem*. 2005. 174 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- FONSECA, A.F. *et al.* *Agricultural use of treated sewage effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil*. Scientia Agricola, v.64, p.194-209, 2007a.
- FONSECA, A.F. *et al.* *Treated sewage effluent as a source of water and nitrogen for Tifton 85 bermudagrass*. Agricultural Water Management, v.87, p.328-336, 2007b.
- FONSECA, A.F.; MELFI, A.J.; MONTES, C.R. *Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. I. Plant dry matter yield and soil nitrogen and phosphorus availability*. Communications in Soil Science and Plant Analysis, v.36, p.1965-1981, 2005a.
- _____. *Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. II. Soil acidity, exchangeable cations, and sulfur, boron and heavy metals availability*. Communications in Soil Science and Plant Analysis, v.36, p.1983-2003, 2005b.
- _____. *Cation exchange capacity of an Oxisol amended with an effluent from domestic sewage treatment*. Scientia Agricola, v.62, p.552-558, 2005c.
- HERPIN, U. *et al.* *Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation: a pilot field study in Brazil*. Agricultural Water Management, v.89, p.105-115, 2007.
- LEAL, R.M.P. *Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado em propriedades químicas de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar*. 2007. 109 f. Dissertação (Mestrado na área de Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. 2 ed. Piracicaba: Potafos, 1997. 319 p.
- POLGLASE, P.J. *et al.* *Mineralization and leaching of nitrogen in an effluent-irrigated pine plantation*. Journal of Environmental Quality, v.24, p.911-920, 1995.
- REICHARDT, K. *A água em sistemas agrícolas*. 1 ed. Piracicaba: Manole, 1990. 188 p.
- SANTOS, L.F. *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. [s.l.]: Prosab, ABES/Sermograf, 2007.

4 Utilização de Nutrientes de Esgoto Tratado em Hidroponia

*Henio Normando de Souza Melo, Renata Carolina Pifer,
Cícero Onofre de Andrade Neto, Luiza Girard, José Marques Junior*

4.1 Introdução

A Hidroponia é uma técnica que permite o crescimento e o desenvolvimento de vegetais sem o suporte físico e nutricional do solo. Os nutrientes, neste caso, são retirados diretamente de uma solução nutritiva que contém íons essenciais para a planta. As raízes são alimentadas ou pelo contato direto com esta solução ou através da utilização de um suporte de substrato inerte.

O esgoto tratado é rico em sais dissolvidos que são essenciais para as plantas e, portanto, podem ser utilizados como solução de nutrientes na hidroponia.

O uso da técnica de cultivo em hidroponia com esgoto tratado é uma ferramenta poderosa na preservação e uso racional da água. Permite uma economia de área necessária de até dez vezes quando comparado a sistemas de cultivo em solo irrigado. Esta técnica se baseia no princípio de reciclagem da água, podendo ser utilizada ainda como unidade de pós-tratamento de efluentes domésticos. Desta forma, os sistemas hidropônicos que utilizam esgoto tratado atuam, principalmente, na remoção biológica dos nutrientes eutrofizantes (nitrogênio e fósforo) além de remover teores remanescentes de matéria orgânica carbonácea e outros íons que servirão de "alimento" para as plantas cultivadas.

Outras vantagens de caráter ambiental do uso do esgoto tratado em hidroponia são: redução acentuada do uso de agrotóxicos — não faz uso de herbicidas, diminui a

aplicação de inseticidas e fungicidas por ser praticada em ambiente protegido (estufas ou viveiros); evita problemas de poluição de mananciais (poluição esta causada pelo carregamento de solo e fertilizante nos processos de erosão).

Existem, no entanto, importantes aspectos que devem ser considerados para uma adequada utilização do esgoto tratado em hidroponia, tais como: a presença excessiva de nitrogênio e o alto teor de sais dissolvidos, que podem comprometer culturas pouco tolerantes; a presença de íons específicos, que são tóxicos a algumas culturas; a ausência de nutrientes fundamentais a determinadas culturas; o risco de saúde ao trabalhador e usuários dos produtos hidropônicos devido à contaminação de organismos patogênicos existentes no esgoto bruto. Para estas dificuldades, contudo, as pesquisas têm apresentado soluções inteligentes e seguras.

4.2 Fatores que influenciam o desempenho dos sistemas hidropônicos com esgoto tratado

O desempenho dos sistemas hidropônicos está em função de fatores intrínsecos e extrínsecos à planta cultivada.

Os fatores intrínsecos estão relacionados à genética e fisiologia da planta escolhida para o cultivo hidropônico. Enquanto os fatores extrínsecos, por sua vez, estão relacionados com a toda técnica de cultivo utilizada durante o ciclo produtivo da cultura: desde a escolha e qualidade das sementes, consideração das condições climáticas, do manejo diário empregado, até as práticas de colheita e conservação dos produtos.

Entende-se por crescimento o aumento irreversível de tamanho que ocorre nos seres vivos. É consequência não apenas da divisão celular, mas também, da distensão celular. Já o desenvolvimento, que ocorre ao mesmo tempo do crescimento, constitui-se em uma série de fenômenos que ocorre enquanto a planta cresce e que culmina com a sua maturidade sexual. A conjunção dos processos interdependentes e simultâneos de crescimento e desenvolvimento recebe o nome de ontogênese, que é o conjunto de fenômenos que levam à formação de um indivíduo adulto de uma espécie.

Portanto, apesar de todo "vigor" da planta estar condicionada à sua genética, o seu crescimento e desenvolvimento sofrem influência de todo o ambiente e manejo de cultivo empregado — o que ocorre em consequência do funcionamento dos mecanismos fisiológicos ser afetado por estes fatores.

Os conhecimentos adquiridos no âmbito do Prosab constituem um patrimônio intelectual de grande relevância. Nesse contexto, as informações contidas no presente capítulo visam relatar as experiências acumuladas de forma que possam ser difundidas e utilizadas diretamente dentro dos preceitos de transferência de tecnologia.

4.2.1 Condições ambientais

O controle ambiental visa proporcionar às culturas condições ideais para que elas cresçam, desenvolvam-se satisfatoriamente e obtenham sua maior produtividade.

Segundo Rodrigues (2002), o controle ambiental em ambientes protegidos pode ser dividido em duas partes distintas. A primeira está relacionada ao ambiente aéreo, em que os fatores físicos (tais como a luminosidade, temperatura, e outros) atuam. A segunda diz respeito ao ambiente em que o sistema radicular se desenvolve sob a influência de fatores nutricionais e físicos. No ambiente aéreo, destacam-se a temperatura e a umidade relativa do ar.

Toda planta tem uma temperatura ambiente mínima, abaixo da qual não sobrevive; uma temperatura ótima, na qual seu crescimento é normal; e uma temperatura máxima, que lhe causa a morte. As altas temperaturas não só provocam uma perda excessiva de água como desativam enzimas indispensáveis para a manutenção da vida. Por outro lado, o efeito letal do frio pode ser devido ao congelamento da seiva, assim como, muitas vezes, pela falta de água que provoca. Neste sentido, deve-se investigar constantemente a temperatura ótima para as diversas culturas antes de fazer a escolha da espécie a ser cultivada.

A umidade relativa do ar exerce influência direta sobre a intensidade respiratória das plantas, sendo que, de modo geral, ambientes mais secos aumentam a atividade transpiratória e, de forma recíproca, esta atividade diminui com o aumento da umidade relativa.

O aumento da transpiração favorece o fluxo em massa de alguns elementos minerais em direção a superfície radicular — o que pode colaborar na absorção. Entretanto, a absorção propriamente dita não depende da intensidade da transpiração uma vez que ela é comandada por processos metabólicos com gasto de energia. Dentre estes processos destacam-se as bombas, que determinam a absorção dos íons. Uma vez que os íons atingem os vasos do xilema, a maior ou menor intensidade da transpiração vai afetar a ascensão desses íons para a parte aérea (tendo em vista que eles são levados segundo um fluxo em massa até aquela área).

A evapotranspiração excessiva pode causar danos pelo acúmulo de sais próximos à raiz. Este excesso aumenta o potencial osmótico do meio externo e faz com que cesse a absorção de água e nutrientes. A planta, inclusive, pode chegar a perder água para o meio externo, o que lhe causará a morte.

Os valores da umidade relativa do ar são inversamente proporcionais aos valores da temperatura. Portanto, durante a noite, quando a temperatura atinge sua mínima, a umidade relativa pode atingir quase 100%. Esse valor é variável de acordo com o tipo de material e construção da estufa ou casa de vegetação. O excesso de umidade

favorece a ocorrência de doenças fúngicas assim como diminui a taxa de polinização, importante para culturas que visam à produção de frutos.

Segundo a regra geral: no ambiente para cultivos hidropônicos deve, preferencialmente, haver livre circulação do ar, contanto que a variação de temperatura ambiente da estufa, ou casa de vegetação, não sofra variações bruscas. A temperatura ideal irá variar de acordo com a espécie cultivada, conforme discutido anteriormente.

Importância especial deve ser dada ao controle do ambiente onde se desenvolvem as raízes. Sendo assim, além da temperatura ambiente, outro fator essencial é a temperatura da solução nutritiva. O aquecimento do sistema radicular aumenta a taxa de crescimento da planta que, por sua vez, está associado ao aumento da área foliar. Conseqüentemente, as taxas de fotossíntese e de translocação também aumentam (WOLFE, 1997; MOORBY *et al*, 1980, citado por RODRIGUES, 2002). O desenvolvimento, contudo, aumenta até que o nível considerado ótimo pela planta seja alcançado; acima deste nível, o crescimento é reduzido.

Por outro lado, temperaturas abaixo das consideradas ideais podem afetar a absorção de nutrientes, principalmente no caso de culturas mais sensíveis ao frio. Em geral, a temperatura da solução nutritiva não deve ultrapassar os 30° C, sendo que o ideal para a maioria das plantas é a faixa entre 18° C e 24° C em locais de clima quente. Temperaturas muito acima ou abaixo desses limites causam danos à planta, seja pela diminuição na absorção dos nutrientes, seja pela alta transpiração (excesso de perda de água). Ambos os processos induzem a uma menor produção, com produtos de baixa qualidade que serão vendidos a preços mais baixos. Outro cuidado que deve ser tomado é o de impedir que a temperatura da solução nutritiva, durante a noite, seja inferior à temperatura do ar.

Da mesma forma, a temperatura do substrato determina a velocidade de germinação e emergência das plântulas.

4.2.2 Eficiência no uso da água

O principal objetivo da utilização de esgoto tratado em hidroponia é o aproveitamento deste esgoto como fonte de recurso hídrico com conteúdo nutricional. Desta forma, preservam-se águas de melhor qualidade para fins mais nobres e diminui-se o impacto no meio ambiente. Deve-se ter sempre em mente que o reúso de águas tem por finalidade precípua a preservação dos mananciais de água potável. Sendo assim, sua utilização de forma mais eficiente pode ser considerada como um dos fatores determinantes do sucesso desta técnica.

Os cultivos hidropônicos podem ser realizados em sistemas abertos (sem recirculação da água) ou em sistema fechado (em que a água é reaproveitada ao máximo até não

oferecer mais condições de uso em razão do acúmulo de substâncias e elementos tóxicos ou por questões de higienização).

Em cultivos hidropônicos pela técnica do filme nutriente (em calhas) utilizando esgoto tratado, recomenda-se o emprego de sistemas fechados, aumentando assim a "vida útil" da solução nutriente e proporcionando um maior tratamento do esgoto – maior eficiência na remoção de nutrientes eutrofizantes. Sistemas abertos são ainda menos recomendados quando existe a utilização de um substrato que não se decompõe no solo após sua utilização e disposição final.

Pesquisas realizadas pela UFRN e pela UFPA comprovam que, com um manejo adequado, a solução pode recircular por períodos de até 120 dias sem trazer perdas de produtividade ou problemas de doenças às plantas.

Para cultivo hidropônico em tabuleiros, como o empregado na produção de forragem hidropônica, a evapotranspiração é muito elevada e o efluente final é muito reduzido. O sistema, portanto, nesta situação, não necessita de recirculação, sendo mais adequado o sistema aberto.

4.2.3 Características do esgoto tratado

A produção vegetal depende do fornecimento de todos os nutrientes de que a planta necessita.

A questão da utilização de esgoto tratado em hidroponia exige, portanto, o conhecimento de três critérios básicos: caracterização físico-química; levantamento dos efeitos do uso do esgoto tratado sobre a produção e produtividade das plantas; e o conhecimento dos riscos associados à saúde e ao meio ambiente.

Esses conhecimentos são de vital importância e estão relacionados com a escolha da cultura, o tipo de sistema hidropônico empregado e/ou o manejo a ser dado, e evitam, inclusive, o desperdício, ou uso impróprio, da água com nutrientes – como citado anteriormente.

O primeiro critério a ser considerado está associado à caracterização do efluente tratado. É possível estabelecer, como regra geral, algumas condições para a utilização de esgoto tratado em substituição às soluções nutritivas sintéticas convencionais. São elas: baixa concentração de sólidos suspensos; baixas concentrações de bicarbonatos; baixos teores de sódio e cloro; baixa dureza da água; ausência de íons tóxicos.

Estes itens já foram discutidos em publicação anterior do Prosab (MELO *et al*, 2003; MELO *et al*, 2006), porém destaca-se novamente aqui, a imperiosa necessidade de baixas concentrações de sólidos suspensos, pela importância operacional.

O controle das concentrações de sólidos suspensos deve ser a preocupação mais frequente, sob pena de total insucesso. Quando os sólidos suspensos estão presentes em concentrações altas, ou mesmo moderadas, nos efluentes (esgoto tratado) a serem usados como substitutos de solução nutritiva, eles agregam-se ao sistema radicular da planta e prejudicam sua oxigenação. Portanto, a eficiência do tratamento do esgoto para uso em hidroponia deve ser suficiente para assegurar um efluente com baixas concentrações de sólidos suspensos (menor que 30 mg/L, preferencialmente abaixo de 20 mg/L). Felizmente, com a tecnologia de tratamento de esgoto disponível no Brasil pode-se obter concentrações de sólidos suspensos nos efluentes abaixo de 30 mg/L sem maiores dificuldades.

O segundo critério está relacionado às concentrações relativas de cada íon, haja vista que estes íons influenciam na absorção e assimilação dos elementos nutritivos para as plantas, ou seja, na interação entre os nutrientes envolvendo fenômenos sinérgicos e antagônicos.

A produção das culturas é afetada pela eficiência nutricional. O termo eficiência nutricional, aqui, refere-se à eficiência de absorção – que indica a capacidade da planta de “extrair” nutrientes do meio de cultivo (esgoto tratado).

A aquisição de um nutriente pela planta depende da disponibilidade deste nutriente no esgoto tratado e da própria capacidade de absorção da própria planta. Embora seja válido ressaltar que existem diferenças na capacidade e na velocidade de absorção de um determinado nutriente entre espécies e variedades. Com uma correta eficiência nutricional, aumenta-se a produtividade e reduz-se o emprego de solução nutritiva com consequente diminuição nos custos. Assim, a otimização da eficiência nutricional é de grande importância, pois as soluções nutritivas contribuem com aproximadamente 30% a 40% do custo total da produção no caso de cultivos hidropônicos. Porém, note que este percentual de custos não se aplica ao caso do uso de esgoto tratado. Neste caso, a utilização deste efluente como solução nutritiva é economicamente vantajosa pois não requer adição de determinados nutrientes e ao mesmo tempo reduz o custo do tratamento do efluente para lançamento nos corpos d’água (uma vez que remove nutrientes eutrofizantes).

4.2.3.1 Interação de nutrientes

Os efluentes tratados apresentam em sua composição um elevado número de nutrientes em concentrações diversas e não balanceadas. A situação de acúmulo de nutrientes na solução de nutrição, ou seja, a maior concentração de determinados nutrientes em relação a outros, cria condições para que vários tipos de interações entre os nutrientes se manifestem.

Segundo Melo *et al* (2006), modificações nas concentrações de sais nutrientes na solução nutritiva, bem como conversões da forma inorgânica para orgânica por meio de reações químicas reversíveis, podem acarretar distúrbios nos mecanismos de absorção, ocasionando alterações no metabolismo das plantas, e prejudicando, conseqüentemente, seu crescimento e desenvolvimento. Por este motivo, a solução nutritiva deve ser constantemente monitorada e manejada conforme explicado no item 4.3.1.2.

A tabela 4.1 apresenta um resumo das interações mais comuns entre os nutrientes.

Tabela 4.1 > Resumo dos efeitos interiônicos

ÍONS		EFEITO
Cu	Ca	Antagonismo
B	Ca	Sinergismo
K	Mg e Ca (alta concentração)	Inibição competitiva
K, Ca e Mg (alta concentração)	Al	Inibição competitiva
Zn	Ca	Inibição competitiva
Zn	Cu	Inibição competitiva
Zn	P	Inibição não competitiva
Mg	P	Sinergismo

FONTE: MALAVOLTA (1987).

4.3 Cultivo de flores ornamentais pela técnica NFT

O estudo do cultivo de flores ornamentais pela Técnica NFT com utilização de efluentes tratados gerou importantes informações de ordem científica e prática. A técnica NFT (Técnica do Filme Nutritivo) caracteriza-se pela obtenção dos nutrientes pelas plantas por meio do sistema radicular quando há o contato da planta com a solução nutritiva através de uma lâmina da solução distribuída por calhas de cultivo.

A NFT (no original, Nutrient Film Technique) fundamenta-se na formação de uma película de solução nutritiva ("filme" nutriente) diretamente sobre as raízes da cultura, que surge quando as raízes são imersas no fluxo laminar de solução nutritiva. A solução nutritiva flui por ação da gravidade em canais ou canaletas com baixa declividade, mantendo uma lâmina que permite bom contato com as raízes. Se a alimentação for intermitente, o filme nutritivo terá aeração natural (ANDRADE NETO *et al*, 2005).

4.3.1 Protocolo de Cultivo

4.3.1.1 Aspectos construtivos e dimensionamento da unidade

O cultivo hidropônico NFT é realizado em ambientes protegidos. Entende-se aqui por ambiente protegido aquele que tem por finalidade abrigar as culturas de adversidades climáticas ou, ainda, aquele cujo objetivo é o controle de um ou mais fatores climáticos. Esta definição inclui desde os viveiros mais simples, as casas de vegetação cobertas por lonas ou sombrites, até as estufas com controles automáticos, computadorizados, de temperatura, luminosidade, umidade, concentração de gases no ar e outros.

Em literaturas internacionais o termo "cultura protegida" ou "ambiente protegido" pode ser encontrado em um sentido mais amplo. Isto é, englobando conjunto de práticas e tecnologias tais como *mulching*, quebra-ventos, túneis altos ou baixos, e outros que permitam uma condição mais segura para o crescimento e desenvolvimento das culturas. No Brasil, de um modo geral, quando se fala em "ambiente protegido", pensa-se logo na terminologia estufa, e por este motivo este será o termo aqui empregado — ainda que geralmente se tratem de casas de vegetação, que não configuram verdadeiras estufas.

Existem vários modelos de estufas que podem ser utilizados para o cultivo hidropônico, entre eles destacam-se os modelos capela, arco e serrado que podem ser conjugados ou não. O modelo mais empregado é o modelo tipo capela, que possui duas águas, fornece amplo espaço, uma boa proteção interna e um bom escoamento às águas das chuvas.

As armações das estufas podem ser construídas em vários materiais: em madeira, aço galvanizado, em cloreto de polivinil flexível (PVC) e materiais mistos (com madeira e PVC; ou com madeira e aço galvanizado). Essas armações são cobertas com plástico, destinado a este fim de cobertura, colocados nas partes de cima, na frente, atrás, e nas laterais da estufa.

Para cobertura e laterais pode ser utilizado filme plástico aditivado transparente com espessura mínima de 150 micras para suportar a ação dos ventos. Os plásticos das laterais podem ser móveis, tipo "cortinas". Dessa forma, podem ser erguidos dependendo das condições climáticas (chuva, frio, ventos, etc.). Com a possibilidade de erguê-los, as temperaturas elevadas podem ser amenizadas em dias muito quentes, ou, então, em dias mais frios, deixá-los baixos mantém ou impede que as temperaturas baixem muito. Em locais de clima quente, o plástico também pode ser substituído por sombrite. O sombrite tem como função principal a proteção das plantas contra o sol, e existem diversas opções em fios e porcentagem de filtragem. A classificação do sombrite é dada em porcentagem e se refere à quantidade de proteção da luz. Ou seja, um sombrite de 40% só deixa passar 60% dos raios solares.

Nas laterais das estufas, podem ser colocadas telas de nylon com, pelo menos, 0,5 m de altura. A tela tem o objetivo de proteger a estufa contra a entrada de animais, como roedores, que são bastante atraídos — principalmente quando o produto final são frutos.

Existem empresas especializadas que comercializam estruturas prontas de acordo com o tamanho e a finalidade do empreendimento. As medidas estão condicionadas ao espaço disponível onde será instalado o sistema hidropônico, não havendo restrições. Entretanto, destaca-se que a determinação das dimensões e o material da estufa é um importante fator do conforto ambiental para as plantas, uma vez que a transferência de calor através da cobertura plástica sofrerá influência destas dimensões.

Ainda são bastante escassos os estudos sobre as dimensões ideais da estufa para um controle efetivo da temperatura e da umidade internas. Pesquisas realizadas na UFRN com Gérberas mostraram que a flutuação observada durante o dia (aproximadamente 4° C), pode acarretar danos rápidos, irreversíveis, e insucesso de todo cultivo.

Mais importante que a largura e o comprimento da estufa é a altura do pé direito. Sade (1994), citado por Rodrigues (2002), salienta que esta altura deve ser de 0,5 a 1,0 metro maior do que a altura máxima alcançada pela cultura. Este espaço acima permite a saída do ar quente que fica em contato com o plástico de cobertura.

Na UFRN e na UFPA optou-se por colocar acima do plástico de cobertura uma segunda cobertura de sombrite 40%, entretanto, o uso de sombrite não é aconselhável para o cultivo de plantas que necessitam de alta luminosidade.

Outra opção é o uso de lanternins, que são aberturas dispostas na cobertura das estufas, para propiciarem ventilação e iluminação naturais nos ambientes. O funcionamento dos lanternins é devido à diferença de densidade do ar ambiental ao ganhar calor. O ar, ao ser aquecido, fica menos denso e ascende para a cobertura. Quanto maior a altura da cobertura, mais significativa será a ascensão do ar. Do ponto de vista da ventilação natural, os lanternins apresentam ótimo desempenho quando aplicados em estufas altas onde as culturas desprendem muito calor.

O uso de lanternins para ventilação natural deve levar em consideração os seguintes fatores: os dimensionamentos das áreas de lanternins (devem ser adequados e compatíveis com as aberturas, para ingresso de ar, no nível inferior da estufa); os ambientes ventilados por lanternins ficam com pressão negativa em relação ao ambiente externo (este fato faz com que uma eventual poluição atmosférica nas proximidades da estufa migre para o interior dela mesma); em locais com inverno rigoroso, devem ser tomadas providências de fechamento parcial das aberturas para melhorar as condições de conforto ambiental nos dias de muito frio (atualmente, existe uma série de lanternins padronizados que asseguram a passagem do ar sem criar problemas de infiltrações de água).

Os lanternins, quando aplicados de maneira adequada, e quando bem dimensionados, passam a integrar uma boa opção para ventilação das estufas, sem se constituir em gastos de energia para climatização.

Podem ser ainda adotados, para controle da temperatura, sistemas de vaporização. Todavia, o ambiente pode se tornar propício ao desenvolvimento de algumas doenças, principalmente as fúngicas.

Quanto à locação da estufa, aconselha-se, para tirar mais vantagem da radiação solar, construir a estufa com o eixo maior na direção (orientação) leste-oeste. Isso faz com que haja uma redução no sombreamento das vigas da estrutura de forma que elas se tornam mais eficientes na transmissão da radiação solar. A estufa deverá ser construída no sentido da direção dos ventos predominantes e não na direção perpendicular a eles. Se esta orientação não coincidir com o eixo maior na posição leste-oeste (L-O), deve-se montar as bancadas, dentro da estufa, no sentido L-O.

As bancadas, ou mesas de cultivo, são onde se colocam as mudas, ou seja, onde vai ocorrer o cultivo propriamente dito. As plantas permanecem nas bancadas até a sua colheita. As bancadas para a técnica hidropônica são compostas de suportes de madeira ou outro material, que formam uma base de sustentação para os canais de cultivo, que, por sua vez, também podem ser de diversos tipos.

As dimensões das bancadas normalmente obedecem a certos padrões, que podem variar de acordo com a espécie vegetal e com o tipo de canal utilizado. Normalmente, a bancada deve ter até 1,0 m de altura e 2,0 m de largura máxima. Essas dimensões são suficientes para uma pessoa trabalhar de maneira confortável nos dois lados da mesa, facilitando-lhe as operações de transplante, os tratamentos fitossanitários (quando necessários), os tratamentos culturais, a colheita e a limpeza da mesa.

É necessária uma declividade de 2 a 4% no comprimento dos canais que conduzem a solução nutritiva. Além disso, é recomendável que o comprimento da bancada não ultrapasse 15 metros. O comprimento está associado à vazão utilizada. Este comprimento máximo é o recomendado quando se vai utilizar 1,0 litro/minuto de solução nutritiva por canal, devido, principalmente, à possibilidade de escassez de oxigênio dissolvido na solução no final da bancada. Quando a solução nutritiva apresenta baixos níveis de O_2 , pode ocorrer a morte dos meristemas radiculares (pequena ramificação das raízes) e baixa absorção dos nutrientes, ocasionando, desta forma, um crescimento mais lento com redução de produção ao longo do tempo (BERNARDES, 1997).

O comprimento das bancadas também influencia na quantidade de nutrientes que chega às plantas situadas no final dos canais de cultivo, e na temperatura da solução nutritiva (que tende a esquentar).

O material utilizado na confecção dos canais deve ser impermeável ou impermeabilizado para não reagir com a solução nutritiva. O Prosab optou pelo uso de tubos de PVC (que são materiais muito usados na construção civil, fáceis de encontrar e com preços razoáveis). Também, mais recentemente, têm sido usados tubos de polipropileno de formato semicircular.

Serrando-se os canos ao meio, obtêm-se dois canais de cultivo com profundidade igual à metade do diâmetro do tubo. Podem-se unir quantos canais se forem necessários, utilizando-se, para tanto, cola para encanamentos, silicone e, se necessário, arrebites. Os tubos de PVC também podem ser usados inteiros, com furos na parte superior dos mesmos para sustentação das plantas, a exemplo da estrutura utilizada nos experimentos do Prosab realizados na UFPA. Eles dispensam qualquer tipo de sustentação para as plantas, já que são fechados, e fornecem o apoio suficiente para a maioria das espécies.

Na UFRN, os canais foram feitos com tubos PVC recortados e foram utilizados forros de PVC como suporte para as plantas. De acordo com Furlani *et al* (1999), a lâmina usada para confeccionar as embalagens tipo longa vida (TetraPark®) tem sido empregada com sucesso na cobertura de mesas de cultivo e sustentação das plantas. É um produto relativamente barato e de excelente durabilidade. É de fácil limpeza, tem boa capacidade de isolamento térmico e resiste aos raios solares.

Na UFPA foram utilizados tubos de PVC, com 150 mm de diâmetro e 7,0 m de comprimento, perfurados na parte superior, com orifícios de 75 mm de diâmetro, espaçados de 0,70 em 0,70 m, deixando 0,30 m em cada extremidade. Os tubos foram fixados em suportes, sobre bancadas de madeira, com declividade de 2,0%, para escoamento da solução nutritiva por gravidade. Estes tubos (canais de cultivo) têm espaçamentos de 0,70 m entre si.

O diâmetro e o espaçamento das perfurações também irão variar com a espécie a ser cultivada.

Os canais de PVC servem para todos os tipos de flores ornamentais. Para mudas menores utilizam-se os tubos de 40-50 mm; para plantas intermediárias, os de 75-100 mm, e para plantas de maior desenvolvimento tanto da parte aérea como radicular, os de 100-200 mm.

O inconveniente desse sistema é a formação de algas dentro dos canos, em função da luz que penetra por eles (ALBERONI, 1998). Este fato foi constatado em alguns experimentos da UFRN, embora não tenha chegado a causar danos à produtividade.

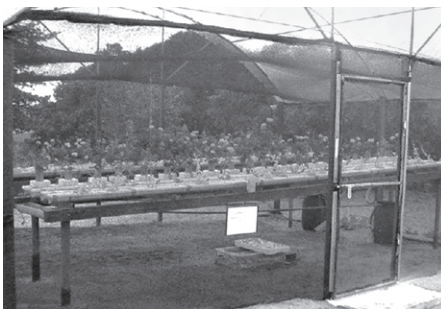
Em linhas gerais, a escolha da estrutura de uma estufa deverá levar em consideração a eficiência deste espaço de cultivo, a relação custo x benefício e a disponibilidade de materiais.

O sistema de alimentação das bancadas com solução nutritiva é simples e também construído com material de fácil aquisição e baixo custo. Ele é composto por reservatório para o esgoto tratado, tubulação de distribuidores e recirculação, registro para aferição da vazão, sistema de bombas e "timers" ou temporizadores.

O material do reservatório deve ser não fitotóxico e sua capacidade de armazenamento depende do dimensionamento da unidade produtiva (bancadas). Ou seja, a capacidade de armazenamento depende do número de plantas que serão alimentadas, da necessidade hídrica da cultura, bem como do sistema de manejo da solução nutritiva (esgoto tratado) que será adotado, conforme explicado no item 4.3.1.2.

Um aspecto importante a ser considerado no condicionamento do esgoto é a sua aeração. A aeração do meio é necessária para que ocorra a nitrificação do nitrogênio amoniacal — uma vez que a forma nitrogenada mais assimilável pelas plantas é o nitrato e o excesso de amônia pode causar toxidez à maioria das plantas ornamentais. A aeração promove ainda a homogeneização do meio. Esta aeração pode ser realizada por meio de compressores como os empregados em aquários.

O bombeamento, a exemplo do utilizado pela UFRN, pode ser realizado por Eletrobomba de Drenagem de marca "Invensys", monofásica, com potência de 32 W. Tal equipamento possui baixo custo, e é facilmente encontrado devido sua larga utilização em lavadoras de roupa, de louça e pressurizadores. Sempre que possível, deve-se optar por instalar bombeamento individualizado no conjunto de bancada. Este procedimento é recomendado para evitar perdas generalizadas caso haja algum imprevisto como entupimentos, falhas elétricas e/ou mecânicas do sistema de bombeamento — ou mesmo para evitar a transmissão de eventuais doenças que possam aparecer durante o cultivo. As vazões são aferidas de forma direta e controladas por registros de gaveta de 20 mm de diâmetro nominal.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE, NATAL, RN.

Figura 4.1

Casa de vegetação ("estufa") para hidroponia NFT, utilizada pela UFRN

A aplicação da lâmina de esgoto, turnos e tempos de rega são controlados por meio de relés temporizadores ("timers") automatizados que monitoram o funcionamento do sistema de bombeamento.

A Figura 4.1 mostra vista da casa de vegetação ("estufa") da UFRN e, nas Figuras 4.2 e 4.3, são apresentados detalhes das calhas de hidroponia NFT da UFRN e UFPA, respectivamente.



FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE, NATAL, RN.

Figura 4.2 Detalhe de calhas da hidroponia NFT, utilizadas na UFRN



FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ, BELÉM, PA.

Figura 4.3 Detalhe de calhas da hidroponia NFT, utilizadas na UFPA

4.3.1.2 Aspectos relacionados ao fornecimento de água e nutrientes

Os principais aspectos relacionados ao fornecimento do esgoto tratado são: determinação da quantidade (vazão de alimentação); periodicidade (turnos de rega); estabelecimento do tempo de recirculação e; definição sobre a correção do esgoto (pH e adição de nutrientes).

Quanto à determinação da quantidade é importante considerar que, enquanto vazão, o ideal é que a lâmina de água encubra $\frac{2}{3}$ das raízes possibilitando assim que ocorram as trocas gasosas com o meio. Algumas bibliografias destacam a necessidade de fornecer uma quantidade mínima diária de água para cada planta. Para flores ornamentais essa necessidade varia entre 2 e 3 litros/dia.

O estabelecimento da vazão é, portanto, principalmente em função da cultura que vai ser instalada. De acordo com cultura serão colhidas as informações sobre suas neces-

sidades hídricas e a largura, ou diâmetro, necessária para a calha de cultivo (a lâmina deve ser suficiente para encobrir $\frac{2}{3}$ das raízes).

Um parâmetro secundário para o estabelecimento da vazão, mas que também deve ser levado em consideração, é o comprimento das calhas. O comprimento x espécie cultivada (espaçamento adequado) é que definirá o número de plantas totais a serem alimentadas — embora também influa o fato de que a solução deve chegar ao final das calhas com nutrientes e oxigenação suficientes.

Quanto à periodicidade, normalmente o sistema de alimentação é intermitente, ou seja, os períodos se alternam continuamente entre rega e descanso. Isto ocorre porque existe a necessidade de respiração do sistema radicular. O ciclo de rega deve ser tal que proporcione a formação de uma lâmina de esgoto tratado envolvendo todo o sistema radicular para que haja um melhor contato com, e conseqüente melhor absorção dos, nutrientes ao mesmo tempo em que cuide para raiz não chegar a secar. Os períodos de rega e descanso são determinados em função da cultura e das condições climáticas (principalmente temperatura e umidade relativa do ar). Algumas plantas mais adaptadas ao clima do local de cultivo regulam a sua transpiração, perdendo menos água, e, portanto, podem ficar períodos mais longos sem alimentação.

Quanto ao estabelecimento do tempo de recirculação e definição sobre a correção do esgoto vale destacar dois aspectos preponderantes para a correta operação de sistemas hidropônicos. A saber: a escolha do tempo de recirculação do esgoto tratado nos sistemas fechados (determinação da "vida útil" do esgoto) e a definição da necessidade (ou não) da correção do pH, ou da concentração de determinados nutrientes do esgoto. Ambos os fatores estão correlacionados e estão em função das características nutricionais do esgoto tratado utilizado, da planta cultivada e ainda de fatores ambientais. Por este motivo, os fatores serão abordados conjuntamente, e receberão o nome de "manejo da solução".

Partindo do princípio de que as pesquisas realizadas pelo ProSab tinham como objetivo dar um destino produtivo ao esgoto tratado, preservando os mananciais e, ao mesmo tempo, promovendo o reúso de águas, as recomendações que se seguem estão fundamentadas na remoção dos nutrientes eutrofizantes (nitrogênio e fósforo), assim como em recomendações de manejo dentro dos preceitos básicos da hidroponia tradicional (ou seja, com o uso de água potável + adubos sintéticos).

Na bibliografia especializada são encontradas mais de 300 formulações de soluções nutritivas diferentes que combinam vários tipos de sais e nutrientes para diferentes espécies de plantas. Mesmo as recomendações para uma mesma espécie podem ser encontradas em diversas formulações distintas. Portanto, até o momento não existem formulações consideradas "ideais".

Outro aspecto que chama atenção sobre as formulações de soluções nutritivas recomendadas para hidroponia convencional é quando se dá a comparação destas soluções à solução do solo. Concentrações enormemente maiores de sais são encontradas nas formulações das soluções nutritivas. As maiores divergências de concentrações segundo Rodrigues (2002) são em relação às concentrações de fósforo (125 a 675 vezes maior, seguida pelo nitrogênio e potássio, de 46 a 126 vezes e 16 a 56 vezes superiores, respectivamente).

No esgoto doméstico tratado, as concentrações desses nutrientes — fósforo e nitrogênio —, embora consideradas altas para descarte no meio ambiente, quando comparadas às soluções nutritivas sintéticas, são consideravelmente baixas (principalmente para o fósforo — o que levaria a crer que seriam, obrigatoriamente, necessárias adições de sais nutrientes durante o ciclo de produção de qualquer espécie cultivada comercialmente em sistemas hidropônicos).

Cabe destacar ainda que, no cultivo hidropônico convencional, a formulação e manutenção (manejo) da solução nutritiva levam em consideração a espécie da planta cultivada, as cultivares, as linhagens dentro de uma mesma espécie, o estágio fenológico da planta (estágio de desenvolvimento), os fatores climáticos e ambientais, época do ano (principalmente para plantas fortemente influenciadas pelo fotoperíodo, que diz respeito à parte da planta que será colhida) e a técnica hidropônica empregada no cultivo (uso ou ausência de substrato, sistema aberto ou fechado, etc.). Os principais parâmetros de controle e monitoramento da solução nutriente são o pH, e a condutividade elétrica, assim como a manutenção do nível da água.

Depois de elaborada a solução nutritiva que se deseja diariamente, esta solução é monitorada a fim de manter a água consumida, o pH e as concentrações dos nutrientes extraídos pelas plantas em níveis satisfatórios. Na hidroponia convencional, o volume de água consumido é repostado todos os dias não com solução nutritiva e sim com água pura. O pH é ajustado na faixa de 5,5 a 6,5 com ácido se estiver acima de 6,5 e, com base caso esteja abaixo de 5,5. Este controle é importante para que a planta tenha condições de absorver todos os nutrientes na quantidade que ela necessitar para o seu crescimento. A reposição de nutrientes é realizada tomando por base a condutividade elétrica da solução inicial.

Os estudos realizados pelas Universidades Federais do Pará e do Rio Grande do Norte consideraram principalmente as seguintes variáveis: espécie de planta e suas necessidades; parte da planta de interesse comercial (flores) e estágio de desenvolvimento da cultura. Os parâmetros de controle monitorados foram o pH, a condutividade elétrica e a temperatura.

Neste contexto, as primeiras pesquisas realizadas, com resultados já publicados em livros anteriores do Prosab, visavam comparar a produção e a produtividade das culturas utilizando soluções convencionais com o esgoto tratado sem que este esgoto tivesse qualquer tipo de correção. Nesse mesmo momento procurou-se também observar o tempo de recirculação do esgoto e a sua depuração. As culturas utilizadas foram escolhidas devido sua adaptação à região e a facilidade de encontrar sementes no comércio local. Por isso, trabalhou-se com o cravo-da-índia (*Tagetes minuta*), com a Zínia, também conhecida na região como Benedita, (*Zinia elegans*) e com o cravo (*Dianthus caryophyllus*).

As três culturas apresentam exigências hídricas e nutricionais distintas. Entretanto, verificou-se que, mesmo com concentrações de sais em bastante diferenciadas entre esgoto tratado e solução nutritiva recomendada, a produtividade alcançada não apresentava diferenças estatísticas significativas, o que comprovava o potencial de uso do esgoto como substituto das soluções nutritivas convencionais.

Os tempos de recirculação adotados (24, 48 e 72) também não apresentaram diferenças na produtividade e qualidade das flores.

Outros experimentos com as mesmas culturas foram implantados no decorrer dos anos para investigação da técnica de hidroponia com esgoto tratado. Verificou-se que o tempo de recirculação poderia ser aumentado em função das concentrações de macronutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) contidas no esgoto. Outras culturas também foram testadas. Culturas de maior valor comercial e mais exigentes, tanto em relação às necessidades hídricas como em tratamentos culturais e condições ambientais, como a Gérbera (*Gerbera jamesonii*), o Antúrio (*Anthurium andraeanum*) e a Alpinia (*Alpinia purpurata*). Verificou-se a necessidade da correção de pH. Identificou-se, também, que, para essas culturas, o elemento, ou grupo de elementos limitantes, está nas concentrações de micronutrientes do esgoto (alguns sais só apresentaram traços).

Com bases nos resultados obtidos nestas pesquisas, e no exposto acima sobre a condução de cultivos hidropônicos tradicionais pela técnica NFT, tornou-se possível sistematizar algumas recomendações para o uso de esgoto tratado em substituição das soluções nutritivas convencionais.

A primeira delas constatou que, independentemente da cultura, recomenda-se manter o pH ajustado entre 5,5 e 6,5, para obtenção de melhores resultados porque a disponibilidade dos nutrientes está altamente relacionada ao pH. Quando ele se torna alcalino (acima de 7,5) há indisponibilidade de ferro, manganês e zinco. Por outro lado, quando o pH se torna ácido (abaixo de 5,5), elementos como nitrogênio, potássio, enxofre, cálcio, magnésio e molibdênio tornam-se indisponíveis.

A segunda delas constatou que o tempo de recirculação é determinado em função da concentração de nitrogênio no esgoto tratado e das necessidades nutricionais das plantas, podendo este tempo variar de 30 a 120 dias. Sendo assim, após caracterização do esgoto, para culturas mais exigentes considera-se necessário formular uma solução de micronutrientes completar. Esta solução de correção é formulada de acordo com as necessidades nutricionais de cada cultura e pode ser encontrada em bibliografias especializadas.

A terceira recomendação se baseia no fato de algumas culturas sofrem retardo no florescimento devido às altas concentrações de nitrogênio. O excesso de nitrogênio pode prolongar o período vegetativo da planta e inibir a absorção de potássio necessária à formação de botões e abertura das flores. Este fato também pode influenciar os outros parâmetros adotados para averiguar a qualidade das flores, como diâmetro do capítulo e altura da haste, que são importantes características para comercialização delas. Para evitar que isto ocorra, recomenda-se a instalação de bancadas em série, de acordo com a fase de desenvolvimento (estágio fenológico) da cultura. Assim, as bancadas que receberem o esgoto novo devem conter plantas no estágio vegetativo de desenvolvimento e as bancadas seguintes seriam transplantadas plantas no estágio de florescimento

A quarta recomendação existe em função da necessidade de algumas espécies de uma correção nos teores de fósforo e potássio, na fase de florescimento, para melhorar a produtividade.

Por fim, sempre que necessário, deve-se repor o volume de água consumida. Esta reposição deve ser realizada com esgoto, mas deve-se prestar atenção à fase que a planta se encontra. A condutividade é um bom indicativo da quantidade de sais existente no esgoto – ainda que, na realidade, não seja possível determinar, por meio da condutividade, as concentrações individuais de cada elemento de forma que os eventuais desequilíbrios nutricionais podem ainda ocorrer.

4.3.1.3 Outros aspectos operacionais

São considerados outros aspectos operacionais significativos: a escolha da cultura e a produção de mudas.

Quanto à escolha da cultura, para se escolher a cultura deve-se levar em consideração a "aptidão" climática regional das próprias culturas. Também deve-se levar em conta a disponibilidade de sementes em função da sazonalidade, e os aspectos de mercado.

Quanto à produção de mudas, os produtores hidropônicos podem produzir suas próprias mudas ou adquiri-las de viveiros idôneos, que produzam mudas sadias e com garantia de qualidade. No caso de se optar por produzir as próprias mudas, os pro-

dutores devem adquirir sementes de firmas idôneas e escolher as variedades adaptadas à região.

São quatro os principais tipos de substratos usados para produção de mudas para cultivo hidropônico. São eles: substrato organo-mineral, vermiculita, algodão hidrófilo e espuma fenólica. Atualmente, tem-se usado muito a espuma fenólica por uma série de vantagens que se apresentam quando se compara a espuma fenólica a outros substratos. Segundo Furlani *et al* (1999), a espuma fenólica é um substrato estéril, de fácil manuseio e que oferece ótima sustentação para as plântulas, reduzindo sensivelmente os danos durante a operação de transplantio. Dispensa tanto o uso de bandejas de isopor como a construção do "floating", pois, após a emergência, as mudas são transplantadas diretamente para as calhas de cultivo. A espuma é comercializada em placas com 2 cm ou 4 cm de espessura e com células pré-marcadas nas dimensões de 2 cm x 2 cm.

A seguir, é apresentado o procedimento recomendado para produção de mudas em placas de espuma fenólica. Deve-se: dividir a placa de espuma fenólica ao meio; lavar muito bem cada placa com água limpa e, por fim, o uso de um tanque com dreno facilita o trabalho.

Para evitar que a placa de espuma se quebre, usar um suporte com perfurações (que poderá ser, por exemplo, a parte dorsal, base, de uma bandeja de isopor ou uma chapa de madeira, plástico, PVC ou acrílico com perfurações de 0,5–1,0 cm de diâmetro, alocadas de forma aleatória). Essas perfurações auxiliam a drenagem do excesso de água da espuma fenólica.

Caso as células não estejam perfuradas para a semeadura, há necessidade de se efetuar as perfurações usando qualquer tipo de marcador com diâmetro máximo de 1,0 cm, cuidando para que os orifícios fiquem com no máximo 1 cm de profundidade. O orifício de forma cônica possibilita melhor acomodação da semente e evita compactação da base (o que favorece a penetração da raiz na espuma fenólica).

Também é necessário, ainda no procedimento recomendado para a produção de mudas em placas de espuma fenólica: efetuar a semeadura conforme o procedimento determinado para cada espécie; verificar se, após a semeadura, há necessidade de se irrigar levemente a placa com água, usando um pulverizador ou regador com crivo fino; colocar a bandeja, com a placa já semeada, em local apropriado para a germinação de sementes (temperatura amena e com pouca variação, de 20 a 25° C) — é comum não haver necessidade de irrigação da espuma durante o período de 48 horas após a semeadura, entretanto, se for preciso, deve-se umedecer a placa de espuma fenólica por subirrigação, usando apenas água.

No mais, no período de 48 a 72 horas após a semeadura, deve-se transferir as placas para a estufa, acomodando-as num local com luminosidade plena. Deve-se, também, iniciar a subirrigação com esgoto diluído a 50%. A espuma deve ser mantida úmida, porém não encharcada. Quando as plantas atingirem 10 cm de altura, as mudas deverão ser transplantadas para as calhas de cultivo. O cubo de espuma fenólica não deve ser removido quando for efetuado o transplântio para as bancadas de cultivo.

Como consideração final, vale lembrar que a semeadura também pode ser efetuada em sementeiras de isopor ou plástico com substrato de areia, terra e vermiculita. A irrigação é realizada da mesma forma vista na semeadura em espuma fenólica, entretanto, as raízes devem ser lavadas com água corrente para remoção do substrato que ficam nelas aderido.

No decorrer do desenvolvimento das plantas, algumas podem necessitar de sustentação. Isto pode ser realizado por meio da instalação de linhas guias.

4.4 Cultivo de forragem verde hidropônica (FVH)

Segundo Melo *et al* (2003), a hidroponia forrageira consiste em uma técnica de produção de forragem fresca (verde), em que milho, trigo, cevada, sorgo, arroz ou aveia podem ser cultivados em bandejas ou "canteiros", com instalações de baixo custo, operação simples e ciclos curtos (aproximadamente 15 dias). O cultivo é realizado aplicando-se uma lâmina de água e nutrientes, neste caso esgoto tratado, que fluem no leito de cultivo hidropônico intermitentemente, e pode ser realizado com ou sem o uso de substratos.

No caso do uso de substratos, ele é em geral constituído por material orgânico (como palha, serragem ou bagaço de cana), e serve como suporte para as raízes (além da manutenção da umidade, uma vez que favorece a retenção de água no leito de cultivo). A utilização do substrato tem como desvantagens o aumento do custo de produção (devido à necessidade de aquisição do próprio substrato), a possibilidade do aumento de incidência de doenças fúngicas (devido ao microclima, umidade e temperatura, que é criado nos leitos de cultivo e que é favorável e adequado ao desenvolvimento dos organismos causadores das doenças).

Pesquisas realizadas na UFRN desde 2001 com FVH apontam melhores resultados quando o cultivo é praticado sem o uso de substratos, ou seja, diretamente sobre o leito de cultivo. Entretanto, ressalta-se que, nesses casos, é necessário um melhor controle dos parâmetros operacionais — a exemplo do processo de fornecimento de solução nutriente (vazão e periodicidade de irrigação) para que a planta não sofra prejuízos no seu crescimento e desenvolvimento devido ao desconforto ambiental. (ANDRADE NETO *et al*, 2005; ANDRADE NETO *et al*, 2003; MELO *et al*, 2003)

A tecnologia de forragem hidropônica de milho foi desenvolvida mediante adaptação de técnicas hidropônicas, em meados de 1998, no Rio Grande do Norte, na região do Seridó, em pleno semiárido Brasileiro, pelo Engenheiro Agrônomo Joaquim Dantas Teixeira, da Emater – Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural.

De acordo com o material de divulgação da técnica de forragem verde hidropônica pela Emater, os canteiros são construídos com dimensões de 5,0 m de comprimento e 1,0 m de largura e com declividade obtida pela elevação do solo em 5 cm na parte baixa e 25 cm na parte mais alta. Contornado com uma fiada de tijolos, o canteiro é revestido com lona plástica branca de 150 a 200 micras. As sementes de milho são postas para germinar de molho em água potável e fresca, em local arejado e escuro, por 24 horas e então são dispostas nos canteiros onde serão irrigadas. A forragem hidropônica de milho tem um ciclo de produção, do plantio até a colheita, de apenas 15 dias, e pode produzir mais de 20 k de massa verde por m² em cada colheita.

A adaptação da técnica da hidroponia forrageira para uso de esgoto tratado como solução nutritiva foi desenvolvida por pesquisadores da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, em projetos de pesquisa apoiados pelo Prosab (Finep/CNPq/Caixa), um programa brasileiro de pesquisa em saneamento básico de âmbito nacional (ANDRADE NETO *et al*, 2002; ANDRADE NETO *et al*, 2003; MELO *et al*, 2003).

Os resultados das pesquisas da UFRN comprovaram a viabilidade do uso de esgoto tratado em sistema totalmente anaeróbio (decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio) para substituir as soluções químicas usuais no cultivo hidropônico, com técnica do filme nutriente na produção de forragem verde hidropônica. Também demonstraram ser possível obter alta produtividade (20 kg massa verde por m² a cada 15 dias) no cultivo hidropônico de forragem verde de milho, sem substrato e com a utilização de esgoto tratado como única solução nutritiva.

As pesquisas mais recentes na UFRN sobre Hidroponia Forrageira com Esgotos Tratados acrescentaram, entre outras, algumas conclusões neste domínio, ratificando estudos anteriores e ampliando o conhecimento (SOUZA *et al*, 2008).

Verificou-se que o cultivo de Forragem Verde Hidropônica apresentou rápido ciclo de 14 dias e intensa demanda evapotranspirométrica – o que confirmou a produtividade de até 20 kg/m² (vinte quilos de biomassa por metro quadrado) encontrada em trabalhos anteriores.

A suspensão do fornecimento de Esgoto Tratado como solução nutritiva ao cultivo hidropônico durante 12 horas no período noturno afetou diretamente a Hidroponia Forrageira. Verificou-se então que a manutenção da umidade no período noturno é importante, mas que a aplicação da solução nutritiva pode ser realizada com menor

frequência, demandando assim um menor volume de solução. Quando a solução utilizada é o esgoto tratado, como a noite é um período em que normalmente há uma vazão menor nas Estações de Tratamento de Esgoto, a menor frequência de aplicação noturna é uma vantagem operacional importante.

Verificou-se, também, intensa demanda evapotranspirométrica, que chegou ao valor máximo de 67,44 mm por dia para o tratamento de 24 horas, sob ciclo de rega com vazão de 2 litros por minuto.

Constatou-se ainda que o rendimento final do cultivo é determinado entre o oitavo e o décimo dia. A colheita deve ser, por isso, realizada logo após o décimo segundo dia após o semeio (DAS) devido à necessidade mais intensiva das plantas de, a partir desse período, requerer meio de suporte para sua fixação (evitando, assim, o tombamento).

Por fim, concluiu-se que a hidroponia forrageira utilizando esgoto tratado, além de reduzir o volume de efluente (principalmente devido à evapotranspiração intensa), atua também como sistema de polimento do efluente remanescente, principalmente devido à filtração e exposição aos raios solares.

4.4.1 Protocolo de cultivo de FVH

O procedimento para o cultivo de forragem hidropônica já foi descrito em livro anterior do Prosab (MELO *et al*, 2003) de forma sucinta, porém, novas pesquisas foram desenvolvidas com o objetivo de aprimorar esta técnica de cultivo. Pesquisas que se concentraram na densidade de plantio, na determinação da quantidade de água e de nutrientes, na periodicidade, nos turnos e vazão de aplicação da irrigação, entre outros. Neste sentido vale destacar os principais aspectos.

4.4.1.1 Aspectos construtivos e dimensionamento da unidade de hidroponia forrageira

Os aspectos construtivos, a exemplo das demais unidades, foram concebidos dentro dos preceitos básicos do Prosab que visa desenvolver tecnologias simplificadas e de baixo custo.

A hidroponia forrageira é realizada em módulos denominados "canteiros". Os canteiros são construídos diretamente no solo, prévia e devidamente nivelado, mantendo uma declividade no sentido longitudinal de 4% para escoamento do esgoto tratado. O fundo e as laterais são forrados com lona plástica impermeável, com espessura mínima de 150 micras, sendo a mais recomendada a de 200 micras, que apresenta melhor relação custo benefício em função da sua durabilidade e valor comercial. O contorno dos canteiros é delimitado por tijolos, acomodados diretamente no solo, sem uso de argamassa. Para melhor acomodação e fixação da lona, recomenda-se a

colocação de esquadro de madeira ou outro material rígido para se evitar a formação de fluxos preferenciais e retenções indesejáveis de líquidos em consequência de uma possível má acomodação da lona.

As dimensões dos canteiros são determinadas de acordo com a área de plantio disponível e a produção requerida. Recomenda-se que a largura não seja superior a 1,5 m, para não dificultar os tratos culturais na área central dos canteiros. O comprimento deve possibilitar que o escoamento superficial seja realizado em toda sua extensão, tendo, portanto, relação direta com a vazão a ser aplicada, conforme explicado mais adiante (item 4.7.1.2).

A irrigação dos canteiros é realizada através de um sistema de bombeamento, individualizado. Este mecanismo visa um maior controle de possíveis infortúnios (como entupimentos – o que evita perdas totais da produção), e ainda possibilita um melhor planejamento da produção (com colheita escalonada através da rotatividade dos canteiros).

A distribuição do esgoto tratado no canteiro é realizada no início, da parte mais elevada, por meio de tubos de PVC 3/4" perfurados.

Da mesma forma que na hidroponia NFT, as vazões nos canteiros são aferidas de forma direta e controladas por registros de gaveta de 20 mm de diâmetro nominal.

A aplicação da lamina de esgoto, turnos e tempos de rega são controlados por meio de relés temporizadores ("timers") automatizados, que monitoram o funcionamento do sistema de bombeamento.

O esgoto tratado deverá ficar armazenado em um reservatório, construído ou revestido com material não fitotóxico, e deve sofrer aeração.

As Figuras 4.4 e 4.5 mostram tabuleiros de forragem verde hidropônica com esgoto tratado e detalhe da colheita da forragem produzida com esgoto tratado, na UFRN.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE, NATAL, RN.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE, NATAL, RN.

Figura 4.4 Canteiros com forragem verde hidropônica

Figura 4.5 Colheita da forragem verde hidropônica

4.4.1.2 Determinação do fornecimento de água e nutrientes

Em cultivos convencionais, os solos, além de fornecerem água e nutrientes para as plantas, proporcionam às raízes um conforto ambiental, principalmente térmico, pois eles agem diretamente na proteção contra os raios solares e na manutenção da umidade (evitando, desta forma, variações bruscas de temperatura) — o que não ocorre nos cultivos hidropônicos, principalmente na ausência de substrato.

Nesse sentido, uma das pesquisas desenvolvidas pela UFRN focou a determinação de um modelo para o cálculo do dimensionamento da quantidade de esgoto tratado necessário e da periodicidade de aplicação (ainda não disponível na literatura) suficientes tanto para suprir as necessidades hídricas e nutricionais da cultura, como para proporcionar proteção e conforto ambiental às raízes.

Para a determinação da quantidade de esgoto tratado necessário, a princípio, toma-se como parâmetro a necessidade hídrica da cultura em questão e as condições climáticas do local de cultivo.

A seguir é apresentado um exemplo com a cultura do milho. Esta cultura será dividida em cinco passos: determinação da necessidade hídrica da cultura, cálculo da Lâmina de Irrigação (Li), cálculo do volume de esgoto/área, determinação da forma de aplicação (periodicidade de aplicação) e determinação da necessidade nutricional da cultura.

Quanto à determinação da necessidade hídrica da cultura, verifica-se que a cultura do milho necessita de 500–800 mm de água durante todo seu ciclo (em média 120 dias). Considerando que não há contribuição de precipitações nem perdas de água por infiltração (nem mesmo o armazenamento desta água no solo ou qualquer outro substrato) toda a água necessária ao cultivo deve ser suprida pela irrigação que deverá ser diária e constante. Considerando ainda que o milho cultivado em hidroponia objetiva a produção de massa verde para fins de alimentação animal, e não a produção de grãos, a fase de crescimento que interessa é a fase vegetativa. No cultivo hidropônico, essa fase de crescimento pode ser alcançada em aproximadamente 15 dias. No entanto, para efeito do cálculo da necessidade hídrica da cultura hidropônica utiliza-se o período necessário para que o milho em cultivos convencionais em solo atinja a fase vegetativa, que é de 40 dias.

Deste modo, se a necessidade hídrica média do milho em 120 dias é de 650 mm, para os 40 dias de crescimento (fase vegetativa) serão necessários aproximadamente 217 mm, a serem fornecidos em aproximadamente 15 dias, conforme a relação (Equação 4.1):

$$\begin{array}{l} 120 \text{ dias} \quad \text{-----} \quad 650 \text{ mm} \\ 40 \text{ dias} \quad \quad \text{-----} \quad x \end{array} \quad \text{Equação 4.1}$$

onde:

$$x = 216,66 \text{ mm (aproximadamente 217 mm).}$$

Considerando a taxa de evaporação local e outros fatores que acarretam em uma perda de 20% da água fornecida para as plantas, ou seja uma Eficiência de Aplicação (Ea) de apenas 80%, para o fornecimento 100% da água necessária, o segundo passo é calcular a Lâmina de Irrigação diária (Li), de acordo com a 4. 2:

$$Li = 217 \text{ mm} / 0,8 = 271,25 \text{ mm} / \text{ciclo hidropônico (15 dias)} \quad \text{Equação 4.2}$$

onde:

$$Li = 18,08 \text{ mm/dia}$$

Quanto ao cálculo do volume diário de esgoto/área (terceiro passo), supondo que as dimensões adotadas para dos canteiros seja de 1,0 m de largura por 2,0 m de comprimento, e considerando ainda que a hidroponia forrageira possa ser entendida como uma irrigação pelo método da inundação intermitente, tem-se (Equação 4.3):

$$\text{Lâmina} = \text{volume/área} \quad \text{Equação 4.3}$$

$$\text{Volume} = \text{lâmina} \times \text{área}$$

$$\text{Volume} = 18,08 \times 2,0 \text{ m}^2 = 0,03616 \text{ m}^3 \approx 40 \text{ litros.}$$

Volume total de água a ser fornecido à cultura durante todo seu ciclo = 40 litros.

onde:

$$40 \text{ litros} \times 15 \text{ dias} = 600 \text{ litros}$$

A determinação da forma de aplicação (periodicidade de aplicação), quarto passo, envolve, essencialmente, a seguinte questão: como fornecer? Este é um dos principais aspectos a ser considerado para o sucesso do cultivo de forragem verde hidropônica. A determinação do quando e como fornecer a água associada aos nutrientes é que definirá a eficiência e desempenho do sistema. Refletirá diretamente no crescimento e desenvolvimento da planta, e, conseqüentemente, na produtividade em kg FVH/m².

As pesquisas realizadas pela UFRN indicaram que, embora intermitente, a irrigação deve ocorrer durante as 24 horas do dia. A suspensão de 12 horas no fornecimento de esgoto tratado afetou diretamente a cultura do milho testada, com menores rendimentos de massa verde, massa seca e produtividade (kg FVH/m²), devido à ocorrência de variações bruscas de temperatura (maiores que 3° C diurna-noturna) no sistema radicular. Entretanto, a manutenção da umidade no período noturno pode ser realizada

com menor frequência de aplicação, demandando assim um menor volume de esgoto tratado em períodos em que normalmente há uma vazão menor nas ETE's — o que se constitui uma vantagem operacional importante (SOUZA *et al*, 2008).

As pesquisas também constataram que o turno de rega de 2 minutos irrigando * 24 minutos de descanso, foi o que apresentou melhores resultados em produtividade (média de 20 kg FVH/m²), assim sendo, o cálculo da vazão pode ser feito considerando (4. 4):

$$Q = \text{volume/tempo} \quad \text{Equação 4.4}$$

24 horas x 60 minutos = 1440 minutos

1440 minutos / 26 minutos (duração do turno de irrigação) = 55, 38 turnos/dia

Necessidade hídrica diária = 40 litros/55 turnos = 0,7272 litros/turno

2 min. de irrigação por turno = 0,7272 litros/2 minutos = 0,3636 litros/minuto.

Ou seja, a vazão é de aproximadamente 0,4 litros/minuto.

Entretanto, deve-se ainda considerar a evapotranspiração da cultura. O cultivo de FVH apresentou intensa demanda evapotranspirométrica, chegando ao valor máximo de 67,44 mm por dia para o tratamento de 24 horas. Esta altíssima evapotranspiração constitui uma grande vantagem quando se tem vazões elevadas de esgoto e dificuldades para destino final (sobretudo em regiões com alta taxa de evaporação, como na região Semiárida do Nordeste do Brasil). Por outro lado, esta alta taxa torna o volume diário (calculado de 0,4 litros/minuto/m²) insuficiente para suprir as necessidades da cultura (SOUZA *et al*, 2008). O volume mínimo recomendado, segundo pesquisas realizadas pela UFRN, foi de 1 litro/minuto/m².

Quanto à determinação da necessidade nutricional da cultura, passo final, as necessidades nutricionais de qualquer planta são determinadas pela quantidade de nutrientes que ela extrai durante o seu ciclo. Assim, tanto para produção de grãos como para produção de forragem verde, será necessário colocar à disposição da planta a quantidade total de nutrientes que ela extrairá, e que devem ser fornecidos pelo esgoto tratado.

No caso do milho, a maior exigência refere-se ao nitrogênio e ao potássio, seguidos do cálcio, magnésio e fósforo. Com relação aos micronutrientes, as quantidades requeridas pelas plantas de milho são muito pequenas. Entretanto, a deficiência de um deles pode ter tanto efeito na desorganização de processos metabólicos quanto à deficiência de um macronutriente como, por exemplo, o nitrogênio.

Os resultados obtidos nos experimentos mostraram que o esgoto sanitário tratado em reatores anaeróbios de alta eficiência pode substituir as soluções nutritivas químicas usuais na produção de forragem hidropônica de milho, suprimindo todas as necessidades nutricionais da cultura, sem prejuízo de rendimento. Constitui-se, ainda em uma

alternativa tecnológica viável para o destino produtivo de efluentes de reatores anaeróbios (ANDRADE NETO *et al*, 2003; MELO *et al*, 2003; SOUZA *et al*, 2008).

4.4.1.3 Outros aspectos operacionais

Quanto à sementeira, o primeiro procedimento realizado é a hidratação das sementes e a pré-germinação (que consiste em deixar as sementes imersas em água potável, processo de hidratação, durante 24 horas). Em seguida colocam-se as sementes hidratadas em local arejado e escuro durante 48 horas (processo de pré-germinação) sendo necessário que, a cada 24 horas, seja feita uma imersão das sementes em água durante um minuto. Após este período de hidratação e pré-germinação as plântulas estão prontas para a sementeira (transferência para os canteiros). Devem ser, então, distribuídas uniformemente sobre os canteiros e a alimentação deve ter, também, início.

A sementeira também pode ser realizada diretamente nos canteiros de produção. Esta técnica evita danos ao embrião pré-germinado quando ocorre a transferência para os canteiros.

4.5 Conclusão

O uso de efluentes de estações de tratamento de esgoto sanitário na hidroponia pode propiciar as seguintes vantagens: utilização de quase todo o efluente, evitando a poluição e a contaminação ambiental; remoção de nutrientes eutrofizantes, retidos na biomassa vegetal da cultura; em casos de dificuldades de transporte do esgoto até campos de irrigação há viabilidade da opção de transportar o produto cultivado; facilita o controle sanitário; e exige pequenas áreas (o que facilita a localização próxima do ponto de reunião e de tratamento do esgoto).

As várias formas de produção hidropônica com esgoto tratado podem contribuir para o controle da poluição ambiental e para a proteção do meio ambiente porque, devido ao consumo do esgoto tratado para formação da biomassa e na evapotranspiração, a resultante do efluente final é de pequena quantidade. O tratamento de esgoto mais perfeito é aquele que remove não só os constituintes indesejáveis, mas também o próprio esgoto, transformado-o em outras matérias. O uso de esgoto tratado em hidroponia com fins produtivos é uma tecnologia de reciclagem ecológica e natural, plenamente sustentável do ponto de vista ambiental. Ademais, como forma de disposição adequada para o esgoto sanitário, protege a saúde pública e contribui para a melhoria das condições de vida e para o desenvolvimento econômico e social.

A produção de forragem verde hidropônica com esgoto tratado traz benefícios tecnológicos, econômicos, sociais e ambientais. Reúne, em uma única tecnologia: trata-

mento complementar de esgoto, e, portanto, proteção da saúde pública e do meio ambiente; produção de alimento; fortalecimento da economia local; controle da poluição e preservação dos recursos hídricos; reciclagem de nutrientes; reúso de águas; e demais vantagens da hidroponia natural e orgânica, que não utilizam produtos químicos. É certamente a tecnologia mais ecologicamente sustentável que se dispõe.

Em relação à hidroponia NFT destaca-se a depuração complementar dos efluentes dos filtros anaeróbios. Observou-se uma boa remoção de sólidos suspensos (>50%), de nitrogênio amoniacal (entre 40 e 60%) e de fósforo (entre 37 e 55%), comprovando que no sistema hidropônico ocorre um polimento considerável na remoção de sólidos suspensos e nutrientes eutrofizantes.

As concentrações de alguns nutrientes podem eventualmente permanecer iguais às iniciais – ou mesmo aumentar, quando ocorre a circulação dos efluentes no sistema hidropônico, tal como foi verificado nas pesquisas realizadas (vide as concentrações de potássio, cálcio, magnésio e enxofre, nos tratamentos utilizando o esgoto tratado). Este fato se deve à evaporação e a evapotranspiração, que concentram a solução, mas é mais notável quando há inibição competitiva ou antagonismo de alguns nutrientes devido suas concentrações não balanceadas, o que faz interromper o consumo de alguns deles. Contudo, sempre ocorre remoção das quantidades totais desses nutrientes nos efluentes, o que reduz o impacto poluente do efluente no meio ambiente.

Referências Bibliográficas

ALBERONI, R. B. *Hidroponia: como instalar e manejar o plantio de hortaliças dispensando o uso do solo* – Alface, Rabanete, Rúcula, Almeirão, Chicória, Agrião. São Paulo: Nobel, 1998. 102 p.

ANDRADE NETO, C.O. de et al. *Hidroponia forrageira com efluente de filtro anaeróbio*. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Anais..., Joinville. Rio de Janeiro: Abes, 2003. CD Rom.

ANDRADE NETO, C.O. de et al. *Utilização de água residuária tratada em sistemas hidropônicos*. In: WORKSHOP – USO E REÚSO DE ÁGUAS DE QUALIDADE INFERIOR: REALIDADES E PERSPECTIVAS. Campina Grande, p.317-343, 2005.

BERNARDES, L.J.L. *Hidroponia: alface, uma história de sucesso*. Charqueada: Estação Experimental de Hidroponia "Alface e Cia", 1997. 120 p.

EMATER-RN. *Forragem hidropônica de milho: uma alternativa bem sucedida*. Informe do Instituto de Assistência Técnica e Extensão Rural do Rio Grande do Norte, 2001.

MELO, H.N.S. et al. *Uso de esgoto tratado em hidroponia*. In: BASTOS, Rafael K.X. (coord). *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Rio de Janeiro: Rima, ABES, 2003, p.157-192.

MELO, H.N.S. *et al.* "Utilização de esgotos tratados em hidroponia". In: FLORENCIO, L; BASTOS, R.K.X; AISSE, M.M. (coord). *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro: Abes, 2006. p.239-274, 427 p.

RODRIGUES, L.R.F. *Técnicas de cultivo hidropônico e controle ambiental no manejo de pragas, doenças e nutrição vegetal em ambiente protegido*. Jaboticabal: Funep, 2002. 762 p.

SOUZA, A.J.B.F de *et al.* *Balanço hídrico na produção de forragem verde hidropônica usando esgoto tratado*. In: XXXI CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Anais... Chile: Aidis, 2008. Cd Rom.

5

Utilização de Nutrientes de Esgoto Tratado na Piscicultura

Suetônio Mota, Luiz Olinto Monteggia, André Bezerra do Santos, Emanuel Soares dos Santos, Ronaldo dos Santos Padilha

5.1 Introdução

A aquicultura é a atividade que, provavelmente, mais cresce no setor de produção de alimento. Atualmente, é responsável por em torno de 50% da produção mundial de pescado, e tem grande potencial para suprir a crescente demanda por alimento de origem aquática. Tendo em vista as projeções de crescimento populacional para as próximas duas décadas, estima-se que será necessário um aumento de cerca de 40 milhões de toneladas, até 2030, para a manutenção do consumo *per capita* de alimento de origem aquática. A aquicultura mundial passou por um considerável crescimento durante os últimos 50 anos, tendo a produção passado de aproximadamente um milhão de toneladas, em 1950, para 59,4 milhões de toneladas, em 2004 (FAO, 2006).

Segundo Valenti *et al* (2000), a aquicultura é um processo de produção em cativeiro de organismos com hábitat predominante aquático, em qualquer estágio de desenvolvimento, ou seja: ovos, larvas, pós-larvas, juvenis ou adultos. Neste contexto, a aquicultura moderna apóia-se em três pilares fundamentais: a produção lucrativa, a preservação do meio-ambiente e o desenvolvimento social.

Dentre as diversas atividades de produção em cativeiro de organismos aquáticos, destaca-se a piscicultura. A piscicultura é referente à atividade de criação de peixes. Pode variar entre a piscicultura marinha (que é aquela realizada com espécies marinhas

e em ambientes com água salgada ou salobra) e a piscicultura continental (realizada em águas interiores e com espécies de água doce) (SANTOS, 2008).

De acordo com a FAO (2006), as carpas são as espécies de peixe de água doce mais cultivadas no mundo (com aproximadamente 18 milhões de toneladas produzidas no ano de 2004), seguidas pelas tilápias (com aproximadamente 2,0 milhões de toneladas).

No que se refere à tilápia, atualmente são reconhecidas mais de 70 espécies, sendo a grande maioria originária da África. No entanto, apenas 4 espécies conquistaram destaque na aquicultura mundial: a tilápia-do-Nilo (*Oerochromis niloticus*); a tilápia de Moçambique (*Oerochromis mossambicus*); a tilápia azul, ou tilápia áurea (*Oerochromis aureus*) e a tilápia de Zanzibar (*Oerochromis urolepis hornorum*).

A tilápia-do-Nilo é a espécie mais cultivada no mundo todo. Esta espécie se destaca das demais pelo crescimento mais rápido, reprodução mais tardia (o que permite que a espécie alcance maior tamanho antes da primeira reprodução) e alta prolificidade (o que possibilita produção de grandes quantidades de alevinos) (KUBITZA, 2000).

Os sistemas de produção em piscicultura podem ser classificados em: extensivo, semi-intensivo, intensivo e superintensivo, de acordo com a intensidade de estocagem, as práticas de manejo e uso de insumos. A Tabela 5.1 descreve as características básicas dos principais sistemas de produção utilizados atualmente.

5.2 Piscicultura usando esgoto sanitário

O esgoto doméstico tem sido mundialmente usado em diversas variedades de sistemas de aquicultura, na maioria dos casos na produção de peixes. A concepção desse sistema aquícola para tratamento de esgoto e/ou reúso na aquicultura está ilustrada na Figura 5.1 (FELIZATTO *et al*, 2000).

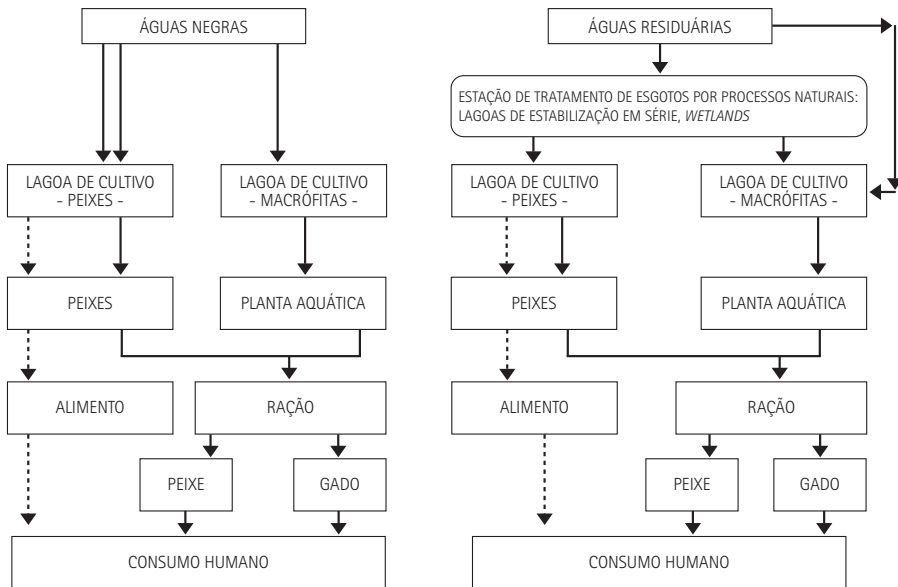
O cultivo de peixes e plantas aquáticas em tanques fertilizados com águas residuárias e excretas é uma prática antiga, sobretudo na Ásia, China, Índia, Indonésia e Vietnã. A partir de 1975 foram desenvolvidos vários estudos de aproveitamento do efluente tratado para aquicultura, destacando-se o projeto desenvolvido pelo Cepis (Centro Pan-americano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente), iniciado em 1983. O Cepis é filiado à Organização Pan - Americana da Saúde, e representa, ainda hoje, o centro de referência de reúso em aquicultura da América Latina (FELIZATTO *et al*, 2000).

Diversos trabalhos de pesquisa e experiências em escala real registram a viabilidade do uso de esgoto sanitário tratado em piscicultura e indicam que, com adequado manejo, logra-se alcançar boa produtividade e minimização dos riscos à saúde, além da aceita-

bilidade de mercado e consumo (BASTOS *et al*, 2003). A Figura 5.1 apresenta diferentes estratégias de tratamento e reúso de águas negras e residuárias para aquicultura.

Tabela 5.1 > Características dos sistemas de produção em piscicultura

SISTEMA	CARACTERÍSTICAS
Extensivo	Aquele em que a intervenção humana é praticamente inexistente e geralmente limita-se à simples estocagem de 500 a 1000 alevinos ha^{-1} , sem qualquer manejo de fertilização do corpo d'água ou alimentação dos animais. A alimentação dos peixes é baseada na produtividade natural do corpo d'água. As produtividades variam de 150 a 500 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, e as safras duram de 8 a 12 meses. Existe também o sistema extensivo em que a intervenção humana é limitada, a estocagem é de 1.000 a 5.000 alevinos ha^{-1} e há um fornecimento de uma ou mais fontes de matéria orgânica (esterco, restos de lavoura, farelos, ou rações desbalanceadas com menos de 28% de proteína bruta - PB). As produtividades variam de 500 a 2.500 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$. As safras duram de 8 a 12 meses.
Semi-intensivo	A intervenção humana nesta modalidade de cultivo de organismos aquáticos é maior do que na anterior. A estocagem é de 5.000 a 25.000 alevinos ha^{-1} e a adição de fertilizantes químicos e adubos ocorre em quantidades maiores, visando principalmente, promover a produtividade natural. Os viveiros têm água de coloração esverdeada, porém, a principal fonte de alimento são as formulações peletizadas, fareladas ou umedecidas, quase sempre desbalanceadas (de 20 a 28% PB), sendo oferecidas a uma taxa de 30 a 50 $\text{kg ha}^{-1} \text{dia}^{-1}$. Já são necessárias análises para o acompanhamento da qualidade da água, e há trocas de água diárias a uma taxa de 5 a 10% do volume total. As produtividades obtidas variam de 2.500 a 12.500 $\text{kg ha}^{-1} \text{safra}^{-1}$, com safras que duram de quatro a oito meses.
Intensivo	A intervenção humana é decisiva. As taxas de estocagem são da ordem de 25.000 a 100.000 alevinos ha^{-1} , as águas são geralmente verdes, porém a adubação é somente química e obtida por meio da mineralização das fezes dos peixes. A principal fonte de alimento é ração peletizada, farelada ou umedecida, balanceada, com 32% de PB, oferecida pelo menos 3 vezes ao dia. A utilização de aeração mecânica a uma taxa de 2 a 4 CV ha^{-1} é praticamente obrigatória, principalmente durante a madrugada. As trocas d'água são de 10 a 35% do volume total dia^{-1} . As produtividades variam de 12.500 a 50.000 $\text{kg ha}^{-1} \text{safra}^{-1}$, com safras que duram de três a seis meses.
Superintensivo	Compõe um conjunto de esquemas de produção quase sempre em ambientes de águas claras, transparentes, podendo ser subdividido em diversas modalidades, de acordo com suas principais estruturas físicas: estufa-tanques em "v", <i>raceways</i> , canais de irrigação, recirculação, aquaponia e gaiolas flutuantes ou tanques-rede. As densidades de cultivo e produtividades variam bastante de uma modalidade para outra, no entanto, todas são de alta produtividade (até 300 kg m^{-3}); as durações de safra também apresentam variações. Possuem grande dependência de elevada qualidade de água, exigindo monitoramento constante, e dependência total de ração balanceada de alta qualidade.



FONTE: FELIZATTO, M.R. *ET AL* (2000).

OBSERVAÇÃO: SETAS COM RISCO DUPLICADO REPRESENTAM A PREFERÊNCIA DO CAMINHO, E AS PONTILHADAS DEMONSTRAM A POSSIBILIDADE MENOS UTILIZADA

Figura 5.1 Estratégias de tratamento e reúso em aquicultura de águas negras e residuárias

No Brasil, algumas pesquisas sobre a utilização de esgoto sanitário em piscicultura têm sido desenvolvidas, podendo-se citar os trabalhos de Felizatto (2000), Pereira (2000), Pereira (2004), e as experiências do Programa Nacional de Pesquisa em Saneamento Básico – Prosab (Bastos, 2003) e da Universidade Federal do Ceará (MOTA *et al*, 2007).

Como o objetivo da piscicultura é a produção de peixes e a melhoria do meio ambiente, deve-se procurar o máximo da produção e a diminuição dos impactos ambientais, através da redução dos sólidos suspensos (algas, rotíferos, grumos de bactérias e matéria orgânica particulada) e do consumo, pelo ambiente, dos nutrientes disponíveis na produção de alimento para a cadeia trófica existente (PEREIRA, 2004).

5.3 Qualidade de água para piscicultura

A qualidade da água em um tanque de piscicultura resulta de influências externas (qualidade da fonte de água, características do solo, clima, introdução de alimentos/ração) e internas (densidade de peixes, interações físico-químicas e biológicas). Um tanque de piscicultura é um ambiente aquático complexo e dinâmico. Os fatores físicos, químicos e biológicos são influenciados pelos aspectos geomorfológicos e climáticos,

os quais, por sua vez, são influenciados pela morfometria (forma e dimensões) dos tanques (BASTOS *et al*, 2003).

Vários são os parâmetros de qualidade de água a serem considerados na piscicultura, podendo-se enumerar: transparência, pH, oxigênio dissolvido, salinidade (condutividade elétrica), temperatura, clorofila *a*, fósforo e compostos de nitrogênio. A Tabela 5.2 apresenta os requisitos a serem observados para estes parâmetros.

Tabela 5.2 > Principais parâmetros de qualidade de água para piscicultura

PARÂMETRO	REQUISITOS
Transparência	Tem relação direta com a atividade fotossintética no meio, pois a zona fótica, determinada pela penetração da luz, é que determina a região onde ocorre esta atividade.
pH	Tem efeito, geralmente, indireto nos peixes. Influi na solubilidade, forma e toxicidade de diversas substâncias (como metais pesados, amônia e gás sulfídrico – tóxicos aos peixes), e no próprio equilíbrio do sistema carbônico. O pH ideal para cultivo de peixes encontra-se na faixa de 6,5 a 9,5, em que a presença de bicarbonatos é predominante.
Oxigênio Dissolvido	Cada espécie de peixe pode apresentar um limite de concentração ideal para garantir um melhor desenvolvimento ou até mesmo sua sobrevivência. Viveiros que contêm valores acima de 4,0 mg/L de OD são os que apresentam condições para a criação de organismos aquáticos.
Condutividade elétrica	Os valores desejáveis encontram-se dentro da faixa de 0,02 a 0,1 mS/cm. Valores elevados podem indicar acentuada decomposição, enquanto valores baixos indicam intensa produção primária. Pode ser usada como um indicador indireto de disponibilidade de nutrientes. Condutividade muito elevada significa salinidade excessiva, que é prejudicial à piscicultura.
Temperatura	É um fator que depende da espécie considerada. De uma forma geral, pode influenciar no metabolismo dos peixes, que se encontra reduzido quando em temperaturas baixas. A faixa ideal de conforto térmico para espécies tropicais, como a tilápia, fica em torno de 20 °C a 30 °C.
Clorofila - a	Corresponde à medida da produtividade primária e do estado trófico do ambiente aquático. O fitoplâncton e o zooplâncton são vistos como fatores importantes porque são componentes da alimentação de diversas espécies de peixes, principalmente nos estágios iniciais do desenvolvimento.
Fósforo	Considerado o elemento limitante da produtividade de um viveiro, por ser um nutriente essencial a toda a cadeia alimentar, mas apresenta-se, geralmente, em baixas concentrações na água. A forma predominante do fósforo em águas de tanques de piscicultura é o ortofosfato.
Compostos de nitrogênio	A tolerância às diversas formas de nitrogênio varia de espécie para espécie e ainda depende do estágio de vida, sendo que, em geral, os níveis letais são: de 0,6 a 2,0 mg/L para a amônia; de cerca de 0,5 mg/L para o nitrito e em torno de 5,0 mg/L para o nitrato. A forma mais tóxica é a amônia como amônia livre (NH ₃), sendo que sua toxicidade sofre variação devido ao pH da água e ainda depende da intensidade de perda no meio por volatilização.

Do ponto de vista de qualidade microbiológica, a Organização Mundial de Saúde (OMS, 1989) propôs, para o cultivo de peixes em águas residuárias tratadas, as seguintes diretrizes sanitárias: $\leq 10^3$ coliformes fecais por 100 mL no tanque de piscicultura (ou $\leq 10^4$ no afluente ao tanque de piscicultura), e ausência de ovos de helmintos (trematóides).

Em 2006, a OMS realizou ampla revisão dos critérios para reúso em aquicultura, que resultou na publicação de "Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater" (OMS, 2006).

Os níveis de qualidade microbiológica do esgoto para uso na aquicultura, de acordo com a OMS, estão apresentados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 > Níveis de qualidade microbiológica para aquicultura utilizando esgoto

	Ovos viáveis de trematóides (incluindo ovos de schistosoma onde for relevante) Nº por 100 mL ou por grama de sólidos totais ^a	<i>E. coli</i> (média geométrica) por 100 ml ou por grama de sólidos totais ^{a,b}	Ovos de helmintos ^c (média aritmética) por litro ou por grama de sólidos totais ^{a,d}
Público alvo			
Consumidores dos produtos			
Água dos tanques	Não detectável	$\leq 10^4$	≤ 1
Esgoto sanitário	Não detectável	$\leq 10^5$	≤ 1
Excretas tratados	Não detectável	$\leq 10^6$	≤ 1
Carne comestível de peixe ou partes de plantas	Cercária infectável não detectável (ou não infectável)	Especificações da <i>Codex Alimentarius Commission</i> (FAO/OMS) ^e	Não detectável
Trabalhadores na aquicultura e comunidade local			
Água dos tanques	Não detectável ^f	$\leq 10^3$	≤ 1
Esgoto sanitário	Não detectável ^f	$\leq 10^4$	≤ 1
Excretas tratados	Não detectável ^f	$\leq 10^5$	≤ 1

FONTE: WHO (2006).

NOTAS: ^a OS EXCRETAS SÃO MEDIDOS EM GRAMAS DE SÓLIDOS TOTAIS (EM PESO SECO); 100 ML DE ESGOTO SANITÁRIO/EXCRETAS CONTÉM APROXIMADAMENTE 1-4 G DE SÓLIDOS TOTAIS

^b DEVE SER DETERMINADA UMA MÉDIA GEOMÉTRICA PARA O PERÍODO DE AQUICULTURA. PARA A ÁGUA DOS TANQUES (PÚBLICO ALVO CONSUMIDORES DOS PRODUTOS), POR EXEMPLO, O VALOR MÉDIO DE $\leq 10^4$ DEVE SER DETERMINADO EM, PELO MENOS, 90% DAS AMOSTRAS, DE MODO A TOLERAR AMOSTRA COM VALOR EVENTUAL MAIOR (10^5 OU 10^6 *E. COLI* POR 100 ML)

^c APLICÁVEL QUANDO PLANTAS AQUÁTICAS ESTÃO CRESCIDAS E QUANDO HÁ ELEVADO CONTATO COM ESGOTO, EXCRETAS, ÁGUA CONTAMINADA OU SOLOS CONTAMINADOS

^d DEVE SER DETERMINADA UMA MÉDIA ARITMÉTICA PARA O PERÍODO DE AQUICULTURA. O VALOR MÉDIO DE ≤ 1 OVO POR LITRO DEVE SER DETERMINADO EM, PELO MENOS, 90% DE AMOSTRAS, DE MODO A TOLERAR AMOSTRA COM VALOR EVENTUAL MAIOR (COM > 10 OVOS POR LITRO)

^e A "CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION" NÃO ESPECIFICA QUALIDADE MICROBIOLÓGICA PARA CARNE DE PEIXES OU PLANTAS AQUÁTICAS; MAIS PROPRIAMENTE, RECOMENDA A ADOÇÃO DE ANÁLISE DE RISCOS E CONTROLE DE ASPECTOS CRÍTICOS, APLICADOS DA PRODUÇÃO AO CONSUMO

^f OVOS VIÁVEIS DE SCHISTOSOMA, ONDE RELEVANTE

A OMS indicou várias medidas visando à proteção sanitária para, com isso, reduzir os riscos do consumo dos produtos da aquicultura, e preservar os trabalhadores, familiares e a comunidade local envolvidos com esta prática, como mostra a Tabela 5.4.

Tabela 5.4 > Medidas de controle de agentes poluidores na aquicultura

COMPOSTOS	MEDIDAS DE CONTROLE
Nitrogênio em excesso	Diluir o esgoto com água doce, quando possível. Limitar a quantidade de esgoto aplicada. Remover o excesso de nitrogênio do esgoto.
Matéria orgânica	Não aplicar continuamente o esgoto, para permitir a biodegradação no solo. Aumentar a remoção da matéria orgânica do esgoto.
Salinidade	Evitar o uso de água com 500-2000 mg/L de Sólidos Dissolvidos Totais ou 0,8-2,3 dS/m de Condutividade Elétrica, dependendo do tipo de solo e da drenagem.
Cloretos	Com aspersores, usar somente água com < 100 mg/L. Em irrigação por inundação, usar água com < 350 mg/L. Irrigar durante a noite, para evitar a queima das folhas.
Compostos orgânicos tóxicos no solo e nas culturas	Pré-tratar ou segregar o esgoto industrial. Promover produção limpa nas indústrias, de modo a evitar o uso de compostos tóxicos. Educar a sociedade para usar menos compostos tóxicos e, quando usados, dispô-los de forma segura.
Metais	Pré-tratar ou segregar o esgoto industrial. Usar esgoto somente em solos com pH > 6,5.
Sólidos suspensos	Usar águas sem sólidos com diâmetro médio > 2-5 mm. Remover os sólidos suspensos pelo pré-tratamento do esgoto. Arar o solo quando obstruído.

FONTE: WHO (2006).

O Prosab elaborou diretrizes para o uso de esgoto sanitário na piscicultura. Tais diretrizes constam na Tabela 5.5 (FLORENCIO *et al*, 2006).

Tabela 5.5 – Diretrizes do Prosab para uso de esgoto sanitário em piscicultura

PONTO DE AMOSTRAGEM	CTer 100 mL ⁻¹ (2)	OVOS DE HELMINTOS L ⁻¹ Nematóides intestinais humanos ⁽³⁾	Trematóides
Afluente do tanque de piscicultura	$\leq 1 \times 10^4$	≤ 1	ND
No tanque de piscicultura	$\leq 1 \times 10^3$	≤ 1	ND

FONTE: FLORENCIO *ET AL*(2006).

NOTAS: (1) PARA O USO DE ESGOTO TRATADO EM PISCICULTURA NÃO HÁ PADRÃO EXPLÍCITO DE DBO, DQO E SST, SENDO AS CONCENTRAÇÕES EFLUENTES UMA CONSEQUÊNCIA DAS TÉCNICAS DE TRATAMENTO COMPATÍVEIS COM A QUALIDADE MICROBIOLÓGICA ESTIPULADA.

ENTRETANTO, RECOMENDAM-SE TAXAS DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL NOS TANQUES DE PISCICULTURA DA ORDEM DE 10-20 KG DBO HA⁻¹ D⁻¹. DEVE-SE OBSERVAR QUE A AMÔNIA LIVRE É TÓXICA PARA PEIXES EM NÍVEIS SUPERIORES A 2-5 MG NH₃ L⁻¹.

(2) COLIFORMES TERMOTOLERANTES; MÉDIA GEOMÉTRICA, ALTERNATIVA E PREFERENCIALMENTE PODE-SE DETERMINAR *E. COLI*.

(3) MÉDIA ARITMÉTICA.

5.4 Características do esgoto sanitário e a piscicultura

5.4.1 Composição do esgoto sanitário e impacto na piscicultura

Em sistemas de piscicultura é necessário considerar a qualidade do efluente a ser utilizado e suas consequências sobre as características da água nos tanques de cultivo, de modo que os requisitos para este uso (discutidos no item 5.3) sejam atendidos. As características do efluente dependem do tipo de tratamento aplicado ao esgoto, destacando-se o teor de matéria orgânica, oxigênio dissolvido, amônia, pH, salinidade e microrganismos patogênicos (de maior importância quando se trata do uso de efluentes em piscicultura).

Grandes quantidades de matéria orgânica resultam no consumo do oxigênio dissolvido no líquido, o que pode causar danos a várias espécies de peixes. Alguns peixes são mais resistentes a baixas concentrações de oxigênio dissolvido, como é o caso das tilápias.

Green *et al* (1989) *apud* Kubitzka (2000) observaram que alevinos de tilápia-do-Nilo, entre 10 a 25 gramas, suportaram concentrações de oxigênio entre 0,4 a 0,7 mg/L por 3 a 5 horas, durante 2 a 4 manhãs consecutivas, sem registro de mortalidade.

O nitrogênio amoniacal está presente na água sob duas formas: o íon amônio NH₄⁺ (forma pouco tóxica) e a amônia NH₃ (forma tóxica). A amônia pode prejudicar o desempenho, aumentar a incidência de doenças e até mesmo causar a morte direta dos peixes por intoxicação (KUBITZA, 2000).

Segundo Von Sperling (2002), lagoas de maturação rasas podem ser projetadas para a otimização de remoção de amônia por volatilização, como decorrência do estabelecimento de condições ambientais que favorecem a proliferação de algas, o consumo de CO₂, a produção de oxigênio dissolvido e a elevação do pH.

O pH influi na solubilidade, forma e no grau de toxicidade de diversas substâncias tóxicas aos peixes. A saber: metais pesados, amônia e gás sulfídrico.

Para tilápias, o pH da água de cultivo deve ser mantido entre 6 e 8,5. Para valores abaixo de 4,5 e acima de 10,5 a mortalidade é significativa. Em viveiros com excesso de fitoplâncton (águas muito verdes) e baixa alcalinidade total (< 30 mg de CaCO_3) o pH pode alcançar valores acima de 12 ao final da tarde, em dias muito ensolarados. Esta condição pode inibir o consumo de alimentos e, se ocorrer com frequência, afetar o crescimento dos peixes (KUBITZA, 2000).

Salinidade excessiva é prejudicial à piscicultura. Este parâmetro é indicado pela condutividade elétrica (CE), que indica a capacidade da água em conduzir eletricidade, estando relacionada à concentração de íons no meio.

Na piscicultura, os valores desejáveis de CE encontram-se na faixa de 0,02 a 0,1 mS/cm (SILVA *et al*, 2001).

Muitas espécies de tilápia conseguem se adaptar a diferentes condições de salinidade e, por esta razão, são indicadas para cultivo em águas ou esgoto tratado que apresentem valores elevados de condutividade elétrica.

O esgoto tratado contém microrganismos patogênicos, representados pelos coliformes termotolerantes, que podem estar presentes em maior ou menor quantidade, dependendo do tipo de tratamento utilizado.

Peixes e plantas acumulam passivamente contaminantes microbiológicos em suas superfícies. Além disso, os peixes concentram em suas vísceras também bactérias, vírus e protozoários presentes na água. Raramente os patógenos (com exceção dos trematóides) penetram na carne comestível (músculo) dos peixes. Entretanto, se os peixes estão estressados, por exemplo, devido à superpopulação, qualidade pobre da água ou outras condições, então as bactérias e vírus podem ter capacidade de penetrar na carne comestível (OMS, 2006).

Conforme mostrado na Tabela 5.5, existem limites máximos recomendados para os números de coliformes termotolerantes em esgoto tratado afluente e nos tanques de piscicultura.

É necessário, portanto, que o esgoto, antes de ser utilizado na piscicultura, seja submetido a um tratamento adequado, a fim de atender aos requisitos relativos às características microbiológicas.

O cultivo de peixes em lagoas de estabilização, ou em tanques com efluentes destas unidades de tratamento, tem sido feito sem grandes problemas para algumas espécies de peixes.

Experiências têm demonstrado que o tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização, bastante utilizado no Brasil e em especial na região Nordeste, pode resultar em efluentes com qualidade que atende às exigências da OMS para irrigação irrestrita e piscicultura.

Trabalhos realizados no estado do Ceará mostraram que efluentes de lagoas de estabilização em série, com quatro ou mais unidades, têm qualidade satisfatória em termos bacteriológicos para uso irrestrito em irrigação (BRANDÃO, 2000). Sistemas com três ou mais lagoas de estabilização em série forneceram efluentes com ausência total de helmintos (NOGUEIRA, 1999; ARAÚJO, 1999).

5.4.2 Aproveitamento do fitoplâncton

As transformações de matéria orgânica nas lagoas de estabilização liberam nutrientes e geram uma grande biomassa de algas (elementos potencialmente aproveitáveis para a agricultura e aquicultura). Este sistema de tecnologia simples, sem necessidade de equipamentos e energia, é de baixo custo e adequado às possibilidades dos países em desenvolvimento — razão pela qual deve constituir-se como primeira opção de tratamento de águas residuárias sempre que se disponha de área suficiente ou quando o próprio gestor de saneamento é o proprietário das terras (MOSCOSO; MUÑOZ, 1992).

O emprego do fitoplâncton como fonte de proteínas pode tornar-se altamente compensador. Uma das maneiras exequíveis de exploração das proteínas existentes nas algas é o cultivo de peixes fitoplancófagos. Dessa forma, seria possível utilizar a energia molecular armazenada nas algas por meio do consumo de carne de peixe. Evidentemente, na medida em que o peixe consome as algas contidas na água, haverá, também, uma melhoria na qualidade dessa água (SANTOS *et al*, 2006).

O plâncton, em geral, é rico em energia e proteína de alta qualidade, servindo, por conta disto, como fonte importante de minerais e vitaminas no cultivo de tilápia em viveiros (KUBITZA, 2000).

Os resultados dos experimentos realizados pelo Prosab, Tema 03, demonstraram a capacidade dos sistemas de lagoas de estabilização para produzir efluentes propícios à piscicultura. Ilustraram a possibilidade da produção de proteína com economia de insumos. Mas, deve-se salientar a importância da necessidade da adequação do projeto e operação deste tipo de sistema no que se refere à otimização da produção de fitoplâncton e à redução dos teores de amônia (BASTOS; MARQUES, 2003).

A Tilápia do Nilo apresenta grande habilidade em filtrar partículas do plâncton. Assim, quando cultivada em viveiros de águas verdes, geralmente supera em crescimento e conversão alimentar as demais espécies de tilápias. Dentro dos seus limites, as tilá-

pias são espécies de peixes que se adaptam a diferentes condições de qualidade de água. Toleram baixo oxigênio dissolvido, convivem com uma faixa ampla de acidez e alcalinidade na água, crescem e até se reproduzem em águas salobras ou salgadas e apresentam tolerância a altas concentrações de amônia — se comparadas à maioria dos peixes cultivados (KUBITZA, 2000).

5.4.3 Aproveitamento do perifíton

Na aquicultura, a fertilização é amplamente utilizada para aumentar o rendimento na produção de peixes. A fertilização estimula a cadeia alimentar aumentando tanto os organismos autotróficos como os heterotróficos, o que aumenta a produção de peixes (WOHLFARTH, SCHROEDER, 1979; FAO, 1983; WOHLFARTH *et al*, 1985; SHARMA, OLAH, 1986; LI, 1987; ZHU *et al*, 1990; MACLEAN *et al*, 1994; MILSTEIN *et al*, 1995). No entanto, Hickling (1962) e Hephher (1988) demonstraram que a produção em lagoas fertilizadas não tem aumento diretamente proporcional ao aumento da adubação e que, acima de certo nível, o aumento das taxas de adubação não implica em aumento da produção pesqueira.

O uso de lagoa, ou lagoas, de piscicultura para o tratamento de águas residuárias é uma prática antiga. É uma das técnicas disponíveis utilizadas em sistemas de tratamento de esgoto. Sistemas de policultivo de peixes apresentam maiores taxas de crescimento e produção do que sistemas baseados no monocultivo, o que se deve, provavelmente, às interações sinérgicas que ocorrem entre as diferentes espécies de peixes. Este conceito tradicional de policultivo pode empregar técnicas de incremento da população de organismos fotossintetizantes fixados em material suporte inerte adicionado a lagoas de piscicultura — perifíton.

Em sistemas de aquicultura baseados no perifíton ocorre a possibilidade de se aumentar tanto a produção primária como a disponibilidade de alimento para os peixes. Isto se deve, conforme muitos estudos demonstraram, ao fato da produção de peixes em lagoas com perifíton ser maior do que em lagoas sem material suporte (LEGENDRE, HEM, CISSE, 1989; HEM, AVIT, 1994; GUIRAL, GOURBAULT, HELLEOUE, 1995; WAHAB *et al*, 1999; HUCHETTE *et al*, 2000; AZIM *et al*, 2001).

A idéia de aquicultura à base de perifíton é originalmente derivada de métodos tradicionais de pesca, como o "acadjas", da Costa do Marfim (Welcomme, 1972), os "samarahs", do Camboja (Shankar *et al*, 1998) e os pescadores "Katha", de Bangladesh (Wahab e Kibria, 1994; Macgrory e Williams, 1996). Nestas regiões, árvores de mangues são colocadas em águas rasas e abertas para atrair peixes e aumentar a produtividade. Konan-Brou e Guiral (1994) relataram que a proliferação de algas perifíticas, bem como a diversidade de espécies sobre os ramos submersos, conduziu a um aumento

de oito vezes na produção de algas dentro da cultura "Acadja", em comparação com a produção em águas da lagoa. Além disso, para muitas espécies de peixes, a ingestão alimentar por unidade de tempo é maior quando o alimento está disponível como perifiton e não fitoplâncton (DEMPSTER *et al*, 1993).

Na maioria dos sistemas de produção aquícola, apenas cerca de 15 a 30% dos nutrientes são convertidos em produtos assimiláveis. O resto é normalmente perdido para os sedimentos, efluentes hídricos e para a atmosfera (EDWARDS, 1993; ACOSTA-NASSAR *et al*, 1994; BEVERIDGE *et al*, 1994; OLAH *et al*, 1994; GROSS *et al*, 2000).

O perifiton permite um aumento da conversão de nutrientes em produtos assimiláveis em sistemas de lagoas. Cabe destacar que a filtração de pequenas algas planctônicas é incapaz de suprir plenamente as demandas de energia de espécies herbívoras como a carpa e a tilápia (DEMPSTER *et al*, 1995).

A aquicultura à base de perifiton pode ser uma opção para aumentar a produção de peixes sem aumentar o gasto com insumos. O termo "perifiton" é aplicado ao complexo de organismos sésseis, aderidos a um substrato natural ou artificial, que inclui não só as algas, mas invertebrados, protozoários e bactérias, além de detritos (WETZEL, 1983).

5.5 Experiências sobre piscicultura em esgoto sanitário

5.5.1 Pesquisas desenvolvidas na Universidade Federal do Ceará

A Universidade Federal do Ceará desenvolveu, no âmbito do Prosab 5, Tema 2, duas pesquisas sobre a utilização de esgoto doméstico tratado no cultivo de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Os experimentos foram realizados no Centro de Pesquisa sobre Tratamento de Esgoto e Reúso de Águas, que fica situado em estação de tratamento de esgoto (ETE) da Cagece (Companhia de Água e Esgoto do Ceará), localizada no município de Aquiraz, no Estado do Ceará. O esgoto utilizado na pesquisa foi o efluente final de um sistema de tratamento em lagoas de estabilização em série, composto de uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e duas de maturação.

O esgoto afluente aos tanques de piscicultura apresentou as características indicadas na Tabela 5.6. Do ponto de vista microbiológico, observa-se que este esgoto atendeu às recomendações do Prosab (Tabela 5.5), quanto ao número de coliformes fecais e ovos de helmintos.

A Figura 5.2 mostra uma vista dos tanques de piscicultura.

Tabela 5.6 > Características do esgoto afluente aos tanques de piscicultura

PARÂMETRO	N	VALOR MÉDIO
pH	13	7,8
Condutividade (mS/cm)	13	727
RAS (mmol/L)	13	3,8
Sódio (mg/L)	3	53,7
Cálcio (mg/L)	3	45,4
Magnésio (mg/L)	3	28,0
Potássio (mg/L)	6	26,2
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	11	148
Cloretos (mg Cl ⁻ /L)	4	93
DBO (mg/L)	5	37
DQO total (mg/L)	10	112
DQO filtrada (mg/L)	6	51
ST (mg/L)	5	521
SST (mg/L)	4	15
STD (mg/L)	4	548
Amônia (mg N-NH ₃ /L)	3	7,7
Fósforo (mg/L)	7	12,8
Coliformes Totais NMP/100 mL)	6	6,53E+02
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	5	7,73E+01
Ovos de Helminhos (ovos/L)	5	0,4
Turbidez (UT)	11	29,6

FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

NOTAS: N: NÚMERO DE AMOSTRAS / RAS: RAZÃO DE ADSORÇÃO DE SÓDIO / DBO: DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO / DQO: DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO / ST: SÓLIDOS TOTAIS / SST: SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS / STD: SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS



FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Figura 5.2 Vista dos tanques de piscicultura

5.5.1.1 Cultivo de Tilápia do Nilo sem fornecimento de ração

Esta pesquisa teve como objetivo avaliar o cultivo de Tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, em esgoto doméstico tratado em lagoas de estabilização, sem o fornecimento de ração comercial.

Foram utilizados 3 viveiros, com 50m³ de volume cada, cobertos com tela para proteção contra predadores, abastecidos com esgoto doméstico tratado. Foram estocados alevinos de Tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, com peso médio inicial de 0,45g, revertidos sexualmente para machos, com uma densidade experimental de 3 alevinos/m² (150 alevinos/viveiro). Não foi ofertada ração comercial balanceada durante o período de cultivo.

Foram realizadas biometrias (conferência de peso e medida) dos 150 peixes por viveiro no momento da estocagem, depois, periodicamente durante todo o decorrer do cultivo, e ao final dos 160 dias do experimento. Nesta etapa final foram coletados, aleatoriamente, com tarrafa, aproximadamente 15 alevinos em cada viveiro, 10% do estoque. Foram medidos pesos médios (em gramas por peixes, g/peixe) e comprimentos totais (em centímetros por peixe, cm/peixe), para as avaliações dos rendimentos dos parâmetros zoológicos; do ganho de peso diário; do ganho de biomassa diária e do crescimento diário em comprimento. Ao final do cultivo, obtiveram-se, também, os dados de comprimento total, biomassa, peso médio final, entre outros.

Foram realizadas análises microbiológicas no intuito de mensurar a presença de Coliformes Fecais Termotolerantes, Estafilococcus Coagulase Positiva e Salmonela sp. em três tecidos do pescado produzido nos Viveiros Experimentais: brânquias, pele e músculo.

A Tabela 5.7 contém dados de taxas de mortalidade e sobrevivência obtidas no experimento. Observa-se que houve uma mortalidade final de 100% da população estocada no Tanque V-03. Ressalte-se que no mês de abril de 2007 (época de realização da pesquisa) ocorreram muitas mortes de peixes por causa indeterminada em tanques de cultivo de peixes em água, na região.

Tabela 5.7 > Mortalidade e sobrevivência absolutas e relativas dos peixes cultivados com esgoto doméstico tratado e sem alimentação artificial nos Viveiros Experimentais 01, 02 e 03

VIVEIROS EXPERIMENTAIS	MORTALIDADE ABSOLUTA	SOBREVIVÊNCIA ABSOLUTA	MORTALIDADE RELATIVA	SOBREVIVÊNCIA RELATIVA
VE 1	5	145	3,3%	96,7%
VE 2	52	98	34,7%	65,3%
VE 3	150	0	100,0%	0,0%

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

Na Tabela 5.8 estão os resultados dos principais parâmetros zootécnicos que podem ser usados para avaliação do desempenho do cultivo. É possível observar a maior

produtividade alcançada no Tanque VE 01, apesar do fato deste tanque ter ficado com os peixes com peso médio final menor do que o verificado no VE 02. A maior sobrevivência do primeiro, contudo, proporcionou este melhor resultado.

Tabela 5.8 > Principais parâmetros zootécnicos dos peixes cultivados com esgoto doméstico tratado e sem alimentação artificial, nos Viveiros Experimentais 01, 02 e 03

PARÂMETROS ZOOTÉCNICOS	VE-1	VE-2	VE-3
Dias de Cultivo	160	160	160
Comprimento médio inicial (cm/peixe)	3,0	3,0	3,0
Comprimento médio final (cm/peixe)	22,8	24,6	*
Crescimento (cm/peixe)	19,8	21,6	*
Crescimento diário (cm/peixe/dia)	0,12	0,14	*
Peso médio inicial (g/peixe)	0,45	0,45	0,45
Peso médio final (g/peixe)	214,4	280,57	*
Ganho de peso (g/peixe)	213,95	280,12	*
Ganho de peso diário (g/peixe/dia)	1,34	1,75	*
Biomassa inicial (kg/viveiro)	0,07	0,07	0,07
Biomassa final (kg/viveiro)	31,09	27,50	*
Ganho de Biomassa (Kg/viveiro)	31,02	27,43	*
Produtividade (kg/ha)	6204,10	5485,67	*

* DADOS NÃO COLETADOS POR CAUSA DA INCIDÊNCIA DE MORTALIDADE MASSIVA.

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

A Tabela 5.9 apresenta os resultados das análises microbiológicas realizadas nos peixes dos Viveiros Experimentais 01 e 02. Observa-se que os valores dos parâmetros analisados estão abaixo do níveis permitidos pela legislação vigente.

Tabela 5.9 > Resultados das análises microbiológicas dos peixes cultivados com esgoto doméstico tratado e sem alimentação artificial, nos Viveiros Experimentais 01 e 02

	Microorganismos	Coliformes Fecais		Estafilococos	Condições
Viveiro	Pesquisados	Termotolerantes	<i>Salmonella</i> spp	coagulase positiva	Sanitárias
	Padrão Microbiológico	*	Ausência/25g	10 ³ UFC/g	
VE-1	Músculo	<1,8	Ausência	<10	Satisfatória
	Pele	4,5	Ausência	<10	Satisfatória
	Brânquias	24	Ausência	<10	Satisfatória
VE-2	Músculo	7,8	Ausência	<10	Satisfatória
	Pele	7,8	Ausência	<10	Satisfatória
	Brânquias	14	Ausência	<10	Satisfatória

* NÃO EXISTE VALOR DE REFERÊNCIA NA LEGISLAÇÃO VIGENTE

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

5.5.1.2 Cultivo de Tilápia do Nilo com diferentes taxas de alimentação

A pesquisa teve como objetivo avaliar o cultivo de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em esgoto doméstico tratado em lagoas de estabilização, com diferentes taxas de alimentação.

Foram testados três tratamentos.

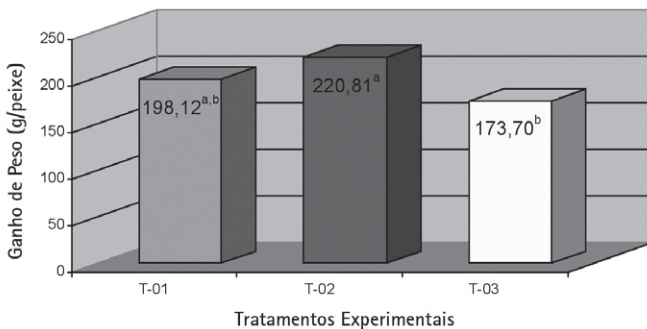
Quanto ao primeiro tratamento – viveiro experimental 1 (VE-1), 2 (VE-2) e 3 (VE-3) –, houve abastecimento com esgoto doméstico tratado no sistema de lagoas de estabilização e não foi ofertada ração comercial balanceada.

No segundo tratamento – viveiro experimental 4 (VE-4), 5 (VE-5) e 6 (VE-6) –, houve abastecimento com esgoto doméstico tratado no sistema de lagoas de estabilização e foi ofertada 50% da ração comercial balanceada indicada pelo fabricante.

No terceiro tratamento – viveiro experimental 7 (VE-7), 8 (VE-8) e 9 (VE-9) –, houve abastecimento com esgoto doméstico tratado no sistema de lagoas de estabilização e foi ofertado 100% da ração comercial balanceada indicada pelo fabricante.

Nos nove (09) viveiros experimentais foram estocados alevinos de Tilápia do Nilo, revertidos sexualmente para machos, na densidade de 3 alevinos/m³. O período de cultivo desta pesquisa foi de 114 dias.

A Figura 5.3 mostra os valores de ganho de peso (g/peixe), ao final do cultivo nos três tratamentos experimentais. O Tratamento 2 apresentou o melhor resultado (220,81 g/peixe), mas foi estatisticamente semelhante ao Tratamento 1 (com 198,12 g/peixe) que, por sua vez, assemelha-se estatisticamente ao Tratamento 3 (com 173,70 g/peixe) – Teste de *Tukey* considerando uma significância de 5,0% - $\alpha = 0,05$.

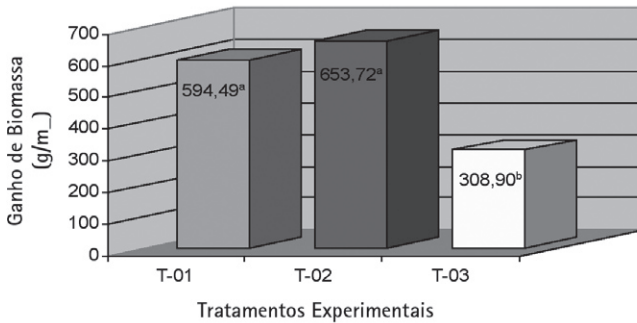


FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

ONDE: T01: SEM RAÇÃO / T02: 50% DA RAÇÃO / T03: 100% DA RAÇÃO

Figura 5.3 Ganho de peso (g/peixe), ao final do cultivo, nos três tratamentos experimentais

Os valores obtidos para ganho de biomassa (g/m^3), assim como o resultado das análises estatísticas, podem ser vistos na Figura 5.4. Consta-se que se obteve o melhor resultado no Tratamento 2 ($653,72 \text{ g}/\text{m}^3$), porém ele é considerado estatisticamente semelhante ao Tratamento 1 ($594,49 \text{ g}/\text{m}^3$).



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

ONDE: T01: SEM RAÇÃO / T02: 50% DA RAÇÃO / T03: 100% DA RAÇÃO

Figura 5.4 Ganho de biomassa (g/m^3), ao final do cultivo, nos três tratamentos experimentais

Felizatto (2000) alcançou resultados de ganho de peso na ordem de $82 \text{ g}/\text{peixe}$ em 120 dias de cultivo. Bastos *et al* (2003) relataram resultados de $100 \text{ g}/\text{peixe}$ em 100 dias de cultivo. Pereira (2004) obteve resultado de $126,10 \text{ g}/\text{peixe}$ em 180 dias de cultivo.

Os principais parâmetros zootécnicos determinados na pesquisa, para os três tratamentos, estão indicados na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 > Resultados dos principais parâmetros zootécnicos avaliados nos peixes dos três tratamentos experimentais no Centro Experimental de Reuso de Águas

PARÂMETROS ZOOTÉCNICOS	TRATAMENTOS		
	1	2	3
Crescimento em comprimento (cm/peixe)	$17,57 \pm 1,30$	$19,30 \pm 1,34$	$17,87 \pm 1,98$
Crescimento diário (cm/peixe/dia)	0,154	0,169	0,156
Ganho de peso (g/peixe)	$198,12 \pm 29,18$	$220,81 \pm 32,09$	$173,7 \pm 51,42$
Ganho de peso diário (g/peixe/dia)	1,737	1,936	1,523
Ganho de biomassa (g/m^3)	$395,95 \pm 58,36$	$653,72 \pm 94,98$	$308,90 \pm 91,53$
Produtividade (kg/ha/dia)	34,7	57,3	27,0
Conversão alimentar (CA) *	0	0,54	2,57

* QUILO DE RAÇÃO PARA PRODUZIR UM QUILO DE PEIXE

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, AQUIRAZ, CE.

ONDE: T01: SEM RAÇÃO / T02: 50% DA RAÇÃO / T03: 100% DA RAÇÃO

No Tratamento 1, alcançou-se produtividade de 34,7 kg/ha/dia, sendo este o segundo melhor resultado, que foi superado pelo do Tratamento 2, com 57,3 kg/ha/dia; o pior resultado foi obtido no Tratamento 3, com 27,0 kg/ha/dia.

Pereira (2004) alcançou produtividade de 21,15 kg/ha/dia para densidade de 3 peixes/m², em piscicultura com esgoto doméstico tratado. Santos *et al* (2007) obtiveram produtividades de 62,28 kg/ha/dia, para piscicultura em esgoto com aeração mecânica, e 1,63 e 11,79 kg/ha/dia nos tratamentos sem aeração mecânica.

O fator de conversão alimentar (CA) refere-se à relação entre o consumo de ração (em kg) e a produção (final, em kg) de um determinado cultivo. No Tratamento 1 não foi fornecida ração, o que levou ao valor de CA igual a zero.

No Tratamento 2, a Conversão Alimentar foi igual 0,54. Portanto, foram necessárias 540g de ração para se produzir um quilograma de peixe – o que é um ótimo resultado para os padrões da piscicultura tradicional, em que, comumente, para peixes com peso equivalente aos obtidos neste experimento, alcança-se CA em torno de 1,2. Deve-se considerar, ainda, que neste tratamento foi fornecida metade da quantidade de ração indicada pelo fabricante para a piscicultura convencional.

Já no Tratamento 3, a CA foi igual 2,57, estando este valor bem acima do mencionado anteriormente como o comumente alcançado. Este resultado indica que foi fornecida ração em excesso, pois parte do alimento necessário foi encontrado pelos peixes no esgoto.

As taxas de sobrevivência dos peixes nos três tratamentos foram: T1 (sem ração) – 100 %; T2 (50 % da ração) – 98,4 %; T3 (100 % da ração) – 59,6 %.

5.5.2 Pesquisas desenvolvidas na Universidade Federal do Rio Grande do Sul

A Universidade Federal do Rio Grande do Sul desenvolveu pesquisa sobre tratamento de esgoto doméstico em lagoas terciárias com perifíton associadas ao cultivo de Carpa comum (*Cyprinus carpio*) e carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*). A pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgoto São João – Navegantes do DMAE/Porto Alegre.

O objetivo principal foi a avaliação da eficiência de remoção de nutrientes em sistemas de lagoas dotadas de meio suporte inerte para desenvolvimento de perifíton e utilização de peixes para a remoção do perifíton desenvolvido no substrato artificial.

5.5.2.1 Unidades experimentais

Foram utilizadas 04 lagoas terciárias para avaliação do efeito do perífiton na remoção de nutrientes e sua contribuição para a piscicultura. O volume útil de cada lagoa foi de 140 m³ e profundidade de 1 m, sendo alimentadas de forma contínua com esgoto doméstico tratado por reator UASB e lagoa de polimento.

O tempo de detenção hidráulico nas lagoas terciárias foi ajustado em 23 dias, para minimizar os problemas causados pela elevada concentração de amônia no afluente, bem como minimizar a queda do oxigênio dissolvido durante a noite (que ocorre em decorrência da respiração das algas).

A tabela 5.11 apresenta os valores de densidade de material suporte, expressos pela relação entre a superfície de material suporte e a área superficial das lagoas A, B e C.

A lagoa D não recebeu material suporte, servindo como referência para avaliação da presença do perífiton sobre a remoção de nutrientes e sua contribuição no crescimento dos peixes.

Tabela 5.11 > Superfície do material suporte em relação à área superficial das lagoas

Relação material suporte / lagoa (m ² /m ²)	LAGOAS			
	A	B	C	D
	1	2	3	branco

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, PORTO ALEGRE, RS.

A Figura 5.5 apresenta uma vista geral da lagoa de polimento e das lagoas terciárias com perífiton, empregadas na pesquisa.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, PORTO ALEGRE, RS.

Figura 5.5 Vista da lagoa de polimento e lagoas terciárias utilizadas na piscicultura

O esgoto afluente aos tanques de piscicultura era proveniente de lagoa de polimento operada com tempo de detenção hidráulico de 13 dias, com características físicas, químicas e bacteriológicas indicadas na Tabela 5.12. O pH acima do neutro e o nitrogênio amoniacal elevado (9,7 mg/L) consistiram no principal risco à sobrevivência dos peixes nas lagoas terciárias. Do ponto de vista da qualidade microbiológica, observa-se que não foram atendidas as recomendações do Prosab (Tabela 5.5), quanto ao número de organismos termotolerantes, para uso em piscicultura.

A qualidade do efluente das lagoas terciárias não apresentou relação com a densidade de material suporte, o que indica que a presença do perifíton não contribuiu de forma significativa na remoção de matéria orgânica e nutrientes contidos no esgoto sanitário. Esta observação tem suporte na comparação dos valores de qualidade do efluente apresentados na tabela 5.13. Nesta tabela é possível constatar que os valores do efluente na lagoa D são similares aos medidos nas lagoas preenchidas com diferentes densidades de material suporte.

A remoção do nitrogênio amoniacal nas lagoas terciárias apresentou eficiência na faixa de 90%, resultando em concentração efluente em torno de 1 mg/L. O mecanismo principal de remoção foi, provavelmente, a volatilização, devido ao aumento do pH efluente na faixa de 8,7 a 9,0.

Tabela 5.12 > Características do afluente às lagoas terciárias, no período 2007/2008

PARÂMETRO	N	VALOR MÉDIO
pH	27	8,0
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	26	569
Alcalinidade (mg CaCO_3/L)	26	120
Carbono Inorgânico (mg/L)	19	30,2
Carbono Orgânico (mg/L)	19	6,9
DBO (mg/L)	26	107
DQO total (mg/L)	27	215
ST (mg/L)	25	472
SST (mg/L)	19	133
STD (mg/L)	21	451
Nitrogênio Amoniacal (mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$)	26	9,7
Fósforo (mg/L)	26	4,8
Clorofila a ($\mu\text{g}/\text{L}$)	23	905
Coliformes Totais NMP/100 mL)	15	7,30E+05
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	17	1,91E+05
Turbidez (UT)	27	53

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. PORTO ALEGRE,RS.

ONDE: N: NÚMERO DE AMOSTRAS / DBO: DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO / DQO: DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO / ST: SÓLIDOS TOTAIS SST: SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS / STD: SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS.

O efluente das lagoas terciárias apresentou valores de organismos termotolerantes compatíveis com os recomendados para piscicultura. A compatibilidade é decorrida, principalmente, do elevado tempo de detenção hidráulico (23 dias) adotado neste estudo.

Tabela 5.13 > Qualidade do efluente das lagoas terciárias no período 2007/2008

PARÂMETRO	N	LAGOA			
		A	B	C	D
pH	27	8,9	8,6	8,8	9,0
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	26	463	485	485	457
Alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)	26	80,1	83,5	82,3	81,0
Carbono Inorgânico (mg/L)	19	21,5	20,7	23,3	22,5
Carbono Orgânico (mg/L)	19	8,1	6,6	8,3	8,8
Clorofila a ($\mu\text{g}/\text{L}$)	23	235	756	694	928
DBO (mg/L)	26	53	50	53	69
DQO total (mg/L)	27	208	146	166	228
ST (mg/L)	25	488	423	606	465
Nitrogênio Amoniacal ($\text{mg N-NH}_3/\text{L}$)	26	1,0	0,8	0,8	0,9
Fósforo (mg/L)	26	3,4	4,2	4,1	3,3
Coliformes Totais NMP/100 mL	16	1,71E+05	1,16E+05	1,35E+05	2,60E+05
<i>Org. termotolerantes</i> (NMP/100 mL)	16	7,46E+03	1,10E+03	1,59E+04	1,45E+03
Turbidez (UT)	27	82,0	50,3	42,8	61,1

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, PORTO ALEGRE, RS.

5.5.2.2 Cultivo de carpa nas lagoas terciárias com perifíton

Foram estocados alevinos de carpa comum (*Cyprinus carpio*) e carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*), com peso médio inicial de 82g, com densidade experimental de 0,5 alevinos/ m^2 (70 alevinos/lagoa), não sendo ofertada ração comercial balanceada durante o período de cultivo.

Foram realizadas biometrias no momento da estocagem e ao final do experimento. Os parâmetros medidos no início e final do cultivo foram: peso médio (g/peixe) e comprimento total (cm/peixe). Pretendeu-se com estas medidas avaliar o rendimento dos parâmetros zoológicos: ganho de peso diário, ganho de biomassa diária e crescimento diário em comprimento. Ao final do experimento foi avaliada a qualidade microbiológica dos peixes, mediante observação microscópica das brânquias. Não foram observados organismos patogênicos, o que atende os requisitos para consumo humano.

O cultivo foi desenvolvido no período de verão, com o peixamento das lagoas sendo realizado em 21 de novembro de 2007 e a despesca em 21 de maio de 2008, totalizando 183 dias.

A sobrevivência das carpas nas lagoas A, B e C foi de 60%. Elas apresentaram peso e comprimento médio, após 180 dias, de 1.081g e 42 cm. O peso final superou em mais de 11 vezes o peso medido no início do experimento, o que foi considerado extremamente satisfatório, considerando custo zero para alimentação dos peixes.

5.6 Informações para a implementação de sistemas de piscicultura

5.6.1 Área necessária

Nos projetos de piscicultura devem ser considerados vários aspectos. Kubitzka (2000), referindo-se ao cultivo de tilápia, ressalta: disponibilidade de recursos financeiros e insumos; acesso e viabilidade do emprego de tecnologias; disponibilidade de água; disponibilidade de área; condições climáticas prevalentes e levantamento das características intrínsecas de cada empreendimento.

A estimativa da área necessária para piscicultura pode ser feita pela seguinte relação (Equação 5.1):

$$AT = AP + AE + AR \quad \text{Equação 5.1}$$

onde:

AT = área total (ha)

AP = área de produção (ha)

AE = área de estocagem (ha)

AR = área de reprodução (ha)

Sendo (Equação 5.2):

$$AP = PT / P \quad \text{Equação 5.2}$$

onde:

AP = área de produção (ha)

PT = produção total (kg)

P = produtividade média (kg/ha)

O cálculo da área de produção (AP) vai depender da produção total desejada (PT) e da produtividade média da espécie cultivada (P) – que, por sua vez, varia com o tipo de peixe, sistema de produção e características ambientais.

Segundo Moscoso *et al* (2002), na piscicultura com esgoto doméstico em climas tropicais, pode-se alcançar produtividade média de 5-7 t/ha/ano, sem a necessidade de alimentação suplementar. Em climas temperados, durante o período de cultivo em

temperaturas mais elevadas, a produtividade pode alcançar 15 – 20 kg/ha/dia, sem a necessidade de alimentação suplementar.

De acordo com os dados da Tabela 5.10, com resultados de pesquisa realizada em Aquiraz, Ceará, foram determinadas as seguintes produtividades no cultivo de Tilápia do Nilo em esgoto sanitário tratado: sem adição de ração comercial – 34,7 kg/ha/dia; com adição de metade da ração comercial recomendada – 57,3 kg/ha/dia.

5.6.2 Quantidade e qualidade da água

O volume de água necessário depende do tipo de solo, da construção dos tanques ou viveiros, das condições climáticas e, principalmente, do sistema de criação e manejo. Como informação de caráter geral, pode-se estimar algo em torno de 10 litros/segundo/ha para solos argilo-arenosos (BASTOS *et al*, 2003).

A quantidade de água a ser utilizada, obviamente, vai depender do volume necessário para encher o(s) tanque(s), o qual varia em função da quantidade de peixe que se deseja produzir. Um viveiro pode ser cheio duas ou mais vezes ao ano, dependendo de sua finalidade (alevinagem, engorda, manutenção de reprodutores).

De acordo com Oliveira (2005), depois que o viveiro está cheio, só se deve colocar água nele para renovação do ambiente ou compensação de perdas por evaporação e percolação. A renovação é feita no caso de depleção na taxa de oxigênio dissolvido ou alteração em outros parâmetros (como níveis de amônia tóxica nos cultivos com grandes densidades de estocagem). Portanto, o volume de água necessário para renovação do tanque ou viveiro depende do sistema de cultivo adotado. Quanto maior a densidade de estocagem, maiores serão a frequência da renovação e o volume de água necessário para tal.

Os aspectos de qualidade da água foram discutidos no item 5.3, com ênfase para a utilização de esgoto doméstico tratado em piscicultura. Os resultados das pesquisas desenvolvidas nas diversas etapas do Prosab, inclusive as relatadas no item 5.5, demonstram que é possível utilizar-se esgoto doméstico para o cultivo de peixes, desde que o esgoto seja tratado em sistemas adequados, como as lagoas de estabilização, de forma a reduzir alguns componentes que possam comprometer a piscicultura.

5.6.3 Capacidade de suporte, biomassa crítica e biomassa econômica

Independente dos sistemas de cultivo e das estratégias de produção adotadas, o conhecimento dos conceitos e a quantificação da capacidade de suporte, biomassa crítica e biomassa econômica são fundamentais para o adequado planejamento e otimização da produção (KUBITZA, 2000).

"Capacidade de suporte" é a máxima biomassa de peixes capaz de ser sustentada em uma unidade de produção (tanque, tanque-rede, etc.). A capacidade de suporte pode ser expressa em relação à área (kg/ha, kg/m², kg/1.000 m²) ou ao volume (kg/m³) da unidade de produção.

A unidade de produção atinge a sua "biomassa crítica" quando o crescimento diário dos peixes (ou da população de peixes) atinge um valor máximo. Ou seja, entende-se por "biomassa crítica" o máximo ganho de peso possível por peixe (g/dia) ou por unidade de área (kg/ha/dia) ou volume (kg/m³/dia).

A "biomassa econômica" corresponde a uma biomassa entre a capacidade de suporte e a biomassa crítica. Representa o momento em que ocorre o máximo lucro acumulado durante o cultivo (máximo lucro possível). Neste momento, a despesa (parcial ou total) deve ser realizada. Em geral, a biomassa econômica gira em torno de 60 a 80% da capacidade de suporte.

Na Tabela 5.14 constam valores de capacidade de suporte e biomassa econômica para diferentes sistemas de cultivo.

Tabela 5.14 > Capacidade de suporte e biomassa econômica para diferentes sistemas de cultivo

SISTEMA DE CULTIVO	CAPACIDADE DE SUPORTE (kg/ha)	BIOMASSA ECONÔMICA (kg/ha/ciclo)
1	300 a 500	
2	1.000 a 3.700	800 a 2.600
3	2.500 a 8.000	2.000 a 5.600
4	6.000 a 10.000	5.000 a 7.000
5	10.000 a 20.000	7.000 a 14.000
6	38.000 a 70.000	25.000 a 50.000
7	20 a 60 kg/m ³	15 a 40 kg/m ³
8	60 a 200 kg/m ³	40 a 140 kg/m ³
9	300 a 480 kg/m ³	200 a 300 kg/m ³

FONTE: ADAPTADO DE KUBTIZA (2000).

OBSERVAÇÕES: SISTEMAS DE CULTIVO: 1: EXTENSIVO OU RUDIMENTAR / 2: ADUBAÇÃO ORGÂNICA E/OU INORGÂNICA / 3: ALIMENTO SUPLEMENTAR COM OU SEM ADUBAÇÃO / 4: RAÇÃO COMPLETA EM VIVEIROS DE BAIXA RENOVAÇÃO DE ÁGUA / 5: RAÇÃO COMPLETA E AERAÇÃO DE EMERGÊNCIA COM BAIXA RENOVAÇÃO DE ÁGUA / 6: RAÇÃO COMPLETA E TROCA PARCIAL DE ÁGUA COM AERAÇÃO / 7: RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA COM AERAÇÃO / 8: TANQUES DE ALTO FLUXO DE ÁGUA (RACEWAYS) / 9: TANQUES-REDE DE PEQUENO VOLUME (ATÉ 6 M³).

5.6.4 Taxas de estocagem

Conforme Caldas (2007), o número de alevinos adequado para se povoar um viveiro depende de diversos fatores, dentre os quais destacam-se: a boa qualidade do solo e da água; a disponibilidade de adubo orgânico e inorgânico; a disponibilidade de subprodutos na propriedade e de recurso para aquisição de ração; o tipo de cultivo adotado considerando-se a produção final que o piscicultor deseja obter com seus peixes.

A densidade de povoamento dos peixes normalmente ocorre de acordo com o tipo de cultivo. A saber: cultivo extensivo – 1 peixe para cada 10m²; cultivo semi-intensivo – 5 peixes para cada 10m²; cultivo intensivo – 1 a 3 peixes por metro quadrado.

5.6.5 Características dos tanques

Na Tabela 5.15 são apresentadas algumas considerações sobre as dimensões a serem observadas nos tanques de piscicultura de acordo com Oliveira (2005).

Tabela 5.15 > Características gerais dos tanques de piscicultura

DIMENSÃO	CARACTERÍSTICA
Forma	Comumente, os tanques são quadrados ou retangulares. O viveiro pode ter forma quadrática, normalmente, quando sua área é inferior a 2.500 m ² . Um viveiro muito largo exige rede maior para a despesca e, conseqüentemente, maior número de pessoas para arrastá-la durante essa operação.
Área	A área dos tanques dificilmente ultrapassa a 200,00 m ² .
Profundidade	A profundidade máxima dos tanques dificilmente ultrapassa 1,10 m. A mínima poucas vezes é inferior à 0,60 m e a média fica entre 0,80 a 1,00 m.

FONTE: OLIVEIRA (2005).

Referências Bibliográficas

- ACOSTA-NASSAR, M.V., MORELL, J.M., AND CORREDOR, J.E. The Nitrogen Budget of a Tropical Semi Intensive Freshwater Fish Culture Pond, *Journal of World Aquaculture Society*, v. 25, p. 261-269, 1994.
- AQUINO, M.D. *et al.* Reúso em piscicultura. In: MOTA, S.; AQUINO, M.D.; SANTOS, A.B. (Org.). *Reúso de águas em irrigação e piscicultura*. Fortaleza: UFC/ Centro de Tecnologia, 2007.
- BASTOS, R.K.X. (Coord.). *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Rio de Janeiro: Rima, ABES, 2003.
- BASTOS, R.K.X. *et al.* Utilização de esgotos sanitários em piscicultura. In: BASTOS, R.K.X. (Coord.). *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Projeto Prosab. Rio de Janeiro: Rima, ABES, 2003.
- BASTOS, R.K.X.; MARQUES, M.O. Utilização de esgoto tratado em fertirrigação, hidroponia e piscicultura – uma análise crítica. In: BASTOS, R.K.X. (coord). *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Rio de Janeiro: Rima, ABES, 2003.
- DEMPSTER *et al.* Can fish survid by filter-feeding on microparticles. Energy balance in tilapia grazing on algal suspension. *Journal of Fish Biology*, v. 47, p. 7-17, 1995.
- DEMPSTER *et al.* Herbivory in the tilapia *Oreochromis niloticus*: a comparison of feeding rates on phytoplankton and periphyton. *Journal of Fish Biology*, v. 43, p. 385-392, 1993.
- EDWARDS, P. Reuse of human wastes in aquaculture – a technical review. *UNDP- World Bank Water Research Program*. Washington D.C. THE WORLD BANK, 1993.

FAO. Fisheries department, state of word aquaculture. *FAO Fisheries technical paper*, n. 500. Roma: FAO, 2006.

FELIZATTO, M.R. *Reúso de água em piscicultura no Distrito Federal: potencial para pós-tratamento de águas residuárias associado à produção de pescado*. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília. Brasília: 2000.

FELIZATTO, M.R.; STARLING, F.L.R.M.; SOUZA, M.A.A. *Reúso de água em piscicultura: análise da possibilidade de aplicação de efluente de lagoas de estabilização em série*. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Anais..., Associação Interamericana de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (coord.). *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

GUIRAL, D.; GOURBAULT, N.; HELLEOUET, M. N. Etude sedimentologique et meiobenthos d'un e'cosyste'me lagunaire modifie' par un recif artificiel: l'acadja. *Oceanologica Acta*, v. 18, p. 543–555, 1995.

HEPHER, B. *Nutrition of pond fishes*. Cambridge: Cambridge University Press, 1988.

HICKLING, C.F. *Fish culture*. London: Faber and Faber, 1962.

KUBITZA, F. *Tilápia: tecnologia e planejamento na produção comercial*. Jundiaí: F. Kubitza, 2000.

LEGENDRE, M.; HEM, S; CISSE,A. Suitability of brackish water tilapia species form the Ivory Coast for aquiculture. II. Grow and rearing methods. *Aquat. Living Resour.* v. 2, p. 81–89, 1989.

MOSCOSO J., MUÑOZ A.F. "Seccion I: Resumen Ejecutivo". In:_____. *Reuso em acuicultura de lãs águas residuales tratadas em lãs lagunas e estabilizacion de san juan*. Lima: Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Organización Panamericana de la Salud (OPS), 1992.

MOTA, S.; AQUINO, M.D.; SANTOS, A.B. (org.). *Reúso de águas em irrigação e piscicultura*. Fortaleza: UFC / Centro de Tecnologia, 2007.

OLAH, J., PEKAR, F., SZABO, P. Nitrogen Cycling and Retention in Fish-Cum-Livestock Ponds, *Journal of Applied Ichthyology*, v. 10, p. 3 4l-348, 1994.

PEREIRA, C.M. *Avaliação do uso de peixes planctófagos como tratamento complementar de efluentes domésticos*. Dissertação (Mestrado) – UFSC, Florianópolis, 2000.

PEREIRA, C.M. *Avaliação do potencial do efluente de lagoas de estabilização para utilização na piscicultura*. Tese (Doutorado) – UFSC, Florianópolis, 2004.

SANTOS, E.S. *et al.* Uso de esgoto doméstico tratado em lagoas de estabilização na alevinagem de Tilápia-do-Nilo: parâmetros zootécnicos. In: VIII SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais..., Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006.

SANTOS, E.S. *et al.* Cultivo de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) em esgoto doméstico tratado em lagoas de estabilização. In: XXIV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Anais..., Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

SANTOS, E.S. *Cultivo de Tilápia do Nilo em águas de esgoto doméstico tratado, com diferentes taxas de alimentação*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

SHARMA, B. K.; OLAH, J. Integrated fish - pig farming in India and Hungary. *Aquaculture*, v.54, p. 135-139, 1986.

SILVA, V.K.; FERREIRA, M.W.; LOGATO, P.V.R. *Qualidade da água na piscicultura*. Boletim de Extensão da UFLA, Lavras, MG, n. 94, 2001. [On-line]. Disponível em: <http://www.editora.ufla.br>. Acesso em: 12 jan, 2008.

VALENTI, W.C.; POLI, C.R.; PEREIRA, J.A.; BORGHETTI, J.R. *Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília: Centro Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)/ Ministério da Ciência e Tecnologia (M.C.T.), 2000.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. *Lagoas de estabilização*, v. 3. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2002.

WHO. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. *Technical report series*, nº 776. Geneva: WHO, 1989.

WHO. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. *Wastewater and excreta use in aquaculture*, v. 3. Geneva: WHO, 2006.

ZIMMERMANN, S.; FITZSIMMONS, K. Tilapicultura intensiva. In: CYRINO, J.E.P.; *et al. Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva*. São Paulo: TecArt, 2004.

6

Remoção Biológica de Nitrogênio: Aplicações para o Sistema de Lodo Ativado

Adrianus van Haandel, Mário Kato e Marcos von Sperling

6.1 Introdução

Conforme comentado no Capítulo 2, o lançamento de grandes quantidades de nutrientes, presentes no esgoto bruto e tratado, em águas de superfície ou águas subterrâneas leva a uma deterioração crescente dos recursos hídricos. A fertilização contínua dos cursos d'água é denominada eutrofização, um processo natural que pode, contudo, ser acelerado pelas atividades humanas. A presença de nitrogênio e fósforo juntamente com dióxido de carbono é a condição básica para o crescimento de microorganismos autótrofos como as algas. Por esse motivo, nas últimas décadas, a consciência de que a remoção dos nutrientes das águas residuárias é uma medida importante para preservar a qualidade dos corpos de água receptores de efluentes de sistemas de tratamento cresceu.

Da mesma forma, a infiltração no solo de efluentes sem tratamento adequado tem resultado em problemas na qualidade de água subterrânea, quando ela é usada para abastecimento público, como é o caso em várias cidades do Nordeste. Neste caso, a oxidação da amônia no solo produz formas oxidadas de nitrogênio, como nitrato e nitrito, que podem ser prejudiciais para a saúde de consumidores da água, principalmente para recém-nascidos (metemoglobinemia).

A taxa do crescimento dos organismos aquáticos nas águas de superfície é limitada pela disponibilidade de nitrogênio ou de fósforo. Qual dos dois elementos eutrofizantes

é limitante dependerá das características da água e do solo do leito. Se a introdução de nitrogênio na sua forma mais facilmente absorvível (amônia) é limitada, então esta substância pode ser utilizada por certas algas que o sintetizam a partir de nitrogênio molecular. Desse modo, para assegurar um combate efetivo à eutrofização, a remoção de nitrogênio não é necessariamente suficiente. Idealmente, deve-se eliminar também o fósforo, discutido no Capítulo 7. Nesse capítulo, mostrar-se-á que a remoção de nitrogênio é, normalmente, pré-requisito para a remoção biológica de fósforo.

A remoção biológica de nitrogênio em sistemas de tratamento se dá pelos processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação. Na nitrificação, bactérias autotróficas mediam a oxidação de amônia para nitrito e, principalmente nitrato. Este processo requer a presença de oxigênio dissolvido e, portanto, só é possível em ambiente aeróbio. Na desnitrificação, o nitrato, ou o nitrito, é reduzido para nitrogênio molecular, tendo-se material orgânico como redutor e bactérias heterotróficas mediando o processo. O resultado dos processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação é a conversão de nitrogênio amoniacal em nitrogênio molecular — que se desprende como gás da fase líquida.

Dependendo da proporção NTK/DQO no afluente, e das condições operacionais, particularmente a idade de lodo e a temperatura do afluente, pode ser difícil remover todo o nitrogênio. Neste caso, podem-se aplicar configurações recentemente desenvolvidas para a remoção de nitrogênio de água do digestor de lodo, como os processos Oland e Sharon. Estes sistemas se baseiam nos mesmos processos que os do sistema convencional, mas diferem-se destes últimos ao usar uma fonte externa de material orgânico para a desnitrificação.

Recentemente, foi desenvolvido um processo denominado ANAMMOX para a remoção biológica de nitrogênio, que consiste na oxidação da amônia feita por bactérias autotróficas e tendo como oxidante o nitrito. Esta nova maneira de remoção de nitrogênio, que já tem alguns sistemas em escala real em operação, dispensa a presença de material orgânico como redutor de nitrito ou nitrato. Por esta razão é particularmente interessante para o Brasil — onde um grande número de sistemas de tratamento anaeróbio foi instalado. No efluente anaeróbio não há material orgânico em concentração adequada para a desnitrificação. Nestes casos, a remoção de nitrogênio pelo sistema Anammox tem um potencial de aplicação muito grande.

6.2 Formas e reações do material nitrogenado

O material nitrogenado em águas residuárias compõe-se principalmente de nitrogênio amoniacal (gasoso, NH_3 ; e salino, NH_4^+) e nitrogênio orgânico (uréia, aminoácidos

e outras substâncias orgânicas como o grupo amino). Ocasionalmente ocorrem traços de formas oxidadas do nitrogênio, nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻). No caso do material nitrogenado, o parâmetro adequado para quantificá-lo é bem definido: deve-se determinar a concentração do nitrogênio nas suas diferentes formas. Na prática, usam-se testes espectrofotométricos ou eletrodos específicos para determinar as concentrações de amônia, nitrato e nitrito. O nitrogênio orgânico pode ser determinado após a sua conversão química para amônia (digestão). A soma da concentração de nitrogênio orgânico e amoniacal é chamada de NTK - nitrogênio total Kjeldahl (em inglês: *total Kjeldahl nitrogen*, TKN).

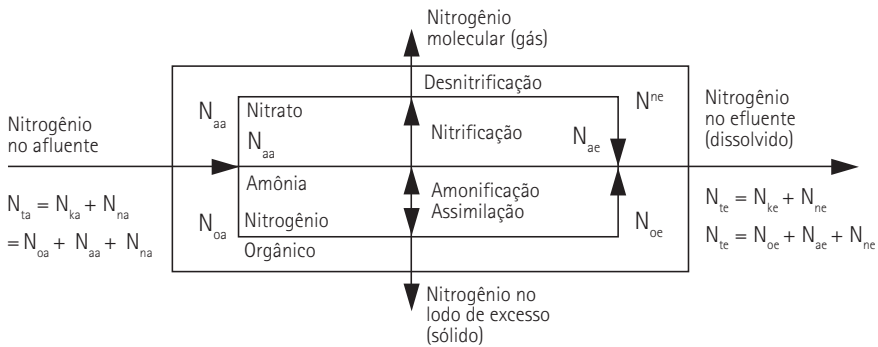
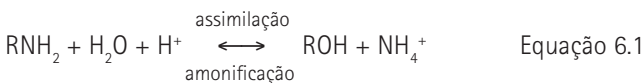


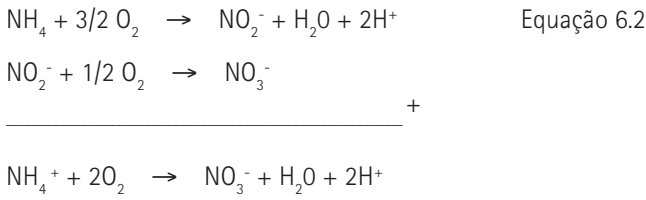
Figura 6.1 Representação esquemática das formas e das possíveis reações do material nitrogenado do esgoto

Dependendo do processo de tratamento de esgotos, podem ocorrer várias reações que mudam a forma do material nitrogenado: amonificação (ou, o inverso: assimilação de amônia); nitrificação e desnitrificação (Figura 6.1).

Na reação de amonificação, o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal. Na assimilação, o processo inverso ocorre (a amônia é incorporada à biomassa, estando presente, portanto, na forma de nitrogênio orgânico). Levando-se em consideração que o nitrogênio amoniacal, a um pH perto do valor neutro, terá, predominantemente, a forma salina ionizada (NH₄⁺), pode-se escrever:



A nitrificação é a oxidação biológica da amônia, tendo como produto final o nitrato. A reação requer a mediação de bactérias específicas e se realiza em dois passos seqüenciais. No primeiro passo, a amônia é oxidada para nitrito (nitritação) através da ação bioquímica de bactérias como as do gênero *Nitrossomonas*. No seguinte passo, a oxidação de nitrito para nitrato (nitratação) é mediada por bactérias como as do gênero *Nitrobacter*. Ambos os gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* somente desenvolvem atividade bioquímica na presença de oxigênio dissolvido, isto é, são aeróbios obrigatórios. Os dois passos podem ser escritos como:



Em temperaturas baixas (< 20 °C), a nitratação é muito mais rápida que a nitritação, de modo que se pode considerar que a nitratação é imediata e a acumulação de nitrito sempre será muito pequena em sistemas sob condições estacionárias. Em contraste, em temperaturas elevadas (>25°C) a nitritação é mais rápida que a nitratação, e por esta razão pode haver acumulação de nitrito quando se cria condições adequadas. A Figura 6.2 mostra a demanda de oxigênio na nitrificação (nitritação ou nitratação) e a demanda de material orgânico na desnitrificação.

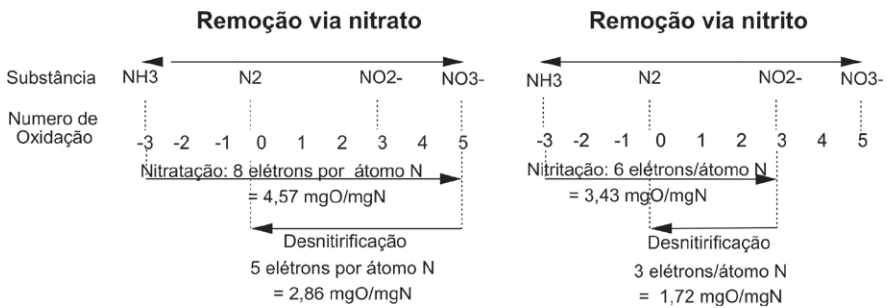
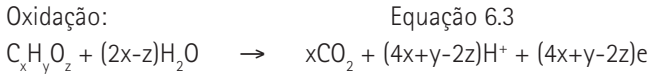


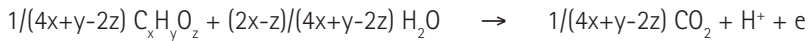
Figura 6.2

Variação do número de oxidação de nitrogênio nos processos de nitrificação (nitratação e nitritação) e desnitrificação

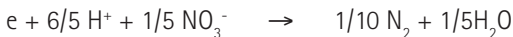
A desnitrificação é a redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular, tendo-se material orgânico como redutor. Admitindo-se uma fórmula geral estrutural $C_xH_yO_z$ para o material orgânico, então as reações de redução e de oxidação podem ser escritas como:



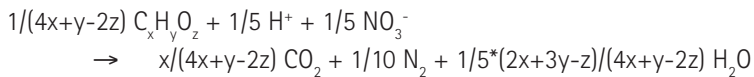
ou:



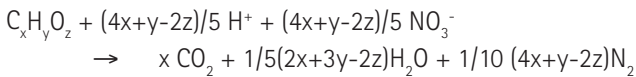
Redução no caso de nitrato: Equação 6.3.1



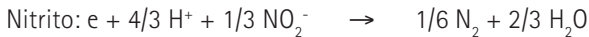
Redox:



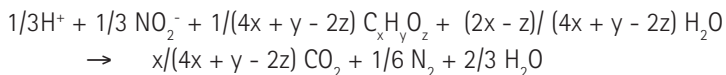
ou:



Redução no caso de nitrito: Equação 6.3.2



Redox:



Tanto as Equações 3.1 e 3.2 como a Figura 6.2 mostram claramente que, em princípio, há uma grande vantagem em usar a nitrificação em vez da nitratação como caminho para a remoção de nitrogênio – no caso de nitrificação a demanda de oxigênio é 25 % menor que no caso de nitratação. Por outro lado, na desnitrificação, a demanda de material orgânico no caso de redução de nitrito é somente 3/5 ou 60 % da demanda no caso da redução de nitrato. Todavia, no fim deste capítulo é mostrado que, em uma investigação experimental, ficou evidenciado que a taxa de utilização de nitrito é muito menor que a taxa de utilização de nitrato – o que reduz sensivelmente a vantagem de se produzir nitrito.

Outro problema é que somente é possível parar a nitrificação em nitrito quando as condições são favoráveis: temperaturas acima de 25 a 30 °C. Por esta razão, em sistemas convencionais, normalmente, tem-se a nitrificação para nitrato como pri-

meio passo na remoção de nitrogênio. Neste capítulo, discutem-se também algumas configurações novas que usam a nitrificação como mecanismo principal da remoção de nitrogênio.

Numericamente, no caso de esgoto doméstico, a concentração do NTK no afluente geralmente é de 40 a 60 mg N.L⁻¹, ou seja, uma fração na faixa de 0,08 a 0,12 da DQO afluente. Desta concentração total, em torno de 75 por cento é nitrogênio amoniacal e 25 por cento é nitrogênio orgânico. Nos processos de tratamento biológico dos esgotos, o nitrogênio orgânico é rapidamente, e quase quantitativamente, convertido em nitrogênio amoniacal (amonificação). Se a nitrificação ocorre, e se houver capacidade de oxigenação suficiente, então também o processo da oxidação da amônia é quase completo, deixando uma baixa concentração de nitrogênio amoniacal. Se depois da nitrificação o processo de desnitrificação se desenvolve eficientemente, o teor de nitrogênio dissolvido no efluente final será baixo, menos que 5 mg/L, sendo possível observar uma eficiência de remoção de 90 a 95 por cento do nitrogênio no efluente, por exemplo, no caso do processo de lodos ativados. A eficiência da desnitrificação depende acentuadamente da disponibilidade de material orgânico para a redução de nitrato (ou nitrito) e da temperatura (que influi na velocidade do processo). Quando a disponibilidade de material orgânico no afluente é insuficiente, existe a possibilidade de se adicionar um composto de baixo custo e degradação rápida como, por exemplo, metanol ou etanol.

6.3 Estequiometria das reações do material nitrogenado

6.3.1 Consumo de oxigênio

Quanto ao consumo de oxigênio para o material nitrogenado, interessam somente os processos de nitrificação e desnitrificação. A Figura 6.2 mostra esquematicamente a transferência de elétrons nos processos de nitrificação e desnitrificação. Observa-se que, na nitrificação, o número de oxidação do nitrogênio na amônia (-3) aumenta para (+5) no nitrato através da transferência de 8 elétrons por átomo de nitrogênio, que são aceitos pelo oxigênio, sendo preciso quatro átomos (duas moléculas) de oxigênio para isso (no oxigênio o número de oxidação muda de 0 para -2 na reação). Portanto, na nitrificação de 1 mol de N amoniacal, o consumo de oxigênio é de $64/14 = 4,57$ mg O.mg N⁻¹.

No processo de desnitrificação, o oxidante nitrato (número de oxidação = +5) é reduzido para nitrogênio molecular (número de oxidação = 0), havendo, portanto, transferência de 5 elétrons por átomo N. Nota-se que, dos 8 elétrons liberados pelo nitrogênio amoniacal na sua oxidação para nitrato, somente 5 são recuperados quando

o nitrato é reduzido para nitrogênio molecular. Desse modo, em termos de equivalentes oxidimétricos, o nitrato na desnitrificação tem uma capacidade de oxidação igual a uma fração $5/8$ de oxigênio necessário na nitrificação. Em outras palavras, uma fração de $5/8 = 0,625$ do consumo de oxigênio na nitrificação ($4,57 \text{ mgO.mgN}^{-1}$) pode ser recuperada como "oxigênio equivalente" no processo de desnitrificação. Isto é: $0,625 * 4,57 = 2,86 \text{ mgO.mgN}^{-1}$. Conclui-se que, para a remoção de nitrogênio, há um consumo líquido de $4,57 - 2,86 = 1,71 \text{ mgO.mgN}^{-1}$.

6.3.2 Variação da alcalinidade

O efeito da amonificação, nitrificação e desnitrificação sobre a alcalinidade pode ser deduzido por simples relações estequiométricas, usando-se as equações de reação dos três processos (Equações 6.4, 6.5 e 6.6). Observa-se que, nas três reações, há envolvimento de íons de hidrogênio: na amonificação há consumo de 1 mol de H^+ por mol de amônia produzido; na nitrificação há produção de 2 moles de H^+ por mol de nitrato formado, e na desnitrificação há consumo de 1 mol de H^+ por mol de nitrato reduzido. Sabendo-se que a produção de 1 mol de H^+ (acidez mineral) equivale ao consumo de 1 mol de alcalinidade (ou 50g CaCO_3), tem-se, nos três processos as situações que serão consideradas a seguir.

No processo de amonificação, há uma produção de alcalinidade de 50g por mol amônia (14g N) amonificado. No processo de nitrificação, há um consumo de alcalinidade de $2 \times 50 = 100\text{g CaCO}_3$ por mol $\text{N}(14\text{g})$. Finalmente, no processo de desnitrificação, produz-se 50g CaCO_3 por mol N . As variações da alcalinidade podem ser expressas como:

Equação 6.4

$$(\Delta\text{alc}/\Delta\text{N})_{\text{am}} = 50/14 = 3,57 \text{ mg CaCO}_3.\text{mgN}^{-1} \quad 6.4.1$$

$$(\Delta\text{alc}/\Delta\text{N})_{\text{n}} = - 100/14 = - 7,14 \text{ mg CaCO}_3.\text{mgN}^{-1} \quad 6.4.2$$

$$(\Delta\text{alc}/\Delta\text{N})_{\text{d}} = 50/14 = 3,57 \text{ mg CaCO}_3.\text{mgN}^{-1} \quad 6.4.3$$

onde:

$(\Delta\text{alc}/\Delta\text{N})$: variação da alcalinidade por mg N .

am: amonificação

n: nitrificação

d: desnitrificação

No caso de esgoto municipal, o efeito da amonificação sobre a alcalinidade é geralmente pequeno, como mostra a seguinte análise. A concentração de nitrogênio amonificado no sistema de lodo ativado é dada pela diferença entre o nitrogênio orgânico

afluente e a soma de nitrogênio orgânico no efluente e no lodo de excesso (vide Figura 6.1), ou seja:

$$N_{am} = N_{oa} - (N_{oe} + N_l) \quad \text{Equação 6.5}$$

onde:

ΔN_{am} : concentração de nitrogênio amonificado no sistema de lodo ativado (mgN.L^{-1})

N_{oa} : concentração de nitrogênio orgânico afluente (mgN.L^{-1})

N_{oe} : concentração de nitrogênio orgânico efluente (mgN.L^{-1})

N_l : concentração de nitrogênio orgânico no lodo de excesso (mgN.L^{-1})

Normalmente, para esgoto doméstico, a concentração do nitrogênio orgânico no efluente é muito pequena (em torno de 1 a 2 mgN.L^{-1}), enquanto os valores das concentrações N_{oa} e N_l são aproximadamente igual a 25 por cento do NTK do afluente. Desse modo, a variação da concentração de nitrogênio orgânico é muito pequena e, conseqüentemente, a variação da alcalinidade devido à amonificação também será pequena. A variação da alcalinidade devido à amonificação é dada por:

$$\Delta \text{alc}_{am} = 3,57 \Delta N_{am} = 3,57 (N_{oa} - N_{oe} - N_l) \quad \text{Equação 6.6}$$

onde o valor de Δalc_{am} pode ser positivo ou negativo

A variação da alcalinidade em um sistema de tratamento de esgoto, devido à nitrificação, é calculada a partir da concentração de amônia nitrificada. Esta concentração é igual à diferença entre a concentração do NTK afluente (N_{ka}) e a soma das concentrações do NTK efluente (N_{ke}) e aquela necessária para a produção de lodo (N_l).

$$N_c = N_{ka} - N_{ke} - N_l \quad \text{Equação 6.7}$$

onde:

N_c : concentração de amônia afluente nitrificada no sistema (mgN.L^{-1})

O efeito da nitrificação sobre a alcalinidade pode ser expressa como:

$$\Delta \text{alc}_n = - 7,14 N_c = - 7,14 (N_{ka} - N_{ke} - N_l) \quad \text{Equação 6.8}$$

Devido à desnitrificação, a variação da alcalinidade depende da concentração do nitrato removido do sistema. Essa concentração é dada por (vide Figura 6.1):

$$\Delta N_d = N_{na} + N_c - N_{ne} \quad \text{Equação 6.9}$$

Portanto, a variação da alcalinidade ocasionada pela desnitrificação pode ser expressa como:

$$\Delta \text{alc}_d = 3,57 \Delta N_d = 3,57 (N_{na} + N_{ka} - N_{ke} - N_l - N_{ne}) \quad \text{Equação 6.10}$$

A variação total da alcalinidade do sistema de lodo ativado devido às reações de nitrogênio será igual à soma dos efeitos da amonificação, nitrificação e desnitrificação.

Equação 6.11

$$\Delta\text{alc}_t = \Delta\text{alc}_{\text{am}} + \Delta\text{alc}_n + \Delta\text{alc}_d = 3,57(N_{\text{oa}} - N_{\text{oe}} - N_L) - 7,14(N_{\text{ka}} - N_{\text{ke}} - N_L) + 3,57(N_{\text{na}} + N_{\text{ka}} - N_{\text{ke}} - N_L - N_{\text{ne}})$$

Lembrando que a concentração do NTK (N_k) é a soma da concentração de nitrogênio orgânico (N_o) e amoniacal (N_a), a Equação 1 se simplifica para:

$$\Delta\text{alc}_t = -3,57(N_{\text{aa}} - N_{\text{na}} - N_{\text{ae}} + N_{\text{ne}}) = 3,57(\Delta N_a - \Delta N_n) \quad \text{Equação 6.11.1}$$

Na prática, a alcalinidade natural das águas residuárias poderá ter um valor inferior àquele necessário para manter um pH estável no reator onde ocorre a nitrificação. Isto é particularmente provável quando o sistema é inteiramente aeróbio, ou seja, quando a nitrificação se desenvolve, sem que a desnitrificação ocorra. Nesse caso, torna-se necessário aumentar a alcalinidade da água residuária — o que geralmente é feito através da adição de cal. Sem a adição de alcalinidade, o comportamento do sistema de lodo ativado será instável: haverá períodos de nitrificação eficiente e, consequentemente, redução da alcalinidade e do pH até que ele atinja um valor que não permite mais o desenvolvimento da nitrificação. Quando a nitrificação é inibida, automaticamente, a alcalinidade e o pH aumentarão pela introdução do afluente até que se criem novamente condições favoráveis para a nitrificação. Inicia-se, então, um novo ciclo.

Se a desnitrificação é incluída no sistema de tratamento, então a diminuição da alcalinidade será menor e muitas vezes não haverá necessidade de adição de cal. Isto ocorre porque, no processo de desnitrificação, há produção de alcalinidade.

$$\Delta\text{alc}_t = -3,57(N_{\text{aa}} - N_{\text{na}} - N_{\text{ae}} + N_{\text{ne}}) = 3,57(\Delta N_a - \Delta N_n) \quad \text{Equação 6.12}$$

onde:

ΔN_a : variação da concentração de amônia no sistema

ΔN_n : variação da concentração de nitrato no sistema

Na Equação (6.12), os parâmetros à direita podem ser determinados experimentalmente usando-se testes padronizados. Logo, é possível calcular teoricamente qual a variação da alcalinidade causada pelo efeito estequiométrico combinado de amonificação, nitrificação e desnitrificação. Este valor é, então, posteriormente comparado com a variação observada da alcalinidade. Na Figura 6.3 se observam resultados de variação teórica e experimental da alcalinidade, mostrando que há uma boa correlação entre teoria e experimento.

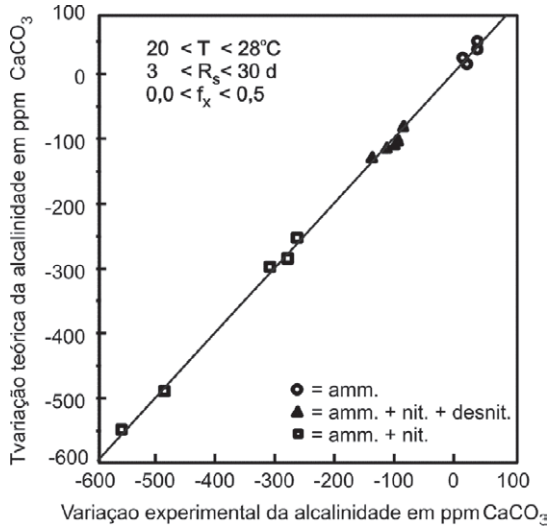


Figura 6.3

Variação teórica versus variação experimental da alcalinidade para diferentes sistemas de lodo ativado

6.4 Cinética da nitrificação no sistema de lodo ativado

A nitrificação se desenvolve em dois passos sequenciais, mas geralmente se considera somente o primeiro passo (oxidação de amônia para nitrito), que tem maior importância para a cinética do processo. Quando a população de nitrificadores está bem estabelecida, o segundo passo, a oxidação de nitrito para nitrato, desenvolve-se tão rapidamente, que, para efeitos práticos, pode ser considerada como instantânea.

Downing *et al* (1964) foram os primeiros a mostrar que o crescimento de *Nitrossomonas* na oxidação de amônia para nitrito pode ser descrito adequadamente com auxílio da equação de Monod:

$$(dX_n/dt) = (dX_n/dt)_c + (dX_n/dt)_d \quad \text{Equação 6.13}$$

com

$$(dX_n/dt)_c = \mu X_n = \mu_m X_n N_a / (N_a + K_n)$$

e

$$(dX_n/dt)_d = -b_n X_n$$

onde:

X_n : concentração de *Nitrossomonas* (mgSVS.L⁻¹)

(dX_n/dt) : taxa de variação da concentração de *Nitrossomonas* ($\text{mgSVS.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) /

taxa de crescimento líquido

$(dX_n/dt)_c$: taxa de crescimento de *Nitrossomonas* ($\text{mgSVS.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) /

taxa de crescimento bruto

$(dX_n/dt)_d$: taxa de decaimento de *Nitrossomonas* ($\text{mgSVS.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

μ : taxa específica de crescimento de *Nitrossomonas* (d^{-1})

μ_m : taxa específica máxima de crescimento de *Nitrossomonas* (d^{-1})

b_n : constante de decaimento de *Nitrossomonas* (d^{-1})

K_n : constante de meia saturação de Monod (mg N.L^{-1})

Na equação de Monod, a constante μ representa o crescimento bruto dos microrganismos por unidade de tempo. Assim, um valor $\mu = 0,6 \text{ d}^{-1}$ significa que a massa de microrganismos sintetizada tem uma taxa de crescimento de 60 % ao dia. Como a taxa de crescimento é exponencial, quando não há limitação de substrato, o crescimento em um dia seria $N_1/N_0 = \exp(0,6*1) = 1,81$, ou seja, a massa pode aumentar em um dia até um fator 1,81 ou 81 %. A Equação 6.13 mostra que o valor de μ depende da concentração do substrato (N_a), sendo que para uma concentração alta (saturação) se atinge o valor μ_m . A constante K_n é igual à concentração do substrato quando $\mu = 1/2 \mu_m$ e por esta razão é chamada de constante de meia saturação.

Para calcular a concentração residual de amônia em um sistema de lodo ativado completamente misturado e operado sob condições estacionárias, usa-se a equação básica de Downing *et al.* (1964). Nessas condições, não há variação de massa de *Nitrossomonas*: a taxa de crescimento líquida (que é igual à taxa de crescimento bruto menos a taxa de decaimento de *Nitrossomonas*) é igual à taxa de descarga de lodo de excesso (supõe-se que o lodo seja retirado continuamente do reator biológico). Portanto:

$$((dX_n/dt) = 0 = (dX_n/dt)_c + (dX_n/dt)_d + (dX_n/dt)_e \quad \text{Equação 6.14}$$

A taxa de variação da concentração de *Nitrossomonas* devido à descarga de lodo $(dX_n/dt)_e$, pode ser expressa como:

$$(dX_n/dt)_e = -X_n/R_s \quad \text{Equação 6.15}$$

Usando-se as Equações (6.13) e (6.15) na Equação (6.14), tem-se:

$$\text{Equação 6.16}$$

$$(dX_n/dt) = 0 = \mu_m X_n N_a / (N_a + K_n) - b_n X_n - X_n / R_s = \mu_m N_a / (N_a + K_n) - b_n - 1/R_s$$

ou, rearranjando:

$$N_a = K_n (b_n + 1/R_s) / [\mu_m - (b_n + 1/R_s)] \quad \text{Equação 6.17}$$

A Equação (6.17) dá o valor da concentração da amônia no licor misto, em um sistema de lodo ativado completamente misturado, e, portanto, também no efluente. Essa concentração residual, que é indicativa para a eficiência da nitrificação, depende das três constantes cinéticas μ_m , K_n e b_n e de uma variável do processo: a idade de lodo R_{sn} . É notável que a concentração residual não dependa da sua concentração inicial.

Naturalmente, a concentração residual de amônia nunca pode ser superior à concentração no afluente de amônia disponível para nitrificação. Esta condição define uma idade de lodo mínima expressa como:

$$N_a \ll N_p = K_n (b_n + 1/R_{sn}) / (\mu_m - b_n - 1/R_{sn}) \quad \text{Equação 6.18}$$

ou

$$R_{sn} = (1 + K_n/N_p) / [\mu_m - b_n(1 + K_n/N_p)]$$

onde:

N_p : concentração de amônia disponível para nitrificação (mg/L).

Para águas residuárias municipais a concentração de amônia disponível para nitrificação é sempre muito maior que K_n . Nesse caso, a razão K_n/N_p é $\ll 1$ e a Equação (6.18) se simplifica para:

$$R_{sn} = 1 / (\mu_m - b_n) \quad \text{Equação 6.19}$$

A Equação (6.19) expressa que, até uma idade de lodo $R_{sn} = 1 / (\mu_m - b_n)$, a nitrificação não se desenvolve porque a taxa de retirada de *Nitrossomonas* é maior que a taxa máxima de crescimento líquido. Para idades de lodo superiores à mínima R_{sn} a nitrificação desenvolver-se-á e a sua eficiência dependerá da idade de lodo e dos valores das constantes K_n , μ_m e b_n .

Após o trabalho pioneiro de Downing, vários pesquisadores realizaram investigações experimentais para determinar as constantes cinéticas de nitrificação no sistema de lodo ativado. Os valores encontrados variam bastante entre si, o que, em parte, pode ser atribuído às técnicas experimentais diferentes. Certamente, contudo, o fato de que se usaram diferentes águas residuárias deve ter influenciado. E, isto indica que as constantes variam de uma água residuária para outra.

Van Haandel e Marais (1999), analisando a influência de diferentes valores das constantes de nitrificação sobre a eficiência de oxidação de amônia em sistemas de lodo ativado, concluíram três aspectos que serão destacados. O primeiro é que a faixa de variação das constantes de decaimento e de meia saturação ($0 < b_n < 0,1 \text{ d}^{-1}$ e $0 < K_n < 2 \text{ mg/L}$) tem, relativamente, pouca importância sobre a nitrificação. Para efeitos práticos podem ser considerados $b_n = 0,04(1,123)^{(t-20)}$ e $K_n = 1,0(1,123)^{(t-20)}$.

Em segundo lugar, em contraste, a influência do valor da constante de crescimento máximo de nitrificantes μ_m sobre a idade de lodo mínima de nitrificação é muito grande e idealmente deve ser determinada antes que se faça o projeto do sistema de tratamento. Geralmente, porém, não se dispõe da água residuária quando se faz o sistema de tratamento e, neste caso, pode se adotar como valor estimado $\mu_{m20} = 0,4 \text{ d}^{-1}$.

Por fim, tendo em vista que a idade mínima de lodo depende, principalmente, do valor de μ_m , torna-se necessário analisar por que razões há uma variação tão grande nos valores dessa constante.

Os fatores que influenciam o valor de μ_m podem ser divididos em duas categorias: fatores relacionados com a origem ou a natureza da água residuária e fatores que se referem às condições operacionais prevalentes no sistema de tratamento. Quanto à influência da origem do esgoto é sabido que há várias substâncias que inibem o crescimento das bactérias nitrificantes. Há indícios claros que o valor de μ_m para um determinado esgoto municipal depende da proporção entre o esgoto doméstico e a água residual. Também, vários pesquisadores notaram que o pré-tratamento anaeróbio reduz bastante o valor da constante μ_m possivelmente por conta da toxicidade de sulfeto formado no reator anaeróbio. Assim, a idade do lodo mínima requerida em sistemas que nitrificam o efluente anaeróbio tende a ser o dobro da encontrada em sistemas que nitrificam a amônia de esgoto bruto.

Referente às condições operacionais do sistema de lodo ativado, pode-se distinguir os seguintes fatores que influenciam o valor de μ_m : temperatura; concentração de oxigênio dissolvido OD; pH do licor misto; nitrificação em sistemas com zonas não aeradas.

6.4.1 Temperatura

A influência da temperatura sobre o valor de μ_m é grande como comprovam os resultados de vários pesquisadores. Geralmente se usa uma equação simplificada de Arrhenius para quantificar a influência da temperatura:

$$\mu_{mT} = \mu_{m20} \cdot \Theta^{t-20} \quad \text{Equação 6.20}$$

onde:

Θ : coeficiente de dependência de Arrhenius

t: temperatura T

20: 20° C

Tabela 6.1 > Valores da dependência da taxa específica máxima de crescimento de *Nitrossomonas* com relação à temperatura

	INTERVALO (°C)	REFERÊNCIA
1,116	19-21	Gujer (1977)
1,123	15-20	Downing <i>et al</i> (1964)
1,123	14-20	Ekama e Marais (1976)

Os valores experimentais indicam uma forte dependência da temperatura até 20 °C, sendo que a taxa de nitrificação aumenta mais que a taxa de nitratação. Na Tabela 6.1 observam-se os resultados experimentais de alguns pesquisadores. O valor de Θ oscila entre 1,11 e 1,13, ou seja: o valor de μ_m aumenta em 11 a 13 % por cada grau centígrado de aumento da temperatura. Isto significa que o valor de μ_m dobra.

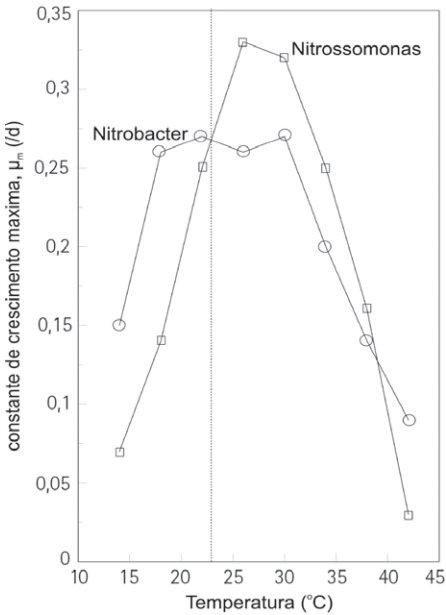
A repercussão da acentuada influência da temperatura sobre o valor de μ_m é muito grande para o sistema de lodo ativado como mostra o seguinte: em regiões de clima moderado, em que as águas residuárias têm temperaturas geralmente na faixa de 8 a 14 °C, o valor de μ_m é baixo. Adotando-se um valor normal de $\mu_{m20} = 0,4 \text{ d}^{-1}$, ter-se-ia valores em torno de $\mu_{m14} = 0,2$ e $\mu_{m8} = 0,1 \text{ d}^{-1}$. Usando a Equação (6.19) calcula-se que a idade mínima do lodo neste caso seria na faixa de 6 a 14 dias quando a temperatura aumenta de 6 a 7 °C. Na Europa e nos Estados Unidos comumente os sistemas de lodo ativado são operados com uma idade de lodo menor que 6 dias e, neste caso, a nitrificação não se desenvolve.

Em contraste, nas regiões tropicais, a temperatura de águas residuárias é alta. Por exemplo, em Campina Grande/PB a temperatura do esgoto varia entre 24 e 26 °C. Admitindo-se novamente $\mu_{m20} = 0,4 \text{ d}^{-1}$, calcula-se para $\mu_{m26} = 0,8 \text{ d}^{-1}$ uma idade mínima de lodo de $R_{sn} = 1,25$ dias. Na prática, dificilmente o sistema de lodo ativado será operado com uma idade de lodo inferior a 1,25 dias. Desta forma, a idade do lodo não será uma limitação, e a nitrificação ocorrerá se houver fornecimento suficiente de oxigênio e condições adequadas de pH.

Na realidade nossas pesquisas claramente indicam que a Equação (6.20) só vale para temperaturas abaixo de 20 °C, e que nesta faixa a taxa de crescimento de *Nitrossomonas* aumenta muito mais que a taxa de *Nitrobacter*. Como mostra a Figura 6.4, a constante de crescimento de *Nitrobacter* praticamente não aumenta mais quando a temperatura chega a 20 °C e, a partir de aproximadamente 23 °C, a taxa de *Nitrossomonas* cresce mais rapidamente do que a de *Nitrobacter*. Temperaturas de mais de 23 °C podem ocorrer em esgoto em grande parte da região tropical. Por esta razão, na zona tropical é possível operar o sistema de tal modo que há ocorrência de nitrificação, mas não de nitratação.

6.4.2 Concentração de oxigênio dissolvido OD

A influência da concentração de OD do licor misto sobre a cinética da nitrificação tem sido objeto de várias pesquisas. Alguns autores propuseram uma expressão tipo Monod para incorporar a influência da concentração de OD (Stenstrom e Poduska, 1980).



FONTE: DERKS (2007).

Figura 6.4

Constante μ_m de Nitrossomonas e de Nitrobacter em função da temperatura

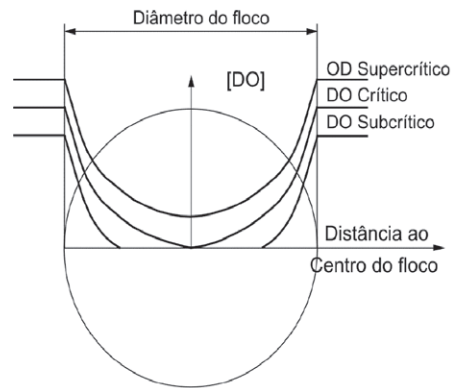


Figura 6.5

Representação da variação da concentração de OD num floculo em função da distância do centro para concentrações subcrítica, crítica e supercrítica

$$\mu = \mu_m \cdot N_a / (N_a + K_n) \cdot OD / (OD + K_o) \quad \text{Equação (6.21)}$$

onde:

OD: Concentração de oxigênio dissolvido (mgOD.L⁻¹)

K_o: Constante de meia saturação (mgOD.L⁻¹)

Valores de K_o entre 0,3 e 2,0 mg OD.L⁻¹ têm sido publicados. Esta larga faixa possivelmente se deva, em parte, ao fato de que só se pode determinar a concentração de OD no seio do líquido, que não é igual à concentração dentro dos flocos, onde o consumo ocorre para oxidar material orgânico e amônia. Esse consumo provocará uma dimi-

nuição da concentração de OD da periferia do floco (onde se considera a concentração de OD igual à do seio do líquido) até o seu centro. A Figura 6.5 mostra esquematicamente a variação da concentração de OD em função da distância até o centro do floco (supõe-se um floco esférico). Dependendo da concentração de OD no seio do líquido, pode-se desenvolver, no centro do floco, uma microrregião anóxica — onde não há OD e onde, conseqüentemente, a nitrificação não se desenvolve. O valor da concentração mínima no seio do líquido para manter um ambiente aeróbio no centro do floco depende de vários fatores: tamanho do floco, intensidade de agitação, temperatura e, principalmente, taxa de consumo de oxigênio. Como esses fatores podem variar bastante de um sistema para outro, é de se esperar que a concentração mínima de OD (que não limita a nitrificação) também varie. Em geral, entretanto, pode-se esperar que uma concentração de OD de 2 mg/L seja suficiente para se ter uma nitrificação sem inibição. No item 6.9 se discute um novo método para determinar a constante de meia saturação de oxigênio dissolvido.

6.4.3 pH do licor misto

A maioria dos pesquisadores se refere a um valor de μ_m praticamente constante na faixa de $7 < \text{pH} < 8,5$. Observa-se uma diminuição rápida fora dessa faixa. Na prática, muitas águas residuárias (por exemplo, esgoto municipal) têm um pH na faixa entre 7 e 8. No sistema de lodo ativado, o pH tende a diminuir devido ao consumo de alcalinidade causada pela nitrificação e pelo aumento da acidez causado pela liberação de dióxido de carbono na oxidação de material orgânico. Desse modo, dificilmente o pH do licor misto terá um valor superior a 8. Portanto, o limite que tem importância prática é o inferior. Van Haandel e Marais (1999) mostraram que uma condição necessária para manter um $\text{pH} = 7$ é que a alcalinidade do licor misto seja no mínimo 35 mg/L CaCO_3 .

6.4.4 Nitrificação em sistemas com zonas não aeradas

Em sistemas de lodo ativado projetados para remoção biológica de nitrogênio, parte do volume do reator biológico não é aerada para facilitar o desenvolvimento do processo de desnitrificação. A presença dessas zonas anóxicas influi sobre a eficiência da nitrificação porque o crescimento das bactérias nitrificantes só ocorre em um ambiente aeróbio. Admitindo-se que o decaimento das bactérias ocorra da mesma maneira na zona aeróbia do que o verificado na anóxica, pode-se avaliar a presença de zonas não aeradas sobre a nitrificação da maneira que se descreve a seguir.

Em um sistema estacionário, a massa de bactérias nitrificadoras se mantém constante e pode ser expressa como:

$$dMX_n/dt = 0 = (dMX_n/dt)_c + (dMX_n/dt)_d + (dMX_n/dt)_e \quad \text{Equação 6.22}$$

onde:

MX_n : massa de nitrificadores no sistema (mgSVS)

c: crescimento

d: decaimento

e: descarga de lodo de excesso

Como as bactérias nitrificantes só crescem nas zonas aeradas tem-se:

$$dMX_n = (1-f_x) \cdot V_r \cdot (dX_n/dt)_c = (1-f_x) \cdot V_r \cdot \mu_m \cdot X_n \quad \text{Equação 6.23}$$

onde:

f_x : fração de massa de lodo na zona anóxica

V_r : volume do reator biológico (zona aeróbia mais anóxica)

Substituindo-se a Equação (6.23) na Equação (6.22) e usando-se as Equações (6.14 e 6.15) tem-se:

$$N_a = K_n (b_n + 1/R_s) / [(1-f_x) \mu_m - b_n - 1/R_s] \quad \text{Equação 6.24}$$

A expressão da concentração residual de amônia em um sistema com zonas não aeradas (Equação 6.24) é muito parecida àquela de Downing para sistemas completamente aeróbios (Equação 6.17). Comparando-se as duas equações, nota-se que uma zona anóxica contendo uma fração f_x da massa de lodo do sistema produz um efeito de redução da constante de μ_m equivalente a um fator $(1-f_x)$ ou seja:

$$\mu'_m = (1-f_x) \cdot \mu_m \quad \text{Equação 6.25}$$

onde:

μ'_m : taxa aparente de crescimento de nitrificadoras em sistemas com zonas não aeradas (d^{-1})

6.5 Condições necessárias para desnitrificação

As condições necessárias para que o processo de desnitrificação se desenvolva no sistema de lodo ativado podem ser resumidas como se segue: presença de uma massa bacteriana facultativa; presença de nitrato e ausência de OD no licor misto; condições ambientais adequadas para o crescimento de microrganismos; presença de um doador de elétrons (reductor de nitrato).

6.5.1 Massa bacteriana facultativa

Uma bactéria é denominada de facultativa quando pode usar tanto OD como nitrato para oxidar o material orgânico. A maioria das bactérias que se desenvolvem no sistema de lodo ativado é facultativa. Estabeleceu-se experimentalmente que um lodo gerado sob condições aeróbias, quando sujeito a um ambiente anóxico na presença de material orgânico, demonstrará imediatamente a capacidade de usar nitrato como oxidante e continuará a desnitrificação sem variação mensurável da reatividade do lodo — enquanto a condição anóxica persiste. Conclui-se que não há necessidade do lodo se adaptar para o uso do nitrato. No item 6.8.3 a taxa de oxigênio de material orgânico em ambiente aeróbio será comparada com a taxa de oxidação com nitrato e nitrito em ambiente anóxico.

6.5.2 Presença de nitrato e ausência de OD

A presença de OD em um licor misto inibe o desenvolvimento da desnitrificação. Um problema na quantificação da influência da concentração de OD sobre a desnitrificação é que se desenvolvem gradientes de concentração nos flocos. A concentração de OD no microambiente em volta de uma bactéria em um floco de lodo pode ser muito diferente daquela no seio da fase líquida (vide também Figura 6.5). Efetivamente, tem sido observada a remoção eficiente (se bem que irregular) de nitrato em reatores aerados de lodo ativado (PASVEER, 1965; MATSCHE, 1971). No item 6.8.4 a remoção de nitrogênio em sistemas de um só reator é comparada com aqueles que têm zonas aeradas e zonas anóxicas.

6.5.3 Condições ambientais adequadas para os microrganismos

Entre as condições ambientais mais importantes estão a temperatura e o pH do licor misto. A taxa de desnitrificação aumenta com a temperatura até um valor ótimo de 40 °C. A influência do pH sobre a desnitrificação tem sido observada por vários autores. A dependência da desnitrificação do pH é muito menos acentuada que a da nitrificação, de modo que, quando há condições de pH favoráveis para nitrificação, a desnitrificação também se desenvolverá bem. Entre as condições ambientais adequadas tem-se, ainda, a necessidade de não se ter limitação por substâncias tóxicas. Não há muita informação sobre influência de materiais tóxicos para desnitrificação além da inibição já mencionada de OD e íons hidrogênio (pH). Em geral, observa-se que as bactérias nitrificantes são muito mais sensíveis à presença de materiais tóxicos do que as bactérias atuantes na desnitrificação. Logo, quando a nitrificação se desenvolve, a desnitrificação também é possível.

6.5.4 Presença de um doador de elétrons

A presença de um doador de elétrons é essencial para a redução de nitrato. O doador de elétrons na desnitrificação é o material orgânico biodegradável. De acordo com a natureza do material orgânico, pode-se definir diferentes classes de sistema de desnitrificação; dois que serão mais propriamente considerados. Os primeiros são os sistemas com uma fonte externa de material orgânico. Nestes sistemas, o material orgânico é adicionado após a nitrificação. Entre os materiais usados na prática estão o metanol, o etanol, a acetona e o ácido acético. Os segundos são os sistemas que possuem uma fonte interna de material orgânico. Neste caso, o material orgânico do afluente é usado para a redução de nitrato. Como material orgânico pode-se utilizar aquele do afluente ou então a massa bacteriana (respiração endógena).

A escolha do tipo de material orgânico é de fundamental importância sobre a configuração do sistema de desnitrificação. A relação entre a fonte de material orgânico e a configuração do sistema será discutida a seguir. Recentemente, foi desenvolvido um sistema que usa bactérias autotróficas para a remoção de nitrogênio. Estas bactérias oxidam amônia com nitrito resultando na formação de nitrogênio molecular (vide item 6.6.2).

6.6 Desnitrificação em sistemas convencionais de lodo ativado

Embora nos primeiros sistemas de remoção de nitrogênio se aplicasse uma fonte externa de material orgânico (BARTH, BREMMER, LEWIS, 1969), modernamente usa-se o próprio material orgânico da água residuária para redução do nitrato. Nesses sistemas, o lodo se encontra alternadamente em um ambiente aeróbio (onde ocorre nitrificação) e anóxico (onde ocorre desnitrificação). Esta alternância pode se realizar através de interrupções periódicas de aeração em um determinado reator único ou, então, através de uma divisão do reator em pelo menos duas partes: tendo-se, no mínimo, um reator continuamente aerado e outro, permanentemente anóxico, enquanto o lodo circula entre esses reatores. Esta última opção é mais prática e mais aplicada.

O sistema Wuhrmann (1964, Figura 6.6b) foi o primeiro posto em operação. Compõe-se de dois reatores: o primeiro aeróbio e o segundo anóxico. O afluente entra no primeiro reator, onde a nitrificação se desenvolve juntamente com a remoção de quase todo o material orgânico biodegradável. O licor misto nitrificado passa, então, para o segundo reator onde se mantém a mistura completa com lodo em suspensão, mas sem aeração. Neste reator anóxico, também chamado de reator pós-desnitrificação (pós-D), ocorre a redução de nitrato, tendo-se, como redutor, o material orgânico não metabolizado no reator aeróbio (que o antecede) e o material orgânico oriundo do

decaimento do lodo ativo no reator anóxico. O licor misto que sai do reator pós-D passa por um decantador de onde o lodo é recirculado para o reator aeróbio.

A taxa de desnitrificação no sistema Wuhrmann é baixa devido à baixa concentração de material biodegradável existente no reator pós-D. Para se obter uma desnitrificação considerável, é preciso que grande parte do lodo esteja em um ambiente anóxico. Entretanto, a fração da massa do lodo no ambiente anóxico é limitada porque existe uma fração mínima da massa de lodo que deve estar em um ambiente aeróbio, que assegure o desenvolvimento da nitrificação — pré-requisito da desnitrificação (vide Figura 6.6).

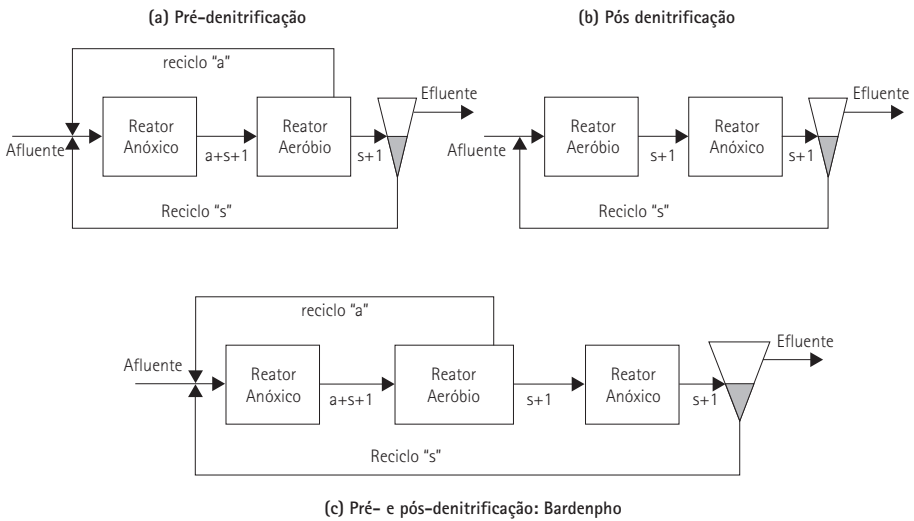


Figura 6.6

Representação esquemática de sistemas de desnitrificação sem fonte externa: (a) pré-D (Luzack-Ettinger) (b) pós-D (Wuhrmann) e (c) Bardenpho (Barnard)

No sistema proposto por Ludzack e Ettinger (1964), o próprio material orgânico do afluente é usado para desnitrificação. Nesse sistema, melhorado por Barnard (1970), existem dois reatores em série, o primeiro anóxico e o segundo aeróbio. O nitrato formado no segundo reator é recirculado para o reator anóxico por uma de duas vias: recirculação direta do segundo para o primeiro reator, ou, junto com o lodo de retorno, do decantador para o primeiro reator.

Na Figura 6.6a, o sistema de Ludzack e Ettinger, chamado de pré-desnitrificação (pré-D), por ter o reator anóxico antes do reator aeróbio, permite uma taxa de desnitrificação mais elevada que o sistema Wuhrmann. Isto se dá em decorrência da concentração de material biodegradável no reator anóxico ser mais alta. Uma desvantagem do sis-

tema pré-D é que a desnitrificação completa é impossível: parte do nitrato formado no reator aeróbio não é recirculado para o reator anóxico, sendo descarregado diretamente com o efluente. Desse modo, a eficiência de remoção do nitrato dependerá da taxa de recirculação do reator aeróbio para o reator anóxico.

Barnard (1973) sugeriu o sistema Bardenpho que permite a combinação da vantagem do sistema pós-D (desnitrificação total possível) e do sistema pré-D (alta taxa de desnitrificação). A Figura 6.6c mostra esquematicamente o sistema Bardenpho constituído de um mínimo de três reatores em série: o primeiro e o terceiro são anóxicos, e o segundo aeróbio. No sistema Bardenpho há pré e pós-desnitrificação: no primeiro reator há remoção de grande parte do nitrato a uma taxa elevada, e o nitrato é introduzido através de recirculação de licor misto nitrificado do segundo reator. No terceiro reator (pós-D) há remoção do nitrato restante, o que resulta em um efluente livre de nitrato. Às vezes coloca-se um quarto reator aeróbio (menor que os demais) entre o reator pré-D e o decantador final, evitando-se assim que o lodo fique muito tempo sem oxigênio e possibilitando manter um ambiente aeróbio no decantador (e no efluente). Centenas de sistemas de lodo ativado baseados no princípio Bardenpho operam em escala real, principalmente na África do Sul, e revelam uma alta eficiência de remoção de nitrogênio.

Para descrever a remoção de nitrogênio quantitativamente, Van Haandel e Marais (1999) notaram que a taxa de desnitrificação depende acentuadamente da concentração e composição do material orgânico que é oxidado pelo nitrato e é proporcional à concentração de lodo ativo. O material orgânico solúvel é utilizado em alta taxa e resulta na remoção de uma concentração de nitrato proporcional, sendo que a constante de proporcionalidade é expressa como:

$$N_{ds} = [(1-f_{cv})/2,86]S_{bs} = [(1-f_{cv})/2,86]*f_{sb}*S_b \quad \text{Equação 6.26}$$

onde:

N_{ds} : concentração de nitrato removido pelo material orgânico solúvel (mgN/L)

S_b : concentração de material orgânico biodegradável (mgDQO/L)

S_{bs} : concentração de material orgânico solúvel (mgDQO/L)

f_{sb} : fração solúvel no material orgânico biodegradável

$(1-f_{cv})/2,86$: proporcionalidade entre material orgânico oxidado e nitrato removido

f_{cv} : proporção entre sólidos voláteis de DQO em lodo = 1,5 mgDQO/mgDQO

Y: fator de rendimento = 0,45 mgSVS/mgDQO = proporção lodo produzido/material orgânico metabolizado

A massa diária de nitrogênio removido devido à utilização de material orgânico solúvel em um reator pré-D agora pode ser expressa como:

$$MN_{D_s} = (1-f_{cv}Y)/2,86 * MS_{b_{sa}} = 0,12 * f_{sb} * S_{b_a} * Q_a = 0,12 * f_{b_s} * S_{b_a} * Q_a \quad \text{Equação 6.27}$$

ou

$$N_{D_s} = MN_{D_s}/Q_a = 0,12f_{sb} \cdot S_{b_a}$$

onde:

MN_{D_s} : massa de nitrato por unidade de tempo removida devido à utilização do material rapidamente biodegradável(mgN.d⁻¹)

N_{D_s} : remoção de nitrato associada à utilização de material solúvel (mg N/L⁻¹ de afluyente)

Q_a : vazão do afluyente(L/d⁻¹)

Por outro lado, a remoção de nitrogênio devido à utilização de material orgânico particulado pode ser descrita como:

$$r_{D_{1p}} = k_2 X_a \quad \text{Equação 6.28}$$

$$r_{D_3} = k_3 X_a \quad \text{Equação 6.28.1}$$

onde:

$r_{D_{1p}}$: taxa de desnitrificação devido ao material orgânico particulado no pré-D (mgN.L⁻¹d⁻¹)

r_{D_3} : taxa de desnitrificação devido ao material orgânico particulado no pós-D (mgN.L⁻¹d⁻¹)

k_2 : constante de desnitrificação no reator pré-D (mgN/mgX_a/d)

k_3 : constante de desnitrificação no reator pós-D (mgN/mgX_a/d)

X_a : concentração de lodo ativo (massa bacteriana viva) = $YR_s/(1+b_h R_s) * S_{b_a}/R_h = C_r S_{b_a}/R_h$

C_r : $YR_s/(1+b_h R_s)$

b_h : constate de decaimento de lodo ativo = $0,24 * 1,04^{(t-20)}/d$

R_s : idade de lodo (d)

R_h : tempo de permanência (d) = V_r/Q_a

As constantes de desnitrificação k_2 e k_3 são diferentes porque a concentração de material orgânico no reator pré-D (antes do reator aeróbio) tende a ser bem maior do que a verificada no reator pós-D (depois da aeração).

Com as expressões empíricas das Equações 6.28 e 6.28.1 pode-se agora expressar a massa diária de nitrogênio removida em um reator pré-D e pós-D como:

$$MN_{d1} = MN_{D_s} + r_{D_{1p}} V_1 = MN_{D_s} + k_2 X_a V_1 \quad \text{Equação 6.29}$$

$$MN_{d3} = r_{D3p} V_3 = k_3 X_a V_3 \quad \text{Equação 6.29.1}$$

Onde:

MN_{d1} : massa diária de nitrato removido no reator pré-D (mg.d^{-1})

MN_{d3} : massa diária de nitrato removido no reator pós-D. (mg.d^{-1})

V_1 : volume do reator pré-D (L)

V_3 : volume do reator pré-D (L)

Por outro lado, agora também é possível expressar a remoção de nitrato por mg/L de afluente:

Equação 6.30

$$D_{c1} = MN_{d1}/Q_a = (MN_{Ds} + r_{D1p} V_1)/Q_a = MN_{Ds}/Q_a + k_2 X_a V_1/Q_a = 0,12 * f_{bs} * S_{ba} + k_2 C_r f_{x1} S_{ba}$$

$$D_{c3} = MN_{d3}/Q_a = k_3 C_r f_{x3} S_{ba} \quad \text{Equação 6.30.1}$$

onde:

D_{c1} : desnitrificação em mgN/L de afluente no reator pré-D (mg/L)

D_{c3} : desnitrificação em mgN/L do afluente no reator pós-D (mg/L)

f_{x1} : fração da massa de lodo que está no reator pré-D

f_{x3} : fração da massa de lodo que está no reator pós-D

Agora se pode calcular também a capacidade de desnitrificação, que corresponde à concentração de nitrogênio, expressa em mgN/L de afluente, que pode ser removido em um determinado sistema de lodo ativado.

$$D_c = D_{c1} + D_{c3} = (0,12 * f_{bs} + k_2 C_r f_{x1} + k_3 C_r f_{x3}) S_{ba} \quad \text{Equação 6.30.2}$$

É importante notar que a capacidade de desnitrificação não necessariamente se materializa em um reator anóxico. Para tanto, é necessário que o nitrato esteja de fato disponível para a desnitrificação, isto é, através de recirculações de licor misto com nitrato deve-se assegurar que a disponibilidade de nitrato em cada um dos reatores anóxicos seja no mínimo igual à sua capacidade de desnitrificação.

A capacidade de desnitrificação pode ser comparada com a capacidade de nitrificação, que é a concentração de nitrato (em mg/L de afluente) que é produzido no sistema, na zona aeróbia, através da nitrificação. Se a capacidade de nitrificação é maior que a capacidade de desnitrificação, então, a remoção completa de nitrogênio é impossível. Se a capacidade de nitrificação é menor que a capacidade de desnitrificação, então, a remoção completa de nitrogênio é possível, mas para isso acontecer é necessário que se divida a disponibilidade de nitrato sobre os reatores anóxicos, de tal modo que estes reatores possam desenvolver seu potencial de remoção de nitrogênio.

6.6.1 Critérios de projeto para a remoção biológica de nitrogênio

Embora no Brasil ainda seja limitada a experiência com sistemas de lodo ativado removendo nitrogênio, internacionalmente, é um sistema de aplicação muito ampla. Na Tabela 6.2, mostram-se os principais critérios de projeto para o dimensionamento de sistemas com pré-desnitrificação, pós-desnitrificação e Bardenpho de quatro estágios, baseado na experiência norte-americana principalmente. Pode-se dizer que, no contexto brasileiro, estes critérios são conservadores uma vez que a temperatura no Brasil é mais alta – o que favorece o desenvolvimento mais rápido dos processos de nitrificação e desnitrificação.

Tabela 6.2 > Critérios de projeto para a remoção biológica de nitrogênio

PARÂMETRO	SISTEMA PRÉ-DESNITRIFICAÇÃO	SISTEMA PÓS-DESNITRIFICAÇÃO	BARDENPHO DE QUATRO ESTÁGIOS
Concentração de lodo (mgSTS/L)	1500 - 3500	1500 - 3500	1500 - 4000
R_s total (d)	6 - 10	6 - 10	10 - 30
R_s aeróbia (d)	≥ 5	≥ 5	≥ 8
R_n - 1ª zona anóxica (h)	0,5 - 2,5	-	1,0 - 3,0
R_n - aeróbio (h)	4,0 - 10,0	5,0 - 10,0	5,0 - 10,0
R_n - 2ª zona anóxica (h)	-	2,0 - 5,0	2,0 - 5,0
R_n - zona aeróbia final (h)	-	-	0,5 - 1,0
Razão de recirculação de lodo "s" (%)	60 - 100	100	100
Razão de recirculação interna $a_{2,t}$ (%)	100 - 400	-	300- 500
Potência na zona anóxica (W/m^3)	5 - 10	5 - 10	5 - 10
OD médio na zona aeróbia	2,0	2,0	2,0

FONTE: ADAPTADO DE IAWPRC (1987), METCALF & EDDY (1991), RANDALL ET AL (1992), EPA (1993), VON SPERLING (2002).

6.7 Novos desenvolvimentos na remoção de nitrogênio

Nas primeiras décadas depois da introdução dos sistemas de tratamento terciário, mostrou-se que muitas vezes havia dificuldades de se obter a eficiência desejada de remoção de nitrogênio em sistemas convencionais, principalmente quando as condições eram desfavoráveis. Estas condições desfavoráveis podem ser classificadas em quatro situações como será considerado a seguir.

Quando a temperatura é baixa, a nitrificação é lenta e, para manter boa eficiência, a fração do lodo no ambiente aerado tem de ser alta. Consequentemente, a fração que pode ser mantida em um ambiente anóxico é pequena e pode ser insuficiente para efetuar a desnitrificação. Esta é a primeira situação.

A segunda dá-se quando a proporção NTK/DQO do afluente é elevada. Com esta elevação, torna-se mais difícil efetuar a remoção de nitrogênio porque a produção de nitrato depende diretamente da concentração do NTK no afluente, mas a capacidade de desnitrificação é proporcional com a DQO. A dificuldade de remoção de nitrogênio aumenta quando se recicla a água que se libera na desidratação de lodo digerido: no processo da digestão anaeróbia de lodo se libera grande quantidade de nitrogênio (10 % da massa de sólidos voláteis metanizados), que se adicionam ao nitrogênio do afluente (vide esquema da Figura 6.7).

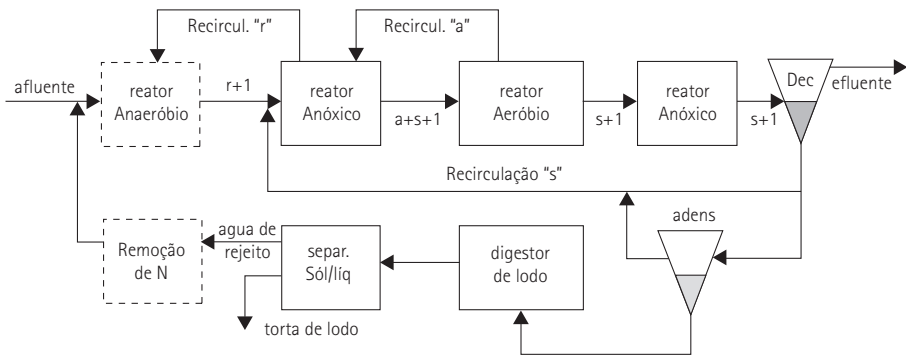


Figura 6.7

Remoção de nitrogênio dificultada pela introdução de um reator anaeróbio e a adição ao afluente de nitrogênio na água de rejeito da separação sólido/líquido do lodo digerido.

Uma dificuldade adicional é introduzida quando se deseja também a remoção biológica de fósforo. Nesta terceira situação, é necessário que se mantenha uma parte do lodo em um ambiente anaeróbio. Esta fração do lodo não serve nem para nitrificação nem para desnitrificação. Deste modo, a remoção de fósforo necessariamente reduz a capacidade de remoção de nitrogênio de um sistema de lodo ativado.

Por fim, quando se aplica pré-tratamento anaeróbio (o que é muito atraente na região tropical), a dificuldade de remoção de nitrogênio por processos convencionais aumenta muito porque: a proporção NTK/DQO também aumenta (há remoção de material orgânico, mas não de nitrogênio no pré-tratamento), e o pré-tratamento tem um efeito negativo sobre o crescimento de nitrificantes (reduzindo a taxa de nitrificação). Por esta razão, deve-se aumentar a fração de lodo em ambiente aeróbio, diminuindo-se, assim, a capacidade de desnitrificação.

Vários sistemas foram desenvolvidos nos últimos anos para aumentar a capacidade de remoção de nitrogênio, para que esta remoção seja essencialmente completa mesmo

quando houver condições desfavoráveis. Estes sistemas novos usam basicamente uma ou ambas de duas estratégias (VAN HAANDEL, VAN DER LUBBE, 2007).

A primeira estratégia consiste em não se permitir a nitrificação até nitrato: somente as nitrificadoras são ativas no sistema, não se permitindo o desenvolvimento das nitrificadoras. O desenvolvimento pode ser inibido por três mecanismos distintos.

O primeiro considera que, a uma temperatura elevada ($> 25\text{ }^{\circ}\text{C}$), a taxa máxima de crescimento de nitrificadoras (*Nitrossomonas*) é maior do que a de nitrificadoras (*Nitrobacter*) e, nestas condições, é possível escolher uma idade do lodo tal que seja maior que a mínima requerida para nitrificação, mas menor do que a idade de lodo mínima para nitrificação. O sistema Sharon (Single High Activity Ammonium Removal Over Nitrite) se baseia na seleção da idade de lodo a uma temperatura elevada, notadamente na água de rejeito na separação sólido-líquido do lodo digerido (vide Figura 6.7).

O segundo mecanismo observa que, em condições rigorosamente anaeróbias e na presença de nitrito e amônia, desenvolve-se um lodo que media a oxidação de amônia por nitrito — sendo que, no processo, ambas as formas de nitrogênio se convertem em nitrogênio molecular. Este sistema, denominado Anammox (Anaerobic Ammonium Oxidation), foi desenvolvido na Universidade de Delft (Holanda) e já operam alguns sistemas em escala real. A oxidação autotrófica de amônia por nitrito tem a vantagem muito grande de não precisar de material orgânico para a desnitrificação. A aplicabilidade é maior nos casos em que a disponibilidade de material orgânico é um fator limitante, como na água de rejeito do lodo digerido ou quando se aplica pré-tratamento anaeróbio do afluente.

Por fim, no processo Oland (Oxygen Limited Autotrophic Nitrification and Denitrification) a oxidação de amônia para nitrito se realiza em uma concentração muito baixa de oxigênio dissolvido. Nestas condições, a oxidação é efetuada por dois tipos diferentes de bactérias: bactérias anaeróbias semelhantes àquelas do sistema Anammox e bactérias aeróbias semelhantes à *Nitrossomonas*. Aparentemente, sob condições de limitação severa de oxigênio, a redução da taxa de crescimento das nitrificadoras é maior que a das nitrificadoras, de modo que, igualmente, é possível haver nitrificação somente até nitrito.

6.7.1 Sharon

Como se pode notar pela Figura 6.2, a remoção de nitrogênio em sistemas aeróbios é possível por duas rotas: oxidação de amônia para nitrato e redução subsequente para nitrogênio molecular; ou oxidação de amônia para nitrito e desnitrificação para N_2 . A remoção de nitrogênio via nitrito, estequiometricamente, é atrativa: não somente a demanda de oxigênio para nitrificação é menor (redução de 25 %), mas, principalmente,

a desnitrificação via NO_2^- requer somente $\frac{3}{5}$ do material orgânico necessário para a remoção de NO_3^- .

A Figura 6.4 mostra os resultados de uma investigação experimental da taxa máxima de crescimento μ_m em função da temperatura para bactérias nitritadoras e nitradoras. Na faixa de temperatura até 23°C, a taxa de crescimento das nitritadoras é menor ou praticamente igual àquela das nitradoras. Contudo, a taxa das nitritadoras é maior acima de 23 °C e a diferença aumenta à medida que a temperatura aumenta. No caso de tratamento de água de rejeito dos digestores de lodo com uma temperatura de 25 a 35 °C, pode-se usar a idade do lodo para permitir o desenvolvimento de bactérias nitritadoras (mas não de nitradoras) induzindo-se, assim, a remoção de nitrogênio via nitrito. Por exemplo, na Figura 6.4 a 25 °C têm-se, para *Nitrossomonas*, $\mu_m = 0,32$ e para *Nitrobacter*, $\mu_m = 0,27/\text{d}$. Portanto, a idade do lodo mínima para nitrificação é $R_{sm} = 1/(\mu_m - b_n) = 1/(0,32 - 0,05) = 3,7$ d para *Nitrossomonas* e $R_{sm} = 4,5$ d para *Nitrobacter*. Logo, ao se operar um sistema a uma idade do lodo de 4 d, haverá desenvolvimento de *Nitrossomonas*, mas não de *Nitrobacter*. A nitrificação, por conseguinte, produzirá somente nitrito.

O processo Sharon faz exatamente isso. A idade do lodo aplicada depende da temperatura, mas sempre será muito curta. Nestas condições, pode-se operar o reator que trata água de rejeito do digestor como se fosse uma lagoa aerada sem decantador final (de toda maneira o efluente será retornado ao reator principal do sistema de tratamento). No fim, a idade do lodo é igual ao tempo de permanência. A configuração do processo Sharon, representada na Figura 6.8, é muito simples e se compõe de um reator unitário de mistura completa, operado a temperatura de 25 - 35°C e sujeito a condições aeróbias e anóxicas alternadas. A idade do lodo aeróbio é controlada a um valor suficientemente pequeno para evitar o crescimento de nitradoras, de modo que a oxidação de amônia vai somente até nitrito. O lodo produzido no reator Sharon é descarregado junto com o efluente no reator principal do sistema. A massa bacteriana em uma idade do lodo pequena estará presente em grande parte como bactérias livres e não como flocos. A combinação de uma idade do lodo (e tempo de permanência) curta e uma concentração elevada de amônia no afluente resulta em uma taxa elevada da carga volumétrica de nitrogênio. Em reatores em escala real foram observadas taxas de conversão de amônia de 0,4 a 0,8 kg N.m⁻³.d⁻¹ com eficiência de remoção de 80 a 95 %. Todavia, sob condições de alta carga, outros fatores podem se tornar limitantes, como: inibição por substrato (amônia ou nitrito) e toxicidade; transferência de oxigênio e taxas de difusão; bem como uma temperatura elevada (a Figura 6.4 indica que uma temperatura de 35 °C é prejudicial para as *Nitrossomonas*).

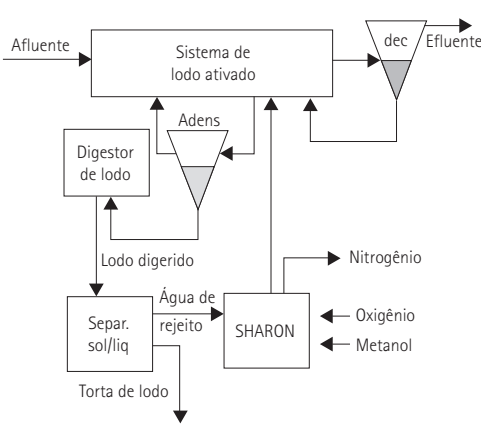


Figura 6.8 Configuração Sharon para a remoção de nitrogênio

Um aspecto negativo da seleção dos organismos de alta taxa de crescimento (abundância de substrato) é que a constante de meia saturação destes organismos tende a ser muito maior do que a observada em sistemas de lodo ativado convencionais. Jetten *et al* (2000) determinaram que o valor de K_n dos organismos gerados com abundância de substrato variou na faixa de 20 a 60 $\text{mg NH}_4\text{-N.L}^{-1}$ a temperaturas entre 30 a 35°C. Em sistemas de baixa concentração de amônia, o valor, nesta faixa de temperatura, é 2 a 4 mg N/L^{-1} . A combinação de um valor alto de K_n e uma idade de lodo aeróbia curta inviabiliza a

obtenção de uma concentração baixa de amônia no efluente. Como se mostrou na Equação (6.17), a concentração de amônia no efluente independe da concentração no afluente (exceto no caso de inibição pelo substrato amônia). Em unidades Sharon, em escala real, têm sido observadas concentrações na faixa de 10 a 50 mg N/L^{-1} . A concentração de amônia na faixa de 10 a 50 mgN/L^{-1} não representa um problema nos casos em que não há necessidade de remoção completa de amônia. Normalmente, o efluente do reator Sharon retorna para o reator biológico principal, onde concentrações residuais de amônia e nitrito podem ser removidas. Como na água de rejeito a concentração de amônia está na faixa de 500 a 1000 mgN/L^{-1} , a concentração residual é relativamente insignificante, independente do seu valor absoluto.

Além do valor da constante de crescimento máxima (μ_m) e da constante de meia saturação (K_n), também o valor da constante de decaimento das bactérias nitrificantes no sistema Sharon tem um valor bem maior do que o encontrado no sistema convencional de lodo ativado. A diferença talvez possa ser atribuída à predação, que pode mais facilmente ocorrer em reatores Sharon, tendo-se em vista que as bactérias formam uma suspensão livre em vez de flocos concentrados e protegidos.

Reatores Sharon podem ser construídos como um tanque unitário com períodos alternados de ambiente aeróbio e anóxico, ou como dois tanques em série, sendo um aeróbio e o segundo anóxico. A vantagem principal do tanque unitário é a simplicidade de construção. A alcalinidade produzida na desnitrificação se torna imediatamente disponível para compensar a produção de acidez na nitrificação da fase aeróbia. Por outro lado, quando se alimenta o reator durante os períodos anóxicos haverá escapar

de amônia com o efluente, embora a concentração seja baixa devido à diluição pela mistura. Uma vantagem operacional importante é que se pode controlar a nitrificação e desnitrificação por simples controle dos períodos aeróbios e anóxicos. Um ciclo típico de um tanque unitário se compõe de um período aeróbio de 80 minutos seguido por um período anóxico de 40 minutos (TEN HAVE, 2004).

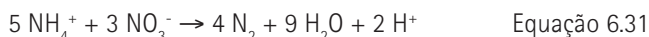
Na configuração com dois tanques, haverá necessidade de uma bomba para recircular a alcalinidade gerada no segundo tanque que é usado para desnitrificação. A vantagem desta configuração é que o afluente sempre é nitrificado primeiro e a concentração média de amônia será menor do que a encontrada na configuração com um só tanque.

A água de rejeito do digestor de lodo contém alcalinidade de 1 mol por mol de amônia, mas, no processo de oxidação de amônia para nitrito ou nitrato, a remoção de 1 mol de amônia resulta na produção de 2 moles de acidez e o consumo de 2 moles de alcalinidade (HCO_3^-). Assim, haverá necessidade de desnitrificação para que alcalinidade necessária para compensar o consumo durante a nitrificação seja produzida.

Sabe-se que para valores abaixo de 6,5 a nitritação sofre inibição severa pela ação de ácido nitroso não dissociado. Por outro lado, em valores acima de 8,5, a forma não dissociada de amônia se torna tóxica. Jetten *et al* (2000) mencionam que, em um reator Sharon, a taxa de conversão de amônia em nitrito é máxima na faixa de pH entre 6.1 e 6.8.

6.7.2 Oxidação anaeróbia de amônia (Anammox)

Mulder *et al* (1995) notaram que a amônia era removida em um reator anóxico fluidizado, enquanto, simultaneamente, o nitrato era convertido em nitrogênio molecular. A estequiometria da reação é:



Depois, Van de Graaf *et al* (1996) mostraram que de fato se tratava de um processo biológico, tendo em vista que podia ser desativado por aquecimento, antibióticos e irradiação radioativa. Mais tarde, estas bactérias foram identificadas por Strous *et al* (1999) como pertencentes ao grupo bacteriano denominado Planctomycetes. O processo de oxidação de amônia em ambiente sem oxigênio foi desenvolvido na Universidade de Delft e recebeu o nome Anammox.

A possibilidade de existência de bactérias autotróficas capazes de oxidação de amônia sob condições anóxicas já foi prevista por Broda (1977), que se baseou em considerações termodinâmicas. A liberação de energia livre na oxidação de amônia com nitrito ou nitrato por equivalente de elétrons (-361 kJ.mol^{-1}) não varia substancialmente da liberação de energia com oxigênio em ambiente aeróbio (-315 kJ.mol^{-1}). Van de Graaf

(1996) e Strous *et al* (1998) mostraram que mais nitrito do que nitrato era usado pelo substrato amônia. De acordo com Jetten *et al* (1996) as reações metabólicas envolvidas são:

Equação 6.32

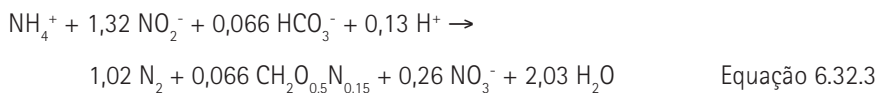
Catabolismo:



Anabolismo:



A partir de resultados experimentais em uma planta piloto, Jetten *et al* (2000) estabeleceram a equação de reação completa do metabolismo do processo Anammox – que posteriormente foi confirmado na primeira instalação em escala real de um reator Anammox em Rotterdam (Sluisjesdijk):



Assim, usando o processo Anammox, é possível remover amônia de águas residuárias sob condições anóxicas sem a necessidade de uma fonte de material orgânico. Embora o desenvolvimento do processo Anammox seja bastante promissor, há alguns pontos a serem considerados.

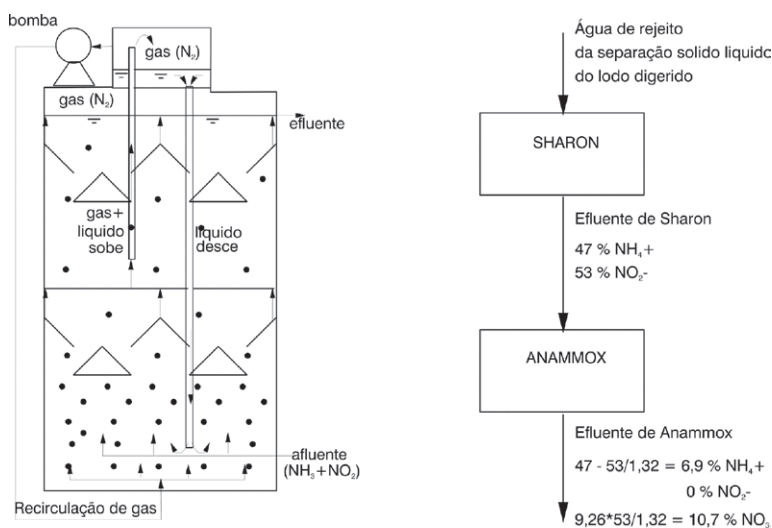
Em primeiro lugar, para remoção completa de amônia, a água residuária requer uma razão molar de amônia para nitrito entre 1/1,18 de acordo com Heijnen (1996) e 1/1,32 de acordo com Jetten *et al* (2000). Tal razão quase nunca é encontrada em águas residuárias e, certamente, não em águas residuárias domésticas. Se a proporção não tiver o valor certo sobrar nitrito ou amônia. Desse modo, o pós-tratamento será necessário.

Em segundo lugar, algum nitrato será formado: a razão é entre 0,2 e 0,3 mg nitrato-N por mg amônia-N removido. O nitrato terá de ser removido por adição de uma fonte de material orgânico em uma unidade de pós-tratamento.

Em terceiro, a taxa de crescimento e o coeficiente de rendimento do lodo Anammox são muito baixos – como é típico para processos anaeróbios. A taxa líquida de crescimento $\mu^* = \mu_{\text{max}} - b_{\text{an}}$ foi determinada em 0,04 a 0,06 d^{-1} a 35 °C e o coeficiente de rendimento como 0,11 $\text{g SVS.g}^{-1} \text{NH}_4\text{-N}$ removido. Embora estes valores sejam vantajosos, uma vez que o lodo está estabelecido, a partida do reator será muito demorada na ausência de uma quantidade adequada de inóculo.

Em quarto lugar, e último, o nitrito tem toxicidade irreversível em concentrações acima de $70 \text{ mg NO}_2\text{-N.L}^{-1}$ quando o lodo fica exposto por período demorado, o que pode significar um problema para sistemas nos quais o nitrito é um substrato, presente em altas concentrações no afluente. A água de rejeito do digestor de lodo, quando parcialmente nitrificada, pode conter entre $250 - 1000 \text{ mg NO}_2\text{-N.L}^{-1}$. Assim, o metabolismo incompleto de nitrito poderia facilmente levar a níveis tóxicos de nitrito no reator. Para eliminar este risco, o reator Anammox deve ser operado sob condições de limitação de nitrito. Por outro lado, demonstrou-se que a exposição por pouco tempo ($< 1 \text{ dia}$) a níveis altos de nitrito (até $100 \text{ mg NO}_2\text{-N.L}^{-1}$) podem ser tolerados.

A combinação do reator Sharon com o processo Anammox é muito atraente, porque é relativamente fácil produzir um efluente no reator Sharon com proporções de amônia e nitrito na razão desejada para o tratamento Anammox, quando no afluente do reator Sharon a razão molar de $\text{NH}_4^+/\text{HCO}_3^-$ está na faixa $1,0 - 1,2$. Isto é comum para efluente de digestores anaeróbios de lodo: a amônia vem da amonificação na mineralização de lodo e é acompanhada por geração de alcalinidade (Equação 6.4.1). A água de rejeito é nitrificada somente parcialmente no reator Sharon e não se aplica desnitrificação. Assim, somente uma parte da amônia na água de rejeito é nitrificada porque, quando a alcalinidade for consumida, o pH diminuirá e a nitrificação parará automaticamente.



FORTE: JETTEN ET AL, 2000.

Figura 6.9

Representação esquemática de um sistema Anammox na configuração IC (Circulação interna)

Figura 6.10

Conceito básico do sistema combinado Sharon/ Anammox

A Figura 6.9 mostra esquematicamente o fluxograma de um sistema Anammox na configuração do reator IC (recirculação interna). Na Figura 6.10, mostra-se a combinação Sharon-Anammox.

Como se pode deduzir da composição de água do digestor anaeróbio de lodo, se o reator Sharon é aerado continuamente, um estado estacionário irá se desenvolver. Um estado no qual a eficiência de nitrificação não excede 50 a 60% quando toda a alcalinidade é consumida e o pH abaixa, impedindo mais nitrificação. Jetten encontrou que o pH oscilava entre 6,5 e 6,8 e observou uma eficiência média de nitrificação de 53% — o que resultou em um efluente com uma razão $\text{NO}_2\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$ de 1,1. Como não se aplicaram períodos anóxicos, a concentração de nitrito era maior que 500 mg N.L^{-1} , mas não se notou inibição da nitrificação pelo nitrito no reator Sharon.

6.7.3 Limitação de oxigênio para oxidação anaeróbia de amônia (Oland)

Oland foi introduzido por Kuai e Verstraete (1998). Originalmente, referiu-se à oxidação de amônia em águas ricas em nitrogênio como, por exemplo, águas de rejeito da separação sólido-líquido de lodo digerido. Inicialmente, considerou-se que a oxidação de amônia se devia principalmente à atividade de bactérias aeróbias. Posteriormente, Pynaert *et al* (2003) mostraram que, sob condições de baixo fornecimento de oxigênio, coexistem no sistema Oland bactérias aeróbias e bactérias que oxidam amônia sem o uso de oxigênio. Entre as bactérias aeróbias predominam as das espécies Nitroso, como *Nitrossomonas*, *Nitrosococcus* e *Nitrosospira*. As bactérias de oxidação anaeróbias são semelhantes às bactérias do sistema Anammox, tendo-se descoberto duas espécies novas: *Candidatus Brocadia Anammoxidans* (STROUS *et al*, 1999) e *Candidatus Kuenenia Stutgartiensis* (SCHMIDT *et al*, 2000).

Nos primeiros sistemas Oland, usou-se oxidação limitada em um reator, havendo nitrificação e desnitrificação autotrófica a uma taxa muito baixa ($0,05 \text{ gN/m}^3\text{.d}^{-1}$). Em uma configuração subsequente, usou-se um sistema unitário com um disco biológico e adicionou-se lodo anaeróbio para acelerar a partida — resultando em um aumento da taxa de remoção de $1 \text{ kgN/m}^3\text{.d}^{-1}$ (PYNAERT *et al* 2003). Em um trabalho mais recente (WYFFELS *et al*, 2004), realizou-se a remoção de nitrogênio em um sistema com dois reatores (cada um equipado com uma membrana para remoção de sólidos) de modo que a idade de lodo se tornou independente do tempo de permanência. Nestas condições, obteve-se uma taxa de nitrificação parcial de $1,45 \text{ kgN/m}^3\text{/d}$ no primeiro reator (arado), e de remoção de nitrogênio por oxidação de amônia de $1,1 \text{ kgN/m}^3\text{/d}$ no segundo reator. Na tabela 6.3 observam-se os resultados experimentais de alguns sistemas que efetuam a remoção de nitrogênio pela oxidação anaeróbia de amônia com nitrito.

Tabela 6.3 > Resultados experimentais de algumas investigações com sistemas de remoção de nitrogênio mediante a oxidação anaeróbia de amônia com nitrito

PROCESSO	SISTEMA	TAXA DE REMOÇÃO (gN/l.d)	EFICIÊNCIA (%)	REFERÊNCIA
Reator unitário				
OLAND	RBC	1	89	Pynaert <i>et al</i> (2003)
Deamonificação	Leito móvel	0,32	ND	Helmer <i>et al</i> (2001)
Dois reatores				
SHARON ANAMMOX	CSTR/MBR	0,36	80	Van Dongn <i>et al</i> (2001)
Nitrificação ANAMMOX	CSTR/MBR	0,30	90	Fux <i>et al</i> (2002)
OLAND	MBR/MBR	0,56	82	Wyffels <i>et al</i> (2004)

No sistema Oland, a concentração de OD é usada para evitar a nitrificação, mantendo-se OD < 0,2 mg/L. Como a constante de meia saturação para OD na nitrificação é maior do que a de nitrificação, se cria uma situação em que a nitrificação é favorecida, de forma que haverá acumulação de nitrito no reator. A concentração de nitrito depende diretamente do consumo de OD, que, por sua vez, depende do fornecimento de oxigênio. O pH é mantido elevado (7,9), criando-se outra condição desfavorável para nitrificadoras: uma concentração elevada de amônia não ionizada.

Quando se compara o sistema Oland com a combinação Sharon-Anammox, as seguintes diferenças se tornam claras.

Em primeiro lugar, no sistema Sharon, que é operado como um reator de mistura completa sem retenção de lodo, a idade do lodo é definida numa faixa entre um valor mínimo necessário para a nitrificação ocorrer e um valor máximo para evitar o desenvolvimento da nitrificação. No sistema Oland, a concentração de OD é usada para evitar a nitrificação. A idade de lodo no reator biológico é determinada por uma membrana (MBR) e pode ser maior que o tempo de permanência. Isso significa que se pode reduzir o volume do reator com um fate R_s/R_h comparado com o reator Sharon.

Em segundo lugar, a temperatura do sistema Oland pode ser mais baixa do que a encontrada no reator Sharon. Novamente, isto ocorre porque a concentração de OD é usada como mecanismo para se evitar a nitrificação. No sistema Sharon, a temperatura precisa ser maior do que 30 °C para que uma boa diferença entre a constante de crescimento máximo das nitritadoras e das nitrificadoras seja obtida.

Em terceiro lugar, a operação do sistema com dois reatores MBR assegura que: os sólidos do primeiro reator (de nitrificação) não entrem no segundo reator (de oxidação de amônia); e que o lodo de bactérias da oxidação anaeróbia de amônia (que crescem

muito devagar) não saiam com o efluente. Por esta razão, o funcionamento do sistema Oland com dois reatores MBR tende a ser bem estável.

6.8 Experiências do Prosab

Os resultados experimentais que se descrevem nesta seção foram obtidos pelo grupo de pesquisadores da Universidade Federal de Campina Grande que participou do Edital 5 do Prosab, Tema 2.

6.8.1 Uso da respirometria para a determinação das constantes cinéticas da nitrificação (FILHO, H. 2009)

A constante máxima de crescimento de *Nitrossomonas* é um parâmetro de grande importância para projetos racionais de sistemas de lodo ativado, mas seu valor varia muito dependendo das características da água residuária. Por esta razão, torna-se importante determinar a cinética de nitrificação e, particularmente, o valor da constante de crescimento máximo de *Nitrossomonas*. Um método simples e rápido para determinar a cinética da nitrificação é o uso da respirometria.

A taxa de nitrificação, em termos gerais, pode ser expressa como uma equação de Monod, estendida para incorporar a influência da concentração de oxigênio dissolvido:

$$r_N = \left\{ \mu_{\max} \left[\frac{N_a}{(N_a + K_n)} \right] \left[\frac{OD}{(OD + K_o)} \right] - b_n \right\} X_n / Y_n \quad \text{Equação 6.33}$$

Como se mostrou na Equação (6.2), a estequiometria do processo de nitrificação prevê uma relação linear ente a taxa de consumo de oxigênio TCO e a taxa de nitrificação:

$$TCO_n = 4,56r_N = \left\{ \mu_{\max} \left[\frac{N_a}{(N_a + K_n)} \right] \left[\frac{OD}{(OD + K_o)} \right] - b_n \right\} X_n / Y_n \quad \text{Equação 6.34}$$

onde:

TCO_n : TCO para nitrificação

r_N : taxa de nitrificação

A Figura 6.11 apresenta um respirograma genérico do perfil da taxa de consumo de oxigênio (TCO) em função do tempo que é observado em uma batelada de lodo quando retirada de um sistema de lodo ativado e posteriormente adicionada a uma solução de amônia. A Figura 6.12 é um exemplo experimental obtido com lodo de um sistema que tratava efluente industrial (Cetrel). A partir do perfil da TCO em função do tempo é possível determinar vários aspectos importantes da estequiometria e da cinética da nitrificação. Estes aspectos são discutidos a seguir.

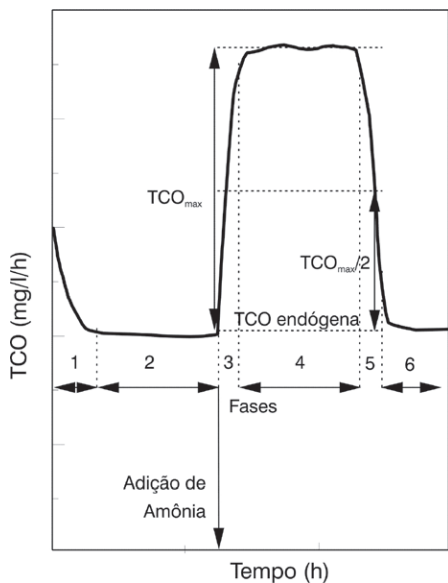


Figura 6.11

Respirograma genérico da adição de um substrato solúvel a uma batelada de lodo

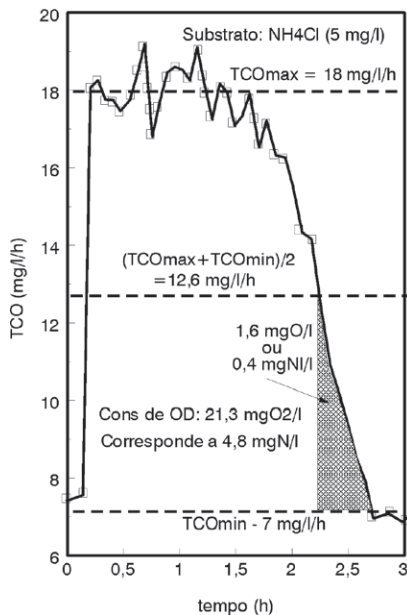


Figura 6.12

Exemplo de respirograma experimental

OBSERVAÇÕES (QUANTO ÀS FASES DA FIGURA 6.11):

FASE 1: NA PRIMEIRA FASE, ANTES DA ADIÇÃO DO SUBSTRATO, HAVERÁ CONSUMO DO SUBSTRATO AINDA PRESENTE NA BATELADA DE LODO E, PORTANTO A TENDÊNCIA DA TCO É DE DIMINUIR.

FASE 2: DEPOIS DA REMOÇÃO DO MATERIAL EXTRACELULAR DA AMOSTRA, A TCO PERMANECE PRATICAMENTE CONSTANTE; IGUAL À TCO DA RESPIRAÇÃO ENDÓGENA.

FASE 3: DEPOIS DA ADIÇÃO DO SUBSTRATO, A TCO AUMENTA RAPIDAMENTE ATÉ ATINGIR UM VALOR MÁXIMO.

ESTA FASE É DE CURTA DURAÇÃO.

FASE 4: DURANTE ALGUM TEMPO (DEPENDENDO DA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA ADICIONADA), A TCO PERMANECE CONSTANTE, REFLETINDO A TAXA MÁXIMA DO METABOLISMO DO SUBSTRATO ADICIONADO ENQUANTO HÁ ABUNDÂNCIA.

FASE 5: QUANDO A CONCENTRAÇÃO DE SUBSTRATO COMEÇA A SER LIMITANTE, A TCO DIMINUI ATÉ ATINGIR UM NOVO VALOR CONSTANTE.

FASE 6: QUANDO O METABOLISMO DO SUBSTRATO ADICIONADO É COMPLETO, A TCO ATINGE DE NOVO UM VALOR IGUAL À TAXA DE RESPIRAÇÃO ENDÓGENA.

6.8.1.1 Verificação do consumo de oxigênio para nitrificação

A área abaixo da curva da TCO e acima da TCO mínima, representando a respiração endógena, é a concentração de oxigênio dissolvido consumido para a nitrificação. Esta área pode ser calculada muito facilmente quando se tem um respirômetro automatizado que armazena os pontos de medição da TCO em função do tempo em uma planilha Excel. No caso do exemplo da Figura 6.12, calculou-se um consumo de 21,3 mgO₂/L – o que representa, estequiometricamente, uma concentração de 4,8 mg/L (muito perto da concentração de 5 mg/L que foram adicionados). Logo, conclui-se que

o consumo de oxigênio é compatível com a demanda pela amônia adicionada e que, portanto, a nitrificação é completa.

6.8.1.2 Estimativa da constante de crescimento máxima das *Nitrossomonas*

O valor da constante μ_{max} é de longe a mais importante das constantes de nitrificação e pode ser determinada a partir da TCO máxima para nitrificação – considerando que, nestas condições, $N_a \gg K_n$ e que a concentração de OD permanece constante durante o teste. Nestas condições, a Equação 6.34 se simplifica para

$$TCO_n = 4,56r_N = \mu_m X_n / Y_n \quad \text{Equação 6.35}$$

onde:

$\mu_m = \mu_{max} * OD / (OD + K_o)$ e DO = valor médio da concentração de OD durante os testes.

Para poder calcular o valor de μ_m a partir da Equação (6.35) é preciso que se saiba a concentração de *Nitrossomonas* na amostra de lodo. Esta concentração pode ser calculada a partir dos dados operacionais do sistema gerador. Segundo Van Haandel e Van der Lubbe (2007):

$$X_n = Y_n R_s N_c / ((1 + b_n R_s) R_h) \quad \text{Equação 6.36}$$

onde:

Y_n : coeficiente de rendimento de *Nitrossomonas*

N_c : concentração de amônia nitrificado no sistema gerador

R_s : idade de lodo no sistema gerador

R_h : tempo de permanência no sistema gerador

Agora, calcula-se a constante de crescimento máximo de *Nitrossomonas* como:

$$TCO_n = 4,56r_N = \{ \mu_{max} - b_n \} R_s N_c / ((1 + b_n R_s) R_h) \quad \text{Equação 6.37}$$

No caso do exemplo da Figura 6.12, teve-se: $R_s = 20$ d; $N_c = 51,6$ mg/L; $R_h = 1,5$ d. Considerando, ainda, que se diluiu a batelada de lodo com igual volume de efluente:

$$\text{Equação 6.38}$$

$$X_n = Y_n R_s N_c / ((1 + b_n R_s) R_h) = 0,1 * 20 * 51,6 / ((1 + 0,04 * 20) * 1,5) / 2 = 31 / 2 = 19,0 \text{ mg} X_n / L$$

Por outro lado, a TCO máxima de nitrificação é dada por:

$$TCO_{max} = (18 - 7,0) = 11 \text{ mg} \cdot L^{-1} \cdot h^{-1} \quad \text{Equação 6.39}$$

Desta maneira, a taxa de nitrificação é dada como:

$$r_N = 11 / 4,56 = 2,4 \text{ mg} N \cdot L^{-1} \cdot h^{-1} = 57 \text{ mg} N \cdot L^{-1} \cdot \text{dia}^{-1} \quad \text{Equação 6.40}$$

Agora, determina-se a constante μ_m como:

$$\mu_m = (Y_n r_N) / X_n = 0,1 * 58 / 19,0 = 0,30 \text{ dia}^{-1} \quad \text{Equação 6.41}$$

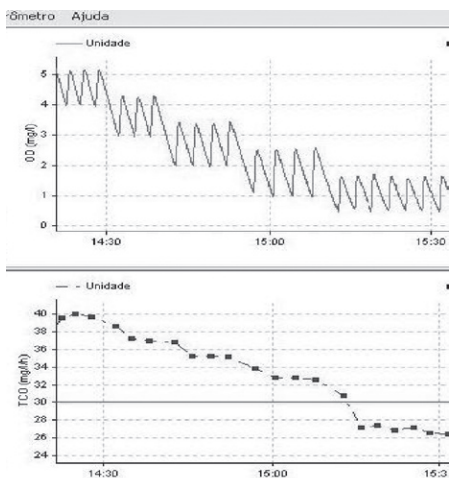
Observa-se que o procedimento acima também vale para a determinação da constante de crescimento máximo de *Nitrobacter*. Neste caso, em vez de se adicionar uma determinada concentração de amônia à batelada de lodo, adiciona-se nitrito, por exemplo, na forma de nitrito de sódio. A relação estequiométrica entre a o consumo de oxigênio a taxa de nitrificação é:

$$\text{TCO}_n = 1,71 \quad \text{Equação 6.42}$$

6.8.1.3 Estimativa do valor da constante de meia saturação de amônia

Para estimar o valor da constante de meia saturação de amônia, determina-se a área hachurada na Figura 6.12. Esta área é determinada no momento em que $\mu = 1/2 \mu_m$ ou $\text{TCO} = \text{TCO}_{\text{max}} / 2 = (1,8 + 7,0) / 2 = 12,6 \text{ mgO}_2 / \text{L}$. O valor da área hachurada é $1,6 \text{ mgO}_2 / \text{L}$, o que é equivalente a $1,6 / 4,56 = 0,4 \text{ mgN/L}$. Conclui-se que a constante μ_m tem a metade do seu valor máximo quando a concentração de amônia ainda é $0,4 \text{ mg/L}$. Portanto, o valor da constante de meia saturação é estimado $K_n = 0,4 \text{ mgN/L}$.

6.8.1.4 Estimativa do valor da constante de meia saturação de oxigênio dissolvido



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 6.13

Respirograma refletindo a influência da concentração de OD sobre a TCO para nitrificação

Para estimar o valor da constante K_o realiza-se o teste de adição de amônia a lodo nitrificante para diferentes níveis de OD durante o teste. Por exemplo, na Fig 6.13 pode se observar (lado superior da Figura) que o teste da TCO foi realizado com uma concentração de amônia abundante e uma concentração de DO variada. Inicialmente se estabeleceu um mínimo de 4 e um máximo de 5 mg/L (estes valores podem ser impostos ao respirômetro via comando no software). Depois de se determinar o valor da TCO correspondente (lado inferior da Fig 6.13) as concentrações de OD foram modificada (às 14:30 h) para valores entre 3 e 4 e novamente se determinou a TCO correspondente.

Subseqüentemente variou-se ainda a TCO para faixas entre 2 e 3; 1 e 2 e 0,5 e 1 mg/L, sempre determinando a TCO correspondente.

Na Tabela 6.4 pode-se observar os valores da concentração média de OD das diferentes faixas pesquisadas, a TCO exógena máxima correspondente e a taxa máxima de crescimento de *Nitrossomonas* correspondente (calculadas seguindo o procedimento discutido acima). Tendo-se, assim, o valor da concentração de μ_m para os diferentes valores da concentração média de OD, calcula-se o valor da constante máxima sem limitação da concentração de OD, sabendo que:

$$\mu_{\max} = \mu_m (K_o + OD) / OD \quad \text{Equação 6.43}$$

onde:

μ_{\max} : constante de crescimento máximo sem limite de oxigênio ou amônia

μ_m : constante de crescimento máximo sem limite de amônia e para um determinado valor médio de OD

Tabela 6.4 > Roteiro de cálculo para determinar a taxa máxima de crescimento de *Nitrossomonas* (sem limites dos substratos amônia e oxigênio dissolvido) e a constante de meia saturação de oxigênio dissolvido

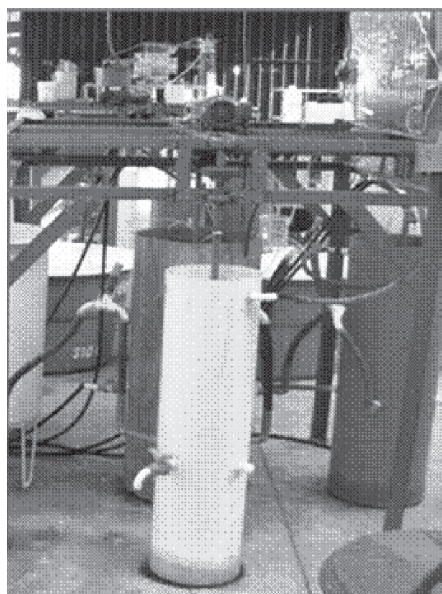
OD _{med}	TCO _{exo}	μ_m	$\mu_{\max} = \mu_m (K_o + OD) / OD$			
			$K_o=0,5$	$K_o=0,75$	$K_o=0,1$	$K_o=1,5$
4,5	40	0,30	0,34	0,35	0,37	0,40
3,5	37	0,29	0,33	0,35	0,37	0,41
2,5	35,5	0,26	0,32	0,34	0,37	0,42
1,5	32,5	0,23	0,31	0,35	0,39	0,46
0,75	27	0,18	0,29	0,35	0,41	0,52
			0,32	0,348	0,38	0,44
			0,02	0,004	0,02	0,05

Calculou-se, então, o valor de μ_{\max} admitindo-se diferentes valores de K_o (colunas 4 a 7 de Tabela 6.4) e chegou-se à conclusão de que a melhor correlação entre experimento e teoria foi obtida para $K_o = 0,75$ mg/L. Chega-se a esta conclusão pela seguinte consideração: a variação calculada de μ_{\max} deve ser mínima para os diferentes valores de OD, uma vez que o modelo prevê que μ_{\max} é uma constante verdadeira. Para $K_o = 0,75$ o valor calculado de μ_{\max} permanece praticamente inalterado para diferentes valores da concentração de OD média e, por isso, admite-se que esta é a melhor estimativa para o valor de meia saturação de OD.

6.8.2 Determinação das constantes cinéticas da desnitrificação (DOS SANTOS, H., 2009)

Realizou-se uma investigação experimental para determinar a capacidade de desnitrificação em sistemas de lodo ativado e se estabelecer se os valores experimentais das constantes de desnitrificação em diferentes sistemas de lodo ativado são iguais. Para tanto, operou-se um sistema Bardenpho em escala piloto, usando-se esgoto bruto da cidade de Campina Grande como afluente. Na Figura 6.14 pode-se observar uma foto do sistema Bardenpho com um volume total de reatores de 235 L, tratando 300 L/d de esgoto. A Figura 6.15 mostra o *layout* do sistema Bardenpho. Nas Tabelas 6.5 e 6.6 estão as condições operacionais e os resultados experimentais do sistema Bardenpho. Pode-se observar que o sistema Bardenpho foi operado mantendo-se uma taxa de recirculação do lodo de retorno igual à vazão do afluente ($s=1$), enquanto a vazão de licor misto da zona aeróbia para o primeiro reator anóxico foi três vezes maior do que a vazão do afluente ($a=3$).

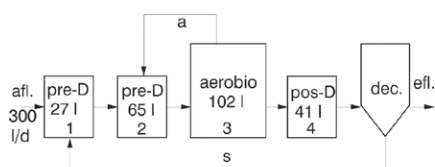
A partir das tabelas 6.5 e 6.6 pode-se fazer as seguintes considerações sobre a desnitrificação no sistema Bardenpho.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 6.14

Foto do sistema Bardenpho usado na investigação experimental.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 6.15

Fluxograma esquemático do sistema Bardenpho convencional tratando esgoto bruto.

Tabela 6.5 > Especificação das condições operacionais do sistema Bardenpho

s	1	-	R_s	20	d
a	3	-	R_n	0,78	d
Q_a	300	l/d	f_{bs}	0,06	-
X_t	2090	mg/L	f_v	0,7	mgSVS/mgSTS
TCO	55	mg/L/h	TCO_{end}	13	mg/L/h

Tabela 6.6 > Resultados experimentais da operação do sistema Bardenpho

PARÂMETRO	SÍMBOLO	UNIDADE	AFLUENTE	1	2	3	4	EFLUENTE
DQO	S	mg/L	456	22	28	28	30	23
NTK	N	mgN/L	57	14	13	1,9	3,3	3,5
NH_3	N_a	mgN/L	42	10	11	0,8	1,6	1,6
NO_3	N_n	mgN/L	0	4,4	0,5	9,6	5,3	4,5
NO_2	-	mgN/L	0	0,5	0,2	0,4	0,2	0,4
pH	-	-	7,8	8,2	7,3	7	7,2	7,5
Volume	V_r	L	235	27	65	102	41	
f_x	-	-	1	0,11	0,28	0,43	0,17	

6.8.2.1 Considerações gerais

Quanto à concentração de nitrato e nitrito, os dados experimentais indicam que a nitrificação e desnitrificação no sistema de tratamento são eficientes, visto que a concentração total de nitrogênio $N_{te} + N-NO_3 + N-NO_2 = 3,5+4,5+0,4 = 8,4$ mg/L corresponde a, somente, 15 % da concentração no afluente (57 mg/L). Todavia, a desnitrificação não é completa em nenhum dos reatores anóxicos (tanto que se mediu nitrato em todos os reatores e no efluente). Assim sendo, conclui-se que nos reatores havia nitrato suficiente e que a remoção de nitrato nestes reatores reflete a capacidade de desnitrificação. O fato de haver nitrato em todos os reatores, já mostra que a remoção completa de nitrato é impossível sob as condições operacionais escolhidas.

A concentração de nitrito é tão baixa (sempre menor que 0,5 mg/L), que, para todos os efeitos, pode ser desconsiderada.

Quanto à composição do material orgânico do afluente, a fração não biodegradável e solúvel foi calculada a partir dos valores da concentração da DQO no efluente e no afluente:

$$f_{us} = S_{te}/S_{ta} = 23/456 = 0,05 \quad \text{Equação 6.44}$$

A fração não biodegradável e particulada pode ser calculada a partir da concentração de lodo volátil (que é a soma da concentração de lodo ativo (X_a), resíduo endógeno (X_e) e lodo inerte (X_i)). Segundo Van Haandel e Marais:

$$X_v = X_a + X_e + X_i = [(1 + f_b R_s)(1 - f_{us} - f_{up})C_r + f_{up} R_s] S_{ta} / R_h = X_i / f_v = 2090 * 0,7 = 1460 \text{ mgSVS/L}$$

Equação 6.45

o que resulta em:

$$f_{up} = 0,06$$

Equação 6.45.1

A fração biodegradável e solúvel foi determinada com auxílio da respirometria e resultou em $f_{sb} = 0,06$ um valor muito baixo comparado com a fração geralmente encontrada para esgoto doméstico ($f_{bs} = 0,2$ a $0,25$). A baixa concentração de material biodegradável e solúvel dificulta a remoção de nitrogênio, uma vez que este material orgânico é usado no reator pré-D para a redução de nitrato.

6.8.2.2 Balanço e massa de nitrogênio

Para o balanço de nitrogênio, calcula-se a massa diária de nitrogênio no efluente, no lodo e a desnitrificada no sistema. Compara-se, depois, a soma com a massa diária de nitrogênio entrando no sistema.

Equação 6.46

Nitrogênio no afluente

$$MN_{ta} = N_{ta} Q_a = 57 * 300 = 16.100$$

Equação 6.46.1

Nitrogênio no efluente

$$MN_{te} = N_{te} Q_a = (3,5 + 4,9) * 300 = 2520$$

Equação 6.46.2

Nitrogênio no lodo

$$MN_l = f_n M X_v / R_s = f_n X_v V_r / R_s = 0,1 * 1460 * 235 / 20 = 1715$$

Equação 6.46.3

Quanto ao nitrogênio desnitrificado, para calcular a massa de nitrogênio removida por desnitrificação, calcula-se a soma da remoção nos reatores atóxicos e no decantador (o decantador também remove nitrogênio como mostra a redução de nitrato nesta unidade). A massa de nitrogênio removida no primeiro reator é dada pela diferença da concentração na entrada e na saída do reator multiplicado pela vazão que por ele passa:

Equação 6.47

Nitrato na entrada

$$N_{n_0} = (aN_{ne} + sN_{n_3} + N_{na})/(a+s+1) = (4,5+3*9,6+0)/5 = 6,7 \text{ mg/L} \quad \text{Equação 6.47.1}$$

Nitrato na saída de reator 1

$$N_{n_1} = 4,4 \text{ mg/L} \quad \text{Equação 6.47.2}$$

Nitrato removido no reator 1

$$MN_{d_1} = (a+s+1)Q_a(N_{n_0} - N_{n_1}) = 300*5*(6,7-4,4) = 3450 \text{ mg/d} \quad \text{Equação 6.47.3}$$

Da mesma maneira, calcula-se a massa diária desnitrificada nos outros reatores anóxicos a partir das equações:

Equação 48

$$MN_{d_2} = (a+s+1)Q_a(N_{n_1} - N_{n_2}) = 5*300*(4,4-0,5) = 5850 \text{ mg/d} \quad \text{Equação 6.48.1}$$

$$MN_{d_4} = (s+1)Q_a(N_{n_3} - N_{n_4}) = 2*300*(9,7-5,3) = 2580 \text{ mg/d} \quad \text{Equação 6.48.2}$$

$$MN_{d_d} = (s+1)Q_a(N_{n_4} - N_{ne}) = 2*300*(5,3-4,4) = 480 \text{ mg/d} \quad \text{Equação 6.48.3}$$

$$MN_d = MN_{d_1} + MN_{d_2} + MN_{d_4} + MN_{d_d} = 12360 \text{ mg/d} \quad \text{Equação 6.48.4}$$

Agora, calcula-se o balanço de massa de nitrogênio:

Equação 6.49

$$B_n = (MN_{te} + MN_i + MN_d)/MN_{ta} = (2520+1715+12360)/17100 = 16595/17100 = 0,97$$

Conclui-se que, em boa aproximação, o balanço de massa de nitrogênio fecha. Portanto, os dados experimentais são fidedignos. Se a recuperação fosse menor do que 90 % ou maior do que 110 % haveria razão de se rejeitar os dados dado ao fato de não haver fechamento do balanço de massa.

6.8.2.3 Cálculo da constante de desnitrificação nos reatores pré-D e pós-D

Com os itens anteriormente calculados, pode-se agora determinar as constantes de desnitrificação do sistema de tratamento. Levando-se em consideração que em todos os reatores anóxicos há nitrato no efluente, sabe-se que há disponibilidade de nitrato nos reatores anóxicos e que, portanto, a capacidade de desnitrificação é igual à massa de nitrogênio removida dividida pela vazão afluenta. Considerando-se, ainda, que no reator pós-D não há material orgânico rapidamente biodegradável, tem-se para o quarto reator (pós-D):

$$D_{c4} = MN_{d4}/Q_a = k_3 C_r f_{x4} S_{ba} \quad \text{Equação 6.50}$$

ou

$$k_3 = D_{c4}/(C_r f_{x4} S_{bi}) = (2580/300)/(1,31*0,17*0,89*456) = 0,095 \text{ mgN/mgX}_a/d$$

Semelhantemente, no segundo reator (que também não tem material rapidamente biodegradável):

$$D_{c2} = MN_{d2}/Q_a = k_2 C_r f_{x2} S_{ba} \quad \text{Equação 6.51}$$

ou

$$k_2 = D_{c2}/(C_r f_{x2} S_{ba}) = (5850/300)/(1,31*0,28*0,89*456) = 0,13 \text{ mgN/mgX}_a/d$$

A capacidade de desnitrificação do primeiro reator anóxico se compõe de duas partes: oxidação do material orgânico solúvel (D_{c1s}), e oxidação do material orgânico particulado (D_{c1p}). A desnitrificação devida à oxidação de material orgânico solúvel é diretamente proporcional com a sua concentração no afluente:

$$D_{c1s} = (1-f_{cv} Y)/2,86*f_{bs}(1-f_{us}-f_{up})S_{ta} = 0,33/2,86*0,06*456 = 3,1 \text{ mg/L} \quad \text{Equação 6.52}$$

$$D_{c1p} = k_2 C_r f_{x1} X_a \quad \text{Equação 6.52.1}$$

Usando o valor de k_2 já calculado para o reator 2:

$$D_{c1p} = k_2 C_r f_{x1} S_{ba} = 0,131*1,31*0,11*0,89*456 = 7,7 \text{ mg/L} \quad \text{Equação 6.53}$$

$$D_{c1} = D_{c1s} + D_{c1p} = 3,1 + 7,7 = 10,8 \text{ mg/L} \quad \text{Equação 6.53.1}$$

De fato, a capacidade de desnitrificação calculada é bem parecida com a capacidade observada:

$$D_{c1} = MN_{d1}/Q_a = 3450/300 = 11,5 \text{ mgN/L} \quad \text{Equação 6.54}$$

Os valores das constantes de desnitrificação encontrados são menores do que aqueles encontrados anteriormente em Campina Grande e na África do Sul. Van Haandel e Marais (1999), resumindo a experiência sul-africana e brasileira, sugeriram: $k_2 = 0,10*1,08^{(t-10)}$ e $k_3 = 0,08*1,04^{(t-20)}$. Para a temperatura de 25 °C (a temperatura durante a investigação experimental) tem-se $k_2 = 0,15$ e $k_3 = 0,11 \text{ mgN/mgX}_a/d$. Conclui-se que as constantes experimentais têm valores inferiores àqueles já obtidos na África do Sul, embora a diferença seja pequena.

A fração de material biodegradável e solúvel ($f_{sb} = 0,06$) encontrada é muito menor do que o valor usual (de 0,20 a 0,25). Esta foi uma razão pela qual a desnitrificação completa nas condições especificadas é impossível. A outra razão é que a propor-

ção entre o NTK e a DQO no afluente é muito desfavorável: um valor de $57/456 = 0,125$ é excepcionalmente elevado para esgoto bruto e indica que a disponibilidade de material orgânico para a desnitrificação é pouca. A alta razão TKN/DQO para uma cidade de renda relativamente baixa (e onde o consumo de proteínas é limitado pelo próprio poder aquisitivo da população) pode ser explicada pelo fato de que, em muitos casos, o esgoto é lançado na rede depois de passar por um tanque séptico. Neste pré-tratamento, há remoção de material orgânico, mas a remoção de nitrogênio é insignificante. Conclui-se que, no caso da investigação experimental, os fatores desvantajosos para a remoção de nitrogênio (pouco material orgânico solúvel e razão TKN/DQO desfavorável) pesaram mais do que os fatores vantajosos (alta fração de lodo em ambiente não aerado — 57 % , e a alta temperatura do esgoto — 25 °C). Além disto, nas condições operacionais, a remoção completa de nitrogênio é impossível. De fato, a remoção máxima foi alcançada tendo-se em vista que todos os reatores funcionavam a plena capacidade — como se prova pelo fato de haver, em todos os reatores anóxicos, nitrato no efluente.

De antemão, pode-se praticamente descartar a possibilidade de sucesso de remoção biológica de fósforo no caso do esgoto com características e condições operacionais semelhantes às do sistema operado. Para a remoção de fósforo ser eficiente, será necessário criar uma zona anaeróbia (não disponível para desnitrificação) e isto iria reduzir ainda mais a eficiência de remoção de nitrato. Nestas condições, é possível que o próprio funcionamento do sistema de tratamento ficasse inviabilizado por conta da perda de lodo no decantador — perda esta causada pela flotação com o nitrogênio que ali se desprende. Por outro lado, dificilmente vai se evitar a "contaminação" da zona anaeróbia (para remoção de fósforo) com nitrato — o que inviabiliza a remoção biológica de fósforo pelo mecanismo de absorção em excesso (ver Capítulo 7).

6.8.3 Comparação da taxa de oxidação de material orgânico com diferentes oxidantes: oxigênio dissolvido, nitrato e nitrito (DOS SANTOS, H., 2009)

Realizou-se uma investigação experimental para comparar a taxa de oxidação de material orgânico tendo-se como oxidantes o oxigênio dissolvido em ambiente aeróbio e nitrato ou nitrito em ambiente anóxico. A taxa de oxidação de material orgânico em ambiente aeróbio era determinada com um respirômetro. Para tanto, usou-se bateladas de lodo de excesso de sistemas de lodo ativado do tipo Bardenpho (vide Figura 6.15) e do tipo UCT. A TCO destas bateladas de lodo era determinada com o respirômetro, tanto sem a presença de um substrato de material orgânico, como também na presença de um substrato solúvel (acetato de sódio) e de um substrato particulado (suspensão de amido comercial — maizena).

Depois de concluídos os testes em ambiente aeróbio, eles foram repetidos em ambiente anóxico, usando-se nitrato e nitrito como oxidante alternativos em ambiente não aerado. A partir da diminuição da concentração de nitrato e nitrito calculou-se, então, a taxa equivalente de consumo de oxigênio, aplicando-se 2,86 mgO/mgN como fator de conversão no caso de nitrato e 1,71 mgO/mgN no caso de nitrito (estequiometricamente 1 mgN de nitrato é equivalente a 2,86 mgO em termos oxidimétricos e 1 mg N de nitrito equivale a 1,71 mgO).

Nas Tabelas 6.7 e 6.8 observam-se os resultados médios de 10 testes com lodo de excesso do sistema Bardenpho e do sistema UCT respectivamente. Os dados experimentais indicam claramente que não há diferença significativa entre a taxa de consumo de oxigênio equivalente em ambiente anóxico com nitrato e a taxa de consumo de oxigênio em ambiente aeróbio. Determinou-se ainda que não haveria diferença entre os valores obtidos se os testes em ambiente anóxico eram realizados antes dos testes em ambiente aeróbio. Comparando os valores da TCO exógena com os substratos solúveis ou particulados com a TCO endógena observa-se o seguinte: no caso de substrato particulado a TCO ou TCO equivalente exógena são um fator 1 a 1,5 maior que o valor da TCO endógena. No caso de material orgânico solúvel a TCO exógena era um fator 4 a 5 maior que a TCO endógena, tanto em ambiente aeróbio como em ambiente anóxico.

Tabela 6.7 > Taxa de consumo de oxigênio em ambiente aeróbio e taxa equivalente de consumo de oxigênio em ambiente anóxico com nitrato em bateladas de lodo de um sistema Bardenpho (média de 10 testes)

	SUBSTRATO SOLÚVEL		SUBSTRATO PARTICULADO		SEM SUBSTRATO (ENDOG)	
	ANÓXICO	AERÓBIO	ANÓXICO	AERÓBIO	ANÓXICO	AERÓBIO
MÉDIA	51	51	11	10	10	10
MÍN.	42	41	10	10	8	8
MÁX.	57	61	11	11	11	12
DP	5	6	0,4	0,3	1,2	1,3
CV	0,10	0,12	0,04	0,03	0,12	0,13

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

OBSERVAÇÃO: DP: DESVIO PADRÃO; CV: COEFICIENTE DE VARIAÇÃO

Tabela 6.8 > Taxa de consumo de oxigênio em ambiente aeróbio e taxa equivalente de consumo de oxigênio em ambiente anóxico com nitrato em bateladas de lodo de um sistema UCT (média de 10 testes)

	SUBSTRATO SOLÚVEL		SUBSTRATO PARTICULADO		SEM SUBSTRATO (ENDOG)	
	ANÓXICO	AERÓBIO	ANÓXICO	AERÓBIO	ANÓXICO	AERÓBIO
MÉDIA	36	37	17	17	12	12
MÍN.	21	26	15	14	10	10
MÁX.	46	50	19	19	16	16
DP	6	7	1,3	1,6	2,0	1,9
CV	0,18	0,18	0,08	0,09	0,17	0,16

Além de nitrato também se testou o nitrito como material oxidante. Para tanto, deixou-se o lodo em ambiente anóxico para eliminar o nitrato eventualmente presente nas amostras de lodo (geralmente em torno de 2 a 5 mgN/L). Depois de realizar os testes em ambiente aeróbio, adicionou-se nitrito na forma de nitrito de sódio. Determinou-se a taxa de consumo de oxigênio equivalente a partir da diminuição observada da concentração de nitrito em ambiente anóxico, sem, e com, a presença de substrato de material orgânico (novamente acetato de sódio e suspensão de amido). Para nitrito, a taxa equivalente de consumo de oxigênio é 1,71 mgO/mgN de NO₂ pela estequiometria. Calculou-se também a taxa equivalente de consumo de oxigênio equivalente por unidade de lodo ativo e por unidade de tempo da seguinte maneira.

Primeiramente, na amostra de lodo, determinou-se a taxa de consumo de oxigênio para respiração endógena e subseqüentemente calculou-se a concentração de lodo ativo pela equação (Van Haandel e Marais, 1999):

$$TCO_{\text{end}} = f_{\text{cv}}(1-f)b_h X_a \quad \text{Equação 6.55}$$

onde:

TCO_{end} : taxa de consumo de oxigênio para respiração endógeno

f_{cv} : fator de conversão de sólidos voláteis em DQO:

f : fração de lodo ativo que ao decair permanece como resíduo endógeno = 0,2

b_h : constante de decaimento de lodo ativo = 0,24(1,04)^(T-20)

X_a : concentração de lodo ativo

Em seguida, a partir da taxa de diminuição da concentração de nitrito em ambiente anóxico, calcula-se a taxa equivalente de consumo de oxigênio:

$$TCO_{\text{eq}} = 1,71r_D \quad \text{Equação 6.56}$$

Depois, calcula-se a taxa de consumo de oxigênio equivalente por unidade de massa de lodo ativo e por unidade de tempo:

$$tco_{eq} = TCO_{eq}/X_a \quad \text{Equação 6.57}$$

Na tabela 6.9, podem-se observar os resultados experimentais obtidos da tco_{eq} para nitrito e para nitrato como oxidante para três situações diferentes: substrato solúvel (acetato de sódio); substrato particulado (suspensão de amido); e sem substrato. Os testes foram realizados para dois tipos de lodo: gerado em sistema Bardenpho e gerado em sistema UCT. Ao analisar os resultados experimentais, pode-se notar que, em todos os casos, a taxa de consumo de oxigênio equivalente é muito menor quando o nitrito é o oxidante do que quando se aplica nitrato. Mesmo levando em consideração no caso de nitrito a capacidade do oxidante é somente $3/5 = 60\%$ da capacidade do oxidante nitrato, a taxa de remoção de nitrito será mais lenta do que a taxa de remoção de nitrato. Desse modo, conclui-se que a capacidade de desnitrificação no caso do nitrito, na realidade, sempre é menor do que no caso do nitrato. A pressuposição básica que levou ao desenvolvimento de sistemas com nitrificação até nitrito era o fato da taxa de consumo de oxigênio equivalente ser igual no caso do nitrito ou nitrato. Neste caso, a taxa de remoção de nitrito seria um fator $5/3 = 1,67$ maior que no caso do nitrato. Os dados experimentais mostram claramente que esta pressuposição não é válida e que, muito pelo contrário, a taxa de remoção de nitrogênio é menor quando se usa nitrito. Portanto, a vantagem de sistemas que procuram produzir nitrito em vez de nitrato, como Sharon e Oland, limita-se a uma redução do consumo de oxigênio na nitrificação, e de material orgânico para a desnitrificação. Além disso, o tempo de desnitrificação é maior do que aquele que se necessitaria se a nitrificação tivesse sido para a produção de nitrato.

Outro aspecto que fica claro a partir da Tabela 6.9 é que a desnitrificação de nitrato é uma redução de uma vez para nitrogênio molecular. Se a redução ocorresse em dois passos, um para nitrito e outro para nitrogênio, então o nitrito seria reduzido lentamente (como é o caso quando se adiciona este íon). Portanto, haveria acumulação de nitrito de uma batelada de lodo removendo nitrato — o que não foi observado em nenhum dos testes realizados.

Tabela 6.9 > Valores da taxa equivalente de consumo de oxigênio quando se usa nitrato ou nitrito como oxidante para diferentes substratos e dois sistemas de lodo ativado: Bardenpho e UCT

OXIDANTE	UNIDADE	(A) BARDENPHO			(B) UCT		
		Solúv.	Particul.	Endóg.	Solúv.	Particul.	Endóg
Nitrato	$mgO_{eq}/mgX_3/d$	1,68	0,35	0,33	1,1	0,54	0,36
Nitrito	$mgO_{eq}/mgX_5/d$	1,01	0,18	0,08	0,48	0,21	0,1
NO_2/NO_3		0,60	0,51	0,24	0,44	0,39	0,28

6.8.4 Remoção de nitrogênio em reator único de nitrificação e desnitrificação

A remoção de nitrogênio em sistemas de reator único tem sido proposta desde o início da tecnologia de sistemas de lodo unitário (PASVEER, 1969, MATSCHÉ, 1970), mas, recentemente, tem-se visto vários artigos propondo de novo este método. Nos primeiros dias da remoção biológica de nitrogênio, normalmente usava-se aeradores de superfície que eram muito populares na época. Neste caso, a estratificação de OD em reatores aeróbios pode ser muito grande — o que facilita o desenvolvimento de regiões anóxicas no licor misto (onde a desnitrificação pode ocorrer). Isto é mais provável na medida em que o reator é mais profundo — criando, desta forma, uma distância maior entre os pontos de OD mínimo e máximo (perto dos aeradores). Como a demanda de oxigênio é variável e geralmente se aplica uma aeração estática, a concentração de OD variará com o tempo e estas zonas anóxicas terão volume variável. Por esta razão, a magnitude da desnitrificação é irregular: quando a carga é baixa, a demanda de oxigênio será pequena, a concentração de OD alta e a desnitrificação limitada. Em momentos de maior carga, a desnitrificação se desenvolverá mais, mas poderá haver nitrificação incompleta devido à falta de oxigênio dissolvido.

Nos últimos anos, tem-se observado um interesse renovado pela remoção de nitrogênio em reator unitário, especialmente para aplicações em sistemas de reatores de bateladas sequenciais. Quase invariavelmente, nestes sistemas, a aeração se dá por ar difuso (que é introduzido no fundo do reator). Neste caso, haverá menos estratificação — embora a concentração de OD no nível de introdução tenda a ser mais alta do que a verificada no nível perto da superfície. Mediante um controle automático da concentração de OD, a remoção biológica de nitrogênio nestas condições torna-se mais fácil de se controlar, por um lado, e o desempenho do sistema será mais regular, por outro. Todavia, há pelo menos duas perguntas que devem ser respondidas quando se deseja otimizar o sistema de tratamento. A primeira delas: qual é a concentração ótima de OD? E a segunda, que procura descobrir se a capacidade de remoção de nitrogênio em sistemas de tratamento é maior ou menor do que a encontrada em sistemas de zonas aeradas para nitrificação separadas de zonas anóxicas para desnitrificação.

Quanto à concentração ótima de OD em sistemas RBS, seu valor é determinado pela concentração mínima que possa garantir uma nitrificação eficiente. Este valor, por sua vez, depende das constantes cinéticas (notadamente a constante de meia saturação de OD, K_o) e da idade de lodo (vide item 6.8.1). Para um conjunto de constantes cinéticas e uma idade de lodo que leve a nitrificação eficiente, deve-se, então, determinar se a capacidade de desnitrificação no reator é suficiente para reduzir a produção de nitrato para nitrogênio. Se for possível operar o sistema para nitrificação até nitrito, em vez

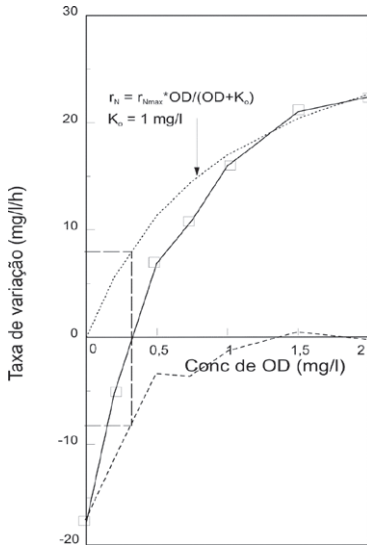
de nitrato, deve-se, então, determinar se o nitrito pode ser removido — ainda que no item 6.8.3 tenha se mostrado que a taxa de remoção de nitrito é mais lenta do que a de remoção de nitrato sob condições equivalentes.

Realizou-se uma investigação experimental para se determinar a relação entre a taxa de produção de nitrato e a concentração de OD em um reator de mistura intensa sendo alimentado em regime de batelada. Uma batelada de lodo com constantes cinéticas e concentração de *Nitrossomonas* conhecidas foi alimentada com excesso de esgoto bruto, aplicando-se aeração constante. Após a remoção do material rapidamente biodegradável, estabelecia-se uma concentração de OD também constante. Nestas condições, determinou-se a variação de nitrato com o tempo, retirando-se pequenas amostras de licor misto e determinando-se a concentração de nitrato (e nitrito) nestas amostras. Esta experiência era, então, repetida várias vezes. Na Figura 6.16, observam-se os resultados experimentais da taxa de variação de nitrato em função da concentração de OD.

Na mesma Figura 6.16, plotou-se também a taxa de nitrificação em função da concentração de OD para as constantes cinéticas já determinadas anteriormente: $\mu_m = 0,45$; $b_n = 0,05 \text{ d}^{-1}$, $K_n = 1 \text{ mg/L}$, $K_o = 1 \text{ mg/L}$. Pode-se observar que a taxa de nitrificação calculada é praticamente idêntica à taxa de aumento da concentração de nitrato quando a concentração de OD é elevada (2 mg/L). Mas, na medida em que a concentração de OD diminui, aumenta a diferença entre a taxa de nitrificação calculada e a taxa observada. Esta diferença deve ser atribuída à desnitrificação. Assim sendo, pode-se calcular a taxa de desnitrificação, igualando-a diferença entre a taxa de nitrificação calculada e a taxa de aumento de nitrato observada.

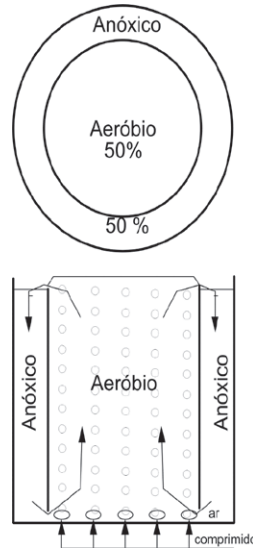
Na Figura 6.16, pode-se observar, também, que, para uma concentração de OD = 0,3 mg/L, a taxa de aumento de nitrato se torna zero. Ou seja, para OD = 0,3 mg/L a taxa de nitrificação é igual à taxa de desnitrificação — sendo as duas aproximadamente 8 mgN/L/h. Todavia, para esta concentração, a taxa de nitrificação é muito menor do que a taxa possível para uma concentração elevada. Por exemplo, para OD = 2 mg/L, a taxa de nitrificação é 21,5 mgN/L/h, ou seja, um fator $21,5/8 = 2,7$ maior. Por outro lado, a taxa de desnitrificação também é relativamente baixa na presença de OD. Na ausência de OD, a taxa de desnitrificação era 18,2 mgN/L/h, mas, para OD = 0,3 mg/L, esta taxa diminuiu para 8 mg/L — um fator 2,3 mais baixo do que o observado em ambiente anóxico. Conclui-se que, nas condições operacionais dos testes, o sistema era capaz de remoção de nitrogênio a uma taxa de 8 mg/L/h quando se aplicava aeração para estabelecer uma concentração de OD de 0,3 mg/L.

Por outro lado, pode se estimar a taxa de remoção de nitrogênio se fosse dividido o volume do reator entre uma zona anóxica e uma zona aeróbia. A separação de ambiente em zona anóxica e zona aerada em reatores RBS é extremamente simples. Como se



FORTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 6.16 Variação da concentração de nitrito em função da concentração de OD num reator único.



FORTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 6.17 Configuração em sistema RBS com câmaras separadas zonas aeradas e anóxicas.

indica na Figura 6.17, pode-se introduzir uma divisão vertical que vai desde o fundo do reator até o nível da superfície de água, deixando uma pequena brecha na parte inferior para manter contato direto entre as duas zonas assim criadas (vasos comunicantes).

Ao se aerar uma das partes do reator (por exemplo, a parte central como indica a Figura 6.17), esta zona se expandirá por causa da presença de bolhas de oxigênio, e, na superfície, escoará licor misto que será vertido da parte central para a zona periférica (que não é aerada). Por outro lado, na parte inferior, haverá escoamento de licor misto da zona periférica para a parte central. Nesta configuração, o controle da concentração de OD é simples, e, de todo modo, é muito menos crítico do que no caso do reator completamente misturado.

Para se estimar a relação entre o volume necessário para um reator único e uma unidade composta de duas zonas como na Figura 6.17, calcula-se primeiro a relação entre a zona aeróbia e a zona anóxica:

$$MN_n = V_{ae} r_n = MN_d = V_{ano} r_d \quad \text{Equação 6.58}$$

ou

$$V_{ano} / V_{ae} = r_n / r_d = 21,5 / 18,2 = 1,18$$

onde:

MN_n : massa diariamente nitrificada

MN_d : massa diariamente desnitrificada

V_{ae} : volume da zona aerada

V_{ano} : volume da zona anóxica

r_{nm} : taxa máxima de nitrificação (a OD = 2 mg/L)

r_{dm} : taxa máxima de desnitrificação (a OD = 0 mg/L)

Para uma proporção de $V_{ano}/V_{ae} = 1,18$, tem-se que a zona anóxica tem de ser 54 % do volume total e a zona aerada 46 %. Portanto, o reator com duas zonas otimizadas pode remover uma massa diária de

Equação 6.59

$$MN_d = 0,54V_{tot}r_{dm} = 0,54 \cdot 18,2V_{tot} = MN_n = 0,46V_{tot}r_{nm} = 0,46 \cdot 21,5V_{tot} = 9,9V_{tot}$$

Por outro lado, se o reator for operado como um reator de mistura completa, a massa diariamente removida de nitrogênio não passa de:

$$M_{du} = r_{n+d}V_{tot} = 8V_{tot+} \quad \text{Equação 6.60}$$

onde:

r_{n+d} : taxa de remoção de nitrogênio pelos processos de nitrificação e desnitrificação = m mg/L/h para OD = 0,3 (Figura 6.17)

Conclui-se que, nas condições pesquisadas, a taxa de remoção de nitrogênio no reator com zonas anóxica e aerada separadas é um fator $9,9/8 = 1,24$ vezes maior do que a taxa máxima em um reator de mistura completa. A taxa máxima no reator de mistura completa somente é obtida quando a concentração de OD no reator unitário é exatamente 0,3 mg/L (vide Figura 6.16). Se a concentração for menor, a remoção de nitrato será completa, mas a nitrificação será ineficiente. Se a concentração de OD for maior que 0,3, a nitrificação será eficiente, mas neste caso haverá nitrato no efluente final.

Esta investigação experimental mostrou que não se pode afirmar que haja vantagem em operar um sistema RBS em que se desenvolvem simultaneamente os processos de nitrificação e de desnitrificação no reator misturado. O mesmo reator com uma zona anaeróbia e uma zona anóxica terá uma capacidade de remoção de nitrogênio bem maior e o controle da concentração de OD se torna um fator muito menos crítico. Portanto, não é recomendável projetar sistemas RBS de mistura completa quando o objetivo do sistema é a remoção de nitrogênio. É possível que em sistemas em escala real, a diferença entre as duas opções sejam menores do que aquela identificada na investigação experimental que foi realizada com um reator de 22 L. Em sistemas grandes, fatalmente, a mistura de licor misto será menos eficiente do que a verificada

em sistemas pequenos, de modo que podem se estabelecer zonas verdadeiramente anóxicas separadas de zonas aeradas perto dos aeradores.

Referencias bibliográficas

- BARNARD, J.L. Biological denitrification. *Water Pollution Control*, v. 72, n.6, p. 705-720, 1973.
- _____. A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. *Water S.A.*, v.2, n.3, p.163, 1976.
- BART, BRENNER, LEWIS. Chemical-Biological Control of Nitrogen and Phosphorus in Waste-water Effluent, *J.Wat.Pollut. Contr. Fed*, v. 40, p.2040-2054, 1969.
- BRODA, E. Two kinds of lithotrophs missing in nature: *Zeitschrift Für Allgemeine Mikrobiologie*, v. 17, p. 491-493, 1977.
- DERKS, Y.M. *et al.* Influência da temperatura sobre a capacidade metabólica das bactérias nitrificantes de sistema de lodo ativado. In: CONGRESSO DA SILUBESA, Anais..., Fortaleza: 2007.
- DOWNING, A.L.; PAINTER, H.A.; KNOWLES, G. Nitrification in the Activated Sludge Process. *Journal of the Procedures of the Insitute of .Sewage .Purification.*, v.64, n.2, p.130-158, 1964.
- FILHO, H.A.S. *Aplicação da respirometria para caracterizar a cinética da nitrificação em sistemas de lodo ativado.* Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – UFCG Campina Grande Pb, 2009.
- FUX, C. *et al.* Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification e subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. *Journal of Biotechnology*, v.99, n.3, p.295-306, 2002.
- GUJER, W.; Jenkins, D. A nitrification model for the contact-stabilization activated sludge process. *Water Research*, v.9, n.5/6, p. 561-566, 1977.
- HELMER, C. *et al.* Single stage biological nitrogen removal by nitrification e anaerobic ammonium oxidation in biofilm systems. *Water. Science and Technology*, v.43, n.1, p. 311-320, 2001.
- IAWPRC. Activated sludge model no. 1. *IAWPRC Scientific and Technical Reports*, n.1, 1987.
- JETTEN, M.S.M. *et al.* Removal of ammonium from digester reject water with the Anammox process (em holandês). *Stowa Report*, no. 96-21, 1996.
- JETTEN, M.S.M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; VAN DONGEN, U. The combined Sharon – Anammox process – a sustainable method for N-removal from digestion reject water (em holandês). *Stowa Report*, n. 2000-25, 2000.
- KUAI, L.P., VERSTRAETE, W. Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification system. *Applied Environmental Microbiology*, v.64, n.11, p. 4500-4506, 1998.
- LUDZACK, F.J.; ETTINGER, M.G. Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 34, p. 920-931, 1962.
- MARAIS, G.V.R.; EKAMA, G.A. The activated sludge process: steady state behaviour. *Water S.A.*, v. 2, n. 4, p. 163-200, 1976
- MATSCHKE. The elimination of nitrogen in the treatment plant of Vienna-Blumenthal. *Water Research*, v. 6, p. 485-486, 1972.

- METCALF; EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3 ed. Metcalf & Eddy Inc., 1334 p., 1991.
- MULDER, A. *et al.* Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiology letters*, v. 16, p.177-184, 1995.
- PASVEER. Beitrag über Stickstoffbeseitigung aus Abwasser (em alemão). In: *Münchener Beiträge zur Abwasser - Fischerei - und Flussbiologie*. Ed. Liebmann: bd 12, p. 197-200, 1965.
- PYNAERT, K. *et al.* Characterization of an autotrophic nitrogen removing biofilm from a highly loaded lab-scale rotating biological contactor. *Appl. Environ. Microbiol.*, v.69, n.6, p. 3626-3635, 2003.
- RANDALL, C.W.; BARNARD, J.L.; STENSEL, H.D. *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*. Lancaster, EUA: Technomic Publishing Co., 420 p., 1992.
- DOS SANTOS, E.V.M. *Estequiometria e cinética da desnitrificação em sistemas de lodo ativado*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – UFCG, Campina Grande PB, 2009.
- STROUS, M. *et al.* Missing lithotroph identified as new planctomycete. *Nature*, v. 400, p. 446 – 449, 1999.
- STROUS, M. *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium oxidizing micro-organisms. *Applied Microbiology e Biotechnology*, v. 50, p. 589 – 596; 1998.
- SCHMID, M. *et al.* Molecular evidence for genus level diversity of bacteria capable of catalyzing anaerobic ammonium oxidation. *Systems of Applied Microbiology*, v.23, n.1, p.93-106, 2000.
- STENSTROM, M.K.; PODUSKA, R.A. The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification. *Water Research*, v. 14, n. 6, p. 645-650, 1980.
- TEN HAVE, C.; VAN KEMPEN, R. *Evaluation of reject water treatment – Sharon: effluent quality, alternatives e market potential* (in Dutch). *Report no. 2004-20*, 2004.
- VAN DONGEN, U.; JETTEN, M.S.M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. The Sharon-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Science and Technology*, v.44, n.1, p. 153-160, 2001.
- WYFFELS, S. *et al.* Sustained nitrite accumulation in a membrane-assisted bioreactor (MBR) for the treatment of ammonium-rich wastewater. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, v.78, n.4, p.412-419, 2004.
- VAN DE GRAAF, A.A. *et al.* Autotrophic growth of anaerobic ammonium oxidising bacteria in a fluidized bed reactor. *Microbiology (UK)*, v. 142, p. 2187-2196; 1996.
- VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS G.V.R. *O Comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para operação e projetos*. Campina Grande, PB: Ed. Epgraf, 1999.
- VAN HAANDEL, A.C.; VAN DER LUBBE, J. *Handbook biological waste water treatment: design and optimization of activated sludge systems*. Leidschendam, Holanda: Quist Publishing, 2007 (ISBN 978-90-77983-22-5).
- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. v.4. Lodos ativados. 2.ed. UFMG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 428 p., 2002.
- WUHRMANN, K. Nitrogen removal in sewage treatment processes (em alemão). *Verhandlungen der Internationale Verein von Theoretische und Angewandte. Limnology*, v. 15; 1964.

7

Remoção Biológica de Fósforo no Sistema de Lodo Ativado: Mecanismos e Configurações

Adrianus van Haandel, Luiza Girard, Neysson Mendonça, Marcelo Teixeira e Marcos von Sperling

7.1 Remoção de fósforo

O fósforo no esgoto doméstico se apresenta predominantemente na forma de fosfatos ou ligado a certos aminoácidos, denominado, neste último caso, fósforo orgânico. No sistema de lodo ativado há mineralização de quase todo o fósforo orgânico e, conseqüentemente, o fosfato predomina no efluente se não houver perdas excessivas de sólidos no sistema. A presença de fosfato na água causa a eutrofização — o que reduz a qualidade da água bem como suas possibilidades de uso. Por esta razão, em muitos países, existem padrões limites da concentração de fósforo para lançamento nos cursos d'água, cujos valores são dependentes do fator de diluição, do uso da água e de outras condições locais.

No Brasil, a principal fonte de fósforo no esgoto está nos polifosfatados presentes nos sabões em pó. Entretanto, já existem pressões da sociedade para que seja feita uma substituição destes produtos por outro elemento menos impactante ao meio ambiente. Outra fonte importante de fosfato vem do metabolismo humano em decorrência do consumo de material protéico (carne, peixe). Como grande parte da população no Brasil, e de outros países em desenvolvimento, se vê forçada a limitar o seu consumo de proteínas, a concentração de fósforo no esgoto é baixa quando comparada com outras regiões de maior renda. Enquanto em países ricos a proporção P/DQO se situa normalmente entre 0,02 e 0,03 mgP.mg⁻¹DQO, no Brasil geralmente

se encontra proporções na faixa de 0,01 a 0,02 mgP.mg⁻¹ DQO; isto é, 5 a 10 mg/L em esgoto com uma DQO de 500 mg/L.

Quanto às águas residuárias industriais, a natureza da indústria determina em grande parte a proporção P/DQO. Enquanto em resíduos de indústrias que processam materiais animais (curtumes, matadouros, frigorífico) a proporção é em torno de 0,03 mgP.mg⁻¹DQO (ou até maior), em indústrias que processam materiais vegetais (cervejaria, papel etc.) a concentração de P nas águas residuárias muitas vezes nem é suficiente para a produção de lodo de excesso e a adição de fosfato é necessária para evitar problemas operacionais.

Nos sistemas de lodo ativado convencionais a remoção de fósforo se dá através da descarga junto com o lodo de excesso e é somente parcial, quando se trata de esgoto doméstico. Por exemplo, tendo-se um sistema com uma idade de lodo média (8 a 12 dias) para viabilizar a remoção biológica de nitrogênio, a produção de lodo é em torno de 0,25 mgSVS.mg⁻¹DQO para esgoto "normal". Adotando-se uma fração de massa de P típica de 2,5 %, então a remoção de fósforo será de aproximadamente $0,25 \cdot 0,025 = 0,006$ mgP.mg⁻¹DQO. Assim, para esgoto com uma razão P/DQO na faixa de 0,01 a 0,02 mgP.mg⁻¹DQO, espera-se uma concentração residual de 0,004 a 0,014 mgP.mg⁻¹DQO; ou seja: de 2 a 7 mgP/L para esgoto com uma DQO de 500 mg/L. Geralmente, procura-se obter uma concentração final de menos que 1 mgP/L, mas isto só é factível quando as condições são favoráveis (baixa razão P/DQO, curta idade de lodo). Em águas residuárias com um teor mais elevado (como esgoto com alto teor de nutrientes e/ou idade de lodo longa), a remoção adicional de fósforo será necessária.

A importância do fósforo na eutrofização de corpos receptores de efluentes só ficou estabelecida na segunda metade do século passado. Consequentemente, o esforço de reter o fósforo em sistemas de tratamento teve seu início na década de 60. No início do desenvolvimento da tecnologia de remoção de P, usaram-se principalmente métodos físico-químicos, notadamente a precipitação com metais, formando fosfatos poucos solúveis como fosfato de cálcio $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, apatita $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$ ou estruvita (NH_4MgPO_4). Entretanto, abandonou-se esta estratégia rapidamente por duas razões. Em primeiro lugar, para se obter confiavelmente uma concentração baixa de P é necessário que se adicione uma concentração elevada de sais (geralmente bem maior que aquela que seria necessária se o equilíbrio termodinâmico fosse atingido rapidamente) – de modo que o custo de produtos químicos é alto e a massa de lodo químico é considerável. Em segundo lugar, a adição de sais gera outro problema: a acumulação de íons na água (o que pode restringir seriamente a aplicabilidade da água para vários usos).

Por estas razões, a pesquisa de remoção de fósforo se dirigiu para métodos biológicos. Nas últimas duas décadas, muitas pesquisas foram executadas; pesquisas que resultaram no aumento do conhecimento sobre a viabilidade e a otimização da remoção biológica de fósforo, sendo possível, atualmente, projetar, com confiança, sistemas de tratamento que produzem efluentes com baixas concentrações de P. Hoje, quando se projeta sistemas de remoção de fósforo, os métodos físico-químicos são, na maioria dos casos, auxiliares ou complementares ao método biológico.

O aspecto fundamental da remoção biológica de fósforo é a chamada "absorção em excesso de P pelo lodo" (em inglês, *luxury uptake*). Sob condições operacionais específicas, é possível desenvolver um lodo com um teor de fósforo muito mais elevado que os 2,5 por cento normalmente encontrados em lodos de sistemas convencionais. Usando-se substrato artificial (acetato), conseguiu-se desenvolver e manter lodos com um teor de até 38% de P. Em sistemas de remoção biológica de fósforo, forma-se uma população entre o lodo "normal" (com um teor de P de 2,5 %) e o lodo enriquecido (com 38% de P), podendo-se esperar uma fração de massa de fósforo de 8 a 10 mgP.mg⁻¹SVS, dependendo da concentração e composição do material orgânico no afluente e das condições operacionais e ambientais definidas no reator.

No período inicial da pesquisa de remoção biológica de fósforo (a década de 1970), não se conhecia a real natureza deste processo e levaram-se vários anos para se estabelecer que a remoção se dava em consequência de fenômenos biológicos e não por outros meios (como por exemplo físico-químicos, precipitação; ou físicos, adsorção). Os trabalhos na década de 1970, notadamente de Fuhs e Chen (1975), Barnard (1975) e Nicholls (1975), elucidaram a natureza biológica dos processos de remoção de fósforo e mostraram os seguintes quatro pontos essenciais para que o processo ocorra.

Em primeiro lugar, é necessária que haja uma zona anaeróbia (sem a presença de oxigênio livre ou combinado — O₂ ou NO_x) no início do reator do sistema de lodo ativado e que o afluente, rico em material rapidamente biodegradável, seja descarregado nesta zona.

Em segundo lugar, nestas condições, bactérias específicas (*Acinetobacter*) para obter energia para assimilar essa matéria orgânica passam a quebrar as cadeias de reserva energética ATP-ADP, liberando o fosfato da massa bacteriana para a fase líquida. Estabelece-se, então, uma concentração de P no líquido muito maior do que aquela encontrada no afluente.

Em terceiro lugar, na zona aeróbia subsequente, essas bactérias absorvem novamente o fósforo, mas agora em quantidades muito maiores que as necessárias para o metabolismo bacteriano. Deste modo, a remoção global no sistema é muito maior do que a verificada em sistemas sem a zona anaeróbia.

Por fim, o lodo em excesso, então descartado, leva consigo a massa de P absorvida, retirando-a do sistema.

Embora pareça simples, os mecanismos envolvidos na remoção por excesso de P são bastante complexos, o que dificulta o desenvolvimento de um modelo racional que pudesse prever a remoção deste elemento. Na continuidade das pesquisas, Siebritz *et al* (1982) conseguiram estabelecer um modelo empírico que permitia uma estimativa da remoção de fósforo em função dos vários parâmetros que se identificaram como importantes. Wentzel *et al* (1990) desenvolveram um modelo que descreve satisfatoriamente a cinética dos processos que levam à remoção biológica em excesso de fósforo. O modelo de Wentzel *et al* (1990) pode também ser usado para projetar e otimizar sistemas de lodo ativado com remoção de fósforo.

7.2 Princípios da remoção biológica de fósforo

O único mecanismo conhecido para remoção biológica de fósforo é a sua incorporação no lodo para ser descarregada junto com o lodo de excesso. No sistema convencional de lodo ativado, em torno de 2,5 % do peso de lodo de excesso se compõe de fósforo. A concentração de fósforo que é necessária para se incorporar no lodo de excesso é dada por (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

$$P_l = mP_l S_{ta} = f_p \cdot mE_v S_{ta} = f_p \cdot (1 - f_{us} - f_{up}) [(1 + f_b R_s) C_r / R_s + f_{up} / f_{cv}] \cdot S_{ta} \quad \text{Equação 7.1}$$

onde:

P_l : concentração de fosfato no afluente necessária para produção de lodo

mP_l : massa de fósforo necessária para produção de lodo por unidade de DQO aplicada

mE_v : produção de lodo volátil por unidade de massa de DQO aplicada

f_p : fração de fósforo em lodo volátil

f_{us} : fração não biodegradável e solúvel da DQO no afluente

f_{up} : fração não biodegradável e particulada da DQO no afluente

f : fração de lodo ativo que ao decair permanece como resíduo endógeno

b_h : constante de decaimento

R_s : idade de lodo

C_r : $YR_s / (1 + b_h R_s)$

Y : coeficiente de rendimento de heterótrofas

f_{cv} : proporção entre massa de DQO e massa de lodo volátil

S_{ta} : DQO do afluente

Srinath *et al* (1959) observaram uma remoção de fósforo bem além do valor previsto pela Equação (7.1). Seguiu-se então um debate que primeiramente se destinou a

estabelecer se esta remoção "de excesso" se devia à precipitação de fosfato mineral, ou se a remoção podia ser atribuída a um processo biológico. Hoje, há um consenso de que a remoção em excesso se deve ao desenvolvimento de uma massa bacteriana com um teor de fósforo muito mais elevado do que aquela encontrada em lodo de sistemas convencionais. Nas últimas décadas, muitos pesquisadores contribuíram tanto para elucidar quais as condições que levam ao surgimento de lodo com um alto teor de fósforo como para, a partir deste conhecimento, projetar sistemas de lodo ativado com remoção de excesso de lodo de modo que fosse possível obter, consistentemente, um efluente com baixo teor ($< 1 \text{ mg/L}$) de fósforo.

As condições que levam ao enriquecimento do lodo ativo com fósforo foram objeto de uma grande quantidade de pesquisas nas últimas décadas. Embora ainda haja aspectos a serem resolvidos, hoje já se tem um modelo consistente do mecanismo que leva à remoção biológica de fósforo e que pode ser usado para projetar e otimizar sistemas de tratamento com remoção de fosfato. Os pontos principais que levaram ao estabelecimento de um modelo da remoção biológica de fósforo são os seguintes.

Primeiramente, há concordância em que a fração de massa de fósforo no lodo ativo tende a aumentar quando o lodo em alguma parte do sistema é exposto a uma condição anaeróbia, isto é, a um ambiente no qual não há presença de oxigênio dissolvido, nem de nitrato. Muitos pesquisadores observaram que o lodo ativo nesse ambiente libera fosfato para a fase líquida do licor misto (FUHS, CHEN, 1975; BARNARD, 1975; NICHOLLS, 1975; FUKASE *et al*, 1982; ARVIN, 1985; COMEAU *et al*, 1985; WENTZEL *et al*, 1985; WENTZEL *et al*, 1988). Nas zonas anóxicas, e aeróbias subsequentes à zona anaeróbia, há uma incorporação de fosfato pelo lodo de tal modo que a fração de massa de fósforo no lodo ativo de um sistema com uma zona anaeróbia geralmente é bem superior àquela verificada em um sistema sem essa zona ($0,025 \text{ mgP.mg}^{-1}\text{SVS}$) — ou seja, há absorção em excesso (*luxury uptake*) de fósforo. A maior fração de massa de fósforo no lodo ativo, naturalmente, resultará em uma maior remoção de fósforo através da descarga de lodo de excesso.

Um segundo ponto, salienta que o sistema mais simples para efetuar a remoção biológica de fósforo é um sistema que se compõe de uma etapa anaeróbia seguida por uma etapa aeróbia — sistema este operado com determinada idade de lodo de forma tal que a nitrificação não se desenvolve (Figura 7.1a). Este sistema tem bom desempenho em regiões de clima frio, mas na região tropical a nitrificação é difícil de suprimir e como resultado o desempenho é irregular, devido à presença indesejável do nitrato na zona anaeróbia.

Um terceiro ponto considera que, para criar o ambiente anaeróbio em um sistema com remoção de nitrogênio, Barnard (1975) sugeriu uma modificação do seu sistema

Bardenpho, colocando um reator anaeróbio a montante do reator pré-D, (Figura 7.1b e c). No reator anaeróbio, que recebe o afluente e o lodo de retorno, existirá um ambiente anaeróbio, quando a remoção de nitrato no sistema é completa ou virtualmente completa. Se é introduzido muito nitrato no reator anaeróbio através da recirculação de lodo de retorno, este será removido através de desnitrificação, consumindo o material orgânico rapidamente biodegradável necessário pra a remoção de fósforo.

Em quarto lugar, Siebritz e Marais (1982) mostraram que a exposição do lodo a um ambiente anaeróbio é uma condição necessária, mas não suficiente para induzir os fenômenos de liberação e absorção em excesso. Estabeleceu-se que a fração de massa de P no lodo ativo é influenciada pela concentração do material rapidamente biodegradável na zona anaeróbia. Determinou-se uma concentração mínima de 25 mg/L para induzir a absorção em excesso. A necessidade de se ter uma concentração mínima de material rapidamente biodegradável explica por que nem sempre há liberação de fósforo no reator pré-D (mesmo quando este reator opera em um ambiente anaeróbio). Assim, além do ambiente anaeróbio a natureza do material orgânico presente é importante. No caso de haver consumo de nitrato pelo material rapidamente biodegradável, este material não está mais disponível para induzir a liberação de fosfato.

Em quinto lugar, para proteger a zona anaeróbia da "contaminação" por nitrato (que remove o material orgânico rapidamente biodegradável através da desnitrificação), desenvolveu-se o sistema UCT (*University of Cape Town*, Figura 7.1d): um sistema de três reatores (anaeróbio-anóxico-aeróbio), sendo que as recirculações "a" e "s" são introduzidas no reator anóxico. Neste reator, mantém-se uma concentração baixa de nitrato através do controle da recirculação "a". O lodo é introduzido no reator anaeróbio por meio de uma recirculação adicional do reator anóxico para o reator anaeróbio (r). Uma outra maneira para evitar a introdução de nitrato na zona anaeróbia é a divisão da zona anóxica em duas partes (Figura 7.1e). Assim, a introdução do nitrato no reator anaeróbio será mínima. Observa-se que a concentração de lodo no reator anaeróbio será somente uma fração $r/(1+r)$ da concentração nos outros reatores.

Em sexto lugar considera-se uma alternativa para proteger a zona anaeróbia de "contaminação" de nitrato, proposta por Nicholls (1982) — que introduziu o sistema Johannesburg (Figura 7.1f). Esta proposta, no entanto, não tem encontrado aplicação na prática.

Um sétimo ponto atenta para o fato de Wentzel *et al* (1986) terem mostrado que, na verdade, o material orgânico necessário para a liberação de fosfato na zona anaeróbia se compõe de ácidos graxos de curta cadeia (principalmente acetato). Usando um substrato de acetato, desenvolveram uma cultura pura de bactérias que mediam a remoção biológica de fósforo. Esta população se compõe de bactérias com uma fração

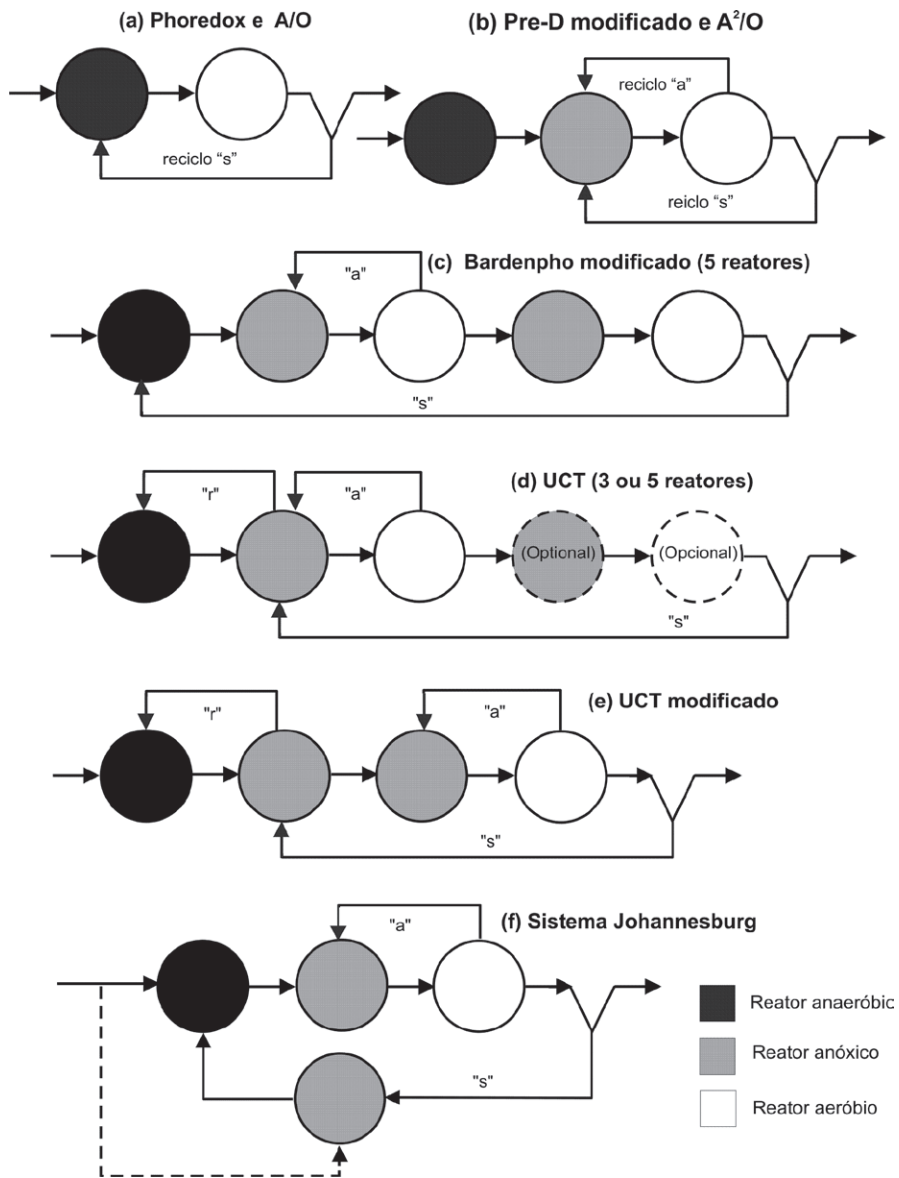
de massa de P muito elevada (em torno de 38% da massa volátil, contra somente 2,5% para bactérias "normais") e por esta razão se denominam organismos poli-P ou organismos acumuladores de fósforo (OAF; IAWQ, 1991). Trabalhos de vários autores demonstraram a presença do gênero *Acinetobacter* spp no lodo poli-P.

Por fim, somente após o desenvolvimento de um modelo empírico para descrever o fenômeno de absorção em excesso de fósforo, é que se apresentou uma explicação racional e científica das observações experimentais. Esta explicação se resume com se segue.

Em primeiro lugar, a presença de um reator anaeróbio com ácidos graxos voláteis a montante dos outros reatores causa o desenvolvimento de uma população bacteriana que normalmente não se desenvolve no sistema de lodo ativado: os organismos poli-P.

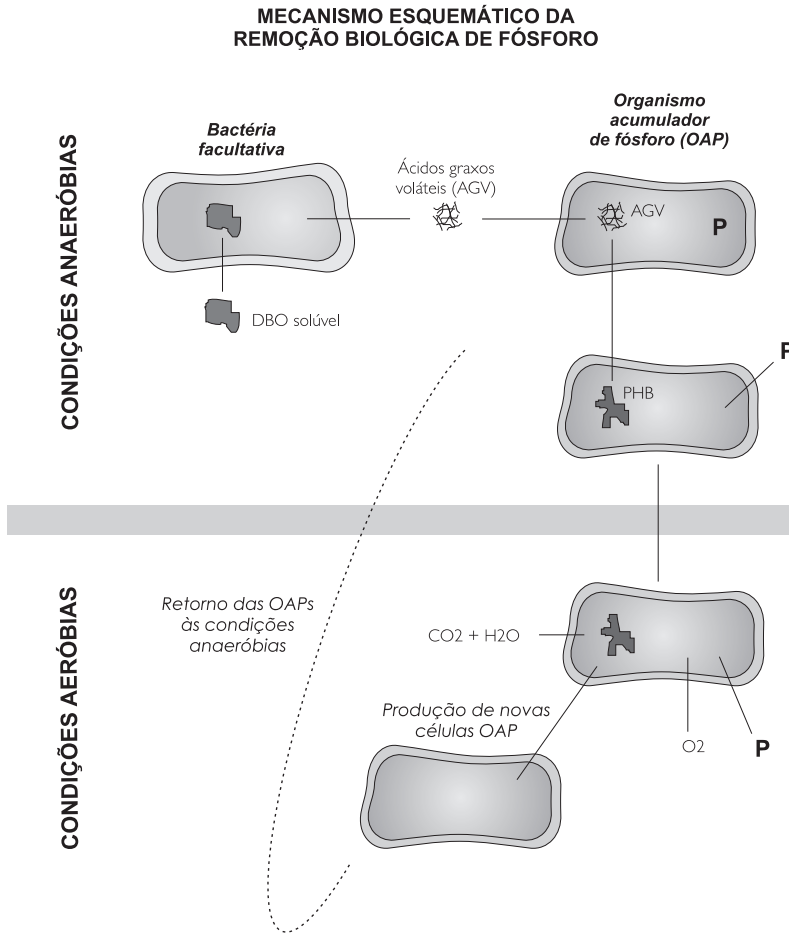
Em segundo lugar, em um ambiente anaeróbio (sem oxigênio, nem nitrato) os organismos aeróbios não podem utilizar o material orgânico, mas os organismos poli-P têm a alternativa de armazenar nas suas células os ácidos graxos voláteis (acetato) do material orgânico no afluente como polihidroxibutirato – PHB – (FUHS, CHEN, 1975; BUCHAN, 1981). Para efetuar este processo, os organismos usam energia de polifosfato armazenado anteriormente. O polifosfato (que estava armazenado na célula) então se transforma em fosfato e passa para a fase líquida. Nas condições anóxicas e aeróbias, que o lodo encontra nos reatores subsequentes, o PHB é metabolizado pelos organismos poli-P para finalidades catabólicas e anabólicas usando nitrato ou oxigênio como oxidantes. Parte da energia obtida no catabolismo é utilizada para a regeneração do polifosfato perdido no reator anaeróbio. Neste processo é que se observa a absorção de fosfato da fase líquida para dentro dos organismos. Outra parte da energia é usada para o crescimento dos organismos poli-P. A Figura 7.2 mostra esquematicamente a liberação de fosfato na zona anaeróbia com a simultânea incorporação do material orgânico solúvel à sua transformação em PHB. No ambiente com oxidante (aeróbio ou anóxico) o PHB é metabolizado, havendo crescimento dos organismos e recuperação do fosfato perdido na zona anaeróbia.

Em terceiro lugar, devido à possibilidade de "sequestrar" material orgânico em um ambiente anaeróbio e retê-lo dentro da célula, os organismos poli-P têm uma vantagem em comparação com as bactérias "normais" de lodo ativado (que não têm atividade metabólica em um ambiente anaeróbio). Desse modo, tende-se a estabelecer um lodo rico em organismos poli-P e com uma fração de massa de fósforo muito maior que os 0,025 mgP.mg⁻¹ SVS que é a fração típica para lodo ativado sem zona anaeróbia.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, CAMPINA GRANDE, PARAÍBA.

Figura 7.1 Diferentes configurações para efetuar a remoção biológica de fósforo



FONTE: VON SPERLING (2002).

Figura 7.2 Mecanismo esquemático da remoção biológica de fósforo

Em quarto e último lugar, como o crescimento dos organismos poli-P depende diretamente da presença de acetato no reator anaeróbio, é de vital importância que se evite a entrada de nitrato neste reator, uma vez que no processo de desnitrificação o acetato seria oxidado pelos organismos "normais" usando o nitrato. Neste sentido, o reator anaeróbio funciona como um seletor, criando a possibilidade de desenvolvimento dos organismos acumuladores de fósforo.

7.3 Modelamento da remoção de fósforo

7.3.1 Cultura pura de Poli-P

Baseando-se nos conceitos apresentados nas seções anteriores, o grupo de pesquisadores do Prof. Marais, na Cidade do Cabo, África do Sul, desenvolveu um modelo que descreve quantitativamente o comportamento da remoção de fósforo, bem como a liberação de fosfato na zona anaeróbia e a absorção em excesso na zona aeróbia subsequente. Na realidade, o modelo é uma extensão do modelo geral de lodo ativado, incluindo-se a presença dos organismos poli-P.

Para se ter uma descrição do comportamento dos organismos poli-P, Wentzel *et al* (1986) operaram sistemas de lodo ativado, tendo-se acetato como único material orgânico no afluente. Obteve-se uma cultura pura de organismos poli-P e foi possível avaliar o seu comportamento. A partir de observações experimentais concluiu-se pelo menos três aspectos.

O primeiro diz respeito à constatação de que, na zona anaeróbia, há uma proporcionalidade entre a concentração de AGV absorvidos (sequestrados) e a concentração de fosfato liberado. A constante de proporcionalidade é igual a $f_{pr} = 0,5 \text{ mgP.mg}^{-1} \text{ DQO sequestrada}$.

O segundo diz respeito ao fato de que a utilização do PHB formado na zona anaeróbia é completa na zona aeróbia subsequente, independente das condições operacionais.

Por fim, observou-se que a absorção de fósforo nas zonas anóxica e aeróbia, para produzir o polifosfato, resulta em uma fração constante da massa de P de lodo, independente das condições operacionais: as bactérias do lodo poli P têm em torno de 38 % de fósforo.

Todavia, comparando-se as bactérias poli-P com bactérias "normais" observou-se algumas diferenças importantes, além do teor de fósforo, tais como: liberação de fosfato na zona anaeróbia; decaimento de organismos Poli-P; quantidade e composição do lodo ativo e do resíduo endógeno; razão SVS/STS e propensão para desnitrificação.

7.3.1.1 Liberação de fosfato na zona anaeróbia

Em condições anaeróbias, e presença de um substrato adequado (AGV), os organismos poli-P transformam polifosfato armazenado em fosfato, um processo que libera energia necessária para a absorção dos AGV. A liberação do fosfato para a fase líquida se descreve como:

$$P_r = f_{pr} S_{AGV} \quad \text{Equação 7.2}$$

onde:

P_r : concentração de fosfato liberado para a fase líquida (mgP.L^{-1} de licor misto)

S_{AGV} : concentração de ácidos graxos voláteis (mg/LDQO)

f_{pr} : constante de proporcionalidade = $0,5 \text{ mgP.mg}^{-1}\text{DQO}$

7.3.1.2 Decaimento de organismos Poli-P

A taxa de decaimento de organismos poli-P é muito menor do que a de bactérias normais de lodo ativado: experimentalmente estabeleceu-se uma constante de decaimento de $b_p = 0,04 \text{ d}^{-1}$ para $20 \text{ }^\circ\text{C}$.

7.3.1.3 Quantidade e composição do lodo ativo e do resíduo endógeno

Determinou-se que 25 por cento da massa das bactérias permanece, depois do decaimento, como resíduo endógeno: $f_{ep} = 0,25$. Portanto o resíduo endógeno não tem mais o alto teor de fósforo do lodo poli-P de 38 % por cento.

7.3.1.4 Razão SVS/STS

Devido principalmente à grande fração de material inorgânico na forma de poli fosfato nos organismos poli-P, a fração SVS/STS é bem menor do que no caso de lodo normal. Enquanto no lodo de sistemas convencionais se tem $f_v = 0,8$, no caso de culturas de poli-P encontrou-se $f_{vp} = 0,46 \text{ mgSVS.mg}^{-1}\text{STS}$. Deste modo, a produção de lodo se torna bem maior em sistemas com lodo poli-P.

7.3.1.5 Propensão para desnitrificação

Wentzel *et al* (1986) observaram que a taxa de desnitrificação de organismos poli-P em um ambiente anóxico era muito pequena, e, para efeitos práticos, podia ser desprezada. Todavia, em investigações experimentais posteriores (VAN HAANDEL, VAN DER LUBBE, 2007) ficou mostrado que, em sistemas de lodo misto (poli-P e lodo convencional), a taxa de desnitrificação era bem maior do que a encontrada em um sistema convencional — o que foi atribuído a uma constante de desnitrificação de Poli-P 2,5 vezes maior do que a de lodo convencional. Na Tabela 7.1 seguinte resume-se as maiores diferenças entre organismos poli-P e convencionais.

Tabela 7.1 > Diferenças entre organismos poli-P e organismos convencionais no sistema de lodo ativado (a 20 °C)

PARÂMETRO	SÍMBOLO	ORGANISMO POLI-P	ORGANISMO CONVENCIONAL
Teor de fósforo (mgP.mg ⁻¹ SVS)	f _p	0,38	0,025
Constante de decaimento (d ⁻¹)	b	0,04	0,24
Resíduo endógeno (-)	f	0,25	0,20
Fração de P no resíduo endógeno (mgP.mg ⁻¹ X _d)	f _{pe}	0,025	0,025
Razão SVS/STS (mgSVS.mg ⁻¹ STS)	f _v	0,46	0,80
Desnitrificação (mgN.mg ⁻¹ X _d .d ⁻¹)	K ₂	0,25	0,10
Liberação de P na zona anaeróbia (mgP.mg ⁻¹ DQO)	f _{pr}	0,5	0,0
Constante de desnitrificação	K ₂ '	0,25	0,1

FORTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, CAMPINA GRANDE, PB.

7.3.2 Cultura mista

Na prática do tratamento de águas residuárias, o material orgânico do afluente em geral não está na forma adequada para ser utilizado por organismos poli-P; na forma de acetato. Normalmente, a concentração de AGV no afluente é menos que 10 por cento da DQO total da água residuária, mesmo quando o tempo de permanência na rede é longo e alguma fermentação ocorra, produzindo ácido acético. Wentzel (1985) mostrou que, em um ambiente anaeróbio, as bactérias de sistemas convencionais podem converter o material orgânico rapidamente biodegradável para AGV. O AGV, assim produzido, pode, então, ser absorvido pelas bactérias poli-P. Os próprios organismos poli-P não são capazes de fazer a conversão de material orgânico em acetato. Assim, no caso de águas residuárias sem AGV, a presença de organismos "normais" de lodo ativado é necessária para gerar o substrato para os organismos poli-P. Portanto, nos sistemas de remoção de P em excesso, há uma cultura mista composta por organismos poli-P e bactérias normais de sistemas de lodo ativado convencionais. Wentzel *et al* (1990) elaboraram um modelo para descrever quantitativamente o comportamento de sistema com uma cultura mista. Está descrito, a seguir, os pontos básicos deste modelo.

Em primeiro lugar, se houver introdução de nitrato na zona anaeróbia a concentração de material rapidamente biodegradável é reduzida conforme a seguinte expressão:

$$S'_{bsa} = S_{bsa} - r.N_{nc} \cdot 2,86 / (1 - pY) * K_1 / (K_1 + K_2) = S_{bsa} - r.N_{nc} \cdot 8,6 * K_1 / (K_1 + K_2) \quad \text{Equação 7.3}$$

onde:

S'_{sba}: concentração de material rapidamente biodegradável, após a desnitrificação

Segundo, no ambiente anaeróbio há produção de AGV a partir da conversão do material orgânico rapidamente biodegradável. Supondo que não haja AGV no afluente, Wentzel *et al* (1990) propuseram a seguinte expressão:

$$dS_{AGV}/dt = K_c X_{a,an} S_b \quad \text{Equação 7.4}$$

onde:

K_c : constante de proporcionalidade = $0,06 \text{ l.mg}^{-1} \text{X}_a \cdot \text{d}^{-1}$

$X_{a,an}$: concentração de lodo ativo normal na zona anaeróbia.

observação:

A concentração na zona anaeróbia do sistema UCT é menor do que a concentração nos outros reatores porque há uma diluição do lodo de um fator $r/(r+1)$

Para um reator completamente misturado deriva-se a seguinte expressão para a concentração residual de material orgânico rapidamente biodegradável no efluente da zona anaeróbia:

$$S_{bs} = [S'_{bsa}/(1+r)]/[1+f_{an} K_c M X_a] \quad \text{Equação 7.5}$$

Semelhantemente, para uma série de N reatores anaeróbios (todos iguais) tem-se:

$$S_{bsN} = [S'_{bsa}/(1+r)]/[1+f_{an} K_c M X_a/(N(1+r))]^N \quad \text{Equação 7.6}$$

onde:

f_{an} : fração do lodo na zona anaeróbia

$M X_a$: massa de lodo ativo convencional no sistema

Terceiro ponto: todo o material convertido (bem como a concentração de AGV no afluente, se houver) é sequestrado por organismos poli-P. Portanto, a concentração de material sequestrado nas bactérias poli-P como PBH é dada como:

$$MS_{seq} = Q_a S'_{bsa} - (1+r) Q_a S_{bsN} \quad \text{Equação 7.7}$$

Quarto e último: na zona aeróbia, o material sequestrado é utilizado pelo lodo poli-P na produção destes organismos, bem como a absorção de fosfato, para produção de polifosfato intracelular. O material orgânico não sequestrado é utilizado pelas bactérias normais. Assim a massa de lodo poli-P e do lodo ativo normal (não poli-P) pode ser expressa como:

$$M X_{ap} = Y R_s / (1 + b_p R_s) * MS_{seq} \quad \text{Equação 7.8}$$

$$M X_a = Y R_s / (1 + b_n R_s) * (MS_{ba} - MS_{seq}) \quad \text{Equação 7.9}$$

Os pontos acima ainda não dão, contudo, informação suficiente para calcular como será o desempenho de um sistema com remoção em excesso de fósforo. Para tanto, é necessário que se calcule a concentração residual de material rapidamente biodegradável, não convertido na zona anaeróbia. Pode-se calcular esta concentração a partir de um procedimento iterativo que se resume em quatro passos, como se segue.

Primeiro, suponha que a conversão de material orgânico rapidamente do afluyente para AGV seja completa na zona anaeróbia. Isto é: $S_{bsN} = 0$ e $MX_a = YR_s / (1 + b_p R_s) * (MS'_{ba} - MS'_{bsa})$.

Depois, com auxílio do valor da massa de lodo ativo normal MX_a , deve-se calcular um novo valor de S_{bsN} .

Em seguida, usando a nova concentração de S_{bsN} , calcula-se um novo valor para MX_a usando a Equação (7.6).

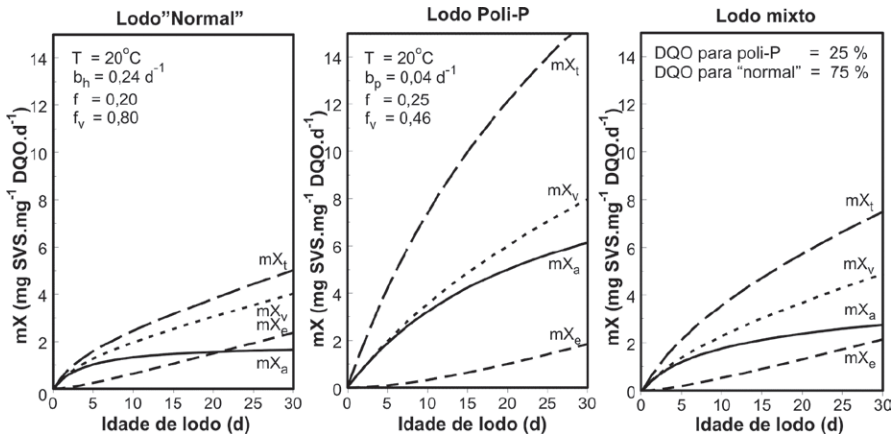
E, por fim, deve-se repetir o segundo e o terceiro passo até que os valores de S_{bsN} e MX_a se tornem constantes.

Uma vez determinada a concentração do material orgânico sequestrado pelos organismos poli-P, determina-se todas as variáveis importantes de um sistema com remoção em excesso de lodo ativado, usando-se as equações básicas de lodo ativado e as equações dos organismos poli-P apresentadas acima (Tabela 7.1).

Na Figura 7.3, compara-se a massa de diferentes tipos de lodo em sistemas de lodo sem zona anaeróbia, isto é: um sistema de lodo ativado convencional (Figura 7.3a) e uma cultura de organismos poli-P (Figura 7.3b). Para tanto, calculou-se, em função da idade de lodo, a massa de lodo ativo (mX_a), do resíduo endógeno, mX_e , do lodo volátil, mX_v e de lodo total, mX_t por unidade de massa de DQO biodegradável utilizada no sistema por dia. A figura mostra que: a concentração de massa de organismos vivos no sistema com organismos poli-P é muito maior do que no sistema convencional comparável devido à baixa taxa de decaimento dos organismos poli-P; que, devido à mesma baixa taxa de organismos poli-P, a concentração do resíduo endógeno é baixa; e que, devido à alta fração de material inorgânico (fósforo) nos organismos poli-P, a concentração de sólidos em suspensão totais é bem mais elevada do que a verificada nos sistemas de lodo ativado convencional.

Na Figura 7.3c observa-se, ainda, as frações de lodo em função da idade de lodo para uma cultura mista, partindo-se da suposição que 1/4 do material orgânico biodegradável seja substrato para organismos poli-P e 3/4 para o lodo normal. Na prática, pode se esperar mais ou menos esta proporção, já que a concentração de material solúvel e biodegradável é aproximadamente 1/4 da concentração do material biodegradável no efluente de esgoto doméstico. Nesta suposição, admite-se tacitamente

que o material biodegradável solúvel é a principal fonte de síntese de lodo poli-P, e o material particulado, para o lodo convencional.



FONTE: VON SPERLING (2002).

Figura 7.3

Comparação da composição e massa de lodo em sistemas convencionais de lodo ativado (7.1a), de culturas puras de poli-P (7.1b) e de culturas mistas (7.1c)

7.4 Otimização da remoção biológica de nutrientes

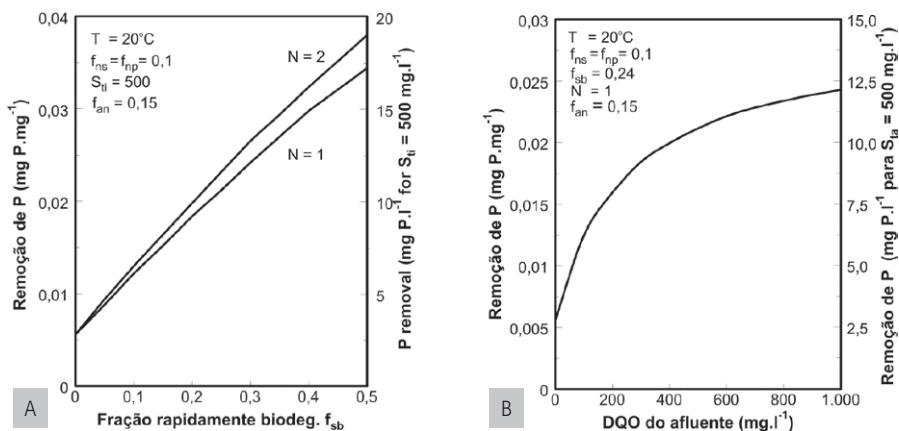
7.4.1. Influência das características do esgoto

O substrato dos organismos poli-P (que são os responsáveis pela remoção biológica de fósforo) é gerado a partir da conversão do material rapidamente biodegradável na zona anaeróbia do sistema de tratamento. Portanto, a concentração deste material no afluente é de fundamental importância. A concentração de material rapidamente biodegradável é dada por:

$$S_{bsa} = f_{bs} (1 - f_{us} - f_{up}) S_{ta} \quad \text{Equação 7.10}$$

Portanto, a concentração de S_{bsa} depende da concentração total da DQO, S_{ta} , das frações não biodegradáveis, f_{us} e f_{up} , e da fração rapidamente biodegradável, f_{bs} . Na Figura 7.4a observa-se a razão entre a concentração de P removido e a concentração da DQO do afluente, em função da DQO do afluente. Supôs-se uma temperatura de 20°C , uma idade de lodo de 10 d, uma fração anaeróbia de 0,15 e $f_{us} = f_{up} = 0,1$, enquanto $f_{bs} = 0,25$. A Figura 7.4 mostra bem claramente que a eficiência da remoção de fósforo aumenta significativamente quando a concentração da DQO afluente é elevada. Isto se deve ao fato de que a conversão da DQO rapidamente biodegradável em AGV é um processo de ordem 1 e, portanto, mais eficiente na medida em que a concentração inicial é mais

elevada. Este fato tem importantes repercussões na prática: para viabilizar a remoção biológica de fósforo é importante que se tenha uma concentração elevada da DQO, de modo que se deve reduzir ao mínimo a infiltração de águas de chuva na rede de esgoto, uma vez que a diluição com águas pluviais tenderá a diminuir a concentração da DQO. A remoção biológica de fósforo em sistemas tratando esgoto de redes unificadas é problemática.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 7.4

Influência da concentração da DQO afluente e da fração de material rapidamente biodegradável no afluente sobre a capacidade de remoção biológica de fósforo

Na Figura 7.4, analisa-se a influência da magnitude da fração rapidamente biodegradável no afluente sobre a remoção de fósforo. Calculou-se, em função da fração f_{bs} , a proporção entre P removido e DQO do afluente. Supôs-se $S_{ls} = 500$.

Pelo mesmo raciocínio, a sedimentação primária é desfavorável quando se deseja atingir altas eficiências de remoção de N e P, pelo fato de ela elevar as relações NTK/DQO e P/DQO, reduzindo, substancialmente, a concentração de DQO afluente (ainda que a fração solúvel seja pouco afetada) e mantendo substancialmente constante as concentrações de N e P. No afluente, os nutrientes estão presentes em grande parte como íons solúveis: amônia e fosfato (WRC, 1984).

Baseando-se na vasta experiência de pesquisa e operação em escala real, a *Water Research Commission* da África do Sul (WRC, 1984) fez os seguintes comentários.

Primeiro: caso a concentração de DQO rapidamente biodegradável (aproximadamente igual à DQO solúvel) no afluente seja inferior a 60 mg/L, independentemente da con-

centração de DQO total, é pouco provável uma remoção significativa de fósforo, com qualquer processo. Se a concentração de DQO rapidamente biodegradável for superior a 60 mg/L, a remoção de fósforo pode ser alcançada, desde que se exclua o nitrato da zona anaeróbia. A remoção de P aumenta com o aumento da concentração de DQO rapidamente biodegradável.

Segundo: a dificuldade de se impedir a entrada de nitratos na zona anaeróbia depende da relação NTK/DQO no afluente e do tipo de processo adotado para a remoção de fósforo. Os quatro limites apresentados abaixo são para esgoto doméstico típico nas condições da África do Sul (temperatura mínima de 14 °C).

Primeiro limite: relação $DQO/NTK > 13 \text{ mgDQO/mgN}$ - é possível a remoção completa do nitrato. O processo Phoredox é indicado. Na África do Sul esta proporção pode ser encontrada em regiões de descendentes de indianos, predominantemente vegetarianos; no Brasil dificilmente se encontra esgoto doméstico com uma razão DQO/NTK tão elevada.

Segundo: relação DQO/NTK entre 9 a 13 mgDQO/mgN - não é mais possível a remoção completa dos nitratos. Mas, os nitratos podem ser excluídos da zona anaeróbia adotando-se o processo UCT modificado.

Terceiro: relação DQO/NTK entre 7 a 9 mgDQO/mgN - o processo UCT modificado não mais pode excluir o nitrato do reator anaeróbio. O processo UCT é indicado, desde que se controle cuidadosamente a recirculação interna da zona aeróbia para a zona anóxica.

Quarto: relação $DQO/NTK < 7 \text{ mgDQO/mgN}$ - é pouco provável que se alcance a remoção biológica de fósforo em sistemas com nitrificação.

7.4.2 Otimização das condições operacionais

O projeto de sistemas de lodo ativado com remoção de fósforo visa produzir um efluente com baixas concentrações de material orgânico e de sólidos em suspensão e, na medida do possível, também baixa concentração dos macronutrientes N e P. A remoção simultânea de nitrogênio e fósforo é complicada porque as condições para a maximização destes nutrientes é conflitante: para uma boa remoção de fósforo, a presença de uma zona anaeróbia grande é imprescindível, mas a presença desta zona anaeróbia limita o tamanho da zona anóxica e conseqüentemente diminui a capacidade de desnitrificação. Por outro lado, ao se escolher tanto a zona anaeróbia como a zona anóxica grandes, a zona aeróbia será pequena e pode haver perda de eficiência da nitrificação e até mesmo da remoção do material orgânico — além de haver possibilidade de se desenvolver um lodo filamentosos.

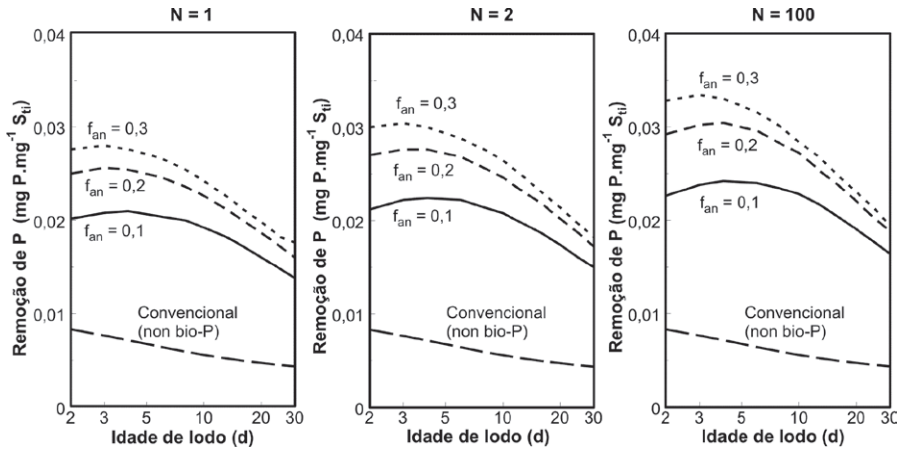
Normalmente, o projeto será feito obedecendo a uma série de prioridades que impõem limitações ao projeto. Na zona tropical, tais prioridades poderiam ser colocadas em ordem de importância decrescente: a remoção do material orgânico biodegradável e dos sólidos em suspensão têm de ser eficientes; a nitrificação tem de ser eficiente (isto é: $N_{ae} < 1$ a 2mg/L, o que normalmente implica que a remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão também será eficiente); a remoção de P tem de ser eficiente ($P_e < 1$ mg/L); e a concentração de nitrogênio total no efluente tem de ser baixa (por exemplo < 5 a 10 mg/L).

Os valores numéricos das concentrações máximas dependem da legislação, do uso do efluente e da natureza do corpo receptor. Se a remoção biológica de fósforo é necessária, a configuração ótima para se obter o resultado desejado não pode ser mais estabelecida por meios simples, como é o caso de sistemas para remoção de material orgânico e nitrogênio somente. No caso de remoção de P o auxílio de um computador para definir o sistema otimizado é praticamente indispensável. No projeto, basicamente pode se escolher três parâmetros de projeto: idade de lodo; divisão do volume dos reatores aeróbios, anóxicos e anaeróbio; e taxas de recirculação. A seguir discute-se a influência de cada um destes três parâmetros.

7.4.2.1 Idade de lodo

Para minimizar os custos de construção e de operação, convém projetar e operar o sistema de tratamento para a menor idade de lodo que permite produzir a qualidade do efluente desejada. A Figura 7.5 mostra a remoção biológica de fósforo em sistemas UCT em função da idade de lodo e para diferentes tamanhos da zona anaeróbia ($f_{an} = 0,1; 0,2; \text{ e } 0,3$). Em cada caso, se consideraram várias configurações da zona anaeróbia. Isto é: um reator completamente misturado ($N=1$), dois reatores completamente misturados em série ($N=2$) e uma longa série de reatores completamente misturados, aproximando o regime de escoamento tubular ($N=100$). Supôs-se ainda, na Figura 7.5, que a taxa de recirculação de lodo para a zona anaeróbia fosse de $r=1$, e que não houvesse introdução de nitrato na zona anaeróbia.

Os resultados das simulações mostram que para todos os casos considerados, a remoção de fósforo passa por um valor máximo para uma idade de lodo bem curta, em torno de $R_s = 3$ a 5 d. Para idades de lodo mais curtas, a produção de organismos poli-P diminui porque, na concentração baixa de lodo ativo, a conversão de material rapidamente biodegradável em ácidos graxa voláteis é incompleta, de modo que a disponibilidade de substrato para os organismos poli-P é limitada. Por outro lado, para idades de lodo mais longas do que $R_s = 3$ a 5 d, há conversão de uma fração considerável do S_{bsa} , de modo que o lodo poli-P é gerado – mas agora a remoção de fósforo é limitada porque, com a maior idade de lodo, a descarga de lodo de excesso diminui.



FORTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 7.5

Remoção de fósforo (configuração UCT) em função da idade de lodo, R_p , para diferentes valores de f_{an} e N : $f_{up} = f_{us} = 0,1$; $f_{sb} = 0,24$; $S_{ta} = 500$ mg/L e $T = 20^\circ\text{C}$

7.4.2.2 Divisão do volume dos reatores

Para uma determinada idade de lodo, existe uma fração mínima de lodo que precisa ficar no ambiente aeróbio para manter uma nitrificação eficiente (Equação 7.10). Assim, estabelece-se um máximo para a soma das zonas anaeróbia e anóxica f_M . Na Figura 7.5a, b e c observa-se a influência do tamanho da zona anaeróbia: calculou-se a remoção de fósforo em função da idade de lodo para diferentes frações de lodo na zona anaeróbia ($f_{an} = 0,1, 0,2$ e $0,3$). Observa-se que, na medida em que se aumenta a fração anóxica, aumenta-se a capacidade de remoção de fósforo. Entretanto, o aumento de fração de $f_{an} = 0,2$ para $f_{an} = 0,3$ resulta em um aumento relativamente inexpressivo. Por outro lado, uma zona anaeróbia muito grande necessariamente reduzirá a magnitude da zona anóxica, e, conseqüentemente, a capacidade de desnitrificação – o que pode levar a sérios problemas operacionais (flotação de lodo, geração de lodo filamentosos). Por esta razão, na prática, a fração anaeróbia de lodo geralmente se situa entre $f_{an} = 0,1$ e $f_{an} = 0,2$.

Na divisão da fração de lodo em ambiente não aerado (f_M), entre a zona anaeróbia (f_{an}) e a zona anóxica ($f_M - f_{an}$), há possibilidade de fazer subdivisões. Na Figura 7.5 calculou-se a remoção de fósforo para um reator unitário (misturado), $N=1$, dois reatores em série, $N=2$, e uma longa série de reatores, $N=100$, simulando escoamento tubular. A subdivisão da zona anaeróbia tende a provocar um aumento da eficiência de conversão de material orgânico rapidamente biodegradável para AGV e, desta maneira,

há um aumento da concentração dos organismos poli-P e conseqüentemente da capacidade de remoção de P. Todavia, sob as condições especificadas, a subdivisão além de dois reatores não leva a um aumento significativo da remoção de fósforo.

Quanta à subdivisão da zona anóxica, ela pode ter duas finalidades: proteção da zona anaeróbia contra a introdução de nitrato (como no sistema UCT modificado) e otimização da remoção de nitrogênio através da desnitrificação em dois reatores (um pré-D e outro pós-D). No último caso, é necessário que seja lembrado que um reator pré-D sempre tem uma capacidade de desnitrificação maior do que a verificada em um reator pós-D de tamanho comparável.

7.4.2.3 Taxas de recirculação

Distinguem-se três taxas de recirculação: "s" (lodo de retorno), "a" (licor misto nitrificado da zona aerada para um reator pré-D) e "r" (recirculação do reator pré-D para a zona anaeróbia). O valor "s" é determinado por considerações relativas ao funcionamento apropriado do decantador. O valor de "a" é determinado pela condição que a concentração de nitrato no reator pré-D tem de ser pequena (não somente por causa da necessidade de evitar recirculação de nitrato para o reator anaeróbio, mas também para reduzir o perigo de desenvolvimento de lodo filamentosos). O valor de "r", na prática, geralmente é em torno de 1. Um valor pequeno permite a entrada de uma concentração elevada de material orgânico rapidamente biodegradável (pouca diluição do afluente com o lodo recirculado) — mas, ao mesmo tempo, tende a haver redução da concentração de lodo no reator anaeróbio de modo que se precisa de um volume grande para se ter um bom desempenho. Quando o valor de "r" é grande, a massa de material rapidamente biodegradável que escapa da zona anaeróbia é relativamente grande e tende a diminuir a possibilidade de remoção de P. O valor $r=1$ é um compromisso entre os dois extremos desfavoráveis.

7.4.3 Problemas operacionais

Os sistemas de lodo ativado com remoção de nutrientes estão entre os mais sofisticados disponíveis na tecnologia de tratamento de águas residuárias. Na prática, há vários fatores que podem prejudicar a eficiência e a confiabilidade do sistema de tratamento.

O primeiro fator se refere à estabilidade operacional: precisa-se ter em mente que o lodo poli-P no sistema de tratamento, na verdade, é um enorme reservatório de fósforo e, em condições adversas, este fósforo pode ser liberado para a fase líquida. Tal situação pode surgir, por exemplo, quando há interrupção de aeração na zona aeróbia. Neste caso, só há liberação de fosfato na zona permanentemente anaeróbia, mas, na zona normalmente aeróbia (com aeração interrompida), não há absorção porque este

fenômeno está associado à utilização de PHB – que ocorre somente em ambiente aeróbio ou anóxico. Como na zona anaeróbia a concentração de fósforo será igual a um fator 0,5 da concentração de AGV sequestrado (que pode, na prática, ser em torno de 100 mg/L em esgoto doméstico), chega-se à conclusão de que uma interrupção da aeração durante algumas horas pode resultar em um efluente com dezenas de mg/L de P. Um problema semelhante pode surgir quando há introdução de cargas tóxicas (que reduzem a taxa de consumo de oxigênio (TCO) e portanto a taxa de absorção de fósforo). Por esta razão, nas situações em que se deseja baixos teores de P no efluente, é bastante comum a adoção de etapas de polimento para a remoção de sólidos em suspensão do efluente do lodo ativado (como filtração ou flotação).

Neste contexto, é importante observar que uma capacidade insuficiente de aeração também prejudica a eficiência da remoção de fósforo. Se a utilização de PHB na zona aeróbia for incompleta por falta de oxidante no processo catabólico, a energia gerada será insuficiente para os organismos poli-P regenerarem completamente o polifosfato que usaram na zona anaeróbia – e, portanto, haverá descarga de fósforo no efluente.

Devido ao fato de a remoção biológica de fósforo basear-se na incorporação, em excesso, de fósforo na biomassa bacteriana, a perda de sólidos em suspensão no efluente implica na elevação do teor de fósforo neste efluente. O teor de fósforo no SSTA de processos de remoção biológica de P situa-se na faixa de 2,5 (lodo normal) a 7,5 % (rico em poli P). Desta forma, caso se tenha um efluente com SS igual a 20 mg/L e uma proporção de P igual a 4%, isto implica em que a concentração de P lançada com os SS efluentes é de $20 \times 0,04 = 0,8$ mgP/L. Este valor é elevado ao se considerar que a concentração de P total, frequentemente desejada para o efluente final em sistemas com remoção biológica de nutrientes, situa-se em torno de 1,0 mg/L. Nestas condições, a concentração de P solúvel no efluente deve ser, no máximo, igual a 0,2 mg/L ($= 1,0 - 0,8$) – o que é um valor bastante reduzido. Portanto, a retenção de sólidos em suspensão antes do efluente final é uma condição necessária para ter um sistema de remoção eficiente de fósforo.

O problema mais frequente que se encontra é que a capacidade de remoção de fósforo do sistema é insuficiente para produzir um efluente com um baixo teor de P. Nas seções anteriores já se viu a importância de proteger a zona anaeróbia contra a introdução de nitrato. Em alguns casos, o problema pode ser devido à introdução de oxigênio durante o pré-tratamento (flotação com ar dissolvido para remoção de graxas, caixa de areia aerada). Este oxigênio naturalmente vai ser usado para oxidar parte dos AGV na zona anaeróbia subsequente, reduzindo o teor de organismo poli-P e, conseqüentemente, a capacidade de remoção de P. Entretanto, quando a remoção

de fósforo é insuficiente, a causa mais comum é a existência de uma desproporção entre a concentração de P no afluente e a concentração de AGV disponível ou gerada na zona anaeróbia. Nestes casos, é necessário encontrar meios para aumentar a concentração de material rapidamente biodegradável no afluente. Basicamente existem três alternativas: adicionar material orgânico externo (por exemplo ácido acético ou metanol); submeter o afluente a um pré-tratamento na forma de fermentação ácida, gerando-se AGV a partir do material orgânico do afluente; ou submeter o lodo de excesso à fermentação ácida (sem metanogênese subsequente) e recircular os AGV gerados para o reator anaeróbio.

Todas as três alternativas são tecnicamente viáveis, mas todas resultam em operações e custos extras.

Um aspecto importante na operação de sistemas com remoção de P é o tratamento de lodo. Na digestão anaeróbia de lodo há destruição de grande parte dos organismos poli-P (que formam o substrato das populações anaeróbias no digestor) e, como consequência, a massa de fósforo na fase líquida, após a digestão, é elevada (até 200 mgP/L) – podendo representar mais do que a metade da massa de P no afluente. Por esta razão, a recirculação direta da água de lodo estabilizado para o sistema de tratamento é impraticável: precisa-se remover o fosfato antes. A alternativa é a estabilização aeróbia de lodo, onde o lodo poli-P, por seu decaimento lento, libera menos fósforo para a fase líquida. Esta alternativa é aplicada pela CAESB em suas plantas de remoção biológica de fósforo, em Brasília.

Normalmente, usam-se métodos físico-químicos para eliminar o fosfato da água de lodo. Uma opção interessante é a precipitação como um mineral pouco solúvel, denominado estruvita ($MgNH_4PO_4$). Este mineral se forma com pH elevado (> 9). Ao se adicionar cal ($CaOMgO$) à água de lodo, então, tem-se os três componentes (Mg^{2+} , NH_4^+ e PO_4^{3-}) e o pH elevado necessário. Uma opção interessante é utilizar o cristalizador: um reator de fluxo ascendente com um leito de grãos de $MgNH_4PO_4$ (pelo qual esco a água de lodo com cal em sentido ascensional). Assim, o material precipita sobre os grãos e pode ser comercializado como fertilizante (vide também Capítulo 11).

7.5 Critérios de projeto para a remoção biológica de N e P

No Brasil, a experiência de sistemas de tratamento de esgoto com remoção de nitrogênio e fósforo ainda é muito limitada e praticamente se restringe aos sistemas de grande porte de Brasília. Na seção 7.6 a seguir, são discutidos alguns aspectos da limitada experiência brasileira. Na ausência de maiores referências na literatura nacional, apresenta-se na Tabela 7.2 uma síntese de dados experimentais interna-

cionais, principalmente estadunidenses, com critérios de projetos de sistemas com remoção de N e P.

Tabela 7.2 > Critérios de projeto para a remoção biológica de nitrogênio e fósforo

PARÂMETRO	PHOREDOX	UCT	BARDENPHO
SSVTA (mg/L)	2000 - 4000	1500 - 3500	1500 - 4000
idade de lodo total (d)	5 - 10	5 - 10	10 - 30
idade de lodo aeróbia (d)	≥ 5	≥ 5	≥ 8
Tempo de permanência - TDH zona anaeróbia (h)	0,5 - 1,5	1,0 - 2,0	1,0 - 2,0
TDH - 1ª zona anóxica (h)	0,5 - 1,0	2,0 - 4,0	2,0 - 4,0
TDH - aeróbio (h)	3,5 - 6,0	2,5 - 4,0	4,0 - 12,0
TDH - 2ª zona anóxica (h)	-	-	2,0 - 4,0
TDH - zona aeróbia final (h)	-	-	0,5 - 1,0
Razão de recirculação de lodo $R_{\text{lodo}} (Q_r/Q)$ (%)	20 - 50	50 - 100	50 - 100
Razão de recirc. aeróbia p/ anóxica (Q_{aer}/Q) (%)	100-300	100 - 200	300- 500
Razão de recirc. anóxica p/ anaeróbia (Q_{anox}/Q) (%)	-	100 - 200	-
Densid. Pot. nas zonas anóx. e anaeróbia (W/m^3)	5 - 10	5 - 10	5 - 10
OD médio na zona aeróbia	2,0	2,0	2,0

FONTE: ADAPTADO DE IAWPRC (1987), METCALF & EDDY (1991), RANDALL *ET AL* (1992), EPA (1987, 1993).

7.6 Experiências no Brasil

7.6.1 Experiência no Prosab (NÓBREGA, 2009)

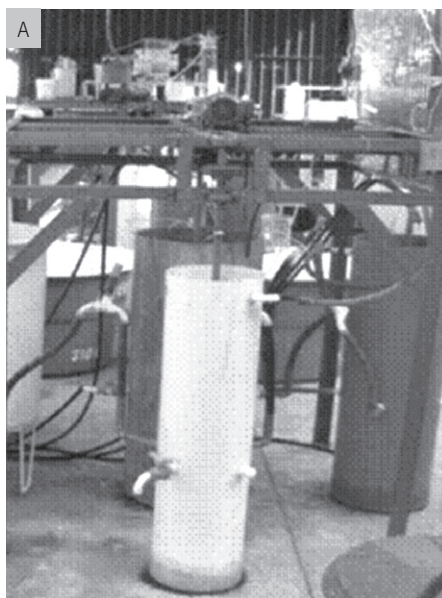
Algumas pesquisas foram realizadas no âmbito do Edital 5 do Prosab, sobre a remoção biológica de fósforo em sistema de lodo ativado. Os aspectos pesquisados foram: a liberação de fósforo em ambiente anaeróbio e o consequente sequestro de material orgânico (acetato); e a cinética de utilização do material sequestrado em ambiente aeróbio, usando-se o respirômetro como ferramenta. Os lodos para realizar as investigações experimentais foram gerados em sistemas de fluxo contínuo e em reatores de bateladas sequenciais (RBS).

Os sistemas de fluxo contínuo eram: um sistema Bardenpho de quatro reatores (sem reeração) e um sistema UCT. Na Figura 7.6 pode-se observar uma foto da planta piloto do sistema de fluxo contínuo (Figura 7.5a) bem como o *layout* para sua operação como sistema Bardenpho (Figura 7.5b) ou UCT (Figura 7.6c). Neste sistema, com um volume total dos reatores de 235 L, tratavam-se 300 L/d de esgoto bruto de Campina Grande. O volume do decantador era de 75 L.

Na Figura 7.6b observa-se um esquema do reator RBS unitário operado com controle de OD para haver, simultaneamente, nitrificação e desnitrificação. A Figura 7.6b é uma foto dos sistemas RBS operados. Observou-se que o controle da concentração de OD para haver nitrificação e desnitrificação no reator era muito difícil, possivelmente porque a mistura do reator era muito mais eficiente do que a verificada em reatores em escala real — onde a nitrificação e desnitrificação simultânea e eficiente tem sido observado (vide também Capítulo 6). Por esta razão, dividiu-se o reator em duas partes, sendo uma aeróbia, para nitrificação, e outra anóxica, para desnitrificação. Para induzir a remoção biológica de fósforo depois da sedimentação, o reator era alimentado com esgoto em sentido ascensional e, depois da alimentação, era mantido o ambiente anaeróbio para haver hidrólise e sequestro do material orgânico hidrolisado.

Na Tabela 7.3 pode-se observar alguns resultados experimentais importantes das investigações, tendo-se: a concentração de lodo e a composição em termos de lodo volátil, fração de fósforo e de nitrogênio. Pode-se notar que, de fato, a fração de fósforo (razão P/X_v) é maior do que a do lodo "normal". Mas, não se chegou próximo da fração esperada, que seria de 7 % aproximadamente. Em parte, este resultado negativo pode ser explicado pela composição atípica de esgoto em Campina Grande: a concentração de acetato é menor do que 40 mgDQO/L e a concentração de lodo biodegradável solúvel é somente 6 % da DQO total. A fração solúvel e biodegradável em esgoto normalmente é em torno de 25 %. Como este material é o substrato das Acinetobacter, a concentração de organismos acumuladores de fósforo era baixa e a fração baixa de fósforo se explica pela composição desfavorável do afluente.

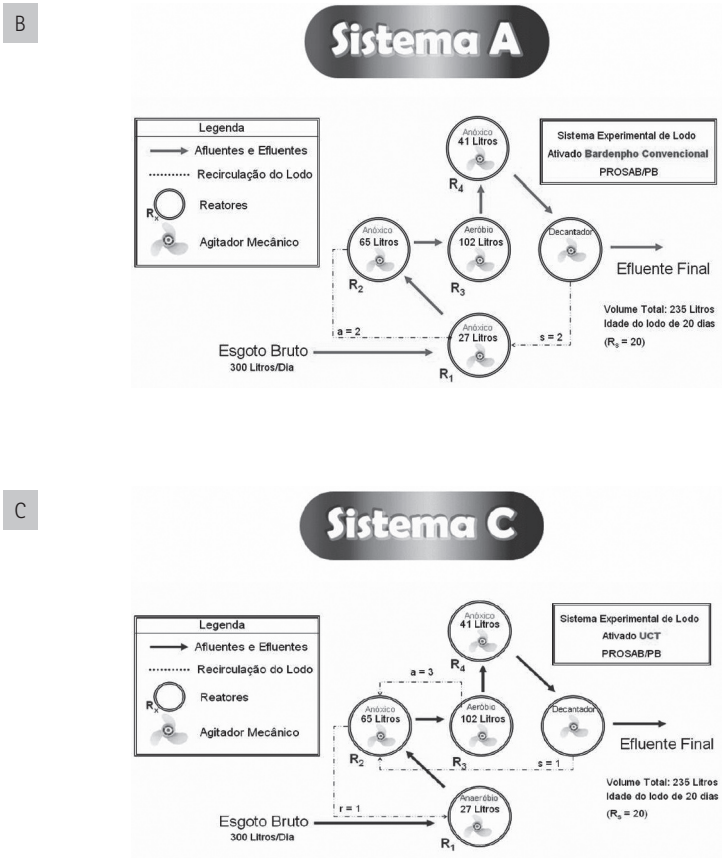
As características do afluente levaram a outro grande problema operacional. A idade de lodo para se obter uma remoção eficiente de nitrogênio (pré-requisito para a remoção de P) era de 20 dias nos sistemas de fluxo contínuo e 12 dias nos sistemas RBS (uma idade muito alta para uma eficiente remoção de fósforo). Assim, observou-se



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 7.6

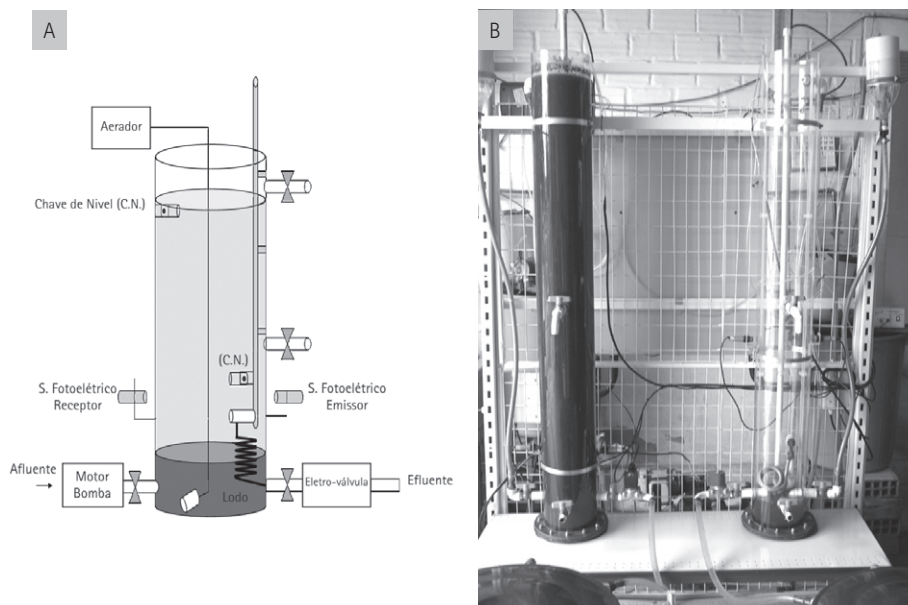
(A) Foto com vista parcial de um de lodo ativado de fluxo contínuo



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 7.6 (B) Sistema Bardenpho convencional tratando esgoto bruto (C) Sistema UCT tratando esgoto bruto

que, embora o comportamento dos sistemas de tratamento fosse compatível com os modelos I e II da IWA, a remoção de fósforo era baixa e somente marginalmente acima da remoção de sistemas convencionais de lodo ativado. Isto levou a uma importante conclusão: a composição da água residuária é decisiva quanto à questão de se verificar se a remoção biológica de fósforo é tecnicamente viável. No caso de Campina Grande, embora a temperatura (24 °C) e a proporção P/DQO (0,016 mgP/mgDQO) sejam favoráveis, não foi alcançada remoção biológica de fósforo eficiente.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 7.7 (A) Diagrama do reator de bateladas sequenciais – RBS
(B) Reator RBS1 (esq) em funcionamento; e RBS2 (dir) mostrando detalhes operacionais

Tabela 7.3 > Resultados principais sobre a concentração efluente de P, obtidos com sistemas de fluxo contínuo (Bardenpho e UCT) e de bateladas sequenciais (RBS1 e RBS2)

PARÂMETRO	AFLUENTE	BARDENPHO	UCT	RBS1 (UNIT.)	RBS2 (2 ZONAS)
DQO mg/L	465	58	26,85	50,37	74,3
NTK mgN/L	46	2,3	8,3	14,51	5,2
Amônia - N -NH ₄ ⁺	42,8	1,6	7,2	12,49	3,14
Nitrato NO ₃ ⁻	-	7,6	2,9	10,32	2,12
Nitrito NO ₂ ⁻	-	2,2	2,2	6,47	9,0
Fósforo Total	7,6	5,8	5	4,37	2,66
Ortofosfato	5,7	5,3	4,6	3,19	1,84
Concentração de lodo	-	1648	863	6880	5430
Fração volátil	-	0,73	0,70	0,66	0,70
Fração de fósforo (P/X)	-	0,02	0,03	0,033	0,055
Fração de nitrogênio (N/X)	-	0,09	0,12	0,071	0,074

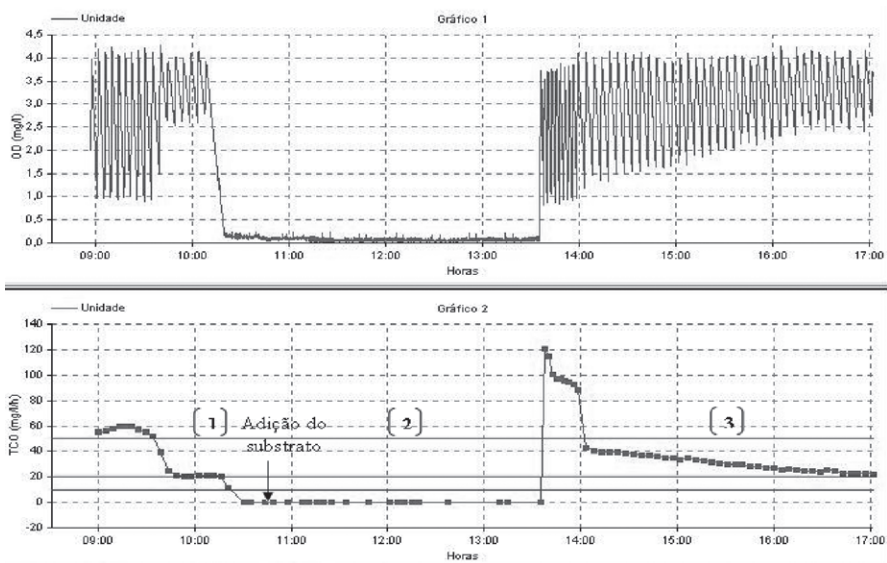
FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB

Para identificar melhor essa situação foram usados os lodos gerados nos diferentes sistemas de tratamento, visando fazer testes específicos sobre aspectos cinéticos da remoção biológica de fósforo. Investigou-se a relação entre liberação de fósforo e o sequestro de material orgânico na forma de acetato e a velocidade do metabolismo em ambiente aeróbio subsequente do material sequestrado pelas bactérias acumuladoras de fósforo. O lodo com bactérias acumuladoras de fósforo foi gerado em sistemas de reatores de bateladas sequenciais RBS. Os fenômenos de liberação em ambiente anaeróbio e de absorção em ambiente aeróbio foram observados em bateladas de lodo retirados dos reatores e alimentados com uma solução de acetato como substrato, aplicando-se períodos de ambiente anaeróbio e subsequentemente de ambiente aeróbio. Observou-se a variação da concentração de nitrato e de fosfato bem como a TCO no período aeróbio.

O teste consistia em submeter inicialmente uma batelada de lodo à agitação e à aeração controlada pelo respirômetro, a fim de que todo material biodegradável fosse utilizado, estabelecendo-se uma TCO mínima correspondente à respiração endógena (TCO_{end}). Em seguida, a aeração era cessada e o lodo era somente agitado, caracterizando o início da fase anaeróbia e/ou anóxica, em que se adicionava no início deste período em média 240mg DQO/L (como acetato de sódio).

Se havia presença de nitrato, o excesso de acetato garantiria a desnitrificação, produzindo assim o ambiente anaeróbio e a consequente liberação de fosfato. Sob a condição anaeróbia estabelecida, amostras eram tomadas em intervalos de tempos pré-determinados, para análise de DQO solúvel, ortofosfato e nitrato. Após este período, que durava cerca de três horas, iniciava-se a fase aeróbia para verificação do processo de absorção de fosfato. A Figura 7.8 é um respirograma típico que mostra a variação da TCO em função do tempo durante a realização do teste.

O teste terminava quando todo material orgânico era utilizado, estabelecendo-se uma TCO_{end} aproximadamente igual, ou maior, à do início do teste. Assim como na fase anaeróbia, amostras eram tomadas para análises de ortofosfato e DQO na fase aeróbia.



FONTE: FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

ONDE: (1) PERÍODO AERÓBIO SEM SUBSTRATO PARA QUE SE ESTABELECESE A TCO ENDÓGENA

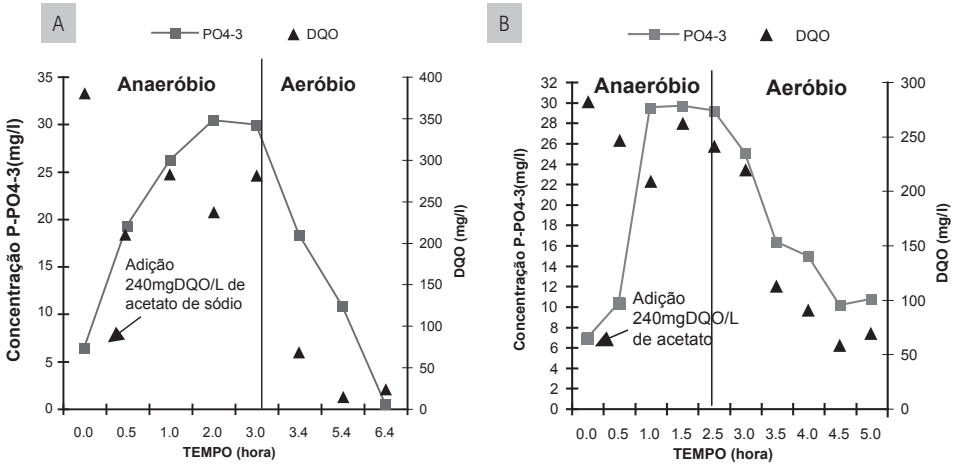
(2) PERÍODO ANÓXICA/ANAERÓBIA SEM AERAÇÃO COM CONSUMO DE NITRATO E LIBERAÇÃO DE FOSFATO

(3) REAERAÇÃO COM CONSUMO DA DQO (EM EXCESSO OU SEQUESTRADO) E DE FOSFATO

Figura 7.8 Exemplo do respirograma obtido durante um teste respirométrico

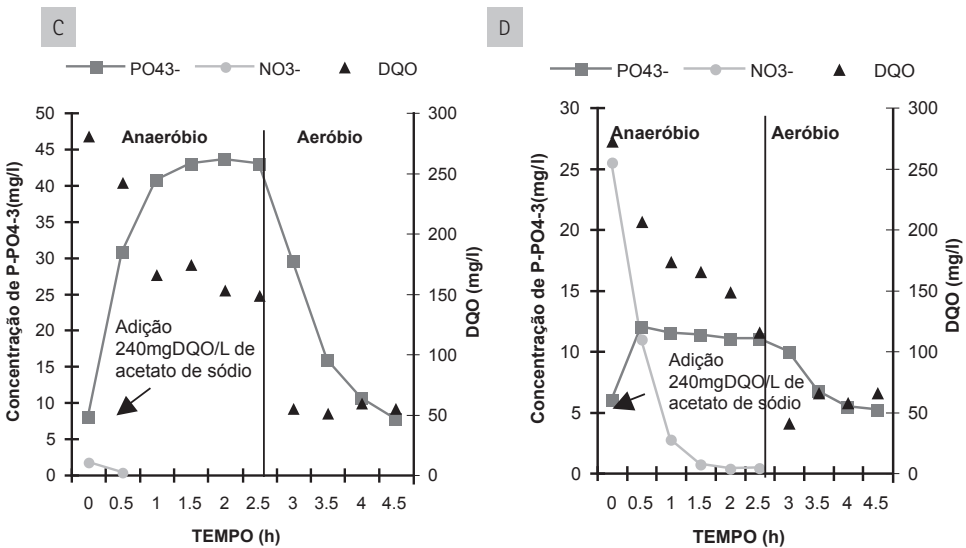
Os testes foram realizados com 4 lodos diferentes: Bardenpho, UCT, RBS1 com hidrólise interna e RBS2 com hidrólise externa. As Figuras 7.9a e 7.9b exibem os resultados obtidos com amostras de lodo Bardenpho e UCT (que praticamente não tinham nitrato). Nas Figuras 7.9c e 7.9d podem-se observar os resultados dos lodos dos reatores RBS1 e RBS 2. Nestes testes, os dois reatores eram operados sem separação da zona aeróbia da zona anóxica.

Determinou-se também a liberação de fosfato por unidade de DQO absorvida. Na Tabela 7.3 observa-se a liberação de fósforo e a absorção da DQO no período anaeróbio, bem como o tempo para a liberação máxima e a relação $P_{\text{liberado}}/DQO_{\text{absorvido}}$. Pode-se observar que o sistema RBS₂ demonstrou pouca atividade na zona anaeróbia (o que indica presença de poucas bactérias acumuladores de P). Isto é condizente ao fato de que havia pouca remoção de nitrato no sistema RBS2 (controle deficiente da concentração de OD). Como se pode ver na Figura 7.9d, houve remoção de quase 26 mg/L de N. Mesmo descontando a DQO desnitrificada, a absorção de acetato (67 mg/L) é relativamente ineficiente na liberação de fosfato (somente 0,09 mgP/mgDQO). Segundo Wentzel *et al* (1990) a liberação de fósforo em ambiente anaeróbio é 0,5 mgP/mgDQO de acetato. Portanto a liberação observada (mesmo descartando o resultado



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 7.9 (A) Variações nas concentrações de fosfato e DQO ao longo de 6 horas de duração do teste com o lodo UCT (B) Variações nas concentrações de fosfato e DQO ao longo de 5,5 horas de duração do teste com o lodo Bardenpho convencional



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

Figura 7.9 (C) Variações nas concentrações de fosfato, nitrato e DQO ao longo de 5,0 horas de duração do teste com o lodo RBS1 (D) Variações nas concentrações de fosfato nitrato e DQO ao longo de 5,0 horas de duração do teste com o lodo RBS2

de RBS2) de 0,28 mgP/mgDQO é pouco mais do que a metade do valor esperado. Pelo fato de que, na maioria dos casos, a concentração de fosfato atingiu o máximo, concluiu-se que a liberação do fosfato não podia passar deste ponto e que o polifosfato "armazenado" era bem menor do que o verificado no caso de Wentzel. Outros autores indicam que de fato encontraram valores muito abaixo do valor relatado por Wentzel (VAN HAANDEL, VAN DER LUBBE, 2007; METCALF, EDDY, 1991).

Tabela 7.4> Liberação de fosfato e absorção de acetato em bateladas de diferentes lodos em ambiente anaeróbio

LODO	SISTEMAS	TEMPO _{máx,lib} (hora)	P _{máx,lib} (mgP/L)	ACETATO ABSORV. (mgDQO/l)	mgP _{lib} /mgDQO _{seq}
1	UCT	1,5	23,0	88	0,26
2	BARDENPHO	1,5	16,0	46	0,34
3	RBS1 (unit)	1,5	31	125	0,25
4	RBS2 (unit)	1,0	6,05	67	0,09

FORNTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, PB.

Observando o respirograma (Figura 7.8), a TCO inicialmente é alta no início da reeração (em torno de 100 mg/L/h) e depois cai rapidamente para um valor muito mais baixo. A partir da queda brusca da TCO, pode-se observar que a TCO diminui de forma lenta e gradual para o valor da respiração endógena que o lodo tinha no início do experimento (20 mg/L/h). A alta TCO inicial se justifica pelo fato de que a quantidade de DQO solúvel adicionada era mais do que suficiente para o processo de liberação de fósforo – o que resultava em um DQO remanescente depois do período aeróbio. Inclusive observa-se nas Figuras da 7.8a a 7.8d que havia uma saturação no que diz respeito à concentração de P liberada ter atingido um máximo sem que toda a DQO tivesse sido removida da fase líquida. Portanto, a TCO alta no início da reeração se devia presumivelmente ao metabolismo do acetato (que não pôde ser absorvido no período anaeróbio). Por outro lado, a TCO acima do nível endógeno após a remoção de acetato se explica pela utilização do acetato absorvido e armazenado como PHB (poli-hidroxi-butirato).

A quantidade de DQO sequestrado não somente pode ser calculada a partir da diminuição de DQO solúvel no ambiente anaeróbio, mas também pela observação do respirograma. Isto pode ser exemplificado analisando-se a Figura 7.9c, que esta associada ao respirograma da Figura 7.8. Pode-se observar na Figura 7.9c que a DQO solúvel diminuiu de 275 para 150 mg/L na fase anaeróbia – o que representa um armazenamento de 125 mg/L. A parte não armazenada era em torno de 150 mg/L, mas, desta concentração, uma parte de 50 mg/L não era biodegradável e permanecia em solução até o fim do teste quando a TCO já tinha retornado ao patamar da respiração endógena (vide Figura 7.8). Portanto, a DQO biodegradável, mas não sequestrada, era em torno de 100 mg/L.

Por outro lado, pode se calcular a área abaixo da curva, mas acima da respiração endógena, na Figura 7.8. A integração dá um valor de 38 mg/L para a parte de respiração exógena lenta (o "rabo" do respirograma) e de 32 mg/L para a parte de TCO exógena de alta taxa e curta duração, associada ao excesso de acetato que não foi sequestrado. Portanto, o consumo total de oxigênio para metabolizar a DQO sequestrada e a DQO não sequestrada é $38+32 = 70$ mg/L. Sabe-se que no caso das bactérias normais, mais ou menos 1/3 da DQO metabolizada é oxidada enquanto 2/3 são anabolizadas. Assim, calcula-se que a DQO não sequestrada foi de $3*32 = 96$ mg/L — praticamente idêntica ao valor que se determinou acima, a partir de testes diretos da DQO, na Figura 7.9c. Aceitando que, para as bactérias acumuladores de fosfato, também vale a proporção de 1/3 oxidada e 2/3 anabolizada, a DQO sequestrada pode ser estimada em $3*38 = 114$ mgDQO/L. Este valor está bem perto do valor obtido de 125 pela diferença da DQO solúvel no ambiente anaeróbio (Figura 7.9c).

Pelo respirograma, pode-se notar que a TCO, depois da utilização do excesso de acetato (não armazenado), permanece praticamente constante em 40 mg/L/h por um período. Isto significa que a taxa de utilização do material armazenada, inicialmente, é praticamente constante com valor de $40 - 20 = 20$ mg/L/h. Ou seja o material sequestrado era utilizado a uma taxa máxima de $20*3 = 60$ mg/L/h. Admitindo que o processo seja descrito com a cinética de Monod tem-se:

$$dS_{seq}/dt = K_{mseq} S_{seq} / (S_{seq} + K_{sseq}) X_{ap}$$

onde:

dS_{seq}/dt : Concentração da DQO sequestrada

K_{sseq} : Constante de meia saturação de Monod para o material sequestrado

K_{mseq} : Constante de utilização da DQO sequestrada

S_{seq} : DQO sequestrada

X_{ap} : Concentração de bactérias acumuladores de fósforo

No início, tem-se que $(S_{seq} \gg K_{sseq})$ (a taxa é constante) e

$$(dS_{seq}/dt)_{max} = K_{mseq} X_{ap}$$

e

$$(dS_{seq}/dt)_{max} = 3*TCO_{ex,p,max}$$

onde:

$TCO_{ex,p,max}$: TCO máxima atribuível à utilização da DQO sequestrada pelas BAF
 $= 40-20 = 20$ mg/L/h = 480 mg/L/d

Portanto:

$$(dS_{seq}/dt)_{max} = 3 \cdot 480 = 1440 \text{ mgDQO/mgXa/d}$$

e

$$X_{ap} = YR_s / (1 + b_p R_s) S_{seq} / R_h$$

onde:

$$Y: 0,45 \text{ mgSVS/mgDQO}$$

$$R_s: 12 \text{ d (nos reatores RBS)}$$

$$b_p: 0,05 \text{ d}^{-1}$$

$$R_h: 0,33 \text{ d (nos RBS)}$$

$$S_{seq}: 0,06 \cdot 0,8 \cdot 456 \text{ mg/L (80 \% da DQO eram biodegradáveis dos quais 6 \% solúveis)}$$

Nestas condições se calcula:

$$X_{ap} = 220 \text{ mg/L}$$

e

$$K_{mseq} = 1440/220 = 6,5 \text{ mgS/mgX}_{ap}/\text{d}$$

O valor da constante de utilização é alta. Comparativamente, calcula-se para a taxa de utilização de acetato pelas bactérias normais heterotróficas uma constante de somente 3,2 mgDQO/mgX_a/d — o que é um fator quase 2 vezes menor. Conclui-se que a taxa de utilização do material armazenado pelas bactérias acumuladoras de fósforo é muito elevada. Ainda assim, em sistemas de tratamento sem uma zona anaeróbia com acetato, a remoção biológica em excesso de fósforo não é factível porque as bactérias acumuladoras de fósforo não podem se desenvolver. Quando o material biodegradável e solúvel entra no sistema de tratamento em ambiente anóxico ou aeróbio, as bactérias heterotróficas normais, que são muito mais numerosas, utilizam o material antes que as bactérias acumuladoras de fósforo possam sequestrá-lo.

7.6.2. Experiência em escala real

Experiências em escala real com remoção biológica de fósforo no Brasil podem ser encontrada nas estações de tratamento de esgoto de Brasília Sul (1,50 m³/s), Brasília Norte (0,92 m³/s), Riacho Fundo (0,07 m³/s), Gama (0,33m³/s) e Melchior (1,47 m³/s), operadas pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. As duas primeiras foram construídas na década de 90, utilizando o processo Phoredox ou Bardenpho que combina a remoção de nitrogênio e fósforo, com objetivo de recuperar o Lago Paranoá de um acelerado processo de eutrofização. O processo biológico é complementado por um polimento químico utilizando a flotação para separação dos sólidos remanescentes e alcançar o padrão de lançamento no Lago, 0,3 mgP/L.

A ETE Riacho Fundo é um sistema de lodos ativados por batelada sequenciais, no qual os procedimentos operacionais conseguem formar os ambientes anaeróbios/aeróbios necessários para que ocorra a remoção biológica de fósforo. As outras duas, Gama e Melchior, são mais recentes, construídas nos anos 2005/6 e utilizam uma combinação de remoção biológica e química de fósforo em reatores alterados para formar ambientes aeróbios e anaeróbios. O objetivo é proteger o Lago Corumbá IV, localizado no estado de Goiás, de um futuro processo de eutrofização.

Da mesma forma que as pesquisas em Campina Grande mostraram, a concentração de matéria orgânica rapidamente biodegradável no esgoto afluente das ETE's Brasília Sul e Norte é da ordem de 30 a 40 mg/L de ácidos voláteis. Essa concentração não possibilita que os processos de remoção biológica de fósforo e de nitrogênio ocorram eficientemente — fazendo com que seja priorizado o processo de remoção de P, por ser o fator limitante para a eutrofização do lago. As estações alcançam concentrações efluentes de fósforo total na ordem de 1,0 a 1,5 mgP/L no processo biológico, que é rebaixada para cerca de 0,3 mgP/L pelo polimento químico. Por outro lado, a concentração de TKN no efluente biológico é da ordem de 10 a 20 mgN/L, e atinge 8 a 15 mgN/L após o polimento químico (CAESB, 2008).

As ETE's Brasília Sul, Brasília Norte e Riacho Fundo fazem parte do complexo de saneamento que recuperou o Lago Paranoá do processo de eutrofização, reduzindo as concentrações de fósforo no Lago, que chegaram a 100 mg/m³ na década de 90, para menos de 25 mg/m³ após 5 anos de operação. Da mesma forma, a concentração de clorofila no lago passou de 100 mg/m³ no seu braço mais comprometido para menos de 10 mg/m³.

Em que pesem os expressivos resultados alcançados, devolvendo o Lago Paranoá como área de recreação e lazer para a sociedade e para o desenvolvimento de atividades econômicas (restaurantes, bares etc), os custos inerentes aos investimentos e à operação e manutenção de um processo como esse não são pequenos. A Tabela 7.4 mostra o custo operacional e de manutenção das estações terciárias da CAESB, bem como a taxa de ocupação (=vazão tratada/vazão máxima do projeto) da estação.

Entretanto, essas experiências mostram que é possível reverter um processo de eutrofização de um reservatório, com tratamento terciário de esgoto, mesmo em países tropicais, recuperando um ambiente que por muitos anos fora abandonado pela população.

Tabela 7.5 > Dados relevantes da operação de sistemas com remoção biológica de P

ESTAÇÃO DE TRATAMENTO	CUSTO DE OPERAÇÃO (R\$/m ³ tratado)	CAPACIDADE (m ³ /s)	OCUPAÇÃO (%)
Brasília Sul	0,52	1,50	79
Brasília Norte	0,76	0,92	53
Gama	0,77	0,33	57
Melchior	0,30	1,47	54

FONTE: CAESB/2008 – SUPERINTENDÊNCIA DE OPERAÇÃO, MANUTENÇÃO E TRATAMENTO DE ESGOTO.

Referências bibliográficas

ARVIN, E. Biological removal of phosphorus from waste waters. *CRC – Critical Rev. Environmental Control*, v.15, p.24-94, 1985.

BARNARD, J.L. Nutrient removal in biological systems. *Water Pollut. Contr.*, v.74, p. 143-154, 1975.

BUCHAN, L. The location e nature of accumulated phosphorus in seven sludges from activated sludge plants which exhibited enhanced phosphorus removal, *Water S.A.*, v.7, p.1-7, 1981.

CAESB. *Dados operacionais das estações de tratamento de esgotos*. CAESB: 2008.

COMEAU, Y; HALL, K.J; OLDDHAM. A biochemical model for biological enhanced phosphorus removal. *Wat. Res.*, v. 20, n. 12, p.1511-1521, 1985.

EPA. *Design manual, phosphorus removal, technology transfer*. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, 1987, 116 p.

FUHS, G.W; CHEN, M. Microbiological bases for phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of waste water. *Microbiol. Ecol.*, v. 2, p.119-138, 1975.

FUKASE, T; SHIBATA, M; MIJAYI. Studies on the mechanism of biological phosphorus removal, Japan. *J. Water Pollut.Res.*, v. 5, p. 309-317, 1982.

HENZE, M et al. Activated sludge model n° 1. *Scientific e Technical reports*, n. 1, IAWPRC, London, UK, 1986.

HENZE, M et al. *Activated sludge model*, n 2, IAWQ, London, UK, 1994.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3. ed. Metcalf & Eddy, Inc, 1991, 1334 p.

NICHOLLS. *Modification of Extended Aeration Plants in Johannesburg, South Africa to Achieve Denitrification*. In: CONFERENCE ON NITROGEN AS A WATER POLLUTANT, 1975, Copenhagen, Anais..., 1975.

NÓBREGA, E.O. *Estequiometria e cinética da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado*. Dissertação (Mestrado) – UFCG-DEC, 2009.

SEDLAK, R. (ed). *Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice*. Estados Unidos: Lewis Publishers, 1991, 240 p.

SIEBRITZ, I.P; EKAMA, G.A; MARAIS G.V.R. A parametric model for biological excess phosphorus removal, *Wat.Sci.Tech.*, v. 15, n. 3/4, p. 127-52, 1982.

SRINATH, E.G; SASTRY, C.B; PILLAI, S.G. Rapid removal of phosphorus from sewage by activated sludge, *Experientia*, v.15, p.399, 1959.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, *Lodos ativados*, 2.ed, v.4, UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002, 428 p.

WENTZEL, M.C. *et al.* Biological excess phosphorus removal: steady state process design, *Water SA*, v. 16, n.1, p. 29-47, 1990.

WENTZEL, M.C. *et al.* Metabolic behaviour of *Acinetobacter* spp in enhanced biological phosphorus removal: a biochemical model, *Water S.A.*, 1986.

WENTZEL, M.C. *et al.* Kinetics of biological phosphorus release, *Wat.Sci.Tech.*, v17 n.11/12, p. 57-71, 1985.

WENTZEL, M.C. *et al.* Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems: part II – experimental behaviour, *Water S.A.*, v. 15, n. 2, p.71-88, 1988.

WENTZEL, M.C; EKAMA, G.A; MARAIS, G.V.R. Processes and modelling nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems – a review. *Wat.Sci. Tech.*, v. 25, n. 6, p. 59-92, 1992.

WRC. *Theory, design and operation of nutrient removal activated sludge processes*. África do Sul: Water Research Commission, 1984.

8

Nitrificação em Reatores Aeróbios com Biomassa Aderida

*Lourdinha Florencio, Paulo Gustavo Sertório de Almeida,
Neyson Martins Mendonça, Isaac Volsham Jr,
Cícero Onofre Andrade Neto, Roque Passos Piveli,
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo*

8.1 Introdução

Os reatores com biomassa aderida são unidades que possuem suporte físico que permite a imobilização dos microrganismos responsáveis pela degradação de compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos efluentes sanitários ou industriais. Quando projetados para esse fim, podem também proporcionar a nitrificação. São exemplos: os filtros biológicos percoladores, os biodiscos, os biofiltros aerados submersos, os reatores com leitos fluidizados ou expandidos, e os reatores com leito móvel. Uma extensiva revisão sobre os reatores com biomassa aderida aplicados ao tratamento de esgoto sanitário e ao pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios encontra-se apresentada no Capítulo 4 em livro anterior do Prosab (GONÇALVES *et al*, 2001). Nele constam os principais conceitos, configurações, exemplos de dimensionamento, aspectos construtivos e os problemas operacionais mais comuns das diferentes configurações dos reatores.

Já no presente capítulo, são apresentadas informações sobre as potencialidades e limitações dos reatores com biofilme para a remoção de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal); uma breve contextualização sobre os fundamentos básicos da nitrificação biológica, e os principais microrganismos envolvidos no processo. Também são discutidos os aspectos associados ao estabelecimento da biomassa nitrificante em reatores com biofilme, incluindo a formação e a estrutura das matrizes de origem

biológica e questões associadas à transferência de massa nesses sistemas. Adicionalmente, são apresentados critérios, parâmetros de projeto e condições operacionais para remoção de amônia em reatores com biofilmes. Ao final do capítulo, são apresentadas as experiências obtidas a partir das pesquisas realizadas sobre este tema no âmbito deste Edital 5 do Prosab.

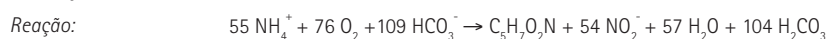
8.2 Nitrificação biológica e remoção de nitrogênio em biofilmes

Neste item é apresentada uma breve contextualização sobre os fundamentos básicos da nitrificação biológica convencional e os principais microrganismos envolvidos no processo. Mais detalhes sobre o assunto podem ser encontrados no Capítulo 6.

Sob o ponto de vista clássico, a nitrificação é a oxidação do nitrogênio amoniacal realizada por microrganismos quimiolitotróficos e sob condições aeróbias estritas. O processo de conversão de N-amoniacal a nitrato ocorre por meio de reações heterogêneas, em duas etapas: a primeira chamada nitrificação (oxidação de N-amoniacal a nitrito) e a segunda, nitratação (oxidação do nitrito a nitrato), conforme resumido na Tabela 8.1.

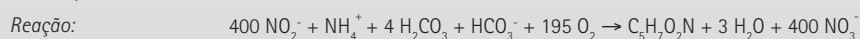
Tabela 8.1 > Reações e principais microrganismos envolvidos na nitrificação convencional

Nitrificação



Organismos envolvidos *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobus* (β -proteobactéria)

Nitratação



Organismos envolvidos *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*, *Nitrocystis* e *Nitrobacter* (α -proteobactéria)

Reação global, incluindo a síntese celular

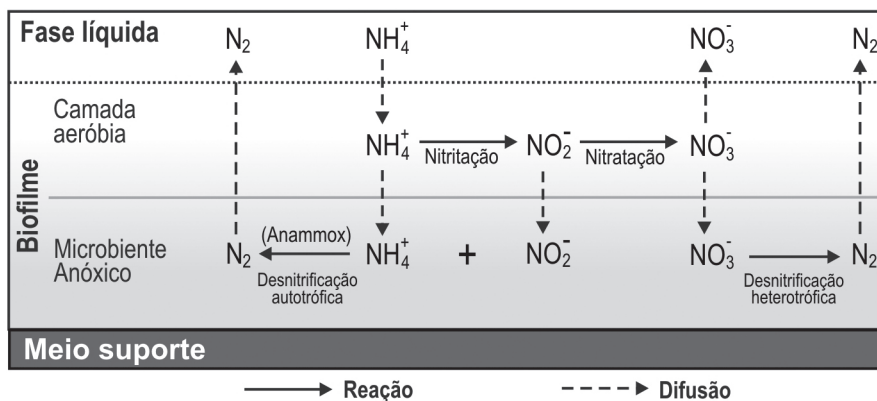


FONTE: AHN (2006).

No primeiro estágio (nitrificação), os microrganismos predominantes pertencem ao gênero de bactérias *Nitrossomonas*. Contudo, os gêneros *Nitrossococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobulus* também podem oxidar N-amoniacal a nitrito. No segundo estágio, o gênero comumente citado como sendo predominante é denominado *Nitrobacter*. No entanto, com o uso de técnicas de biologia molecular foi possível observar que em reatores nitrificantes tratando esgoto doméstico, incluindo os reatores com biofilme, devido às baixas concentrações de nitrito, o domínio entre

as bactérias oxidadoras responsáveis pela nitratação é de fato exercido pelo gênero *Nitrospira* (KOOPS; POMMERENING-RÖSER, 2001; DAIMS *et al*, 2000).

A remoção de amônia em biofilmes também pode ocorrer a partir de outros processos biológicos em micronichos em que prevalecem condições limitadas de concentrações de oxigênio dissolvido, como o processo Anammox (*Anaerobic Ammonium Oxidation*). Os microrganismos envolvidos neste processo são capazes de realizar a oxidação de N-amoniacal (doador de elétrons) a nitrogênio gasoso na ausência de oxigênio, sendo o nitrito o acceptor de elétron (AHN, 2006). Embora não muito abundantes em biofilmes predominantemente aeróbios, é possível observar a presença de colônias de bactérias Anammox em microambientes anóxicos de reatores aeróbios de biomassa aderida (LYDMARK *et al*, 2006). Adicionalmente, é igualmente possível ocorrer desnitrificação heterotrófica em regiões anóxicas do biofilme, onde há disponibilidade de carbono e nitrato. Em reatores de fluxo descendente, como filtros biológicos percoladores, a estratégia operacional de recirculação do efluente final pode induzir ao atendimento dos requisitos para a ocorrência de desnitrificação (PARKER; RICHARDS, 1986). Tal processo pode ocorrer mesmo quando a concentração de oxigênio dissolvido na fase líquida encontra-se superior a $5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (BIESTERFELD *et al*, 2003). A Figura 8.1 ilustra simplificada os principais mecanismos envolvidos no transporte e conversão de amônia em biofilmes.



FONTE: ADAPTADO DE HELMER-MADHOK *ET AL* (2002).

Figura 8.1 Principais mecanismos envolvidos no transporte e conversão de amônia em biofilmes

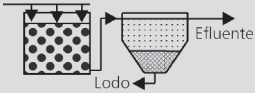
8.3 Aplicabilidade de reatores com biomassa aderida para a remoção de N-amoniacal: potencialidades e limitações

Os reatores anaeróbios são eficazes na remoção da matéria orgânica carbonácea. Entretanto, a remoção de compostos nitrogenados, via de regra, não é observada. Quando lançados no corpo receptor, os compostos nitrogenados geram problemas tanto do ponto de vista da saúde pública, quanto ambiental. Os impactos do lançamento de nutrientes provenientes do esgoto em corpos d'água superficiais e subterâneos bem como a legislação brasileira de proteção aos corpos de água correspondente são apresentados no Capítulo 2 deste livro.

Várias tecnologias de tratamento de águas residuárias são utilizadas no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios com o objetivo de se remover, ou atenuar, tais compostos (em especial, o N-amoniacal). A remoção de nitrogênio amoniacal em processos convencionais de tratamento de esgoto só é possível quando é introduzida uma etapa aeróbia no sistema — uma vez que a nitrificação, ou seja, a conversão de N-amoniacal a nitrato, ocorre na presença de oxigênio, com exceção para o já citado processo Anammox, cuja remoção de N-amoniacal se dá em ambiente anaeróbio (ver o Capítulo 6).

Os reatores de biomassa aderida podem ser divididos em dois grupos principais, em função da movimentação do meio de suporte da biomassa: os de leito fixo, no qual o meio de suporte não se movimenta; e os de leito móvel, quando o material suporte permanece em movimento. Neste último, a movimentação do leito é geralmente garantida por meio do fluxo ascendente ou descendente da água residuária, por agitação hidráulica ou pela injeção de gás. A Tabela 8.2 apresenta, de forma sintetizada, as principais potencialidades e limitações para a remoção de N-amoniacal associadas ao uso de reatores com biofilme.

Tabela 8.2 > Potencialidade e limitações da remoção de N-amoniacal em reatores de tratamento de esgotos domésticos com biofilme

TECNOLOGIA	REMOÇÃO DE N-AMONICAL Potencialidade	Possíveis limitações
Filtro biológico percolador 	<p>Possibilidade de atendimento aos requisitos de oxigênio sem a necessidade de aeração mecanizada.</p> <p>Controle operacional para a manutenção da biomassa nitrificante em sistemas mais simplificados pode depender apenas de aspectos operacionais à montante do reator.</p> <p>Estabilidade do processo, caso haja um controle efetivo das condições de operação previstas em projeto.</p> <p>Pode apresentar eficiências de remoção de amônia compatíveis com o atendimento a padrões de lançamento menos restritivos.</p>	<p>Depende fortemente da altura do reator, uma vez que a nitrificação ocorre em maiores taxas em regiões onde a matéria orgânica já foi removida.</p> <p>A robustez do sistema ao aporte ocasional de maiores concentrações de matéria orgânica (DBO e SST) pode não ser verificada para reatores de pequena altura (em torno de 2,50m).</p> <p>As taxas de aplicação superficiais utilizadas em sistemas sem recirculação do efluente final podem não ser suficientes para o adequado aproveitamento da superfície do material de enchimento.</p>
Filtro biológico aerado submerso 	<p>Pode apresentar boa remoção de amônia com menores requisitos energéticos em comparação ao sistema de lodos ativados.</p> <p>Bom aproveitamento da área superficial do meio suporte.</p> <p>Pode apresentar eficiências de remoção de amônia compatíveis ao atendimento de padrões de lançamento menos restritivos.</p>	<p>A elevada retenção de sólidos em suspensão pode dificultar a nitrificação.</p> <p>O controle das concentrações de sólidos no sistema depende fortemente de um maior controle operacional.</p> <p>Requer consumo energético para fornecimento de oxigênio ao meio.</p>
Reator de leito fluidizado 	<p>Possibilidade de retenção de biomassa em elevadas concentrações.</p> <p>Melhor controle da difusão de oxigênio para o interior do biofilme mediante o controle da velocidade da fase líquida do reator.</p> <p>Notável eficiência de remoção considerando efluentes que apresentam elevadas concentrações de amônia.</p>	<p>Elevado consumo energético decorrente da fluidização do leito e atendimento aos requisitos de oxigênio.</p> <p>A alteração da área superficial do material suporte ao longo do período de operação pode modificar o percentual de biomassa aderida no sistema.</p> <p>Diante de outras tecnologias simplificadas o sistema pode não atender a requisitos de viabilidade técnico-econômica para o tratamento de esgotos domésticos.</p>
Biodisco 	<p>Possibilidade de atendimento aos requisitos de oxigênio apenas pela exposição ao ar atmosférico.</p> <p>Boa flexibilidade operacional para solucionar problemas associados com demanda de OD.</p> <p>Consumo energético relativamente baixo.</p> <p>Bom aproveitamento da área superficial do meio suporte.</p>	<p>Requer consumo energético para a movimentação dos discos.</p> <p>Necessidade de compartimentação dos tanques para promover condições adequadas para remoção de amônia.</p> <p>O crescimento excessivo e desprendimento do biofilme podem oferecer limitações em termos de transferência de oxigênio para o interior do biofilme.</p>


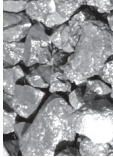

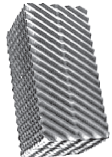
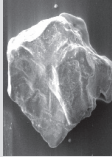

8.4 Meios de suporte utilizados em reatores de biomassa aderida

Os meios de suporte têm a finalidade de servir de apoio para a fixação e retenção da biomassa, possibilitando a manutenção de elevado tempo de retenção celular e permitindo a redução do tamanho dos reatores (uma vez que estes reatores podem ser operados com tempos de detenção hidráulica reduzidos). Os meios de suporte atuam também como uma barreira física, pois evitam que os sólidos em suspensão sejam facilmente carregados para fora do reator. Além disso, induzem o contato entre os constituintes do afluente e os sólidos biológicos contidos no reator. Consequentemente, a seleção do material suporte exerce um importante papel no desempenho do reator.

Existe uma grande variedade de materiais que podem ser usados como meio suporte nos reatores com biomassa aderida. Como características, esses materiais devem apresentar grande área superficial por unidade de volume, além de serem estruturalmente resistentes, suficientemente leves e apresentarem alta durabilidade. Também é importante que sejam biológica e quimicamente inertes. Adicionalmente, devem ter uma porosidade adequada que facilite a distribuição do fluxo e dificulte a obstrução. E, por fim, também é importante que sejam de fácil aquisição.

Na Tabela 8.3 são apresentadas informações referentes às características dimensionais, peso específico, área superficial, índice de vazios e descrição sucinta de alguns dos materiais de enchimento mais utilizados nos reatores com biomassa aderida. Outros materiais de enchimento estão sendo testados para sua aplicação em reatores com biomassa aderida visando a nitrificação. Como exemplo é possível citar as espumas em poliuretano (em painéis tipo cortinas ou em pequenos cubos de espuma – MACHDAR *et al*, 1997; 2000); anéis de eletrodutos corrugados (conduítes); e tijolos cerâmicos vazados (ANDRADE NETO *et al*, 2000).

Tabela 8.3 > Meios suportes usualmente utilizados em reatores de biomassa aderida ⁽¹⁾

MATERIAL DE ENCHIMENTO	CARACTERÍSTICAS	PESO ESPECÍFICO (kg.m ⁻³)	ÁREA SUPERFICIAL ESPECÍFICA (m ² .m ⁻³)	ÍNDICE DE VAZIOS (%)	IMAGEM	BREVE DESCRIÇÃO E COMENTÁRIOS
Pedra britada	Diâmetro: 5 a 10 cm	1350	50-70	≈ 50		Constituído de rocha britada. Apresenta superfície irregular e elevado peso específico. O atendimento às especificações técnicas em termos de granulometria pode ser uma limitação. O baixo custo do material é uma das principais alternativas como material de enchimento de filtros biológicos percoladores (FBPs).
Escória de alto forno	Diâmetro: 5 a 8 cm	1350	50-70	≈ 50		Material residual de indústria siderúrgica. Apresenta superfície irregular, elevado peso específico e certa porosidade. O atendimento às especificações técnicas em termos de granulometria pode ser uma limitação. Geralmente utilizado como material de enchimento em FBPs.
Anéis plásticos randômicos (PVC)	Diâmetro: 84 mm Altura nominal: 9 cm	50	80	96		Possuem satisfatório índice de vazios e área superficial específica. Altos custos de aquisição. Em FBP de pequena altura operando com baixas cargas orgânicas, o seu desempenho assemelha-se ao de reatores preenchidos por leitos de pedra. São também utilizados como material de enchimento em filtros aerados submersos.
Cross-flow (45°)	Altura: 30-60 cm					
Cross-flow (60°)	Largura: 30-60 cm	30	98	95		Muito utilizado em FBPs por apresentar baixo peso específico e elevados índices de vazios. Apresenta elevado custo de aquisição. Para a remoção de amônia os blocos verticais e cross-flow com ângulo de 60° apresentam melhor desempenho do que os com ângulo de 45°. Utilizados em filtros percoladores e filtros aerados submersos.
Vertical-flow	Comprimento: 130-320 cm					
Areia	0,42 – 2,0 mm	≈2,60	≈ 1000	0,4-0,5		Usualmente aplicado em reatores de leito expandido ou fluidificado. O emprego de partículas menores requer baixo custo de energia para atingir-se o regime de fluidificação. Porém, em decorrência da fase gasosa, podem-se ter condições operacionais difíceis de serem controladas por causarem instabilidade no leito. Apresenta baixo custo.
Carvão ativado granular	0,42 – 2,0 mm	≈1,73	≈ 1000	0,4-0,5		Empregado em reatores de leito expandido ou fluidificado. Em função da elevada área superficial, o uso deste material é adequado na retenção de microrganismos nitrificantes que apresentam taxa lenta de crescimento. Os custos de aquisição podem ser elevados.

(1) NÃO SÃO APRESENTADOS OS REATORES COM BIODISCO, POIS EXISTE UMA GRANDE VARIEDADE DE TAMANHOS E CONFIGURAÇÕES, A DEPENDER DO FABRICANTE. OS DISCOS SÃO EM GERAL, DE POLIETILENO. FONTE: ADAPTADO DE BRUCE E MERKENS (1970); HARRISON E DAIGGER (1987); PARKER E RICHARDS (1986); METCALF E EDDY (2003).

8.5 Estabelecimento da biomassa aderida e nitrificação em biofilmes

O desenvolvimento da biomassa nitrificante em reator com biofilme depende sensivelmente das condições operacionais às quais o reator está submetido. Os principais fatores ambientais que influenciam na nitrificação de uma forma geral (tais como, temperatura, pH, alcalinidade, concentração de oxigênio dissolvido) são detalhados no Capítulo 6. Neste item, são apresentados os principais aspectos sobre a formação de biofilmes; quais os fatores intervenientes no desenvolvimento de matrizes biológicas aderidas; e como é realizada a transferência de substrato para o interior de um biofilme. Em seguida, são também discutidas as condicionantes para o estabelecimento de microrganismos nitrificantes nos reatores.

8.5.1 Formação, constituição e estrutura de biofilmes

O tratamento biológico de efluentes baseado em reatores com biofilmes aderidos possui como princípio básico a retenção de microrganismos no interior de um volume reacional (a partir da adesão natural da biota em superfícies, ou pela retenção da biota em interstícios de materiais que apresentam porosidade). Quando em elevada concentração, a biomassa tende a permanecer predominantemente de forma aderida sob a superfície de uma matriz inerte. Nela ocorrem os mecanismos de adsorção, de transferência de massa e de transformação de materiais solúveis e particulados. O biofilme é composto por cerca de 90% de água e as substâncias poliméricas extracelulares representam cerca de metade no cômputo total da biomassa. A concentração de células ativas e inertes em um biofilme situa-se entre 10^7 e 10^9 células.cm⁻² (MELO, 2003).

A fixação da biomassa em superfícies de contato segue três processos básicos: adsorção, adesão e aderência (estabilização da adesão celular). Os mecanismos de estabelecimento do biofilme dependem: da comunidade microbiana predominantemente presente no reator, das atividades metabólicas e do tipo de superfície disponível para o desenvolvimento da colonização. Consolidada a adesão microbiana, que é a etapa do processo de formação de matrizes heterogêneas sob superfícies de contato, os microrganismos se desenvolvem e produzem substâncias poliméricas extracelulares (frequentemente compostas por polissacarídeos e glicoproteínas), formando, portanto, uma nova matriz de origem biológica denominada *biofilme* (LESSARD; LE BIHAN, 2003).

A essas matrizes biológicas (biofilmes) são posteriormente associadas, por adsorção progressiva, moléculas e pequenas partículas abióticas. Simultaneamente, ocorre o crescimento e a sucessão de microrganismos aderidos, desenvolvendo-se, conti-

nuamente, a matriz que dá origem ao biofilme. Como resultado, a estrutura interna de biofilmes passa a ser composta por aglomerados contendo células, polímeros extracelulares que preenchem os espaços entre os aglomerados de microrganismos, canais e poros (MELO, 2003).

Vários são os fatores que influenciam na formação e nas condições de estabilidade do biofilme. Os fatores físicos, químicos e biológicos afetam a composição das matrizes heterogêneas a partir do comportamento hidrodinâmico no meio, da concentração e tipo de substrato, e a partir da fisiologia das células. Fatores como a ação eletrostática e o grau de hidrofobicidade da célula microbiana também foram apontados como de grande importância no processo de adesão inicial de microrganismos em superfícies sólidas (ROUXCHET; MOZES, 1990; IWAI; KITAO, 1994).

Para o início da formação do biofilme, ressalta-se que superfícies de contato irregulares, porosas ou providas de interstícios são meios potenciais para o desenvolvimento e estabelecimento inicial do biofilme. Foi observado que uma maior área superficial de aderência parece estimular a produção de exopolímeros, desencadeando um aumento da excreção de polissacarídeos por parte dos microrganismos (VANVIVERE; KIRCHMAN, 1993). A Tabela 8.4 destaca alguns importantes fatores associados ao desenvolvimento de matrizes biológicas aderidas, e a Figura 8.2 indica os principais constituintes que compõem uma matriz de origem biológica, ilustrando a configuração de estruturas típicas de biofilmes.

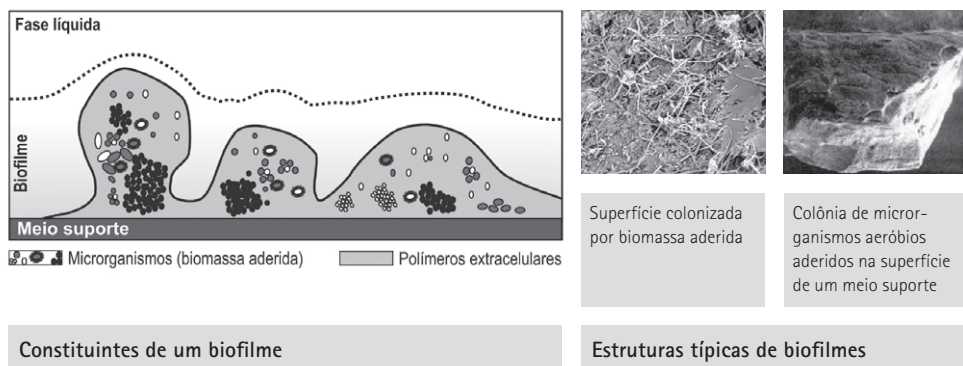


Figura 8.2 Principais componentes de matrizes de origem biológica e estruturas típicas de biofilmes

FONTE: ADAPTADO DE WANNER ET AL (2006) E MENDONÇA (2004).

Tabela 8.4 > Síntese de fatores que afetam a formação e o estabelecimento de biofilmes

FATOR INTERVENIENTE	CARACTERÍSTICA	ASPECTOS RECORRENTES
Espécie e fisiologia microbiana	Biológica	Alguns microrganismos produzem maior quantidade de polímeros extracelulares, facilitando a aderência a superfícies sólidas. Compatibilidade hidrofílica ou hidrofóbica do microrganismo com a superfície sólida.
Rugosidade da superfície sólida	Física	Atua na formação primária do biofilme por dificultar o arraste de partículas e microrganismos. Atua na estimulação da produção de polímeros extracelulares.
Constituintes presentes, pH e temperatura do líquido em contato com o biofilme.	Química	A composição do substrato seleciona os microrganismos predominantes no biofilme. A concentração do substrato pode influenciar na estrutura do biofilme. O maior aporte de matéria orgânica tende a elevar a espessura da matriz biológica. O pH do líquido altera a ação eletrostática entre os microrganismos e a superfície de contato. Pode controlar o desenvolvimento de espécies predominantes como fungos e bactérias. A temperatura altera a atividade metabólica dos microrganismos, influenciando no tempo de crescimento dos microrganismos e estabelecimento do biofilme.
Condições hidrodinâmicas (velocidades e turbulências)	Física	Velocidades elevadas: retardam a formação primária do biofilme por tensões tangenciais. Após o estabelecimento do biofilme, elevadas velocidades e turbulências estimulam o crescimento de biomassa em virtude do aumento do fluxo de substrato. Geram biofilmes mais lisos, menos espessos e mais compactos Velocidades baixas: sob elevadas concentrações o biofilme torna-se, espesso induzindo o aparecimento de zonas inativas pela dificuldade de transferência de massa.

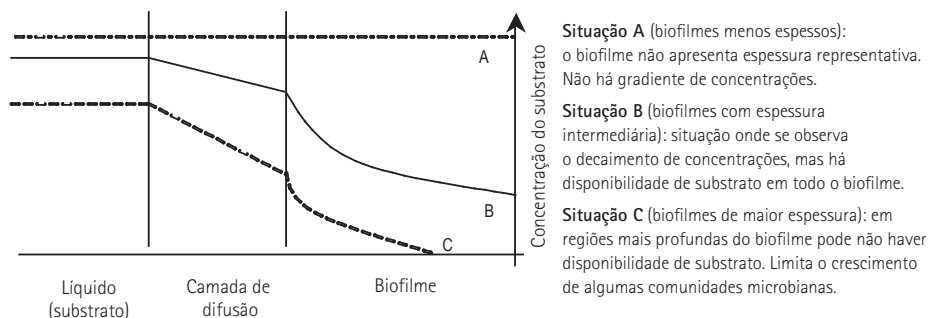
FONTE: BASEADO EM IWAI E KITAO (1994); MELO (2003); WJUEYKON *ET AL* (2004); MELO (2005).

8.5.2 Transferência de massa e difusão de substratos em biofilmes

Os canais preferenciais ou tortuosidades presentes em biofilmes, conforme apresentados esquematicamente na Figura 8.2, podem se iniciar na superfície da matriz biológica e terminar na superfície do material de aderência (meio suporte). Tal fato indica que os constituintes presentes no esgoto são transferidos para o interior do biofilme a partir de processos de adsorção, difusão, convecção e também por transporte de substrato pelos canais e poros presentes em algumas regiões da matriz biológica (LAWRENCE *et al*, 1994; MELO, 2005). De fato, foi observado que essas matrizes são estruturas porosas constituídas de aglomerados microbianos, separados por vazios intersticiais. Nestes vazios, há predomínio do processo de fluxo de massa entre os poros do biofilme, em comparação com os processos de difusão e convecção através dos aglomerados microbianos. Neste sentido, a difusividade medida em biofilmes

pode refletir, predominantemente, a difusividade de substrato entre poros e canais (LEWANDOWSKI *et al*, 1994). Adicionalmente, o transporte de massa para o interior da matriz microbiana aderida frequentemente resulta na geração de consideráveis gradientes em termos de concentrações de substratos ao longo da profundidade de um biofilme (RITTMANN; McCARTY, 2001).

Assim sendo, a disponibilidade de substrato para a biomassa ocorre de forma diferenciada em reatores com biofilme e depende da posição relativa dos microrganismos na matriz biológica. Portanto, os microrganismos localizados em regiões mais internas do biofilme são, em geral, expostos a menores concentrações de substratos em comparação com os microrganismos que se situam em regiões mais próximas da superfície de contato com o meio líquido (efluente). A Figura 8.3 apresenta esquematicamente o gradiente de concentrações de substrato ao longo da profundidade do biofilme.



Camada de difusão: resistência externa ao transporte de massa.

Biofilme: resistência interna ao transporte de massa por difusão molecular e convecção. Há utilização de substrato pela biomassa.

Figura 8.3 Apresentação esquemática do gradiente de concentrações de substratos em um biofilme

FONTE: ADAPTADO DE RITTMANN E MCCARTY (2001).

Conforme mostra a Figura 8.3, existem três situações que podem ocorrer em reatores com biofilme. Na situação A, o biofilme apresenta pequena espessura e, por esse motivo, o gradiente de concentrações em seu interior não é representativo. Consequentemente, os microrganismos tendem a ter a mesma disponibilidade de substrato qualquer que seja o seu posicionamento no interior da matriz biológica.

Na situação B, embora a espessura do biofilme determine a ocorrência de um gradiente de concentrações em seu interior, observa-se a disponibilização de substrato em toda a porção da matriz biológica. Nestes casos, a depender dos requisitos de cada espécie de microrganismos em relação a um substrato limitante, o seu posicionamento é determinístico, ou seja, o estabelecimento da biomassa depende das condições

ambientais presentes em cada porção do meio. Na situação C, em uma dada profundidade do biofilme não há mais disponibilidade do substrato limitante e, portanto, algumas espécies de microrganismos não têm como se estabelecer em tais regiões.

A situação C é um cenário clássico, frequentemente observado quando o sistema de tratamento recebe elevadas cargas orgânicas. Em virtude da grande disponibilidade de matéria orgânica no meio, a biomassa heterotrófica cresce em abundância e a adsorção de partículas abióticas também é elevada. Adicionalmente, elevadas cargas orgânicas favorecem a produção excessiva de polissacarídeos pelos microrganismos (WEF, 2000). Consequentemente, o biofilme torna-se mais espesso e compacto e a transferência de oxigênio e compostos nitrogenados para o seu interior é dificultada em maior escala.

Nos casos em que o oxigênio dissolvido não é transferido para toda a profundidade do biofilme, certamente não haverá condições ambientais adequadas para o desenvolvimento de biomassa nitrificante ativa em regiões mais profundas — uma vez que tais microrganismos são intolerantes a baixas concentrações de oxigênio. Em geral, o oxigênio dissolvido (substrato limitante na nitrificação) somente penetra no biofilme em profundidades menores que 100–200 μm (DE BEER, 1990; HOOIJMANS, 1990). Portanto, nas regiões mais profundas do biofilme ocorrem, possivelmente, regiões anóxicas ou anaeróbias ideais aos processos de desnitrificação heterotrófica e de remoção de nitrogênio via processo Anammox (PARKER, RICHARDS, 1986; LYDMARK *et al*, 2006). Desta forma, uma das principais preocupações no dimensionamento de reatores em que a remoção de amônia é um dos objetivos, refere-se ao adequado fornecimento de oxigênio para todo o volume reacional, de forma a permitir o crescimento de microrganismos envolvidos no processo de nitrificação.

Em síntese, as concentrações de substratos (matéria orgânica e amônia) e oxigênio observadas no interior de um biofilme são essenciais para o estabelecimento de microrganismos nitrificantes em reatores de biomassa aderida. Uma discussão aprofundada sobre mecanismos de troca e transferência de massa em filmes pode ser encontrada em Cussler (1984), Figueroa e Silverstein (1992), Gonçalves *et al* (2001) e Wanner *et al* (2006).

8.5.3 Estabelecimento de microrganismos nitrificantes em reatores de biomassa aderida

Uma das grandes vantagens da aplicação de reatores com biomassa aderida para nitrificação refere-se aos aspectos cinéticos de crescimento de microrganismos nitrificantes. Bactérias nitrificantes possuem baixas taxas de crescimento específico — cerca de cinco vezes menores quando comparadas com a dos microrganismos heterotróficos (GRADY, LIM, 1980). Assim, os reatores com biomassa aderida, potencialmente,

proporcionam elevada retenção da biomassa no reator, possibilitando melhores condições de desenvolvimento e retenção de microrganismos nitrificantes no sistema.

Por outro lado, as condições ambientais em termos de cargas orgânicas aplicadas podem ditar de forma substancial a estrutura do biofilme, influenciando a coexistência entre microrganismos heterotróficos e nitrificantes. Sabe-se que em reatores com carga orgânica elevada, favorece-se o crescimento de microrganismos heterotróficos, pois têm alta taxa de crescimento específico. Como competem mais por oxigênio e espaço no biofilme do que a biomassa nitrificante, acabam predominando no biofilme. O biofilme, portanto, neste caso, tende a possuir maior espessura e densidade, e menor porosidade — o que dificulta ainda mais a transferência de massa para algumas regiões da matriz biológica (WIJEYEKOON, 2004). Em consequência, os teores de oxigênio são reduzidos, o que é prejudicial para os microrganismos nitrificantes (FURUMAI, RITTMANN, 1994). Portanto, o estabelecimento da biomassa nitrificante em reatores com biofilmes depende fortemente da aplicação de menores cargas orgânicas, de forma que a depleção de oxigênio dissolvido ao longo da espessura do biofilme seja minimizada em função do consumo por parte da biomassa. Vale novamente ressaltar que o oxigênio, via de regra, pode tornar-se o fator limitante em sistemas com nitrificação (GONÇALVES *et al*, 2001).

Na prática, o controle da competição entre a biomassa heterotrófica e nitrificante pode ser efetuada com aplicação de cargas orgânicas, por área de meio suporte, em torno de 2 a 6 gDBO.m⁻².d⁻¹ (RITTMANN, McCARTY, 2001). Alguns inconvenientes associados ao crescimento excessivo de biomassa heterotrófica devem ser evitados. São eles: elevado consumo de oxigênio dissolvido por parte dos microrganismos heterotróficos; colmatação do enchimento por acúmulo de constituintes bióticos e abióticos, ou erosão excessiva do biofilme (que resulta em maior liberação de sólidos); utilização frequente de estratégias operacionais para extrair a biomassa excedente do reator (p.ex.: retrolavagens e aumento de taxa de aplicação superficial). Caso tais estratégias operacionais sejam utilizadas com certa periodicidade, dificilmente a biomassa nitrificante se estabelecerá no sistema, dado a sua baixa taxa de crescimento específico.

No caso de reatores de biofilme com fluxo descendente tratando efluentes com maiores cargas orgânicas, como por exemplo, nos filtros biológicos percoladores, os microrganismos nitrificantes só se estabelecerão nas porções mais baixas do reator, uma vez que à medida que o efluente percola através da camada suporte, as concentrações de DBO, e conseqüentemente as cargas orgânicas, tendem a diminuir.

Parker e Richards (1986) e Härremoes (1982) indicam que a nitrificação em reatores de biomassa aderida só se inicia quando a DBO solúvel estiver abaixo de 20 mg/L e com concentração de oxigênio dissolvido em torno de 3 mg/L no biofilme (HÄRREMOES,

1982). As condições associadas ao limite de concentrações de DBO filtrada para o início da nitrificação foram igualmente observadas por Almeida *et al* (2009) em experimentos com filtros percoladores utilizados no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. Nestes reatores, a nitrificação iniciou-se quando a concentração de DBO filtrada esteve em torno de 15 mgDBO/L.

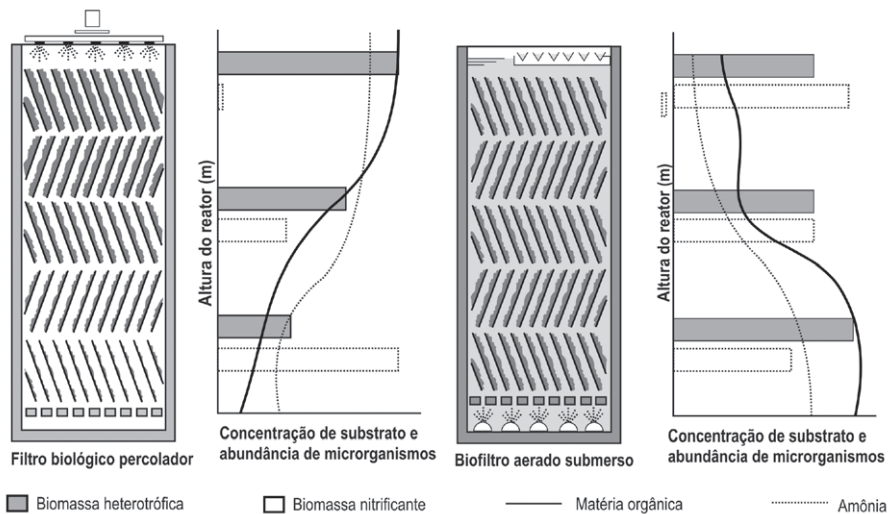
Nos reatores em que a biomassa aderida permanece submersa, como é o caso de biofiltros aerados submersos e reatores de leito fluidizado, as condições ambientais tendem a ser similares em todo o volume reacional, variando apenas no interior do biofilme. Nestes casos, a carga orgânica volumétrica aplicada determinará o estabelecimento de microrganismos nitrificantes no sistema. A Tabela 8.5 apresenta, em síntese, algumas considerações a respeito de transferência de substrato e estabelecimento de microrganismos em reatores de biomassa aderida.

Tabela 8.5 > Características intrínsecas de transferência de substrato e estabelecimento de microrganismos nitrificantes em reatores de biomassa aderida destinados à remoção de matéria orgânica e amônia em um mesmo volume reacional

CARACTERÍSTICAS INTRÍNSECAS	REATORES DE BIOMASSA ADERIDA	
	Fluxo descendente por percolação	Fluxo ascendente com leito submerso
Espessura do biofilme	O biofilme tende a apresentar maior espessura e compacidade em porções superiores do reator. Em porções inferiores, o biofilme é menos espesso e mais poroso.	A espessura do biofilme tende a ser similar em todas as regiões do reator. A carga orgânica aplicada é um dos principais fatores determinantes da espessura da matriz biológica (biofilme).
Transferência e remoção de substrato	A transferência de substrato ocorre com maiores gradientes de concentrações em porções superiores do reator. Em porções inferiores, a transferência de massa é mais bem efetuada tendo em vista que os biofilmes tendem a ser menos espessos e mais porosos.	A transferência de substrato para o interior do biofilme tende a ter certa homogeneidade em todo o sistema. A disponibilidade de oxigênio pode ser maior em porções inferiores do reator.
Estabelecimento de microrganismos nitrificantes	A biomassa nitrificante é mais abundante em porções inferiores do reator, onde há menor disponibilidade de matéria orgânica. A competição por oxigênio e espaço, com microrganismos heterotróficos, é menos intensa em porções inferiores. A altura do reator tem grande relação com o estabelecimento de nitrificantes.	Ocorre certa homogeneidade em termos de abundância e espécies de microrganismos nitrificantes em todo o reator. A competição por oxigênio e espaço ocorre principalmente em função das cargas orgânicas aplicadas.

FONTE: ADAPTADO DE VILLAVERDE *ET AL* (2000); BOLLER *ET AL* (1994); MACHDAR *ET AL* (2000); MISSAGIA *ET AL* (2008).

A Figura 8.4 apresenta, de forma esquemática, a variação de concentrações de DBO e amônia em reatores de biomassa aderida, e a abundância de microrganismos nitrificantes nos reatores com fluxo ascendente e descendente.



FONTE: ESQUEMA BASEADO NOS RESULTADOS DE VILLAVEVERDE *ET AL* (2000); BOLLER *ET AL* (1994); MACHDAR *ET AL* (2000); MISSAGIA *ET AL* (2008).

Figura 8.4 Perfil esquemático de concentrações de microrganismos heterotróficos e nitrificantes em dois reatores de biomassa aderida descendente e ascendente destinados à remoção simultânea de matéria orgânica e amônia

8.6 Critérios e parâmetros de projeto, e condições operacionais para remoção de amônia em reatores com biomassa aderida

Em sistemas de tratamento de esgoto, as condições ambientais em termos da alcalinidade, pH, temperatura e presença de substâncias inibidoras possuem importância para a atividade metabólica de nitrificantes. Entretanto, as concentrações afluentes de matéria orgânica e a presença de oxigênio no biofilme geralmente figuram como os principais requisitos para que a nitrificação ocorra de forma adequada e as etapas de nitrificação e nitratação sejam procedidas de forma, igualmente, adequada.

Portanto, neste item, serão retratados alguns dos principais critérios e parâmetros de projeto associados a tecnologias aplicadas ao tratamento de esgoto doméstico. Serão consideradas, essencialmente, as condições operacionais necessárias para nitrificação, com base em critérios de cargas orgânicas aplicadas.

Adicionalmente, breves considerações serão mencionadas a respeito de cada tecnologia de tratamento, sob a perspectiva da remoção de amônia em tais sistemas. Uma

descrição mais ampla de cada tecnologia é apresentada em Gonçalves *et al* (2001) e a seqüência completa de dimensionamento de alguns reatores é apresentada por Metcalf e Eddy (2003). Vale ressaltar que todas as discussões e recomendações apresentadas a seguir tiveram por referência EPA (1993), WEF (2000), Rittmann e McCarty (2001) e Metcalf e Eddy (2003).

8.6.1 Filtros biológicos percoladores (FBP)

Filtros biológicos percoladores são reatores de tratamento de esgoto de fluxo descendente, com o volume reacional preenchido por material suporte não submerso em que a biomassa aderida se estabelece. Em geral, os materiais de enchimento utilizados são a pedra britada e materiais plásticos de superfície corrugada. Atualmente, novos materiais de enchimento têm sido desenvolvidos visando proporcionar condições ambientais favoráveis ao crescimento de microrganismos nitrificantes no reator (TANDUKAR, 2005; ALMEIDA *et al*, 2009). Neste sentido, o uso de espumas de poliuretano como meio suporte parece ser uma atraente perspectiva para o aprimoramento tecnológico do sistema, em termos de remoção de amônia.

O emprego de filtros percoladores após reatores UASB apresenta potencialidade para a remoção de amônia, uma vez que grande parte da matéria orgânica presente no esgoto bruto é metabolizada nos reatores UASB, sendo possível, dessa forma, atender às condições de operação para nitrificação em termos da limitação da aplicação de carga orgânica.

Em termos operacionais, algumas estratégias são utilizadas para incrementar a eficiência de remoção de amônia em FBPs, como a recirculação do efluente final e a consequente aplicação de maiores taxas hidráulicas.

A recirculação do efluente final apresenta consideráveis vantagens para o incremento da nitrificação, pois promove a diluição do afluente, introduz oxigênio na massa líquida, melhora as condições de umedecimento do meio suporte, bem como auxilia no controle da espessura de biofilmes, evitando entupimentos e facilitando a transferência de massa para o interior da matriz de origem biológica. Adicionalmente, a recirculação proporciona a possibilidade de um novo contato entre a biomassa e o substrato. Em alguns reatores, a recirculação tem sido apontada como uma estratégia operacional capaz de também promover o incremento da desnitrificação em FBPs (PEARCE, 2004).

O aumento das tensões de cisalhamento proporcionadas pelo incremento das taxas de aplicação superficiais resultantes da recirculação do efluente final pode, igualmente, contribuir para o controle da acumulação de sólidos. Além disso, reduz a presença de larvas de macrorganismos predadores relatados como responsáveis pela piora do desempenho de FBPs para a remoção de N-amoniaco. Outra alternativa

seria a aplicação de solução alcalina, que tem se mostrado eficiente para o controle de macrorganismos e manutenção das taxas de remoção de amônia em FBPs.

Dada a complexidade associada às características hidrodinâmicas e de distribuição da biomassa no reator, o dimensionamento de FBPs é frequentemente efetuado com o uso de relações empíricas derivadas de experiências com sistemas em escala plena e escala piloto. Para a remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniacal, o dimensionamento é basicamente efetuado em função de cargas orgânicas aplicadas. É fundamental, no entanto, garantir-se que as cargas aplicadas não resultem em taxas de aplicação superficial que limitem a eficiência de umedecimento do meio suporte e, conseqüentemente, o aproveitamento ótimo do volume reacional do FBP.

Outro aspecto de grande importância no projeto de filtros percoladores refere-se ao fornecimento de oxigênio para o volume reacional. Em geral, no contexto do Brasil, os filtros percoladores têm sido projetados com a previsão de ventilação natural, frequentemente suficiente para a aeração do reator. Entretanto, a ventilação forçada figura como uma possibilidade. A Tabela 8.6 apresenta alguns critérios e parâmetros de dimensionamento de filtros biológicos percoladores.

Tabela 8.6 > Parâmetros e considerações de projeto para filtros biológicos percoladores

PARÂMETROS	REMOÇÃO DE DBO E NITRIFICAÇÃO		Recomendações de projeto para remoção de amônia
	Unidade	Faixa de operação recomendada	
Carga orgânica volumétrica ⁽¹⁾	kgDBO.m ⁻³ .d ⁻¹	0,08 - 0,22	Garantir o umedecimento do meio suporte e o aproveitamento do volume reacional.
Carga orgânica por área de meio suporte	gDBO.m ⁻² .d ⁻¹	< 2,4	Garantir o atendimento aos requisitos de oxigênio a partir da ventilação adequada do volume de reação.

⁽¹⁾ O LIMITE INFERIOR DA FAIXA DE OPERAÇÃO RECOMENDADA REFERE-SE A UMA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE AMÔNIA EM TORNO DE 90% E O LIMITE SUPERIOR A UMA EFICIÊNCIA EM TORNO DE 50%.

FONTE: ADAPTADO DE METCALF E EDDY (2003).

8.6.2 Biodiscos

O sistema de biodisco consiste em um tanque, ou uma série de tanques prismáticos, onde são instalados eixos horizontais com discos circulares de polietileno ou PVC, parcialmente (tipicamente 40%), ou quase totalmente, submersos (entre 70 e 90%). Os discos circulares realizam um movimento rotacional em torno de um eixo movimentado por ação mecânica ou por impulsão de ar.

Em sistemas com discos parcialmente submersos, o ar atmosférico é a principal fonte de fornecimento de oxigênio à matriz de origem biológica. Nos sistemas com

maior submersão, os requisitos de oxigênio são atendidos por meio do próprio sistema de aeração responsável pela movimentação dos discos.

Conforme acontece com os filtros biológicos percoladores, a aplicação de elevadas cargas orgânicas afeta, sobremaneira, a transferência de oxigênio para o interior do biofilme e a remoção de amônia no sistema. Tendo em vista que a movimentação dos discos tende a produzir boas condições de mistura no volume reacional, a compartimentação dos tanques e a operação independente, em série, são necessárias para promover a redução das cargas orgânicas nos tanques subsequentes e a nitrificação no sistema.

Nos sistemas projetados para a remoção de amônia, é comum a previsão de seis ou mais estágios de compartimentação. Em geral, a nitrificação ocorre quando a DBO solúvel no tanque está abaixo de 15 mgDBO/L. Como em filtros percoladores, quando as condições ambientais no volume reacional são adequadas para o desenvolvimento de microrganismos nitrificantes, a taxa máxima de remoção de amônia observada ocorre em torno de 1,5 gN.m⁻².d⁻¹. A Tabela 8.7 apresenta algumas informações típicas para dimensionamento de reatores com biodiscos.

Tabela 8.7 > Parâmetros e considerações de projeto para reatores com biodiscos

PARÂMETROS	REMOÇÃO DE DBO E NITRIFICAÇÃO		
	Unidade	Faixa de operação recomendada	Considerações de projeto para remoção de amônia
Carga hidráulica	m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	0,03 - 0,08	Dimensionamento dos volumes reacionais em estágios. Verificação das cargas orgânicas e concentrações de DBO solúvel nos compartimentos.
Máxima carga orgânica no 1º compartimento	gDBO _{solúvel} .m ⁻² .d ⁻¹	12 - 15	
	gDBO.m ⁻² .d ⁻¹	24 - 30	
Carga orgânica aplicada	gDBO _{solúvel} .m ⁻² .d ⁻¹	2,5 - 8	
	gDBO .m ⁻² .d ⁻¹	5 - 16	
Tempo de detenção hidráulica	h	1,5 - 4	

FONTE: ADAPTADO DE METCALF E EDDY (2003).

8.6.3 Filtros biológicos aerados submersos (FBAS)

Biofiltros aerados submersos (BAF) e filtros biológicos aerados submersos (FBAS) são basicamente constituídos de um tanque aerado preenchido por material poroso granular ou por materiais de enchimento usualmente utilizados em filtros biológicos percoladores, em que o ar e o esgoto fluem de forma permanente. Neste caso, diferentemente do FBP, o meio suporte encontra-se submerso na massa líquida, cujo sentido do fluxo no interior do reator, pode ser ascendente ou descendente. Vale ressaltar que, em bio-

filtros submersos, a biomassa suspensa (não aderida) pode exercer importante papel na remoção dos constituintes presentes no esgoto, apresentando, inclusive, uma elevada atividade (VILLAVERDE *et al*, 2000). Os principais processos que utilizam materiais granulares são denominados processos *Biofor*[®], *Biostyr*[®] e *Biocarbone*[®] e visam a remoção de DBO, a remoção combinada de DBO e N-amoniacal e a nitrificação terciária.

No Brasil, a tecnologia que emprega conceitos similares de funcionamento vem sendo utilizada como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB em pequenos e médios municípios. Tais ETEs implantadas no Brasil possuem algumas simplificações em comparação com os sistemas implantados na Europa, e atribuem inúmeras vantagens associadas ao processo, como o menor consumo energético, a não necessidade de mão-de-obra especializada, entre outros (GONÇALVES *et al*, 2001).

Nestes sistemas, pedras britadas de granulometria comercial são utilizadas para compor o leito suporte, ou ainda podem ser utilizados materiais plásticos como enchimento. Os requisitos de oxigênio são atendidos com o uso de difusores de bolhas grossas, que, por sua vez, induzem a uma melhor transferência de oxigênio para a massa líquida (CODAS, 2001).

Uma das possibilidades de utilização desta tecnologia está associada à transformação de filtros biológicos percoladores de alta taxa, não projetados para efetuar a remoção de amônia, em reatores capazes de produzir efluentes com menores concentrações de N-amoniacal. A recirculação do lodo dos decantadores secundários para o interior de FBAS, visando o incremento da nitrificação, tem-se mostrado atraente como estratégia operacional (ALEM SOBRINHO *et al*, 2007).

A Tabela 8.8 apresenta informações para o dimensionamento de filtros biológicos aerados submersos pós-reatores UASB.

Tabela 8.8 > Parâmetros e considerações de projeto para Filtros biológicos aerados submersos pós-UASB

PARÂMETROS	REMOÇÃO DE DBO E NITRIFICAÇÃO		Considerações de projeto para remoção de amônia
	Unidade	Faixa de operação	
Carga orgânica aplicada ⁽¹⁾	kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹	0,5 - 1,0	Verificar os requisitos de oxigênio necessários para oxidação de matéria orgânica e N-amoniacal.
	kgSS.m ⁻³ .d ⁻¹	0,4	
Carga de amônia aplicada ¹	N-NH ₄ ⁺ .m ⁻³ .d ⁻¹	< 0,20	Evitar a necessidade de adição de alcalinidade (cal) para manutenção do processo de nitrificação
Taxa de aeração	Nm ³ .kgDBO ⁻¹ _{aplicada}	> 60	
Tempo de detenção hidráulica	h	3,5 - 8,5	

⁽¹⁾ FAIXAS DE VALORES PARA UMA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE N-AMONIAICAL ENTRE 50 E 70%.
 FONTE: ADAPTADO DE GRECCO BAUER (2003) E ALEM SOBRINHO *ET AL* (2007).

8.6.4 Reator de leito fluidizado

O reator de leito fluidizado ou expandido consiste de tanque cilíndrico, que tem zona de reação preenchida por material suporte (ex: areia, antracito, carvão ativado granular, etc.), onde se tem a retenção microbiana aderida e a degradação do poluente de interesse (DBO, N, compostos tóxicos, etc.). Nesta unidade, o sentido do fluxo do líquido no interior do reator é ascendente e, em aplicações do processo aeróbio, a introdução de oxigênio se dá mediante a difusão de oxigênio na fase líquida, em câmara de oxigenação situada na zona de reação, ou na linha de recirculação do efluente.

No Brasil, já existem algumas estações de tratamento com esta tecnologia, tais como as unidades aeróbias de 1400 m³ de uma indústria automobilística, mencionadas por Chernicharo *et al* (2001). Outro exemplo é o reator de 159 m³ e 18 m de altura instalado no Campus da USP em São Carlos (SP), utilizado para tratar esgoto sanitário, e com flexibilidade operacional de operar sob condições anaeróbia e aeróbia distintas, ou anaeróbia-aeróbia simultâneas (MENDONÇA, 2004).

Como esta tecnologia é recente na área de tratamento de efluentes sanitários, os parâmetros de projeto para nitrificação ainda não estão consolidados pela literatura especializada. Entretanto, existe consenso entre pesquisadores e projetistas de que o dimensionamento destes reatores deve considerar as variáveis de processo (temperatura, carga volumétrica orgânica, carga volumétrica nitrogenada, demanda de oxigênio, taxa de nitrificação, produção de lodo, qualidade do efluente produzido); as questões de hidráulica (perda de carga, expansão do leito, distribuição do tempo de detenção hidráulica, estratificação do leito, recirculação, distribuição do afluente, introdução de oxigênio, e taxa de decantação) e do leito (tamanho, área superficial, forma da partícula, esfericidade, densidade dureza, porosidade e composição).

A Tabela 8.9 apresenta os resultados de operação de reator aeróbio de leito fluidificado operado em escala piloto (volume de 4,5m³) realizada em Tóquio por Hosaka *et al* (1991), tratando cerca de 50 m³.d⁻¹ de esgoto sanitário.

Tabela 8.9 > Resultados de reator de leito fluidizado em escala piloto

VARIÁVEIS	NITRIFICAÇÃO Unidade	Faixa de operação	Considerações de projeto para remoção de amônia
Carga volumétrica	kgN-amoniaca.l.m ⁻³ .d ⁻¹	0,132	Dimensionamento do volume reacional da unidade de tratamento e previsão da concentração efluente de N-amoniaca.l.
Velocidade ascensional	m.h ⁻¹	≈ 13	
Vazão de ar	m ³ .min ⁻¹	≈ 0,6	
Material suporte	Antracito		Verificação da carga orgânica de DBO afluente
	TE (mm)	0,6	
	CD (-)	1,4 (50% com 0,8mm)	Previsão de decantadores secundários de alta taxa.
Tempo de detenção hidráulica	h	44% do volume do reator	
		2	

CD = COEFICIENTE DE DESUNIFORMIDADE; TE = TAMANHO EFETIVO.

FONTE: ADAPTADO DE HOSAKA *ET AL* (1991).

8.6.5 Influência de sólidos suspensos na nitrificação em reatores com biofilme

A concentração de sólidos suspensos totais (SST) no meio líquido é outro aspecto operacional importante associado com a transferência de massa em biofilmes, e influencia a nitrificação em reatores de biomassa aderida (PARKER *et al*, 1995). Esta concentração dificulta o transporte de oxigênio, substratos solúveis e outros nutrientes para o interior do biofilme (FIGUEROA, SILVERSTEIN, 1992). Adicionalmente, a partir da adsorção de material particulado sobre a matriz biológica, poderá ocorrer a hidrólise dos sólidos, disponibilizando-os como fonte de carbono orgânico para a biomassa heterotrófica – o que dificulta, portanto, o desenvolvimento da biomassa nitrificante no sistema. Neste sentido, caso seja introduzido um reator com biomassa aderida visando a nitrificação de efluentes, é desejável que haja um controle operacional da concentração afluente de sólidos suspensos.

8.7 A experiência do Prosab

8.7.1 Descrição sucinta dos experimentos

Este item apresenta os resultados das pesquisas utilizando reatores com biomassa aderida desenvolvidas no âmbito do edital 5 do Prosab, cujo objetivo comum foi avaliar a nitrificação, de forma a atender aos padrões de lançamento para nitrogênio amoniacal (ver Capítulo 2). As instituições envolvidas foram: Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Universidade Federal do Pará (UFPA), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) e Universidade de São Paulo (USP). A Tabela 8.10 apresenta uma descrição sucinta das instalações experimentais e condições operacionais utilizadas nestas pesquisas. Em adição à remoção de amônia, a UFMG investigou a eficiência de remoção de surfactantes dos reatores, e a UFPE e a UFRN também avaliaram a remoção de helmintos. Adicionalmente, foram avaliadas estratégias para a desnitrificação biológica através da recirculação do efluente do reator aeróbio para o reator anaeróbio (UFPA e UFPE), ou pelo desvio de parte do efluente bruto para o reator anóxico, após a nitrificação no reator aeróbio (UFRN). Entretanto, só os resultados relacionados à nitrificação em biomassa aderida são apresentados no presente capítulo.

Tabela 8.10 > Descrição sucinta das instalações experimentais e condições operacionais utilizadas para a nitrificação

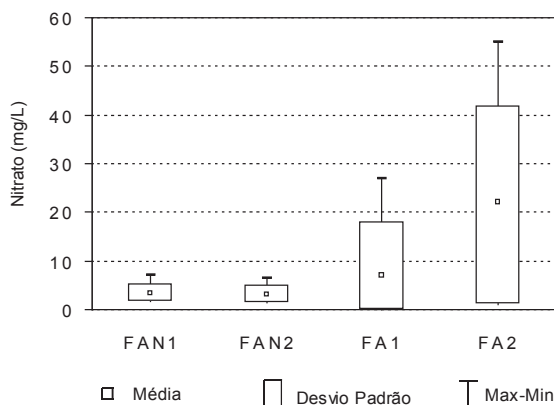
INSTITUIÇÃO	DESCRIÇÃO	INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL
UFMG	<p>Reatores: quatro filtros biológicos percoladores seguidos por decantadores secundários.</p> <p>Material suporte: escória de alto-forno, eletroduto corrugado cortado, anéis plásticos randômicos e sistema <i>downflow hanging sponge</i> (DHS).</p> <p>Alimentação (tipo de esgoto): efluente de reator anaeróbio (UASB).</p> <p>Características operacionais: TAS: 10, 15 e 20 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; COV: 0,24 a 0,43 $\text{kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$; relação DBO/NTK: 1,26 a 2,25.</p>	
UFPA	<p>Reatores: reator de leito expandido.</p> <p>Material suporte: carvão ativado granular (TA: 1,40 mm, DE: 1,70 mm, CD: 1,30).</p> <p>Alimentação (tipo de esgoto): esgoto bruto desarenado.</p> <p>Características operacionais: Variação da proporção volumétrica anaeróbia-aeróbia do reator (%) e TDH: 50-50 e 8,74h (Fase 1), 60-40 e 8,48h (Fase 2) e de 70-30 e 7,93h (Fase 3). Recirculação 100%.</p>	
UFPE	<p>Reatores: dois reatores de fluxo ascendente aeróbio híbrido (lodos ativados a combinado filtro aerado de submerso na parte superior)</p> <p>Material suporte: eletroduto corrugado cortado.</p> <p>Alimentação (tipo de esgoto): coluna tipo lodo suspenso na parte inferior e meio de suporte com biomassa aderida na parte superior. operacionais: TDH=8h para ambos os reatores (Conjunto 1); TDH=8h para o anaeróbio e TDH=4h para o aeróbio (Conjunto 2). Taxas de recirculação (%): 0; 50 e 100.</p>	
UFRJ	<p>Reatores: filtro biológico percolador seguido por decantadores secundários.</p> <p>Material suporte: meios suporte plásticos tipos modular fluxo cruzado (cross flow) e anéis de plástico randômicos.</p> <p>Alimentação (tipo de esgoto): efluente de reator anaeróbio (UASB).</p> <p>Características operacionais: TAS 5, 10 e 20 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, carga superficial orgânica: 1,0, 1,7 e 3,4 $\text{gDBO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, carga superficial nitrogenada, 0,8; 1,5 e 2,0 $\text{gNH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.</p>	
UFRN	<p>Reatores: dois filtros aerados submersos em série.</p> <p>Material suporte: eletroduto corrugado cortado.</p> <p>Alimentação (tipo de esgoto): efluente de filtros anaeróbios precedido de decanto-digestor.</p> <p>Características operacionais: 0,22 $\text{kg DBO} \cdot \text{m}^{-3}$; 0,10 $\text{kg SST} \cdot \text{m}^{-3}$; e 0,17 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ de amônia (Filtro Aeróbio1); 0,06 $\text{kg DBO} \cdot \text{m}^{-3}$; 0,04 $\text{kg SST} \cdot \text{m}^{-3}$; e 0,14 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ de amônia (Filtro Aeróbio 2); $\text{TDH}_{\text{total}} = 14,75\text{h}$.</p>	
USP	<p>Reatores: dois Filtros biológicos percoladores seguido por decantadores secundários.</p> <p>Material suporte: pedra britada nº 4 e anéis de plástico randômicos.</p> <p>Alimentação (tipo de esgoto): efluente de lagoa facultativa.</p> <p>Características operacionais: carga volumétrica de NKT: 0,063 e 0,051 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e carga hidráulica superficial de 4,9 e 4,0 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.</p>	

8.7.2 Resultados alcançados

Os principais resultados alcançados para a qualidade do efluente, com as estatísticas descritivas dos parâmetros operacionais, estão apresentados no Capítulo 11 deste livro. A seguir são apresentadas as principais observações em relação à nitrificação associada aos tipos de reatores com biomassa aderida e aos meios de suporte testados.

8.7.2.1 Nitrificação

Com relação à remoção de N-amoniaco, todos os tipos de reatores aeróbios com biomassa aderida testados (a saber: filtro biológico percolador, reator de leito expandido, filtros aerados submersos e reatores híbridos) foram capazes de manter as concentrações de N-amoniaco abaixo de 20 mg/L (ver Capítulo 11). A nitrificação total ou parcial foi confirmada também por determinações de densidades de bactérias nitrificantes e nitrificantes, além da própria produção dos íons nitrito e nitrato (Figura 8.5) e do consumo de alcalinidade (que foi reduzida de 40 a 50% nos efluentes finais, com alcalinidade residual, em geral, superior a 100 mg/L).



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE, NATAL, RN.

Figura 8.5 Concentração de nitrato ao longo das unidades de tratamento da UFRN

ONDE: FAN1: FILTRO ANAERÓBIO COM TIJOLOS CERÂMICOS / FAN2: FILTRO ANAERÓBIO COM HIDROBOL / FA1 E FA2: FILTROS AERADOS, COM ELETRODUTO CORTADO

8.7.2.2 Filtros biológicos percoladores

Para os filtros biológicos percoladores como pós-tratamento de reator UASB, operados pela UFMG, a aplicação de uma TAS de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ em conjunto com COV de $0,24 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ proporcionou consistentemente concentrações de N-amoniaco e DBO efluentes abaixo de 20 mg/L. Já para efluentes de lagoa facultativa foi possível aplicar taxas mais altas (USP) com TAS de $15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ em conjunto com COV de

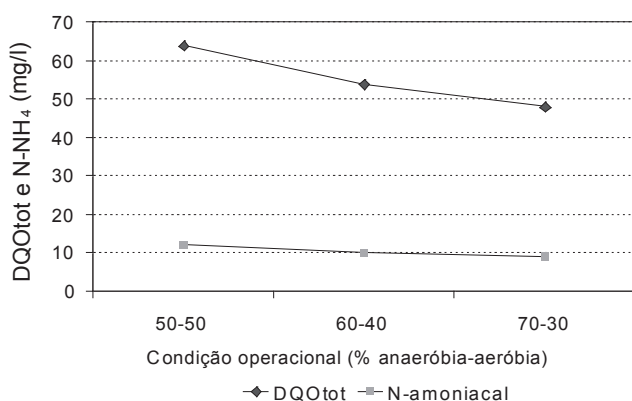
0,42 kgDBO.m⁻³.d⁻¹. Neste caso, observou-se que praticamente não ocorreu remoção adicional de matéria orgânica nos filtros, demonstrando que a constituição do biofilme era essencialmente voltada à presença de nitrobactérias.

Vale ressaltar que, apesar das condições de pH, temperatura e elevada concentração de oxigênio dissolvido do efluente da lagoa facultativa demonstrarem-se favoráveis ao processo de nitrificação, atenção especial deve ser dada à possibilidade de apenas ocorrer oxidação do íon amônio a nitrito. Adicionalmente, cuidados devem ser tomados em virtude da mudança da qualidade dos efluentes de lagoas durante o período noturno (que pode ocasionar interrupção da nitratação ou mesmo desnitrificação via nitrito, merecendo, esta hipótese, ser mais bem investigada).

8.7.2.3 Reatores híbridos com recirculação

Com o objetivo de se remover, simultaneamente, a matéria carbonácea e nitrogenada, foram utilizadas duas combinações de configurações de reatores.

A UFPA utilizou um reator de fluxo ascendente de leito expandido, com recirculação de 100% da vazão afluente, ao qual foi aplicada uma estratégia para a criação de zonas anaeróbia e aeróbia no mesmo volume reacional. A COV foi de 0,984 kg.m⁻³.d⁻¹, com carga nitrogenada de 0,197 kgNTK.m⁻³.d⁻¹. Entre as condições operacionais avaliadas, a com proporções volumétricas percentuais de 70-30% de zonas anaeróbia-aeróbia foi a que apresentou melhor estabilidade operacional para a remoção de DQO e nitrogênio (Figura 8.6). A concentração efluente de DQO e N-amoniacal ficaram em torno de 50 mg/L e 10 mg/L, respectivamente, com eficiência de remoção para a DQO superior a 80%.

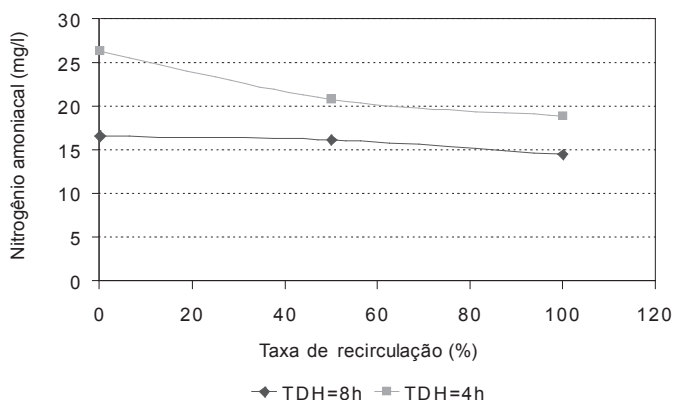


FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ, BELÉM, PA.

Figura 8.6

Efeito da proporção volumétrica das zonas anaeróbia-aeróbia sobre a DQO e N-amoniacal efluentes

A UFPE usou a estratégia de avaliar a combinação de dois conjuntos de dois reatores híbridos (coluna tipo lodo suspenso na parte inferior e meio de suporte com biomassa aderida na parte superior), cada conjunto tem um reator operando sob condições anaeróbias e outro sob condições aeróbias. Todos os reatores operaram com TDHs de 8 horas — exceto o reator aeróbio do conjunto 2 que operou com TDHs de 4 h. Foram aplicadas recirculações de 0, 50 e 100% da vazão afluenta. As COV aplicadas aos conjuntos 1 e 2 foram de 0,75 e 1,0 kgDQO.m⁻³.d⁻¹, respectivamente, e a concentração afluenta de nitrogênio foi cerca de 40 mgN-NTK/L. Em todas as condições estudadas, observou-se a ocorrência de nitrificação bem como a eficiência de remoção de DQO, que atingiu valores superiores a 85%. Ainda pode-se notar que a aplicação da recirculação favoreceu a conversão de nitrogênio amoniacal em ambos os conjuntos, tendo o reator de maior tempo de detenção obtido as menores concentrações (Figura 8.7). Por outro lado, foi possível verificar que, com a elevação da taxa de recirculação, também houve o conseqüente aumento da velocidade ascensional, causando o carregamento de sólidos suspensos com o efluente final.



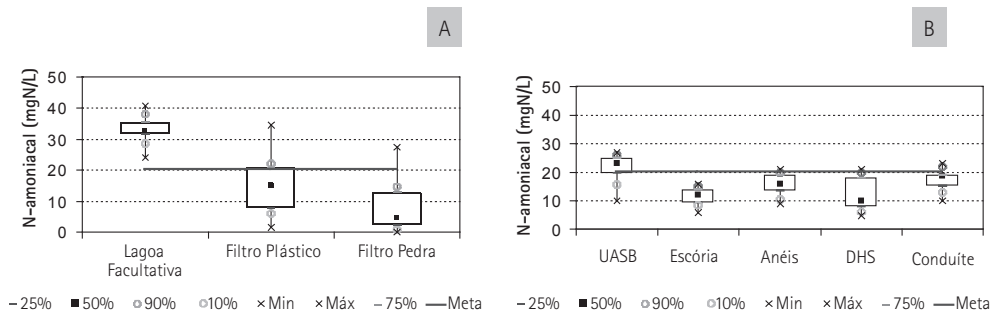
FONTE: UFPE.

Figura 8.7 Efeito da recirculação sobre a concentração de nitrogênio amoniacal efluente

Adicionalmente, foi observado que o processo de desnitrificação na parte superior do reator híbrido aeróbio (filtro submerso) poderia estar ocorrendo devido ao aumento dos níveis de alcalinidade no efluente do reator aeróbio e, também, devido ao balanço de massa das formas de nitrogênio do reator. Entretanto, serão necessários mais estudos para comprovar tal hipótese.

8.7.2.4 Meio suporte

A Figura 8.8 ilustra o efeito do meio de suporte na nitrificação de efluentes de reator UASB e de lagoa facultativa em filtros biológicos percoladores. Embora os materiais de suporte testados (a saber: anéis de plástico, DHS e conduítes) tivessem elevada área superficial, os melhores resultados foram alcançados quando os filtros continham escória de alto forno e brita nº 4. Provavelmente, estes materiais permitiram uma maior adesão dos microrganismos nitrificantes por causa da natureza da superfície, ou mesmo, da retenção da biomassa nos interstícios do meio. Já com o meio suporte plástico, tipo modular fluxo cruzado (*cross flow*), observam-se as maiores concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal (Figura 8.9). Entretanto, deve-se ressaltar que as maiores concentrações afluentes também ocorreram quando o FBP esteve preenchido com este meio suporte. Desta forma, não é possível afirmar que o *cross flow* tenha sido o meio suporte que proporcionou pior desempenho ao sistema. Observa-se também que o FBP preenchido com anéis obteve menores concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal quando praticada a recirculação do efluente – o que provavelmente se deu devido ao efeito da diluição da DBO afluente ao FBP, bem como, em consequência do contato mais efetivo do líquido com o meio suporte. Entretanto, os benefícios da recirculação podem ser questionados, uma vez que as menores concentrações afluentes de nitrogênio amoniacal ocorreram justamente na fase operacional na qual se praticou a recirculação.

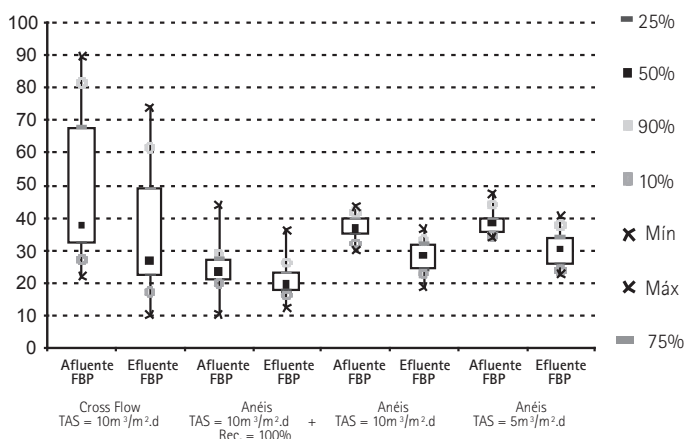


FONTE: (A) UFMG, (B) USP.

Figura 8.8 Efeito do meio de suporte na nitrificação em FBP cal efluentes

Já para os reatores com leitos submersos (UFPE e UFRN), a aplicação de conduítes cortados mostrou-se adequada como material de suporte, pois ocorreu a nitrificação, com valores de amônia efluentes menores que 20 mg/L. Embora os resultados sejam promissores, não foi feito um estudo comparativo com outros materiais (tais como, brita e escória de alto forno como material suporte para a nitrificação). A mesma consideração se aplica ao carvão ativado utilizado no reator operado pela UFPA – que

pode utilizar leito disposto de maneira não-estratificada e estratificada utilizando, por exemplo, areia e carvão antracitoso, ou carvão antracitoso e ativado, objetivando-se reduzir custo de aquisição do material suporte.



FONTE: UFRJ.

Figura 8.9 Efeito do meio de suporte e da recirculação na nitrificação em FBP

8.7.2.5 Conclusão

Nas condições operacionais estudadas, a aplicação de reatores com biomassa aderida mostrou-se uma boa alternativa para a remoção de nitrogênio amoniacal presente no esgoto doméstico (quer como pós-tratamento de reator anaeróbio, ou em reatores híbridos, ou conjunto de reatores híbridos) porque atendeu ao padrão de lançamento preconizado pela legislação (menor que 20 mgN-NH₄⁺/L). É também importante salientar que ainda existem aspectos técnicos a serem aprofundados. Aspectos como o aumento da taxa de umedecimento e da eficiência de ventilação (e consequente disponibilidade de OD nos FBP); redução do carregamento de SSV devido à elevação da velocidade ascensional nos reatores híbridos; material de suporte e retenção da biomassa nitrificante nos reatores (todos os tipos), entre outros.

Referências bibliográficas

AHN, Y.H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. *Process Biochemistry*, v. 41, p.1709–1721, 2006.

ALEM SOBRINHO, P.; ROLO, M.C.; CHAGAS, F.A. *Alterações operacionais em filtros biológicos aerados submersos de alta taxa para se obter nitrificação*. In: 24º CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, Anais..., Belo Horizonte, 2007.

ALMEIDA, P.G.S; CHERNICHARO, C.A.L; SOUZA, C.L. Development of compact UASB/trickling filter systems for the treatment of domestic wastewater in small communities in Brazil. *Water Science and Technology*, in press, 2009.

ANDRADE NETO, C.O. *et al.* Filtrros anaeróbios com enchimento de diferentes materiais. In: Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord). *Projeto ProSab*. Belo Horizonte: 2000, p.75-86 (ISBN 85-901640-1-2), 220 p.

BIESTERFELD, S. *et al.* Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity, *Water Environmental Research*, v. 75, n. 24, p. 196-204, 2003.

BOLLER, M; GUJER, W; TSCHUI, M. Parameters affecting nitrifying biofilm reactors, *Water Science and Technology*, v. 29, n.10-11, p1-11, 1994.

BRUCE, A.M; MERKENS, J.C. Recent studies of high-rate biological filtration, *Water Pollution Control*, v. 69, p.113-148, 1970.

CODAS, B.V.B; ALEM SOBRINHO, P. Avaliação da transferência de oxigênio em um bioreator aerado submerso com enchimento, *Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP*. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, BT/PHD/80, São Paulo: EPUSP, 2001.

CUSSLER, E.L. *Diffusion: mass transfer in fluid systems*. New York: Cambridge University Press, 1984, 606 p.

DAIMS, H.P.H *et al.* Novel Nitospira-like bacteria as dominant nitrite-oxidizers in biofilms from wastewater treatment plants: diversity and in situ physiology, *Water Science and Technology*, v. 41, n. 4-5, p.85-90, 2000.

DE BEER, D. *Microelectrode studies in biofilms and sediments*. Tese (Doutorado) –Universidade de Amsterdã, Amsterdã, Holanda, 1990.

EPA. *Manual: nitrogen control*. Washington, D.C: United States Environmental Protection Agency, 1993. 311 p.

FIGUEROA, L; SILVERSTEIN, J. The effect of particulate organic matter on biofilm nitrification, *Water Environment Research*, v. 64, p. 728, 1992.

FURUMAI, H; RITTMANN, B.E. Advanced modeling of mixed populations of heterotrophs and nitrifiers considering the formation and exchange of soluble microbial products, *Water Science and Technology*, v. 26, n. 3-4, p. 493-502, 1992.

GONÇALVES, R.F. *et al.* Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. PROSAB/FINEP. 1ª ed. Rio de Janeiro: Segrac, 2001. p.235-252. 544 p.

GRADY, C.P.LJ; LIM, H.C. *Biological wastewater treatment: theory and applications*. New York: Marcel Dekker Inc, 1980. 964 p.

GRECCO BAUER, D. *Nitrificação do efluente de um reator anaeróbio do tipo uasb e de um decantador primário em biofiltros aerados submersos*. 2003.114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

HARREMÕES, P. Criteria for nitrification in fixed film reactors, *Water Science and Technology*, v. 14, p. 167-187, 1982.

- HARRISSON, R.J.; DAIGGER, G.T. A comparison of trickling filter media, *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 59, n. 7, p. 679-685, 1987.
- HELMER-MAHOK, C. *et al.* Deammonification in biofilm systems: population structure and function, *Water Science and Technology*, v. 46, p. 223-231, 2002.
- HOOIJMANS, C.M. *Diffusion coupled with bioconversion in immobilized systems*. Tese (Doutorado) – Universidade Tecnica, Delft, Holanda, 1990.
- HOSAKA, Y; MINAMI, T; NASUNO, S. Fluidized-bed biological nitrogen removal, *Water Environment and Technology*, v. 3, n. 8, p.48-51, 1991.
- IWAI, S; KITAO, T. *Wastewater treatment with microbial films*. EUA, Lacaster: Technomic publishing Co, 1994, 184 p.
- KOOPS, H.P; POMMERENING-RÖSER, A. Distribution and ecophysiology of the nitrifying bacteria emphasizing cultured species, *FEMS Microbiology ecology*, v. 37, n. 1-9, 2001.
- LAWRENCE, J.R; WOLFAARDT, G.M; KORBER, D.R. Determination of diffusion coefficients in bio-filmes by confocal laser microscopy, *Applied and Environmental Microbiology*, v. 60, p. 1166-1173, 1994.
- LESSARD, P; LE BIHAN, Y. Fixed film process. In: MARA, D.; HORAN, N. *The handbook of water and wastewater microbiology*. Elsevier: 2003. 819 p.
- LEWANDOWISKY, Z. *et al.* Hidrodynamics and kinetics in biofilm systems-recent advances and new problems, *Water Science and Technology*, v. 29, n. 10-11, p.223-229, 1994.
- LYDMARK, P. *et al.* Vertical distribution of nitrifying populations in bacterial biofilms from a full-scale nitrifying trickling filter, *Environmental Microbiology*, v.8, n.11, p. 2036-2049, 2006.
- MACHDAR, I. *et al.* Combination of UASB reactor and curtain type DHS (downflow hanging sponge) reactor as a cost effective sewage treatment system for developing countries, *Water Science and Tecnology*, v. 42, nº 3-4, p. 83-88, 2000.
- MACHDAR, I. *et al.* A novel and cost-effective sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and aerobic port-treatment units for developing countries, *Water Science and Tecnology*, v. 36, n. 12, p. 189-197, 1997.
- MELO, L.F. Biofilm formation and its hole in fixed film process. In: MARA, D; HORAN, N. *The handbook of water and wastewater microbiology*. Elsevier: 2003. 819 p.
- MELO, L.F. Biofilm physical structure, internal diffusivity and tortuosity, *Water Science Et Tecnology*, v. 52, n. 7, p. 77-84, 2005.
- MENDONÇA, N.M. *Tratamento de esgoto sanitário empregando reator anaeróbio-aeróbio de leito expandido em escala plena com zonas anaeróbia e aeróbia sobrepostas: concepção, construção e operação*. 259p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.
- METCALF & EDDY. *Wastewater engineering, treatment and reuse*. 4° ed. (revisada por Tchobanoglous, G; Burton, F; Stensel, D). Boston: McGraw-Hill, 2003, p. 1819.
- MISSAGIA, B.S. *et al.* *Nitrification in trickling filters applied to the post-treatment of effluents from UASB reactor: correlation between ammonia removal and the relative abundance of nitrification*

- fying bacteria. In: THE THIRD INTERNATIONAL MEETING ON ENVIRONMENTAL BIOTECHNOLOGY AND ENGINEERING (3IMEBE), Anais..., Palma de Mallorca, Espanha, 2008.
- PARKER, D. *et al.* Effect of operating variables on nitrification rates in trickling filters, *Water Environment Research*, v. 67, n. 7, p. 1111-1118, 1995.
- PARKER, D.S; RICHARDS, T. Nitrification in trickling filters, *Journal WPCF*, v. 58, n. 9, p. 896-901, 1986.
- PEARCE, P. Trickling filters for upgrading low technology wastewater plants for nitrogen removal, *Water Science and Technology*, v. 49, n. 11-12, p. 47-52, 2004.
- RITTMANN, B; MCARTY, P. *Environmental biotechnology: principles and applications*. New York: McGraw-Hill International Editions, 2001. 754 p.
- ROUXHET, P. G; MOZES, N. Physical chemistry of the interface between attached micro-organisms and their support, *Water Science and Technology*, v. 22, n.1-2, p.1-16, 1990.
- TANDUKAR, M. *et al.* A low-cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the "fourth-generation" downflow hanging sponge reactors, *Water Science and Technology*, v. 52, n. 1-2, p. 323-329, 2005.
- VANVIVERE, P; KIRSHMAN, D.L. Attachment stimulates exopolysaccharide synthesis by bacterium, *Applied and environmental technology*, v. 59, p. 3280-3286, 1993.
- VILLAVERDE, S. *et al.* Influence of the suspended and attached biomass on the nitrification in a two submerged biofilters in series system, *Water Science and Technology*, v. 4-5, p. 169-176, 2000.
- WANNER, O. *et al.* *Mathematical modelling of biofilms*. London, UK: IWA Publishing, 2006. 208 p.
- WEF. *Aerobic fixed-growth reactors: a special publication*. Water Environment Federation: 2000. 340 p.
- WIJEYEKOON, S. *et al.* Effects of substrate loading rate on biofilm structure, *Water Research*, v. 38, p. 2479-2488, 2004.

9

Remoção de Nutrientes em Sistemas Naturais

*Marcos von Sperling, Bruno Coraucci Filho,
Luiz Olinto Monteggia, Roque Passos Pivelli*

9.1 Introdução

O presente capítulo aborda a remoção de nutrientes em sistemas naturais de tratamento de esgoto, a saber: lagoas de estabilização; leitos cultivados (*wetlands*); e aplicação no solo pelo método do escoamento superficial.

Todos estes processos de tratamento de esgoto já foram pesquisados em editais anteriores do Prosab, sendo apresentadas em cada subitem as referências pertinentes. No presente edital, foram pesquisados os dois primeiros sistemas, que receberão, portanto, e principalmente o primeiro, maior destaque no capítulo.

Pelo fato destes processos já terem sido descritos em outras publicações do Prosab, são abordados aqui a remoção de nitrogênio e fósforo, com pouco destaque para a remoção de outros constituintes de importância (ex: matéria orgânica e organismos patogênicos). De forma similar, aspectos de dimensionamento, construção e operação não são incluídos neste capítulo, por já terem sido objeto de descrição nos livros anteriores do Prosab.

O emprego de sistemas naturais, por sua simplicidade conceitual e requisitos de grandes áreas, está potencialmente associado a usos produtivos do efluente tratado, principalmente o uso agrícola, que merece grande destaque no presente livro.

9.2 Lagoas de estabilização

9.2.1 Principais variantes

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se uma das formas mais simples para o tratamento do esgoto. Há diversas variantes dos sistemas de lagoas de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área. No presente capítulo são apresentadas apenas as variantes que correspondem a sistemas naturais, excluindo-se, portanto, as variantes com mecanização (como as lagoas aeradas). São os seguintes os sistemas de lagoas abordados no presente texto: lagoas facultativas; lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas; lagoas de maturação após lagoas anaeróbias/facultativas; e lagoas de polimento após reatores UASB.

O principal objetivo das duas primeiras é a remoção da matéria orgânica carbonácea, ao passo que o principal objetivo das duas últimas é a remoção de organismos patogênicos. No entanto, remoção parcial de nutrientes ainda se alcança nas lagoas, e maior eficiência é verificada nas lagoas de maturação e polimento.

De maneira geral, as lagoas de estabilização são bastante indicadas para regiões de clima quente e países em desenvolvimento devido aos seguintes aspectos: suficiente disponibilidade de área em um grande número de localidades; clima favorável (temperatura e insolação elevadas); operação simples; e necessidade de poucos, ou nenhum, equipamento.

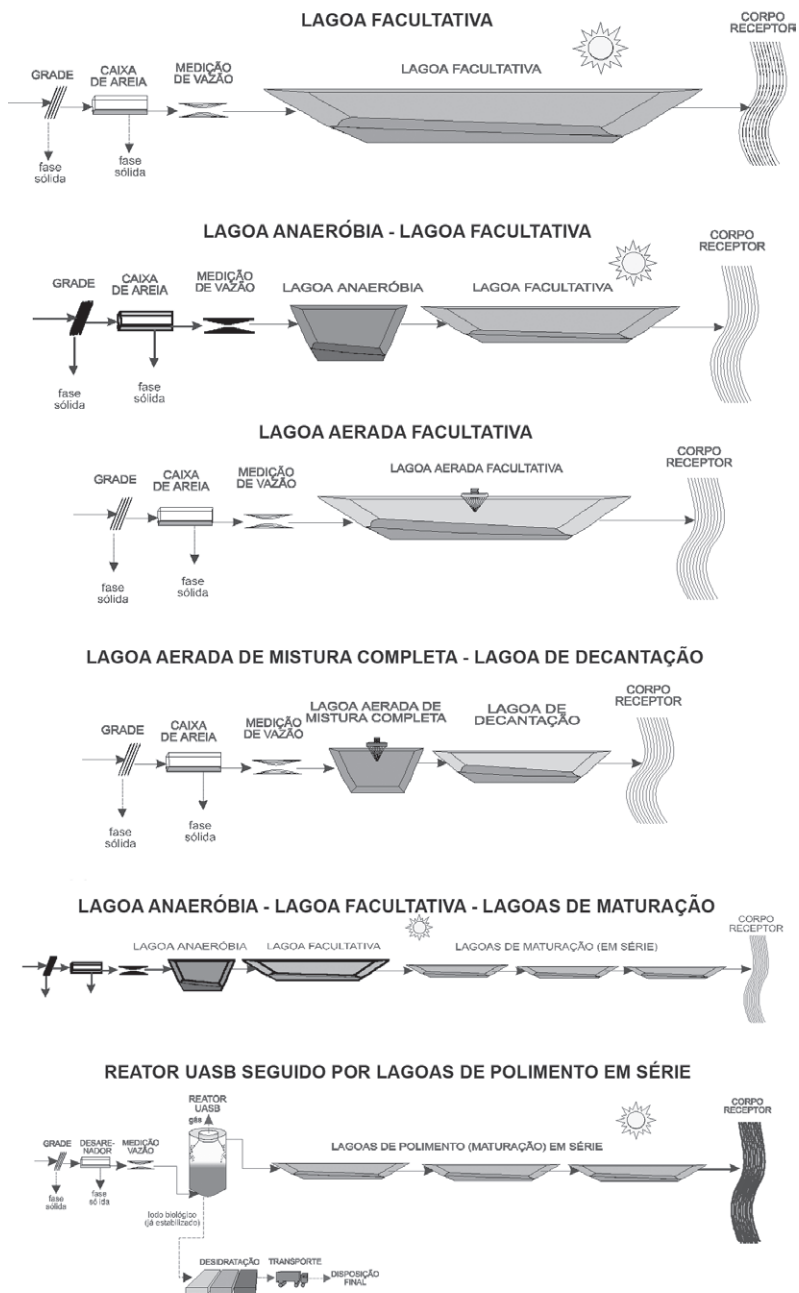
A Tabela 9.1 apresenta uma descrição sucinta dos principais sistemas de lagoas analisados. Os respectivos fluxogramas encontram-se na Figura 9.1.

Tabela 9.1 > Descrição sucinta dos principais sistemas e unidades de lagoas de estabilização

SISTEMA	DESCRIÇÃO
Lagoa facultativa	A lagoa facultativa possui uma grande área superficial, e opera em fluxo contínuo, com o esgoto afluente entrando em uma extremidade e o esgoto tratado saindo na extremidade oposta. Neste percurso, o líquido permanece na lagoa por vários dias, nos quais ocorrem processos físicos e bioquímicos que contribuem para a remoção de poluentes. A matéria orgânica associada a sólidos menores, não sedimentáveis, tende a permanecer na coluna de água e é convertida a gases e líquidos por mecanismos predominantemente aeróbios, conduzidos principalmente por bactérias. O oxigênio requerido na respiração das bactérias aeróbias é fornecido pelas algas, através da fotossíntese. A matéria orgânica associada aos sólidos sedimentáveis tende a ir para o fundo da lagoa, onde é convertida anaerobiamente por microrganismos presentes no lodo de fundo. Ocorre ainda sedimentação bastante expressiva de ovos de helmintos e decaimento parcial de bactérias e vírus patogênicos. A remoção de nitrogênio e fósforo é baixa.
Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa	A lagoa anaeróbia é mais profunda e tem menor volume e área superficial – o que dificulta a ocorrência de uma fotossíntese expressiva. Em consequência, predominam condições anaeróbias, que são responsáveis por uma remoção de cerca de 50 a 70% da matéria orgânica. A lagoa facultativa, situada a jusante, recebe, portanto, uma menor carga de matéria orgânica, o que propicia a que tenha uma menor área superficial. O sistema como um todo ocupa uma área inferior à demandada por sistemas compostos apenas por lagoas facultativas. A remoção de matéria orgânica e coliformes é um pouco mais elevada do que nos sistemas que tenham apenas lagoas facultativas, mas a remoção de nitrogênio e fósforo permanece baixa.
Lagoa de maturação	O objetivo principal da lagoa de maturação é a remoção de organismos patogênicos, após a remoção da maior parte da matéria orgânica nas lagoas precedentes (anaeróbia e facultativa). Estas lagoas são mais rasas que as lagoas facultativas, e nelas a atividade fotossintética das algas predomina com relação à respiração dos microrganismos. Ocorrem nelas condições ambientais adversas para bactérias patogênicas, como radiação ultravioleta, elevado pH, elevado OD, temperatura mais baixa que a do corpo humano, falta de nutrientes e predação por outros organismos. Ovos de helmintos e cistos de protozoários tendem a sedimentar. As lagoas de maturação são usualmente projetadas como uma série de lagoas, ou como uma lagoa única com divisões por chicanas. A eficiência na remoção de coliformes é elevadíssima. Ocorre ainda remoção parcial de nitrogênio, mas a remoção de fósforo não é elevada.
Lagoa de polimento	As lagoas de polimento se assemelham às lagoas de maturação, e de fato são projetadas como tal. Recebem esta designação por proporcionarem um polimento na qualidade do efluente de reatores anaeróbios, principalmente os reatores tipo UASB, mais utilizados em nosso país. Além da função típica de lagoas de maturação (elevada remoção de organismos patogênicos e remoção parcial de nitrogênio), é esperado que cumpram ainda com o polimento da matéria orgânica efluente dos reatores UASB, mas a elevada proliferação de algas dificulta a obtenção de efluentes com baixos teores de matéria orgânica e sólidos suspensos.

FONTE: ADAPTADO PARCIALMENTE DE VON SPERLING (2002).

SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO



FONTE: VON SPERLING (2002).

Figura 9.1 Fluxogramas dos principais sistemas de lagoas de estabilização (sem aeração)

A tabela 9.2 apresenta uma comparação entre as principais características dos sistemas de lagoas analisados (qualidade do efluente, eficiências de remoção e requisitos de área). A tabela 9.3 apresenta um balanço de vantagens e desvantagens de cada sistema de lagoas.

Tabela 9.2 > Características dos principais sistemas de lagoas sem aeração

ITEM GERAL	ITEM ESPECÍFICO	SISTEMA DE LAGOAS			
		Lagoa facultativa	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	Lagoa anaeróbia + lagoa facult. + lagoa de maturação	Reator UASB + lagoas de polimento
Concentrações típicas do efluente	DBO ₅ (mg/L)	50-80	50-80	40-70	40-70
	DQO (mg/L)	120-200	120-200	100-180	100-180
	SS (mg/L)	60-90	60-90	50-80	50-80
	Amônia-N (mg/L)	> 15	> 15	10-15	10-15
	N total (mg/L)	> 20	> 20	15-20	15-20
	P total (mg/L)	> 4	> 4	< 4	< 4
	Coliformes (NMP/100ml)	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁶ -10 ⁷	10 ² -10 ⁴	10 ² -10 ⁴
	Ovos helmintos (ovo/L)	< 1	< 1	< 1	< 1
Eficiência	DBO (%)	70-80	75-85	80-85	77-87
	DQO (%)	65-75	65-80	70-83	70-83
	SS (%)	70-80	70-80	73-83	73-83
	Amônia (%)	25-50	25-50	50-70	50-70
	Nitrogênio (%)	20-40	20-40	40-60	40-60
	Fósforo (%)	20-50	20-50	25-60	25-60
	Coliformes (%)	90-99	90-99	99,9-99,999	99,9-99,999
Requisitos	Área (m ² /hab)	2,0 - 4,0	1,5 - 3,0	3,0 - 5,0	1,5 - 2,5

FONTE: VON SPERLING (2002).

Tabela 9.3 > Balanço de vantagens e desvantagens dos sistemas de lagoas de estabilização

SISTEMA	VANTAGENS	DESVANTAGENS
Lagoa facultativa	Satisfatória eficiência na remoção de DBO Razoável eficiência na remoção de patógenos Construção, operação e manutenção simples Reduzidos custos de implantação e operação Ausência de equipamentos mecânicos Requisitos energéticos praticamente nulos Satisfatória resistência a variações de carga Remoção de lodo necessária apenas após períodos superiores a 20 anos	Elevados requisitos de área Dificuldade em satisfazer padrões de lançamento restritivos A simplicidade operacional pode trazer o descaso na manutenção (ex: crescimento de vegetação) Possível necessidade de remoção de algas do efluente para o cumprimento de padrões rigorosos Performance variável de acordo com as condições climáticas (temperatura e insolação) Possibilidade do crescimento de insetos
Sistema de lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	Idem lagoas facultativas Requisitos de área inferiores aos das lagoas facultativas únicas	Idem lagoas facultativas Possibilidade de maus odores na lagoa anaeróbia Necessidade de um afastamento razoável das residências circunvizinhas Necessidade de remoção periódica (intervalo de alguns anos) do lodo da lagoa anaeróbia
Lagoa anaeróbia/ facultativa + lagoa de maturação	Idem sistema de lagoas precedente Elevada eficiência na remoção de patógenos (bactérias, vírus, protozoários, helmintos) Razoável eficiência na remoção de nutrientes	Idem sistema de lagoas precedente Requisitos de área bastante elevados Maiores custos de implantação em relação ao verificado para implantação de um sistema sem lagoas de maturação
Reator UASB + lagoas de polimento/ maturação	Idem lagoas + lagoas de maturação Menores requisitos de área do que o de sistemas de lagoas + lagoas de maturação Melhor controle de gases e odores no reator UASB comparado com lagoas anaeróbias	Controle operacional no reator UASB menos simples do que o verificado nos sistemas compostos apenas por lagoas Necessidade do gerenciamento (desaguamento e destinação final) do lodo excedente retirado do reator UASB

FONTE: VON SPERLING (2002).

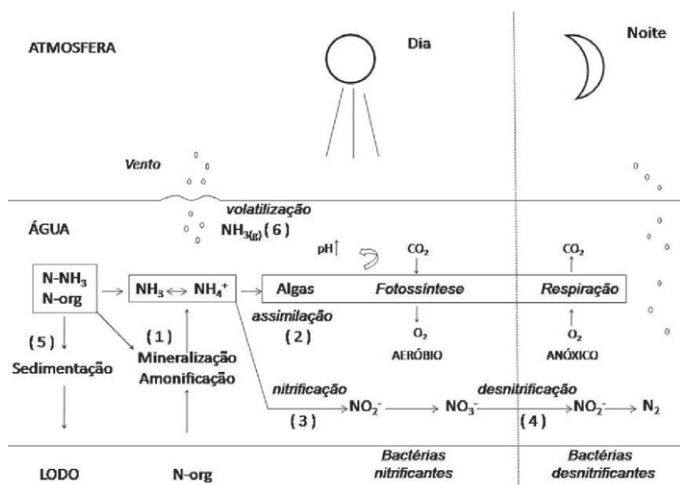
Livros anteriores do Prosab já cobriram o processo de lagoas de estabilização. Destaca-se, quanto a avaliação geral das lagoas de polimento, o seguinte capítulo: CAVALCANTI, P.F.F. *et al.* Capítulo 3: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Rio de Janeiro: PROSAB/ FINEP, 2001. p. 105-170. Quanto a avaliação da remoção de organismos patogênicos em lagoas de estabilização, destaca-se: VON SPERLING, M. *et al.* Capítulo 7: Lagoas de estabilização. In: GONÇALVES, R.F. (coord). *Desinfecção de efluentes sanitários*. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 2003. p. 277-336.

Estes livros estão disponíveis para *download* no site do Prosab (<http://www.finep.gov.br/prosab/produtos.htm>). Por este motivo, o presente capítulo não incluirá maiores detalhamentos do processo de lagoas, centrando-se principalmente no tópico da remoção de nutrientes.

9.2.2 Remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização

9.2.2.1 Mecanismos de remoção

Em processos naturais, como lagoas de estabilização, os fatores climáticos e a complexa interação estabelecida, neste ambiente, por diversos grupos de microrganismos proporcionam algumas rotas de transformação do nitrogênio. A Figura 9.2 apresenta as principais transformações passíveis de ocorrerem em sistemas de lagoas. Conforme já descrito neste livro, no esgoto sanitário bruto o nitrogênio é encontrado predominantemente na forma de nitrogênio orgânico (N-org) e nitrogênio amoniacal (amônia livre N-NH_3 + íon amônio N-NH_4^+). O N-org, na lagoa de estabilização, poderá ser, em grande parte, hidrolisado por bactérias heterotróficas, transformando-se em N-NH_3 : pelo processo da amonificação (parte 1 da Figura 9.2); pelo processo sedimentar; ou permanecendo no lodo da lagoa (parte 5 da Figura 9.2). O N-NH_3 em condições aeróbias, na presença de bactérias nitrificantes, poderá ser convertido a nitrito (NO_2^-) e posteriormente a nitrato (NO_3^-), pelo processo da nitrificação (parte 3 da Figura 9.2). O nitrato, por sua vez, em condições anóxicas e na presença de carbono orgânico será utilizado por bactérias desnitrificantes como acceptor de elétrons no processo de desnitrificação (parte 4 da Figura 9.2), resultando na formação de nitrogênio molecular (N_2) que escapa para atmosfera. O N-NH_3 e NO_3^- também serão utilizados pelos organismos envolvidos no tratamento, principalmente algas e bactérias, que assimilam estas espécies para seu crescimento (parte 2 da Figura 9.2). Outra rota seguida pelo nitrogênio é o desprendimento da amônia livre (NH_3) na forma de gás para atmosfera, processo denominado volatilização (parte 6 da Figura 9.2).



FONTE: ADAPTADO DE LAI E LAM (1997).

Figura 9.2 Principais rotas do nitrogênio em lagoas de estabilização

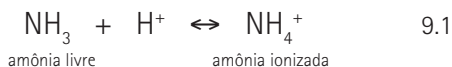
É importante ressaltar que as diversas transformações não necessariamente implicam a remoção de nitrogênio do meio líquido, mas sim sua transformação. Diversos processos são responsáveis pela conversão da forma do nitrogênio, não influenciando, contudo, na concentração do nitrogênio total (NT) do efluente.

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas, considerados por diversos autores são: volatilização da amônia; assimilação de amônia e nitratos pelas algas (com conseqüente sedimentação do N-org e sua retenção no lodo); e nitrificação – desnitrificação.

Estes mecanismos podem atuar simultaneamente, com maior ou menor grau de importância relativa, em função das características das lagoas e das condições climáticas do local (PANO, MIDDLEBROOKS, 1982; REED, 1985; CAMARGO VALERO, 2008; CAMARGO VALERO, MARA, 2005a; CRAGGS, 2005; SENZIA *et al*, 2002; FERRARA, AVCI, 1982).

9.2.2.2 Volatilização da amônia

A amônia existe em solução, tanto na forma de íon (NH_4^+), como na forma livre, não ionizada (NH_3), segundo o seguinte equilíbrio dinâmico:



A distribuição relativa assume a seguinte forma em função dos valores de pH: pH < 8 (praticamente toda a amônia na forma de NH₄⁺); pH ≈ 9,5 (aproximadamente 50% de NH₃ e 50% de NH₄⁺); pH > 11 (praticamente toda a amônia na forma de NH₃).

Assim, nota-se que, na faixa usual de pH (próxima à neutralidade), a amônia apresenta-se praticamente na forma ionizada. A temperatura do líquido influi também nesta distribuição. Na temperatura de 25° C, a proporção da amônia livre com relação à amônia total é aproximadamente o dobro da relação à temperatura de 15° C.

A seguinte equação retrata a proporção de amônia livre em função do pH e da temperatura (EMERSON *et al*, 1975):

$$\frac{\text{NH}_3 \text{ livre}}{\text{Amônia total}} (\%) = \frac{100}{1 + 10 \left[0,09018 + \left(\frac{2729,92}{T + 273,20} \right) \right]^{-\text{pH}}} \quad 9.2$$

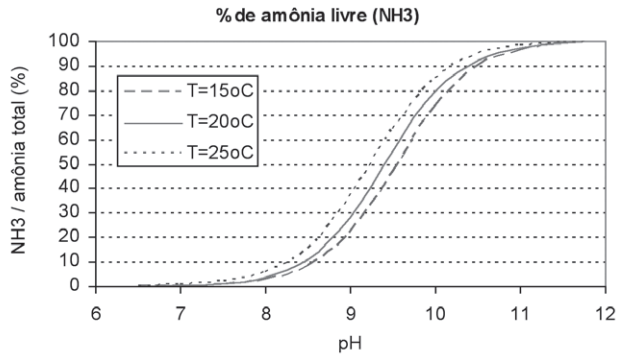
onde:

T: temperatura do líquido (°C)

A aplicação da Equação 9.2 conduz aos valores da distribuição das formas de amônia apresentados na tabela 9.4 e ilustrados na Figura 9.3.

Tabela 9.4 > Proporção das formas de amônia livre e ionizada, com relação à amônia total, em função de valores do pH e da temperatura

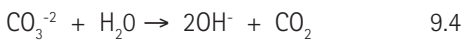
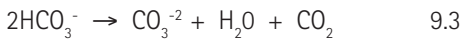
pH	T = 15 °C		T = 20 °C		T = 25 °C	
	% NH ₃	% NH ₄ ⁺	% NH ₃	% NH ₄ ⁺	% NH ₃	% NH ₄ ⁺
6,50	0,09	99,91	0,13	99,87	0,18	99,82
7,00	0,27	99,73	0,40	99,60	0,57	99,43
7,50	0,86	99,14	1,24	98,76	1,77	98,23
8,00	2,67	97,33	3,82	96,18	5,38	94,62
8,50	7,97	92,03	11,16	88,84	15,25	84,75
9,00	21,50	78,50	28,43	71,57	36,27	63,73
9,50	46,41	53,59	55,68	44,32	64,28	35,72



FORNTE: VON SPERLING (2005).

Figura 9.3 Percentagem da amônia livre (NH_3) com relação à amônia total, em função do pH e da temperatura

As algas, ao realizarem a fotossíntese nas lagoas de estabilização, utilizam o dióxido de carbono (CO_2) para síntese celular em maiores proporções do que a verificada na produção do CO_2 pela respiração das próprias algas e das bactérias (responsáveis pela degradação da matéria orgânica). O resultado deste balanço positivo no consumo de CO_2 em relação à sua produção proporciona maior dissociação de íons carbonato e bicarbonato – o que remove a acidez carbônica do meio, com conseqüente liberação de íons hidroxila no meio aquático, implicando elevação do pH (equações 9.3 e 9.4).



Com a elevação do pH, a reação de equilíbrio da amônia (Equação 9.1) é deslocada para a esquerda, fazendo com que aumente a concentração de NH_3 no meio, havendo escape deste composto para a atmosfera na forma de gás (o íon amônio, NH_4^+ , não é capaz de se volatilizar).

Além do pH e da temperatura, a taxa de volatilização da amônia é dependente das condições de mistura da lagoa, pois este fator influencia diretamente a magnitude do coeficiente de transferência de massa (como em todos os processos de transferência de gases).

Uma vez que a amônia é convertida em sua forma gasosa, a transferência do NH_3 da fase líquida para a atmosfera é função da diferença entre as pressões parciais do gás amônia presente em cada meio. Se a pressão parcial do gás dissolvido no líquido é maior do que a pressão parcial do gás na atmosfera sobre o líquido, a transferência ocorre do líquido para a atmosfera até que as pressões parciais encontrem o equilíbrio.

Camargo Valero e Mara (2006a) utilizaram um modelo teórico para calcular a razão de volatilização da amônia de acordo com a Equação 9.5. No entanto, os autores verificaram que os valores de amônia volatilizada calculados pelo modelo teórico foram muito superiores aos medidos em campo.

$$rd_{\text{NH}_3} = \frac{k_l \cdot \text{NH}_3 \cdot V}{A} \quad 9.5$$

onde:

rd_{NH_3} : razão de dessorção de NH_3 da fase líquida (g N/ha.d)

k_l : coeficiente de transferência de massa na fase líquida (d^{-1})

NH_3 : concentração de NH_3 na fase líquida (g N/ m^3)

V: volume da lagoa (m^3)

A: área da lagoa (ha)

O valor de k_l pode ser estimado de acordo com a Equação 9.6, desenvolvida por Stratton (ZIMMO *et al*, 2003), e a concentração de NH_3 pode ser estimada em função do pH e da temperatura conforme Equação 9.2.

$$k_l = \frac{0,0566}{H} e^{[0,13(T-20)]} \quad 9.6$$

onde:

H: profundidade da lagoa (m)

T: temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

Apesar do posicionamento de diversos autores (PANO, MIDDLEBROOKS, 1982; CRAGGS, 2005) acerca da importância da volatilização da amônia como mecanismo preponderante da remoção de nitrogênio em lagoas, deve-se mencionar que outros estudos contestam tal afirmativa. Nas pesquisas de Zimmo *et al* (2003), a remoção de nitrogênio via volatilização da amônia não ultrapassou 1,5% do nitrogênio amoniacal total removido em lagoas de estabilização tratando esgoto sanitário ao norte de Jerusalém. Camargo Valero (2008) e Camargo Valero e Mara (2006b) também sugerem que os valores de amônia removidos por volatilização representam uma menor fração, comparados com outros mecanismos tais como nitrificação-desnitrificação e sedimentação.

O Prosab procurou contribuir nesta avaliação do mecanismo preponderante de remoção de nitrogênio e na estimativa da taxa de volatilização da amônia em lagoas de polimento. No entanto, os experimentos de captura e medição do gás desprendido não foram ainda concluídos, dificultando um posicionamento claro à luz de dados experimentais em nossas condições.

9.2.2.3 Nitrificação–desnitrificação

O fenômeno da nitrificação–desnitrificação é explicado no Capítulo 6. Deve-se lembrar que a nitrificação não implica remoção de nitrogênio, mas tão somente sua conversão de amônia para nitrito e nitrato. A remoção ocorrerá se houver a desnitrificação (quando o nitrato é convertido a nitrogênio gasoso, e, neste estado, escapa para a atmosfera). Como as condições ambientais requeridas para a nitrificação (condições aeróbias) e desnitrificação (condições anóxicas) são distintas, a obtenção destes dois objetivos passa a depender da coexistência na lagoa de zonas distintas com condições aeróbias e anóxicas, ou períodos de tempo em que estas condições se alternem.

Vários autores (PANO, MIDDLEBROOKS, 1982; FERRARA, AVCI, 1982; REED, 1985; VON SPERLING, 2002) mencionam que os processos de nitrificação e desnitrificação são, de maneira geral, pouco representativos em lagoas de estabilização. Baixas concentrações de nitratos e de nitritos no efluente de lagoas indicam que este mecanismo geralmente não apresenta uma substancial contribuição para a remoção de amônia, principalmente nas lagoas de maturação e de polimento. Nestas lagoas, em função de suas baixas profundidades e menor carga orgânica aplicada, prevalecem condições aeróbias na maior parte da massa líquida – o que reduz as possibilidades de se ter condições anóxicas e consequente desnitrificação. Ferrara e Avci (1982) assumem ainda que a concentração de bactérias nitrificantes na zona aeróbia das lagoas é pouco expressiva pelo fato do crescimento destas bactérias ser inibido pelas algas, além de serem adsorvidas por partículas que acabam se sedimentando nas lagoas. Os autores sugerem que a reduzida concentração destas bactérias na zona aeróbia parece não ser suficiente para ocorrer significativa oxidação do íon amônio.

Entretanto, Andrianarison *et al* (2006), avaliando a remoção de nitrogênio em lagoas de maturação na costa do Mediterrâneo, sugerem que períodos de baixa temperatura favorecem o mecanismo de volatilização da amônia. Mas, à medida que a temperatura ambiente se eleva, a nitrificação, seguida de desnitrificação, passa a prevalecer.

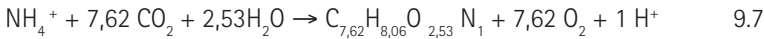
9.2.2.4 Assimilação pelas algas e sedimentação do N-orgânico

O N-org particulado afluente ao sistema de lagoas, em adição aos microrganismos que assimilaram nitrogênio inorgânico solúvel na formação de seus componentes celulares, é a principal forma passível de sedimentação.

A amônia e os nitratos são assimilados pelos organismos para síntese de compostos celulares, na produção de proteínas e outros compostos que contêm nitrogênio. A magnitude da assimilação depende da taxa de crescimento dos organismos, que, por sua vez, é afetada por fatores como a temperatura, a carga orgânica, o tempo de detenção hidráulica, a radiação solar, além das características da água.

Os principais organismos responsáveis pela assimilação do nitrogênio em sistemas de lagoas são as algas. Senzia *et al* (2002) (referenciando NEEL *et al*, 1961; FRITZ *et al*, 1979; KADLEC, KNIGHT, 1996) relatam a preferência das algas e bactérias pela amônia, comparada ao nitrato, indicando que os microrganismos consomem nitrato apenas quando a amônia não está disponível.

Em sua síntese celular, a assimilação de amônia pelas algas segue a seguinte relação (MONTEGGIA, TESSELE, 2001):



onde:

$\text{C}_{7,62}\text{H}_{8,06}\text{O}_{2,53}\text{N}_1$: composição celular média das algas

Com base na composição da massa celular das algas tal como apresentado acima, ou admitindo outras variações, tem-se que o material celular das algas é composto de 6 a 12% de nitrogênio em peso seco (ARCEIVALA, 1981). A perda de nitrogênio através da assimilação pelas algas, e consequente saída pelo efluente, é de menor importância caso se deseje atingir elevados percentuais de remoção. As concentrações de SS no efluente de lagoas situam-se tipicamente entre 50 e 100 mg/L – dos quais a maioria é representada por algas. Assumindo-se uma concentração de 80 mg/L de algas no efluente, a perda de nitrogênio será de $0,06 \times 80 \approx 5$ mgN/L a $0,12 \times 80 \approx 10$ mgN/L. Admitindo-se um teor de NTK (amônia + nitrogênio orgânico) no esgoto afluente da ordem de 50 mgN/L, o percentual de remoção através de perda com o efluente final situa-se entre 10 e 20%.

Camargo Valero e Mara (2006b) realizaram estudos com traçadores, no intuito de desvendar o destino do nitrogênio nas lagoas. Os autores adicionaram isótopos de nitrogênio ($^{15}\text{NH}_4\text{Cl}$) no início de uma lagoa de maturação em condições que favoreceriam a volatilização da amônia. Constataram que o ^{15}N acumulou-se preponderantemente no nitrogênio orgânico particulado. Daí sugerirem que a assimilação do nitrogênio pela biomassa seja o principal destino do nitrogênio em lagoas.

Diversos autores sugerem que a sedimentação do nitrogênio orgânico seja o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização (FERRARA, AVCI, 1982; CAMARGO VALERO, MARA, 2006b; SENZIA *et al*, 2002).

O nitrogênio orgânico que aflui ao sistema de lagoas poderá sofrer amonificação, ou poderá sedimentar junto ao fundo da lagoa. Outra via de sedimentação de nitrogênio orgânico seria a floculação espontânea e a sedimentação de algas, ou a sedimentação de algas mortas (CAVALCANTI *et al*, 2001).

Ferrara e Avci (1982) argumentam que: a todo o momento, os organismos estão assimilando amônia do meio aquático com produção de nova biomassa; grande parcela da matéria orgânica da biomassa não é biodegradável (aproximadamente 20%); e que, ao fim de seu ciclo de vida, a amônia acaba por sedimentar, permanecendo no lodo.

9.2.2.5 Modelos para estimativa das concentrações efluentes de nitrogênio e amônia

A literatura apresenta algumas equações, desenvolvidas na América do Norte, para a estimativa da concentração efluente de amônia (Equações 9.8 e 9.9) e de nitrogênio (Equações 9.3 e 9.4).

Quanto à remoção de amônia, tem-se o regime hidráulico de mistura completa (PANO, MIDDLEBROOKS, 1982) para $T < 20^\circ\text{C}$ (Equação 9.8) e $T \geq 20^\circ\text{C}$ (Equação 9.9):

$$C_e = \frac{C_o}{1 + [(A/Q) \cdot (0,0038 + 0,000134 \cdot T) \cdot e^{(1,041 + 0,044 \cdot T) \cdot (\text{pH} - 6,6)}]} \quad 9.8$$

$$C_e = \frac{C_o}{1 + [5,035 \times 10^{-3} \cdot (A/Q) \cdot e^{(1,540 \times (\text{pH} - 6,6))}]} \quad 9.9$$

onde:

C_o : concentração de amônia afluente (mg/L)

C_e : concentração de amônia efluente (mg/L)

Q: vazão afluente (m^3/d)

A: área superficial da lagoa (m^2)

T: temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$)

pH: pH na lagoa

O modelo desenvolvido por Pano e Middlebrooks (1982) assume que a volatilização da amônia é o principal mecanismo de remoção de nitrogênio. O modelo foi desenvolvido em lagoas facultativas operando nos EUA, com profundidades que variaram entre 1,2 e 1,5 m, e localizadas em regiões onde as temperaturas variam de 1 a 5 $^\circ\text{C}$, ao longo do período de inverno, e ficam próximas de 20 $^\circ\text{C}$ durante o verão. Naturalmente, tais condições diferem das encontradas em nosso meio.

Quanto à remoção de nitrogênio (WPCF, 1990; CRITES, MIDDLEBROOKS, REED, 2006), serão consideradas: lagoas facultativas, assumindo regime hidráulico de fluxo em pistão (modelo de REED, 1985) — Equação 9.10, e lagoas facultativas, assumindo regime hidráulico de mistura completa (modelo de MIDDLEBROOKS, 1985) — Equação 9.11:

$$C_e = C_o \cdot e^{\{-K \cdot [t + 60,6 \times (\text{pH} - 6,6)]\}} \quad 9.10$$

$$C_e = \frac{C_o}{1 + t \cdot (0,000576 T - 0,00028) \cdot e^{(1,08 - 0,042 \times T) \cdot (\text{pH} - 6,6)}} \quad 9.11$$

onde:

C_o : concentração afluenta (mg/L)

C_e : concentração efluente (mg/L)

T: temperatura do líquido (°C)

pH: pH na lagoa

t: tempo de detenção hidráulica na lagoa (d)

K: coeficiente de remoção (d⁻¹) – pode ser estimado como $K_T = K_{20} \cdot ()^{(T-20)}$,

onde $K_{20} = 0,0064$ e o coeficiente de temperatura é 1,039.

A equação apropriada deve ser aplicada sequencialmente em cada lagoa da série, de forma a conduzir ao valor da concentração no efluente final.

As Equações 9.8 e 9.9 não conduzem a uma solução contínua para temperaturas inferiores e superiores a 20 °C. A utilização da Equação 9.8 para valores de T próximos a 20 °C conduz a valores da concentração efluente inferiores aos da Equação 9.9. Com relação à Equação 9.11, observa-se que esta formulação é pouco sensível a variações nos valores de pH e T.

A utilização das equações acima pressupõe o conhecimento do valor de pH (variável esta que não é conhecida, de antemão, na fase de projeto). As referências acima apresentam ainda a seguinte equação, que pode ser utilizada para a estimativa do pH na lagoa, em função da alcalinidade no esgoto afluenta:

$$\text{pH} = 7,3 e^{(0,0005 \cdot \text{alc})} \quad 9.12$$

onde:

alc: alcalinidade no esgoto afluenta (mgCaCO₃/l)

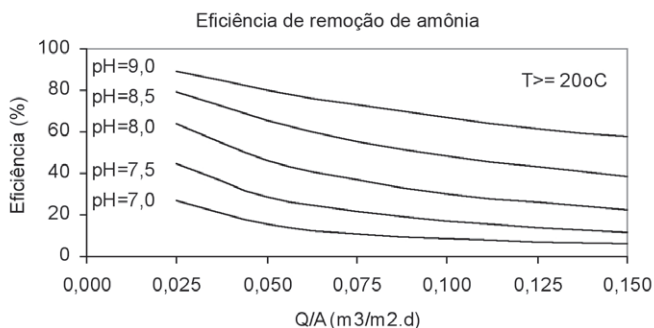
No entanto, a Equação 9.12 não leva em consideração a profundidade da lagoa. Sabe-se que, quanto menor a profundidade da lagoa, maiores serão a penetração da energia luminosa ao longo da coluna d'água, a atividade fotossintética, o consumo da acidez carbônica e a elevação no pH (CAVALCANTI *et al*, 2001). Em lagoas de maturação, poderão ser atingidos valores de pH bem superiores aos previstos pela Equação 9.12.

A tabela 9.5 e a Figura 9.4 apresentam as eficiências de remoção de amônia, baseados na utilização da Equação 9.9, para temperaturas de 20 °C ou superiores.

Tabela 9.5 > Eficiência de remoção de amônia em função da Taxa de Aplicação Hidráulica (Q/A) e do pH ($T \geq 20^\circ \text{C}$)

Q/A ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE AMÔNIA (%)				
	pH = 7,0	pH = 7,5	pH = 8,0	pH = 8,5	pH = 9,0
0,025	27	45	63	79	89
0,050	16	29	47	65	80
0,075	11	21	37	56	73
0,100	9	17	30	48	67
0,125	7	14	26	43	62
0,150	6	12	22	39	57

EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO CALCULADA SEGUNDO A EQUAÇÃO 9.9



FONTE: VON SPERLIN (2002).

Figura 9.4

Eficiência de remoção de amônia em função da Taxa de Aplicação Hidráulica (Q/A) e do pH ($T \geq 20^\circ \text{C}$)

Ambos os modelos enfatizam a importância da volatilização da amônia como mecanismo predominante de remoção de nitrogênio nas lagoas, principalmente em períodos ensolarados, confirmando a opinião de outros autores (PANO, MIDDLEBROOKS, 1982; VON SPERLING, 2002; CAVALCANTI *et al*, 2001).

9.2.3 Remoção de fósforo em lagoas de estabilização

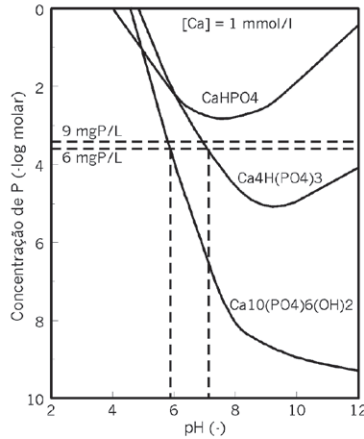
O fósforo presente no esgoto é composto de fósforo orgânico e fosfatos, sendo que os últimos representam a maioria. Os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são (ARCEIVALA, 1981; VAN HAANDEL, LETTINGA, 1994; VON SPERLING, 2002; CRAGGS, 2005): retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através de saída com o efluente final; sedimentação do fósforo orgânico nos sólidos; precipitação de fosfatos em condições de elevado pH.

O fósforo orgânico compõe parte do material celular das algas. Em peso seco, o fósforo corresponde a valores em torno de 1 a 2% da massa das algas (ARCEIVALA, 1981; CRAGGS, 2005). Portanto, assumindo-se uma concentração relativamente elevada de 80 mg/L de algas no efluente, a perda de fósforo será em torno de $0,01 \times 80 \approx 0,8$ mgP/L a $0,02 \times 80 \approx 1,6$ mgP/L. Admitindo-se uma concentração de fósforo no afluente ao redor de 8 mgP/L, o percentual de remoção através de perda com o efluente final situa-se apenas em torno de 10 a 20%.

O fósforo orgânico associado a sólidos em suspensão sedimentáveis (incluindo o fósforo assimilado pela biomassa bacteriana e algal) pode ser removido da massa líquida por sedimentação, incorporando-se ao lodo de fundo. Sob condições anaeróbias no fundo, o fósforo pode ser ressolubilizado e reincorporado à massa líquida.

Remoções de fósforo mais significativas podem ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado. O fosfato pode precipitar-se na forma de hidroxiapatita ou estruvita. No caso da remoção de fósforo por precipitação, a dependência de altos valores de pH é maior do que a verificada na remoção de amônia por volatilização (dessorção): o pH deve ser no mínimo 9 para que haja uma precipitação significativa de fósforo. Em lagoas especialmente rasas e com baixas taxas de aplicação hidráulica, a remoção de fósforo situa-se entre 60 e 80% (CAVALCANTI *et al*, 2001), ao passo que em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção usualmente é inferior a 35%.

A solubilidade de fosfatos em águas residuárias depende da concentração de cátions e do pH, que, por sua vez, determina a concentração relativa das espécies de fosfato: $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} . Na Figura 9.5, observa-se um diagrama da solubilidade de vários fosfatos em função do pH. Adotou-se uma concentração de 1 mmol/L ou 100 ppm- $CaCO_3$ de cálcio, isto é, uma água moderadamente dura. A solubilidade do fosfato foi calculada a partir das equações de equilíbrio de possíveis precipitados que poderiam se formar: $CaHPO_4$, $Ca_4H(PO_4)_3$ e $Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6$. As equações das reações de equilíbrio são (STUMM, MORGAN, 1981):



FONTE: CAVALCANTI ET AL, 2001.

Figura 9.5 Diagrama da solubilidade de P para vários minerais fosfatados

OBSERVAÇÃO: FAIXA USUAL DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO EM ESGOTO: 6 A 9 MGP/L (INDICADA NA FIGURA)

A Figura 9.5 mostra que, sob condições normais, a solubilidade do fosfato como hidroxiapatita $\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$ está na faixa de 10^{-9} a 10^{-10} moles/L de P, enquanto a concentração de fósforo no esgoto normalmente é na faixa de 0,2 a $0,3 \cdot 10^{-3}$ moles/L de P (6 a 9 mg/L de P), de maneira que, termodinamicamente, deveria haver uma remoção eficiente do fosfato. Todavia, isto não é o que se observa na prática: a remoção de fósforo em lagoas é bem aquém daquela correspondente ao equilíbrio termodinâmico, e o mecanismo parece ser mais em função da sedimentação de fosfato orgânico do que da precipitação de minerais (CAVALCANTI *et al*, 2001).

A tabela 9.6 apresenta alguns complexos de fosfato que podem se formar, juntamente com seus produtos de solubilidade (pK_s).

Tabela 9.6 > Produtos de solubilidade de alguns complexos de fosfato

COMPOSTO	FÓRMULA QUÍMICA	pK_s a 20° C	pK_s a 25° C
Fosfato de magnésio amônio (estruvita)	MgNH_4PO_4		115,0
Hidroxiapatita	$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$	58,5	52,8-57,0
Fosfato de octacálcio	$\text{Ca}_8\text{H}(\text{PO}_4)_6 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	50,6	46,9
Fosfato tricálcio	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$		25,2-28,1

FONTE: CRAGGS (2005).

Embora a estruvita e a hidroxiapatita sejam mais estáveis termodinamicamente do que outros complexos, vários fatores afetam sua formação. A estruvita ($MgNH_4PO_4$) é pouco provável de se formar com esgoto doméstico típico (que contém baixas concentrações de Mg). Em valores de pH superiores a 8,2 a precipitação de hidroxiapatita pode ser um mecanismo importante (especialmente se o esgoto tem uma relação Ca:P próxima a 2:1), mas pode ser inibida pela presença de íons de magnésio e ácidos orgânicos (fúlvicos, húmicos, tânicos). A inibição da formação de hidroxiapatita pode resultar na precipitação de compostos de fósforo, incluindo fosfato de octacálcio e fosfato tricálcio. O fosfato precipitado em condições de elevado pH durante o dia pode ser subsequente liberado durante a noite, quando o pH cai abaixo de 8,0 (CRAGGS, 2005).

9.2.4 Experiências do Prosab na remoção de nutrientes em lagoas de estabilização

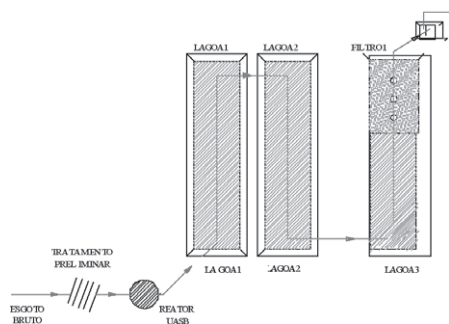
Três instituições efetuaram pesquisas relacionadas à remoção de nutrientes em lagoas de estabilização: UFMG, USP e UFRGS. Os resultados detalhados estão apresentados nos diversos trabalhos publicados em periódicos e anais de eventos.

9.2.4.1 Objetivos

Os objetivos gerais das pesquisas foram: na UFMG, avaliar a remoção de N e P em um sistema de lagoas de polimento rasas em série; na USP, determinar as eficiências na remoção de nitrogênio amoniacal em sistema de lagoas de estabilização, associadas às taxas de aplicação de NTK, tempo de detenção hidráulica e profundidade útil; na UFRGS, estudar a eficiência de remoção de nutrientes pelo emprego de substratos artificiais e colonização perifítica em lagoas de polimento.

9.2.4.2 Descrição dos sistemas

O sistema da UFMG, implantado na ETE Experimental UFMG/Copasa (Belo Horizonte) era composto pelas seguintes unidades em série: um reator UASB, três lagoas de polimento rasas e um filtro grosseiro de brita 3 (Figura 9.6). O sistema operou com uma vazão média de 23 m³/d, segundo as condições descritas na tabela 9.7.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, BELO HORIZONTE, MG.

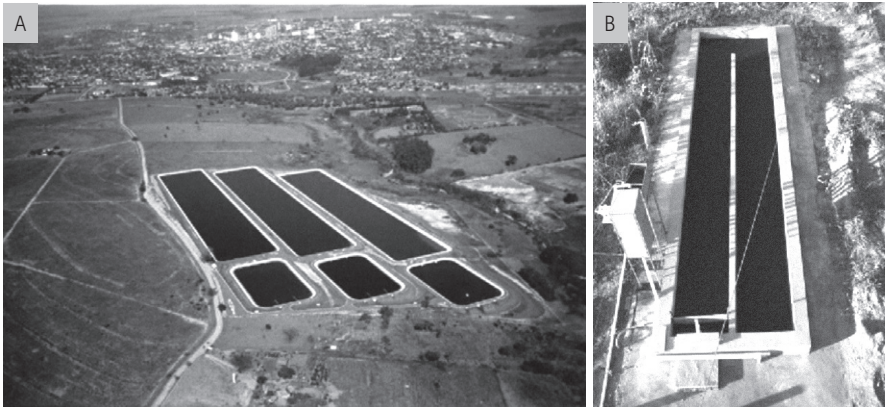
Figura 9.6 Esquema do sistema pesquisado pela UFMG

Tabela 9.7 > Características físicas e operacionais das Lagoas de Polimento e Filtro de Pedra pesquisados pela UFMG

CARACTERÍSTICAS	LAGOA 1	LAGOA 2	LAGOA-3	FILTRO
Comprimento no fundo (m)	25	25	16,5	8,5
Largura no fundo (m)	5,3	5,3	5,3	5,3
Altura da lâmina d'água (m)	0,8	0,8	0,6	0,6
Altura do leito de pedras (m)	-	-	-	0,7
Tempo de detenção hidráulica (d)	4,3	4,3	1,5	0,6
Taxa de aplicação hidráulica ($m^3/m^2.d$)	0,15	0,15	0,22	0,52

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, BELO HORIZONTE, MG.

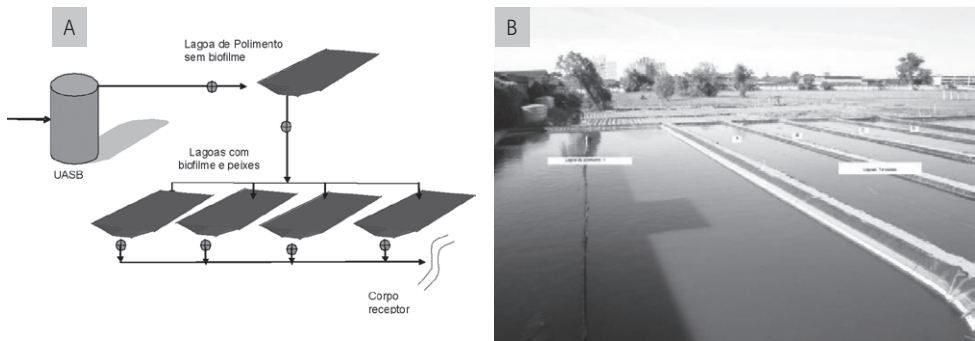
O sistema da USP, implantado na cidade de Lins-SP, era composto por lagoas em escala real seguidas por lagoas em escala piloto. O sistema em escala real era constituído por três linhas em paralelo de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas (Figura 9.7a). O sistema em escala piloto recebia o efluente do sistema em escala real, e compreendia duas lagoas de maturação (em paralelo) chicaneadas (relação comprimento/largura = 16:1): uma com 1,0 m de profundidade e outra com 0,5 m de profundidade (Figura 9.7.b). Variou-se a vazão de aplicação e o tempo de detenção hidráulica (TDH de 5,0, 7,5, 10,0 e 15,0 d), de forma a se avaliar a influência do TDH e da profundidade de operação (1,0 e 0,5m).



FONTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

Figura 9.7 Vista das lagoas de estabilização pesquisadas pela USP
 (A) Lagoas anaeróbicas e facultativas em escala real (B) Lagoa de maturação em escala piloto

O sistema da UFRGS é constituído de um reator UASB seguido por uma lagoa de polimento (TDH=12,5d; H=1,0m), a qual, por sua vez, é seguida por quatro lagoas de maturação em série (relação comprimento/largura = 8:1; H = 1,0m) – Figura 9.8. As quatro lagoas de maturação trabalhavam com redes com perifiton (biofilmes de algas), que, potencialmente, poderiam auxiliar na remoção de nutrientes. Cada lagoa operava com uma diferente relação "área do material suporte / área superficial da lagoa": lagoa 1, relação 1:1; lagoa 2, relação 2:1; lagoa 3, relação 3:1; lagoa 4, sem material suporte.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, PORTO ALEGRE, RS.

Figura 9.8 Sistema de lagoas pesquisado pela UFRGS
 (A) Fluxograma (B) Vista das lagoas

9.2.4.3 Principais resultados

As estatísticas descritivas das concentrações efluentes dos principais parâmetros estão apresentadas no Capítulo 11. A Figura 9.9 apresenta uma síntese dos resultados, expressos na forma de gráfico *box-plot* das concentrações efluentes das lagoas. Os resultados dizem respeito à fase operacional mais representativa, uma vez que, por questões de espaço, não são detalhados aqui os resultados de cada fase ou condição operacional. Os gráficos mostram linhas horizontais, relativas a metas de qualidade almeçadas: DBO=60mg/L; DQO=150mg/L; N-amoniaco=20mg/L; N total=25mg/L; P total=2mg/L; SS=60mg/L (ver explicações no Capítulo 11).

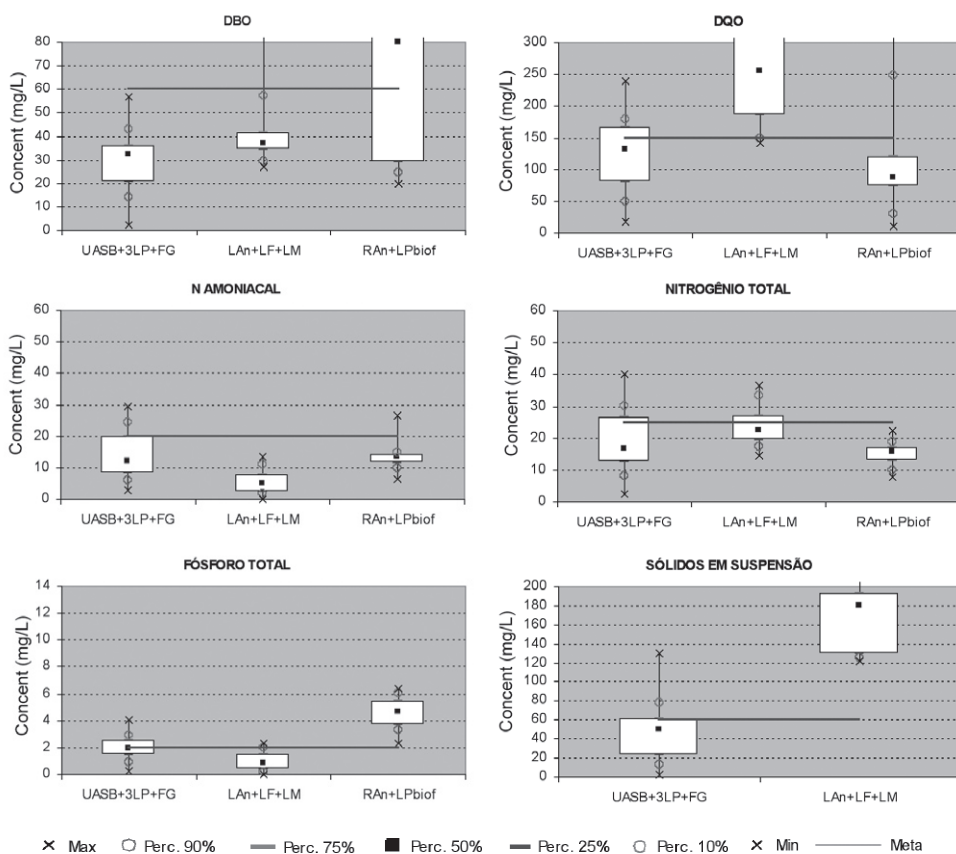


Figura 9.9

Gráfico box-plot das concentrações efluentes dos sistemas de lagoas pesquisados pela UFMG, USP e UFRGS

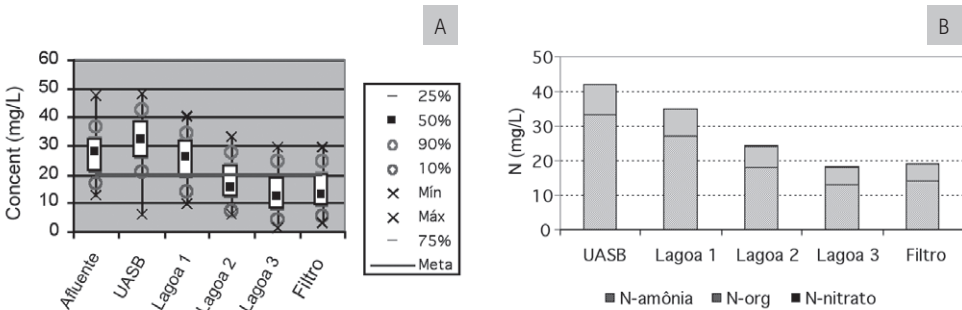
OBSERVAÇÕES: UFMG: REATOR UASB + 3 LAGOAS DE POLIMENTO EM SÉRIE + FILTRO GROSSEIRO (UASB+3LP+FG)

USP: LAGOA ANAERÓBIA + LAGOA FACULTATIVA + LAGOA DE MATUREZAÇÃO (LAN+LF+LM)

UFRGS: REATOR UASB + LAGOA DE POLIMENTO + LAGOA COM PERIFÍTON

De maneira geral, observa-se uma variabilidade de sistema para sistema em termos de concentrações efluentes, principalmente para DBO, DQO e SS. No entanto, as concentrações de amônia (um dos principais objetivos das pesquisas) foram predominantemente baixas nas condições operacionais consideradas mais representativas – o que indica o potencial dos sistemas para atingirem a meta de 20 mg/L. Com relação ao fósforo, alguns sistemas recebiam concentrações afluentes já baixas, e os percentuais de remoção não foram particularmente elevados.

Como pode ser visto na Figura 9.10.a, para o sistema UASB/lagoas de polimento/filtro grossoiro (UFMG), as concentrações de nitrogênio amoniacal aumentam no reator UASB (como esperado, devido à amonificação), decrescem ao longo de cada uma das três lagoas em série, e são pouco afetadas pelo filtro grossoiro. A Figura 9.10 mostra as médias das formas de nitrogênio ao longo do sistema, destacando-se a predominância do nitrogênio amoniacal.

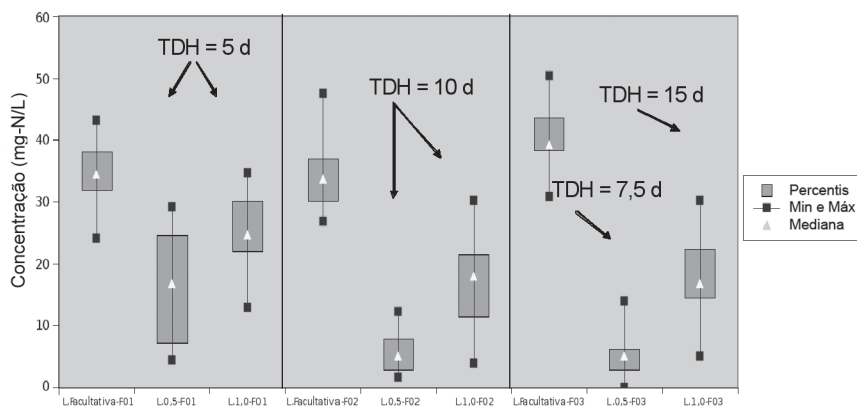


Fonte: Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

Figura 9.10 Nitrogênio ao longo do sistema reator UASB, lagoas de polimento e filtro grossoiro (UFMG)
 (A) Box-plot das concentrações de nitrogênio amoniacal
 (B) Concentrações médias das formas de nitrogênio

Já para as lagoas de maturação em escala piloto tratando o efluente do sistema lagoa anaeróbia/ lagoa facultativa (USP), a Figura 9.11 permite a extração de importantes conclusões. Na figura, são apresentados gráficos *box-plot* das concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal da lagoa facultativa e das duas lagoas de maturação em paralelo (0,5 m e 1,0m de profundidade). Os gráficos da esquerda e do centro mostram a condição em que ambas as lagoas de maturação operaram com o mesmo tempo de detenção hidráulica (5 dias na esquerda e 10 dias no centro). Como o volume da lagoa de 0,5 m é a metade do volume da lagoa de 1,0 m, a lagoa mais rasa recebia a metade da vazão afluente e a metade da carga superficial de amônia da lagoa menos

rasa, mas a mesma carga volumétrica de amônia. Por outro lado, o gráfico da direita ilustra a fase operacional em que a lagoa de 0,5 m operou com metade do TDH da lagoa de 1,0 m. Nesta fase operacional, a lagoa rasa recebeu a mesma vazão afluente e a mesma carga superficial da lagoa menos rasa, mas o dobro da carga volumétrica de amônia. Observa-se que, em qualquer condição operacional, a lagoa mais rasa produziu menores concentrações efluentes de amônia, destacando-se a situação em que, com metade do TDH e o dobro da carga volumétrica, ela ainda foi mais eficiente. Esta conclusão ressalta a importância de se trabalhar com lagoas bastante rasas para se alcançar um melhor desempenho na remoção de amônia.



FONTE: UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, LINS, SP.

Figura 9.11 Gráficos *box-plot* das concentrações efluentes de N-amoniaco, para distintas condições operacionais das lagoas (USP)

Com relação ao estudo da UFRGS a respeito da influência da densidade de perifíton, os resultados finais não foram conclusivos com relação à melhor relação área perifíton/área total, e não são mostrados aqui.

Apresentam-se a seguir comentários gerais sobre as principais conclusões das pesquisas das três instituições (por uma questão de espaço, os dados não são apresentados neste capítulo): lagoas de polimento ou de maturação conseguem produzir consistentemente efluentes com menos de 20 mg/L de amônia; eficiências de remoção mais elevadas são alcançadas em lagoas com baixas profundidades; a elevação do TDH contribui para aumentar a eficiência de remoção de N-amoniaco; lagoas mais rasas e com menor TDH podem ser mais eficientes do que lagoas menos rasas e com maior TDH; as lagoas de polimento/maturação não se mostraram eficientes na remoção de P; elevados teores de SS e DQO particulada podem ser observados no efluente das lagoas.

Filtros grosseiros contribuem com uma remoção de cerca de 50% dos SS; a inclusão de rede com perifiton deve ser ainda otimizada para se comprovar suas vantagens sobre os sistemas sem perifiton.

Deve-se lembrar sempre que as lagoas, sendo sistemas naturais, ocupam grandes áreas superficiais, e este aspecto deve ser levado em conta na decisão de qual tratamento adotar. Dentre os sistemas pesquisados, os requisitos de área útil foram: na UFMG, 3 lagoas de polimento + filtro grosseiro ($2,0 \text{ m}^2/\text{hab}$, TDH total=10 d); na USP, lagoa de maturação apenas ($2,9 \text{ m}^2/\text{hab}$; TDH=10,5d); na UFRGS, lagoa de polimento + lagoa com perifiton ($3,9 \text{ m}^2/\text{hab}$, TDH total=28d).

9.2.5 Considerações finais acerca da remoção de nutrientes em lagoas de estabilização

As principais conclusões dos estudos de revisão da literatura e estudos experimentais no Prosab corroboram o relato de Cavalcanti *et al* (2001), e podem ser resumidas da forma que se segue.

Em primeiro lugar, as lagoas de polimento/maturação podem ser vantajosas para a remoção de nitrogênio caso sejam integradas com o objetivo de remoção de coliformes. A implantação de sistemas de lagoas visando prioritariamente a remoção de nitrogênio não parece ser uma estratégia adequada em função das eficiências apenas parciais de remoção e dos elevados requisitos de área. No entanto, caso seja incluído como objetivo prioritário a remoção de organismos patogênicos, as lagoas de maturação/polimento são bastante eficazes, e a remoção parcial de nitrogênio poderá ser advinda como um subproduto do processo.

Um segundo ponto atenta para o fato de que uma remoção significativa dos nutrientes só é possível quando a lagoa de maturação/polimento é rasa. Ainda assim, esta remoção só ocorrerá quando a área disponível for considerável e as condições para fotossíntese forem favoráveis.

Em terceiro lugar, a eficiência de remoção de nutrientes em lagoas facultativas não é expressiva.

Em quarto, a remoção de amônia começa a ser factível a partir do pH de 8,0 (aumentando à medida que o pH se eleva). Em condições climáticas favoráveis, a área necessária para uma concentração de N-amoniacoal menor que 5 mg/L é em torno de $2\text{-}3 \text{ m}^2/\text{hab}$ para uma profundidade de 0,5 m e em torno de $3\text{-}4 \text{ m}^2/\text{hab}$ para uma profundidade de 1,0 m. Para profundidades maiores que 1,0 m a perda de nitrogênio será pequena.

Por fim, a remoção de fósforo, na forma de seu íon fosfato, só começa a ser significativa quando o pH supera o valor de 9, embora, termodinamicamente, o fosfato seja

instável para valores do pH acima de 7. A área necessária para a remoção de P depende muito da profundidade, tendo-se um valor de 3 m²/hab ou mais para lagoas rasas (H<0,5 m). Para lagoas de profundidade de 1,0 m, ou mais, a remoção de P é praticamente inexistente.

9.3 Sistemas de leitos cultivados (*wetlands*)

9.3.1 Principais variantes

O processo de leitos cultivados já foi objeto de investigação do Prosab, e está relatado nas referências listadas abaixo. Por este motivo, o presente item centra-se em uma breve descrição do sistema, dando maior destaque para a remoção de nutrientes.

Quanto à descrição geral do processo de leitos cultivados, destaca-se: MARQUES, D.M. Capítulo 15: Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J.R.(coord). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Prosab, 1999.

Quanto aos leitos cultivados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, destaca-se: CORAUCCI FILHO, B. *et al.* Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord). *Pós-tratamento de efluentes anaeróbios*. Prosab, 2001.

O texto a seguir é baseado nas duas referências do Prosab e nos seguintes livros-texto e manuais: WPCF, 1990; OPS/OMS, 1999; USEPA, 2000; von Sperling, 2005; Crites *et al*, 2006.

Terras úmidas naturais são áreas inundadas ou saturadas por água superficial ou subterrânea, que suportam uma vegetação adaptada a estas condições. As terras úmidas naturais incluem pântanos, brejos e áreas similares, que abrigam diversas formas de vida aquática.

Terras úmidas construídas, leitos cultivados, leitos com macrófitas, leitos vegetados, banhados artificiais, alagados artificiais e, em inglês, *wetlands* são algumas das várias denominações utilizadas para designar processos de tratamento de esgoto que consistem de lagoas, tanques ou canais rasos (usualmente com profundidade inferior a 1,0 m) que abrigam plantas aquáticas, e que se baseiam em mecanismos biológicos, químicos e físicos para tratar o esgoto. As terras úmidas usualmente construídas possuem uma camada impermeável de argila ou membrana sintética, e estruturas para controlar a direção do fluxo, tempo de detenção hidráulica e nível d'água. Dependendo do sistema, elas podem conter um meio poroso inerte (como pedras, cascalho ou areia). As terras úmidas construídas diferem das naturais pela interferência humana

(em aterros, drenagem, alteração de fluxo e alteração das propriedades físicas). A utilização direta de terras úmidas naturais para o tratamento de esgoto é impactante e não deve ser incentivada.

No presente item, os diversos termos que designam as *wetlands* são usados indistintamente, sem que haja preferência por nenhum deles, uma vez que todos têm sido empregados em nosso meio.

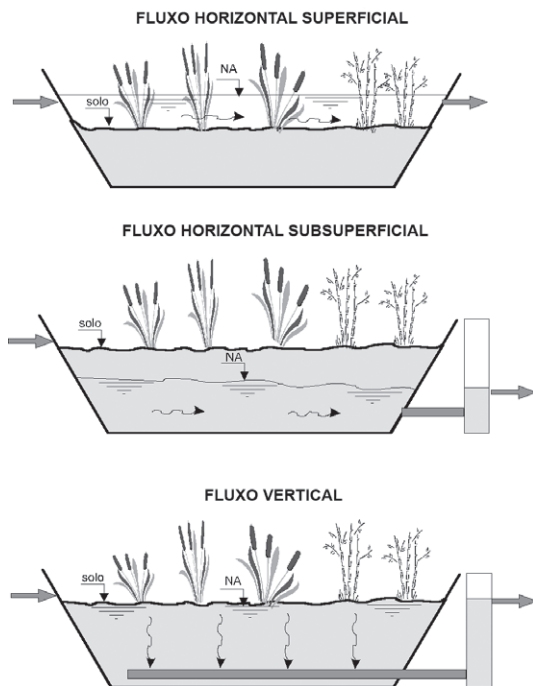
Há basicamente os seguintes tipos de terras úmidas construídas: as de fluxo horizontal superficial; as de fluxo horizontal subsuperficial (leitos submersos vegetados de fluxo subsuperficial) e os leitos cultivados de fluxo vertical.

Quanto às de fluxo horizontal superficial, assemelham-se a terras úmidas naturais, em aparência, porque contêm plantas aquáticas flutuantes e/ou enraizadas (emergentes e submersas) em uma camada de solo no fundo, e a água flui livremente entre as folhas e caules das plantas. Podem ter áreas abertas dominadas pelas plantas, ou apresentar ilhas com funções de habitat. São utilizadas plantas dos gêneros: emergentes (*Typha*, *Phragmites*, *Scirpus*); submersas (*Potamogeton*, *Elodea*, etc); e flutuantes (*Eichornia*, vulgo aguapé; *Lemna*, vulgo lentilha d'água). Plantas nativas são preferidas. Apresentam uma ecologia aquática bastante complexa. Podem ter o fundo revestido ou não, dependendo das exigências ambientais. A altura da lâmina d'água situa-se entre 0,6 a 0,9 m para as zonas vegetadas (ou menos, no caso de certas plantas emergentes), e 1,2 a 1,5 m para as zonas de água livre. São adequadas para receber efluentes de lagoas de estabilização.

Quanto às de fluxo horizontal subsuperficial (leitos submersos vegetados de fluxo subsuperficial), não se assemelham a terras úmidas naturais porque não há água livre na superfície. Contêm um leito composto de pequenas pedras, cascalho, areia ou solo, dando suporte ao crescimento de plantas aquáticas. O nível d'água permanece abaixo da superfície do leito, e o esgoto flui em contato com as raízes e os rizomas das plantas (onde se desenvolve o biofilme bacteriano) - que não são visíveis nem estão disponíveis para a biota aquática. Os gêneros de plantas utilizados têm sido: *Typha*, *Juncos*, *Scirpus*, *Carex* e *Phragmites*. A altura do meio situa-se entre 0,5 e 0,6 m, e a da água dentro do meio, entre 0,4 e 0,5 m. O leito deve ter uma granulometria tal que permita o fluxo continuado do esgoto, sem problemas de entupimento. A maior parte da zona subsuperficial é anaeróbia, com sítios aeróbios imediatamente adjacentes aos rizomas e raízes. Há um menor potencial de geração de maus odores e de surgimento de mosquitos e ratos. São adequados para receber efluentes de tanques sépticos e reatores anaeróbios, e merecem cuidados adicionais no caso de efluentes de lagoas de estabilização, em virtude da presença de algas.

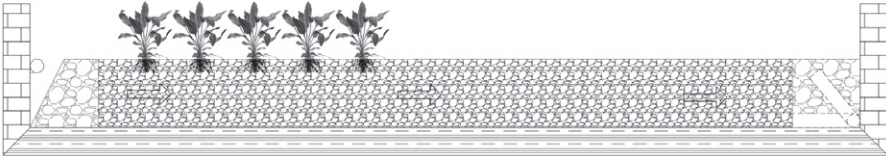
Quanto ao leito cultivado de fluxo vertical, tipicamente trata-se de um filtro de areia, ou cascalho, plantado com vegetação. No fundo do meio filtrante há uma série de dutos que recolhem o esgoto tratado. A operação assemelha-se à rotina de um filtro intermitente, com ciclos de dosagem na superfície e drenagem pelo fundo, diferindo, portanto, da concepção convencional das terras úmidas. Sendo a dosagem intermitente, o fluxo é normalmente em meio não saturado. Após a dosagem, o meio volta a ser não-saturado e provavelmente aeróbio. Normalmente, utilizam mais de um leito em paralelo, sendo que um deles recebe as bateladas durante um ou mais dias, enquanto os outros estão em repouso – o que permite a ocorrência da digestão e secagem do lodo na superfície e a manutenção das condições aeróbias no leito.

A Figura 9.12 ilustra esquematicamente as principais variantes das terras úmidas construídas, ao passo que as Figuras 9.13 e 9.14 detalham as variantes de fluxo horizontal superficial e fluxo vertical.



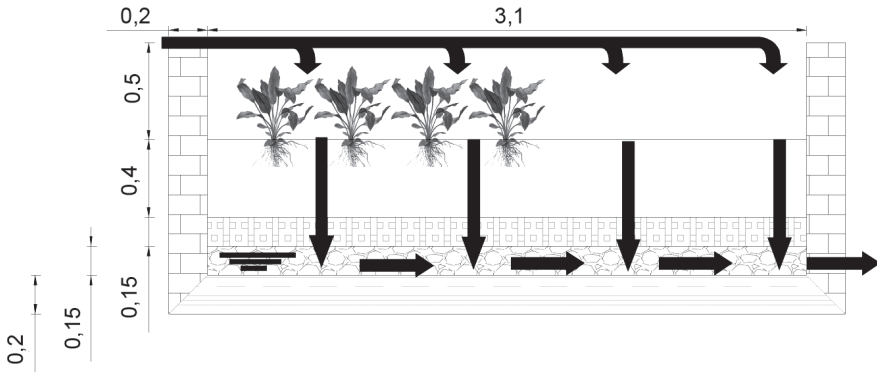
FONTE: VON SPERLING, 2005.

Figura 9.12 Esquema de funcionamento das terras úmidas construídas



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, BELO HORIZONTE, MG.

Figura 9.13 Seção longitudinal de um leito cultivado de fluxo horizontal subsuperficial



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, BELO HORIZONTE, MG.

Figura 9.14 Seção longitudinal de um leito cultivado de fluxo vertical

9.3.2 Remoção de nitrogênio em sistemas de leitos cultivados (*wetlands*)

9.3.2.1 Mecanismos de remoção de nitrogênio

O nitrogênio pode sofrer várias transformações nas diferentes tipologias de *wetlands*: ele pode ser assimilado por plantas e pela microflora da *wetland* (preferencialmente como NH_4^+ e NO_3^-); parte dele pode ser lixiviada para o fundo da unidade, parte liberada como gás para a atmosfera e uma fração sair com o efluente, normalmente na forma dissolvida.

O ciclo do nitrogênio dentro de uma *wetland* de fluxo subsuperficial, bem como a remoção deste nutriente do sistema, geralmente envolve: a translocação e transformação do nitrogênio, incluindo a sedimentação (ressuspensão), difusão da forma dissolvida, decomposição de restos de plantas e outros resíduos, adsorção/dessorção de nitrogênio solúvel pelas partículas do meio, migração de organismos, assimilação através da biota da *wetland*, liberação pelas sementes, amonificação (ou mineralização: $\text{N-org} \rightarrow \text{NH}_4^+$), volatilização da amônia ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3$ gás), reações de nitrificação/desnitrificação mediadas por bactérias, fixação de nitrogênio ($\text{N}_2, \text{N}_2\text{O gases} \rightarrow \text{N-org}$) e assimilação de nitrogênio através da biota da *wetland* (NH_4^+ e NO_3^-).

A precipitação não é um processo significativo devido à alta solubilidade do nitrogênio, até mesmo sob formas inorgânicas (KADLEC, KNIGHT, 1996).

O nitrogênio orgânico inclui uma fração significativa da biota, resíduos, solos, sedimentos e sólidos dissolvidos de uma *wetland*. Este N-org não é assimilado prontamente pelas plantas aquáticas, e deve ser convertido a NH_4^+ , ou NO_3^- através de conversões múltiplas que requerem tempos de reação longos (KADLEC, KNIGHT, 1996).

O processo biológico de remoção de nitrogênio segue várias etapas. A nitrificação ocorre em primeiro lugar, geralmente na rizosfera e em biofilmes (processo aeróbio). A desnitrificação pode seguir então, ocorrendo no meio abaixo da micro-zona oxidada, como um processo anaeróbio (KADLEC, KNIGHT, 1996).

Discorre-se a seguir sobre os principais mecanismos interagentes na remoção de nitrogênio em *wetlands* nos processos de nitrificação, desnitrificação, e assimilação pelas plantas.

Que sejam feitas algumas considerações, inicialmente, sobre a nitrificação.

Em *wetlands* horizontais subsuperficiais, a taxa de reaeração atmosférica é substancialmente menor que a verificada em *wetlands* de fluxo superficial. As raízes e rizomas da vegetação podem possuir microsítios aeróbios em sua superfície, e a água residuária fluindo através do leito teria, assim, oportunidade de estar em contato com esses locais aeróbios em um meio que, em sua grande parte, é anaeróbio.

De toda forma, nenhum consenso foi alcançado sobre o quanto de oxigênio pode ser fornecido para a rizosfera em *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial, bem como a transferência de oxigênio fornecida pelas diferentes espécies de plantas. Geralmente se concorda que essas plantas emergentes transmitem oxigênio suficiente para permanecerem vivas sob condições normais de estresse. No entanto, há desacordo sobre o quanto de oxigênio está disponível para a superfície das raízes suportarem a atividade biológica. A demanda de oxigênio para oxidar a matéria orgânica pode equivaler à maior parte desse oxigênio (CRITES *et al*, 2005), e a importância da transferência do oxigênio via aerênquima de algumas plantas pode ser pequena no balanço do oxigênio dissolvido (USEPA, 2000).

Como a maior parte das fontes de oxigênio em *wetlands* subsuperficiais está em razão das raízes das plantas, é de grande importância que o sistema de raízes penetre por toda a profundidade dimensionada para o leito. Toda a água que flui abaixo da rizosfera está em meio completamente anaeróbio e a nitrificação não ocorrerá exceto por difusão, através das camadas superiores.

Já em *wetlands* de fluxo vertical, como o meio permanece não saturado entre uma batelada e outra, pode-se ter condições aeróbias que seriam suficientes para suportar uma eficiente nitrificação (MOLLE *et al*, 2005).

Quanto à desnitrificação, para se ter a rota tradicional deste processo (conversão do nitrato a nitrogênio gasoso), é essencial que tenha havido uma nitrificação precedente, de forma a produzir nitrato. Conforme discutido no item anterior, para a ocorrência da nitrificação necessita-se de condições aeróbias, ao passo que, para se ter a desnitrificação, deve haver ausência de oxigênio dissolvido. Portanto, em locais ou microsítios distintos deve-se ter condições antagônicas com presença e ausência de oxigênio.

Por fim, no que diz respeito à assimilação de nitrogênio pelas plantas, todas as plantas, tais como as macrófitas, requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Estudos sobre a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas têm mostrado que, em relação a alguns elementos como o fósforo, nitrogênio e compostos como carboidratos, proteínas e lipídios, as concentrações variam constantemente. Estas variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas, à disponibilidade de nutrientes do meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente (PHILIPPI, SEZERINO, 2004).

A forma pela qual as macrófitas incorporam nitrogênio na biomassa é a assimilação. Este processo implica em uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente utilizadas são a amônia e o nitrato. Porém, a amônia, por ser mais reduzida energeticamente do que o nitrato, torna-se fonte preferencial. Contudo, em ambientes onde o nitrato é predominante ele será, então, a maior fonte de nitrogênio passível de assimilação (KADLEC, KNIGHT, 1996).

As macrófitas utilizam enzimas (nitrato redutase e nitrito redutase) para converter o nitrogênio oxidado às formas usuais. Porém, a produção destas enzimas diminui quando o nitrogênio amoniacal está presente (KADLEC, KNIGHT, 1996). Este processo é relevante em ambientes em que se têm nitrato e amônia em concentrações elevadas, pois a assimilação pela planta poderá ser inibida e o nitrato pode não ser assimilado.

A capacidade de retirada de nitrogênio (assimilação pelas macrófitas) e, desta forma, a quantidade que pode ser removida se a planta for podada, é aproximadamente, segundo Brix (1997), na faixa de 200 a 2500 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹. O mesmo autor indica que, se as plantas não forem podadas, uma grande quantidade de nitrogênio que foi incorporada à biomassa retornará ao meio devido à morte e à decomposição dos seus tecidos.

Destacando a importância da utilização de plantas em *wetlands* construídas para a remoção de nutrientes, Lin *et al* (2002) concluíram que leitos plantados apresentaram melhor eficiência do que os leitos não plantados em tais sistemas. Tanner (2001), na Nova Zelândia, também observou que *wetlands* plantadas apresentaram desempenho global maior, comparadas àquelas não plantadas. Kaseva (2004) obteve conclusões semelhantes, em que *wetlands* horizontais subsuperficiais plantadas tiveram melhor desempenho do que unidades não plantadas tratando esgoto doméstico pré-tratado anaerobiamente. Os estudos do Prosab com *wetlands* de fluxo subsuperficial tratando efluente de reator UASB indicaram, também, um melhor desempenho da unidade plantada, em comparação à não plantada.

9.3.2.2 Eficiência de *wetlands* na remoção de nitrogênio

Ambos os sistemas de fluxo horizontal e vertical possuem habilidades na depuração da matéria carbonácea. Porém, em relação aos processos de nitrificação e desnitrificação, tem-se diferenciado a ocorrência destes processos nos dois regimes de fluxo.

A *wetland* construída de fluxo vertical é mais empregada para a nitrificação devido à maior incorporação de oxigênio via convecção e difusão atmosférica no material filtrante. Este fenômeno ocorre devido à intermitência de aplicação do efluente, pois durante o período de aplicação no material filtrante, tende a promover o arraste do O_2 atmosférico, criando um gradiente de convecção, por diferença de pressão entre a atmosfera e o interior da massa sólida (PHILIPPI, SEZERINO, 2004).

Marques (1999) apresenta uma tabela-resumo com registros de eficiências de remoção de amônia e N-total em *wetlands* de fluxo subsuperficial de diversas estações em escala real, utilizando tipos diferentes de plantas. Os valores mostram uma grande variabilidade, desde valores negativos até superiores a 90%. No entanto, a maior parte dos valores situou-se entre 10 e 30%.

O manual de *wetlands* da USEPA (2000) comenta que várias *wetlands* que foram concebidas para remover nitrogênio causaram frustrações, por não terem atingido o desempenho esperado. De fato, a USEPA (2000) trata esta expectativa como uma das falhas conceituais no entendimento de *wetlands*, uma vez que a dificuldade de obtenção de nitrificação (devido à pouca disponibilidade de oxigênio no meio subsuperficial) inviabiliza a sequência de remoção por nitrificação-desnitrificação.

No entanto, a literatura registra sistemas com eficiências satisfatórias, o que deve ser entendido como uma motivação a mais para a realização de pesquisas em nosso meio. Pesquisas com diferentes combinações de plantas ao longo das *wetlands* podem ser promissoras na indicação das plantas mais adequadas para cada estágio do tratamento, incluindo a utilização de plantas com maior capacidade de assimilação de nutrientes.

Deve-se comentar que a maior parte da literatura aborda *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial. A questão da disponibilidade de oxigênio é diferente nas *wetlands* de fluxo vertical que, como comentado acima, permitem a circulação do ar atmosférico entre as bateladas. De fato, Molle *et al* (2005) reportam excelentes eficiências de nitrificação em pequenos sistemas de fluxo vertical na França.

9.3.3 Mecanismos da remoção de fósforo em sistemas de leitos cultivados (*wetlands*)

9.3.3.1 Mecanismos de remoção de fósforo

Os mecanismos de retenção do fósforo em *wetlands*, de uma forma geral, incluem: captação e liberação pela vegetação, perifiton e microorganismos; adsorção e reações de troca com o leito e sedimentos; precipitação química na coluna d'água; e sedimentação (CRITES *et al*, 2005). Assim, ao se avaliar a capacidade de retenção de P nesses sistemas, devem ser considerados ambos os processos bióticos e abióticos.

A remoção de fósforo em *wetlands* de fluxo subsuperficial é baseada no ciclo biogeoquímico deste elemento, e pode envolver vários processos. Os mecanismos primários de remoção de fósforo incluem adsorção, filtração e sedimentação. Outros processos incluem complexação/precipitação e assimilação. O fósforo particulado é removido por sedimentação, associado com os sólidos suspensos.

Abordam-se a seguir alguns dos principais mecanismos de remoção de fósforo em *wetlands* (DORNELAS, 2008): incorporação em tecidos de organismos vivos e retenção pelo meio físico.

Quanto ao primeiro, com relação à incorporação de fósforo nos organismos vivos, a faixa de concentração incorporada no tecido das macrófitas varia entre 0,1 a 0,4 % em peso seco (KADLEC, KNIGHT, 1996). Brix (1997) aponta para uma remoção de fósforo (incorporação seguido de poda) de aproximadamente 30 a 150 kg.m⁻².ano⁻¹.

Como o fósforo é um macronutriente para as plantas, o aumento da biomassa vegetal não deve ser diretamente relacionado a uma capacidade de remoção deste fósforo a longo prazo nas *wetlands*, isto porque, ao morrer, os tecidos dessas plantas irão se decompor e liberar fósforo novamente no ambiente. Já os organismos presentes nas *wetlands* requerem fósforo para seu crescimento e o incorporam em seus tecidos. Como esses organismos crescem e se multiplicam rapidamente, ocorre desta forma, uma rápida incorporação do fósforo presente. A retenção e incorporação do fósforo pela microbiota podem ocorrer em uma escala de tempo inferior a uma hora, ao passo que 90% é liberado no ambiente nas próximas seis horas (KADLEC, KNIGHT, 1996).

Quanto à retenção pelo meio físico, o fósforo é armazenado nos sedimentos, na biota (plantas, biofilme e fauna), nos resíduos e na água. As interações entre os compartimentos dependem de condições ambientais como potencial redox, pH e temperatura. O estado redox do leito (relacionado com o conteúdo de oxigênio) é um fator determinante para que os processos envolvidos com o ciclo do fósforo aconteçam. Em condições de baixo potencial redox, o fósforo é liberado pelos sedimentos e pelo meio na coluna d'água, e pode deixar a *wetland* pelo efluente final, se a condição anaeróbia não for revertida.

Sabe-se, no entanto, que a capacidade das *wetlands* removerem fósforo é limitada, quando comparada com a capacidade de remoção de nitrogênio — já que não há nenhum "mecanismo de perda permanente" de fósforo nestes sistemas análogo à desnitrificação. Assim, o P tende a se acumular em *wetlands* em maior taxa do que o N. Para a maioria dos sistemas de *wetlands* de fluxo subsuperficial que utilizam cascalho ou areia como meio filtrante a remoção de fósforo é reduzida (GRÜNEBERG, 2001).

As reações de adsorção e precipitação ocorrem quando há a presença no material filtrante de minerais como (ARIAS *et al*, 2001): o cálcio (Ca), alumínio (Al) e o ferro (Fe). Estas reações são controladas pela interação do pH e potencial redox com os minerais presentes, bem como pela área superficial dos grãos (DRIZO *et al*, 1999; COOPER *et al*, 1996).

Em ambientes com pH maior que 6, as reações ocorrem através de combinações de adsorção com o Fe e Al, seguido de precipitação de cálcio fosfatado solúvel. Para níveis menores de pH, a precipitação com fosfatos de Fe e Al tornam-se importantes (ARIAS *et al*, 2001).

Além dos minerais Fe, Ca, Al e do pH, a taxa de adsorção do fósforo é controlada pelo potencial redox do substrato e pela área superficial adsortiva dos grãos do material filtrante. Grãos finos possuem grandes áreas superficiais e, desta forma, a adsorção do fósforo tende a aumentar. Porém, estes materiais geralmente possuem baixa condutividade hidráulica, a qual propicia uma rápida colmatação do material filtrante (DRIZO *et al*, 1999).

A escolha de leitos com capacidade de retenção deste nutriente bem como a utilização de resíduos industriais e subprodutos para remoção de fósforo têm recebido grande atenção e tornam-se fundamentais. Durante os últimos anos, vários métodos alternativos de remoção de fósforo para o tratamento de águas residuárias têm atraído atenção. O uso de adsorventes inorgânicos (incluindo alumínio ativado, cinza, escória de alto forno, zeólitos, solos que contêm óxidos de metais, óxido de titânio) parecem ser alternativas promissoras (O'ZACAR, 2003).

As escórias de alto forno, por exemplo, parecem ter potencial considerável como adsorventes de baixo custo para o fósforo em soluções aquosas. Tanto experimentos em laboratório como também pesquisas de campo demonstraram uma alta capacidade de adsorção de P pelas escórias (JOHANSSON, GUSTAFSSON, 2000). Os mecanismos de retenção de P por este material não são conhecidos em detalhes, mas a adsorção à superfícies da partícula é um deles. O termo "sorção" é geralmente usado como um sinônimo para retenção, o que engloba processos físicos, químicos e biológicos no qual o P é imobilizado (JOHANSSON, 1999).

9.3.3.2 Eficiência de *wetlands* na remoção de fósforo

Marques (1999) apresenta uma tabela-resumo com registros de eficiências de remoção de fósforo total em *wetlands* de fluxo subsuperficial de diversas estações, em escala real, utilizando tipos diferentes de plantas. Os valores mostram uma grande variabilidade, desde valores negativos até superiores a 90%. No entanto, a maior parte dos valores situou-se entre 10 e 60%.

No Brasil, estudos de Philippi e Sezerino (2000) apontaram para uma eficiência de remoção de ortofosfato de 92% em sistema composto por tanque séptico seguido de uma *wetland* horizontal de fluxo subsuperficial. Souza *et al* (2001) destacam etapas distintas de remoção de fósforo em um sistema compreendido de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo – UASB, seguido de *wetlands* construídas: no início da operação a eficiência foi elevada, mas caiu após alguns meses para abaixo de 10% de remoção.

O manual de *wetlands* da USEPA (2000) é bastante crítico com relação à expectativa de remoção de fósforo em *wetlands*. Segundo o manual, a remoção de P é limitada: à assimilação sazonal das plantas (que, não só é pequena comparada com a carga de fósforo no esgoto dos municípios, mas também é baixa durante o período de senescência das plantas); e à sorção aos sólidos afluentes (solo e detritos; todos, com uma baixa capacidade), que são removidos. O manual comenta ainda que dois problemas têm sido associados aos dados de fósforo na literatura. Primeiramente, alguns dados de remoção têm sido expressos em termos de percentual de remoção. No entanto, vários dos estudos anteriores eram para *wetlands* naturais ou *wetlands* que recebiam baixas concentrações de fósforo. Devido à baixa concentração afluente, a remoção de poucos mg/L de fósforo incidiam em elevados percentuais de remoção. E, em segundo lugar, nos estudos que avaliam o desempenho de novos sistemas, a remoção de P não será representativa da operação em longo prazo. Novas plantas, crescendo em uma *wetland* recém-construída, tendem a retirar mais fósforo do que as de uma *wetland* madura (que terá fósforo sendo liberado pelas plantas em senescência). Adicionalmente, meios

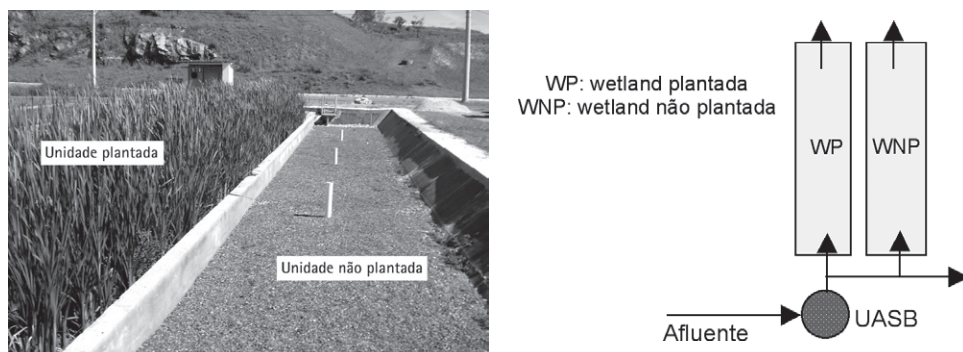
novos tendem a ter uma maior capacidade de sorção do que meios em um sistema maduro, no qual a maioria dos sítios para sorção estará saturada.

Conforme comentado para o nitrogênio, devido à dispersão de dados na literatura, acredita-se que haja necessidade de maiores pesquisas em nosso meio, com nossas condições climáticas e ambientais.

9.3.4 Experiência do Prosab na remoção de nutrientes em um sistema de *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial

No presente edital do Prosab houve apenas uma instituição (UFMG) pesquisando o sistema de *wetlands*. As pesquisas foram conduzidas na ETE Experimental UFMG/CO-PASA (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento), a qual recebe o esgoto dos municípios gerados na cidade de Belo Horizonte.

O sistema foi constituído das seguintes unidades de tratamento: um reator anaeróbio do tipo UASB seguido de duas *wetlands* horizontais subsuperficiais em paralelo, sendo uma plantada (taboa) e outra não plantada. As unidades (Figura 9.15), construídas com leito de escória siderúrgica de alto-forno com granulometria referente à Brita 0 e 1, recebiam efluente pré-tratado por um reator UASB com uma vazão contínua de 15 m³/d (7,5 m³/d para cada unidade, equivalente populacional de cerca de 50 hab.). As principais características operacionais do sistema estão representadas na tabela 9.8.



FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, BELO HORIZONTE, MG.

Figura 9.15 Vista e esquema das *wetlands* plantadas e não plantadas investigadas no Prosab (UFMG)

Ao todo, o sistema foi operado durante 456 dias, sendo que o monitoramento dos parâmetros físico-químicos durou 364 dias. Os valores da média aritmética e desvio padrão das amostras analisadas estão na tabela 9.9. Além das concentrações de DBO do esgoto bruto serem bastante reduzidas, caracterizando o afluente mais diluído em Belo

Horizonte, a concentração de fósforo, da mesma forma, é baixa, mantendo-se assim ao longo das unidades de tratamento.

Tabela 9.8 > Características operacionais de cada unidade de *wetland*

PARÂMETRO	SÍMBOLO	UNIDADE	VALOR
Altura total dos leitos	H	m	0,4
Altura do líquido nos leitos (altura útil)	H _{liq}	m	0,3
Comprimento	C	m	24,1
Largura no topo	L	m	3,0
Inclinação longitudinal do fundo	I	%	0,5
Volume total de escória em cada leito		m ³	28,9
Volume útil de escória em cada leito		m ³	21,7
Vazão	Q	m ³ .d ⁻¹	7,5
Taxa de aplicação hidráulica	TAH	m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	0,12
Tempo de detenção hidráulica (=V/Q)	TDH	d	3,3
Tempo de detenção hidráulica real (=V.porosidade/Q)	TDHr	d	1,2
Área superficial	AS	m ²	72,3

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, BELO HORIZONTE, MG.

Tabela 9.9 > Média aritmética e desvio padrão das concentrações dos parâmetros analisados

PARÂMETROS	ESGOTO BRUTO		UASB		WP		WNP	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
DQO	528	473	148	47	43	17	74	32
DBO	154	72	43	17	16	9	18	11
SST	171	126	39	21	4,8	4	4,6	4
SSV	134	89	29	16	2,9	2	3,1	3
N Total	29	9	37	5	31	8	36	9
N Amoniacal	28	6	34	6	28	8	31	8
Nitrato	0,10	0,10	0,1	0,11	0,4	0,32	0,3	0,55
P Total	1,4	0,7	3,5	2,5	2,2	2,0	2,1	1,7
P Fosfato	1,2	0,8	1,4	0,7	0,9	0,6	1,2	0,8
Turbidez	121	64	69	304	54	4	54	3
Alcalinidade	-	-	227	25	305	57	285	43
pH	7,1	0,1	6,9	0,2	8,2	0,4	8,3	0,3
CT	2,0 x 10 ⁹	1,5 x 10 ⁹	3,0x10 ⁷	2,0x10 ⁷	9,0x10 ⁵	4,0x10 ⁵	2,0x10 ⁶	2,0x10 ⁶
E. coli	1,0x10 ⁸	1,0x10 ⁸	5,2x 10 ⁶	2,1x10 ⁶	1,3x10 ⁵	1,1x10 ⁵	4,6x10 ⁵	4,3x10 ⁵

VALORES EM MG/L, EXCETO PH (ADIMENSIONAL) E COLIFORMES (NMP/100ML)// WP: WETLAND PLANTADA; WNP: WETLAND NÃO PLANTADA

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, BELO HORIZONTE, MG.

As eficiências médias para cada unidade de tratamento e as eficiências globais para os sistemas que englobam a unidade de *wetland* plantada e não plantada são mostradas na tabela 9.10.

Tabela 9.10 > Eficiências médias de remoção (%)

PARÂMETROS	UASB	WP	WNP	GLOBAL UASB-WP	GLOBAL UASB-WNP
DQO	73	71	49	92	86
DBO ₅	73	62	54	90	88
SST	79	91	88	98	97
N total	-	23	8	7	-12
N amoniacal	-	22	8	13	-3
P total	-	43	32	11	-6
P Fosfato	-	46	13	52	22
E. coli	95	98	91	99,8	99,5

WP: WETLAND PLANTADA; WNP: WETLAND NÃO PLANTADA

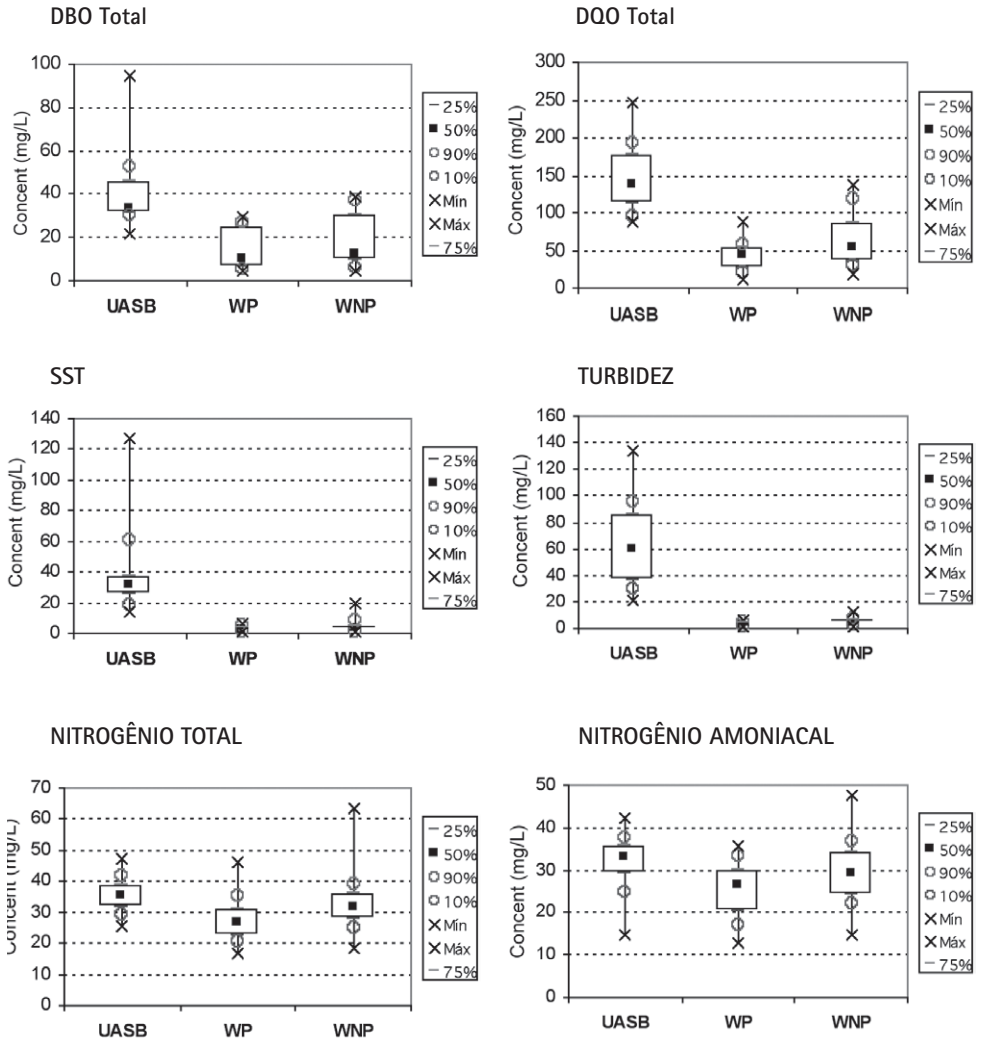
FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, BELO HORIZONTE, MG.

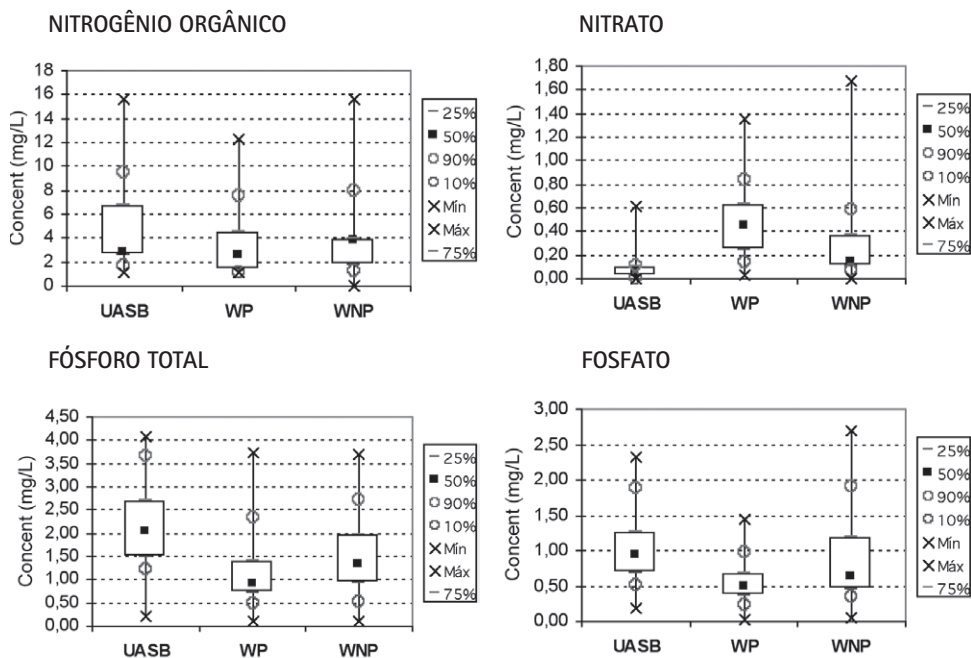
Com relação à eficiência global dos sistemas UASB+*wetland* plantada e UASB+*wetland* não plantada, são revelados excelentes resultados em termos de remoção de matéria orgânica, atingindo para DBO₅ e DQO valores respectivamente de 92 e 86 % (WP) e 90 e 88 % (WNP). O mesmo ocorre para as duas combinações em termos de remoção de SST, produzindo efluentes finais com excelentes características (Global WP – 98% e 3 mg/L; Global WNP – 97% e 5 mg/L).

Para os nutrientes N e P, as eficiências de remoção não são expressivas, sendo que, para nitrogênio, apenas a *wetland* plantada apresentou resultados de remoção efetiva (NT 23% e N amoniacal 22%). Porém, quando se interpreta os resultados de eficiência global do sistema UASB+*wetland* plantada, tal eficiência se reduz para 7% (NT) e 13% (N amoniacal). Embora ocorra remoção de PT e fosfato nas unidades de *wetlands*, deve-se ressaltar que suas concentrações no esgoto bruto são bastante reduzidas, como já comentado. Da mesma forma, quando são avaliados os resultados em termos de eficiência global, tais eficiências reduzem-se para PT, mas por outro lado, elevam-se para fosfato (Global WP 52%; Global WNP 22%).

Através do teste não paramétrico entre variáveis dependentes pareadas *Wilcoxon* a 5% de significância foi constatado que os seguintes dados, em termos de eficiência de remoção e concentração final efluente, apresentaram diferença significativa entre a unidade plantada e o controle sem planta, com melhor desempenho para a *wetland* vegetada: DBO, DQO, NT, N amoniacal, fosfato e *E. coli*. Não houve diferença significativa no que diz respeito à concentração final de SST e P total entre as unidades.

O texto subsequente centra-se apenas no desempenho das *wetlands*, e não do reator UASB, o qual é comum para as duas linhas. Assim, foram levados em consideração os valores de concentração do efluente do reator UASB como afluente das unidades de *wetlands*. Dessa forma, são apresentados a seguir, na Figura 9.16, os gráficos *box-plot* dos principais parâmetros analisados e sua discussão.





FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, BELO HORIZONTE, MG.

Figura 9.16 Gráfico *box-plot* das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de *wetlands*

No que diz respeito à matéria orgânica, as características dos efluentes de ambas as unidades de *wetlands* apresentaram excelente qualidade em termos de DBO_5 e DQO . Durante todo o tempo de análise, as concentrações finais permaneceram sempre abaixo das metas de qualidade estabelecidas nos estudos do Prosab (60 mg/L e 90 mg/L, respectivamente).

Da mesma forma que ocorreu para os parâmetros relativos à matéria orgânica, o reator UASB forneceu um efluente com concentrações bastante reduzidas para aqueles parâmetros que denotam os sólidos suspensos. Mas, para o conteúdo de sólidos em suspensão totais, as eficiências atingiram 91% para a unidade plantada e 88% para a unidade não plantada. A remoção de sólidos e, assim, o excelente desempenho apresentado pelo sistema podem ser confirmados pelos baixos valores de turbidez apresentado pelo efluente final das duas unidades *wetlands* (WP 3 uT, WNP 5 uT), que o tornam bastante clarificado. Da mesma forma que para SST, não houve, entre as unidades, diferença estatística ($p > 0,05$).

Durante o período do experimento, foram obtidas remoções de nutrientes equivalentes a 23% para "Nitrogênio Total" na unidade com plantas e 8% para a *wetland* sem

plantas. As eficiências foram baixas, condizentes com o comentado em USEPA (2000). Da mesma forma, para o nitrogênio amoniacal, a *wetland* vegetada apresentou, em média, melhor eficiência, atingindo 22% de remoção, enquanto a unidade não plantada atingiu em média 8%. Para todas as espécies de nitrogênio, com exceção do nitrogênio orgânico, houve diferença significativa pelo teste não paramétrico entre variáveis dependentes pareadas *Wilcoxon* a 5% de significância entre o desempenho das unidades *wetlands*. Para o nitrato, ocorreu baixa nitrificação nas duas unidades, embora a *wetland* plantada apresentasse estatisticamente uma melhor eficiência.

Com relação ao fósforo, foram alcançadas remoções médias de 43% e 32% para fósforo total (PT), respectivamente para a unidade plantada e não plantada. No entanto, deve-se destacar que a concentração média do afluente da ETE é muito baixa e que não houve diferença significativa entre as eficiências de remoção e entre as concentrações finais no efluente de ambas, pelo teste estatístico utilizado. Por outro lado, houve diferença significativa para a eficiência de remoção de fosfato entre as *wetlands*, sendo que a unidade plantada apresentou melhor desempenho que o controle sem plantas, provavelmente atribuído à assimilação deste nutriente pela cultura de *Typha* (principalmente na fase de crescimento da cultura). Não se pode deixar de destacar a potencial capacidade de remoção de fósforo pela adsorção através do substrato. Segundo Shilton *et al* (2006), a escória de alto forno, utilizada como meio filtrante no presente trabalho, possui a capacidade de retenção de fósforo através de processos de adsorção e precipitação.

As análises de "Coliformes Totais" e *E. coli* mostram remoções de 1-2 unidades logarítmicas, com melhor desempenho para a unidade plantada para os dois parâmetros, comprovados por testes estatísticos. Foram atingidos valores médios de *E. coli* de $1,3 \times 10^5$ NMP/100mL para a unidade plantada e $4,6 \times 10^5$ NMP/100mL para a *wetland* controle. A eficiência de remoção para a unidade plantada foi de 98% e para o controle 91%. As eficiências de remoção não são suficientes para a maioria das situações, o que é compatível com o sistema de *wetlands*, particularmente com o reduzido tempo de detenção hidráulica empregado ($\sim 1,2d$).

Como comentários finais, pode-se dizer que o desempenho dos sistemas UASB – *wetlands* foi amplamente satisfatório para a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, e pouco significativo para a remoção de nutrientes. Quando comparadas as unidades plantadas e não plantadas, apesar da unidade plantada ter apresentado melhor desempenho para a remoção da maioria dos constituintes, deve-se ser cauteloso para se levar em consideração a real necessidade da utilização de plantas. Baseados nos resultados obtidos, observa-se que não existe uma resposta definitiva para esta questão. Apesar do desempenho da *wetland* não plantada ter sido inferior, esta unidade

também foi satisfatória para a remoção de matéria orgânica e de sólidos, e sua alta simplicidade conceitual pode indicar sua utilização quando é requerido efluente com qualidade compatível com determinados usos. Ademais, o sistema deve ser avaliado por uma maior sequência de anos, até atingir a maturidade, para que seus resultados possam ter um maior grau de generalização.

9.4 Sistemas de escoamento superficial no solo

O processo de aplicação de esgoto no solo pelo método do escoamento superficial já foi objeto de investigação do Prosab, e estas investigações estão relatadas nas referências listadas abaixo. Por este motivo, o presente item centra-se em uma breve descrição do sistema, dando maior destaque para a remoção de nutrientes. No presente Edital do Prosab não foi pesquisado o processo de escoamento superficial, motivo pelo qual não se apresentam os resultados das pesquisas, como nos demais capítulos.

Quanto à descrição geral do processo de aplicação de esgoto no solo e do método de escoamento superficial, destaca-se: CORAUCCI FILHO, B. *et al.* Capítulo 13 – Bases conceituais da disposição controlada de águas residuárias no solo. In: CAMPOS, J.R. (coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: PROSAB/ FINEP, 1999. Também: CORAUCCI FILHO, B. *et al.* Capítulo 14 – Tecnologia do tratamento de águas residuárias no solo: infiltração rápida, irrigação e escoamento superficial. In: CAMPOS, J.R. (coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: PROSAB/ FINEP, 1999.

Quanto ao escoamento superficial como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, destaca-se: CORAUCCI FILHO, B. *et al.* Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). *Pós-tratamento de efluentes anaeróbios*. PROSAB, 2001.

O texto a seguir é baseado nas referências acima e em von Sperling (2005) e Chernicharo (2007).

Esta forma de disposição/tratamento entendida como "sistema de escoamento superficial no solo" consiste na aplicação, controlada, da descarga de águas residuárias, fazendo-as escoarem, no solo, por uma rampa plantada inclinada, até alcançar canais de coleta. À medida que o efluente percola no terreno, grande parte se evapora, uma menor parte se infiltra no solo e o restante é coletado em canais, posicionados na parte inferior da rampa de tratamento. A aplicação deve ser intermitente.

O tratamento de esgoto pelo método de escoamento superficial é o que apresenta a menor relação com o tipo do solo. Nesse método, a vegetação, associada com a camada de cobertura do solo, atua como um filtro vivo, retirando os nutrientes e provendo condições para a retenção e transformação da matéria orgânica presente no esgoto. Além disso, o método possibilita a proteção ao solo, contra a erosão, e também cria uma camada suporte, na qual os microrganismos se estabelecem. Os mecanismos principais através dos quais ocorre a remoção de matéria orgânica e sólidos são a oxidação biológica, a sedimentação e a filtração. A principal característica que diferencia este método dos demais de aplicação no solo é o fato do efluente escoar em uma rampa de pequena declividade, sendo a água excedente, que não é absorvida ou evaporada, coletada a jusante e enviada para um destino adequado. Para terrenos mais permeáveis, o processo aproxima-se de irrigação, mas com a geração de um excedente de água.

Os solos indicados para esse tipo de disposição/tratamento são os de baixa permeabilidade, tais como os argilosos. Além disso, deverão ser moderadamente inclinados (recomenda-se que a declividade esteja entre 2 e 8 %).

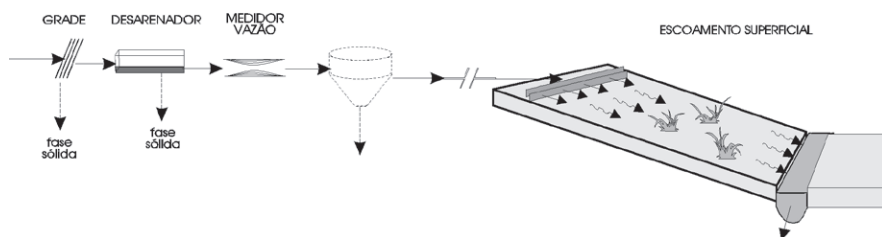
O uso de culturas em crescimento, na área de disposição/tratamento das águas residuárias, é essencial para aumentar a taxa de absorção dos nutrientes disponíveis no solo e a perda de água por transpiração. Além disso, a vegetação representa uma barreira ao livre escoamento superficial do líquido no solo, aumentando a retenção de sólidos em suspensão e evitando a erosão, e proporciona um "habitat" para a biota, possibilitando maior oportunidade para a ação dos microrganismos. Entre as gramíneas utilizadas, citam-se a *Brachiaria humidicola* e o Tifton.

A aplicação da água residuária pode ser feita por aspersão, utilizando-se aspersores de média e baixa pressão, por tubos "janelados" ou por sistema de bacias de distribuição para os sulcos — irrigação por superfície (MATOS, 2002).

A Figura 9.17 apresenta o fluxograma do sistema de disposição/tratamento por escoamento superficial. A etapa de tratamento anterior pode ser constituída de tanques sépticos ou reatores anaeróbios.

O escoamento superficial apresenta como principais vantagens as seguintes características (CORAUCCI FILHO *et al*, 2001): é apropriado para o tratamento de esgoto de comunidades rurais e de indústrias sazonais (que geram resíduos orgânicos); proporciona um tratamento secundário avançado, com uma operação relativamente simples e barata; a cobertura vegetal pode ser reaproveitada ou utilizada comercialmente; apresenta a menor restrição quanto às características do meio, comparado com outros sistemas de aplicação no solo, necessitando apenas de um solo relativamente impermeável para a sua instalação.

ESCOAMENTO SUPERFICIAL



FORTE: VON SPERLING (2005)..

Figura 9.17

Fluxograma típico de um sistema de escoamento superficial (o esgoto pode sofrer um tratamento primário prévio ou tratamento por meio de reatores anaeróbios)

Como desvantagens, têm-se que: o método é limitado pelo clima, tolerância da cultura em relação à água e declividade do terreno; a aplicação pode ser limitada durante o tempo úmido; as taxas de aplicação podem ser restringidas pelo tipo de crescimento da cultura; o terreno plano ou muito íngreme não é adequado a este tipo de tratamento.

Apresentam-se a seguir considerações sobre as remoções de nitrogênio e fósforo nos sistemas de escoamento superficial. A remoção de outros constituintes deve ser consultada nas referências listadas acima.

Quanto à remoção de nitrogênio, os mecanismos responsáveis pela remoção deste elemento nos sistemas com escoamento superficial incluem a absorção pelas plantas, a nitrificação/desnitrificação e a volatilização da amônia. As plantas são capazes de remover entre 20 a 30% de N-total (e.g. MARTEL *et al*, 1980). A taxa de remoção pelas plantas depende: da cultura vegetativa selecionada; da profundidade e distribuição das raízes; da taxa de aplicação de N; da movimentação da água no solo, entre outros. Em geral, opta-se pela utilização de gramíneas que levam tempo para se desenvolver e que apresentam elevadas taxas de absorção de nitrogênio. De modo a se obterem maiores eficiências, recomenda-se que a vegetação seja periodicamente cortada e os resíduos removidos.

As perdas por volatilização da amônia são muito variáveis, apresentando estreita relação com a taxa de evaporação e com a técnica de aplicação do esgoto. A aplicação dos efluentes com aspersores de alta pressão resulta na perda de cerca de 7 a 11 % de nitrogênio na forma de amônia, enquanto a volatilização da amônia durante o escoamento dos efluentes ao longo do terreno é usualmente inferior a 5 % (KHALID *et al*, 1978).

O processo de nitrificação é afetado, principalmente, pela quantidade de oxigênio disponível, pela taxa de aplicação, pelo pH e pela temperatura. Em climas amenos, os fatores

limitantes são a quantidade de oxigênio disponível e a taxa de aplicação. A razão entre os períodos úmidos e secos controla a disponibilidade de oxigênio no meio e o tempo necessário para a realização da nitrificação. A taxa de aplicação é inversamente proporcional à remoção de nitrogênio amoniacal, ou seja, quanto maior a taxa de aplicação, menor será a eficiência de remoção de N-amoniacal. O processo de desnitrificação é afetado pelo grau de tratamento das águas residuárias aplicadas, uma vez que, quanto mais elevada a concentração de DBO_5 afluente ao sistema de tratamento, maior a probabilidade de se desenvolverem condições de ausência de oxigênio e de haver matéria carbonácea suficiente para a realização da desnitrificação. A razão $DBO_5:N$ deve ser da ordem de 3:1 de modo a favorecer melhores eficiências de remoção.

As experiências com a utilização do método de escoamento superficial para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios têm indicado eficiências de remoção de nitrogênio da ordem de 75 a 90%, dependendo da temperatura, das taxas de aplicação do esgoto e dos horários de aplicação.

Quanto à remoção de fósforo, nos sistemas com escoamento superficial, o processo ocorre por sedimentação e adsorção no solo e nas plantas. As taxas de remoção variam entre 20 e 60 %, apesar de já terem sido reportadas taxas de 84 e 89 % (LEE *et al*, 1976; MARTEL *et al*, 1980). Cerca de 10% do fósforo, correspondente à parcela insolúvel, é removido no sistema de tratamento prévio (por exemplo, reator anaeróbio). Com exceção da componente que é incorporada à biomassa, a remoção adicional de fósforo nos sistemas de tratamento biológico convencionais é mínima, já que a maior parte do fósforo presente, após tratamento primário, encontra-se na forma solúvel. A remoção de fósforo em sistemas com escoamento superficial não é geralmente elevada, devido ao contato limitado que existe entre a água e o solo, dificultando o processo de adsorção.

Referências bibliográficas

- ANDRIANARISON, T. *et al*. *Modelling the fate of nitrogen in maturation ponds*. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, 2006, Bangkok, Anais..., Bangkok: International Water Association, 2006.
- ARCEIVALA, S.J. *Wastewater treatment and disposal*. New York: Marcel Dekker, 1981. 892p.
- ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorous removal by sands for use as media in subsurface constructed reed beds, *Wat. Res.*, v. 35, n. 5, p. 1159 – 1168, 2001.
- BRIX, H. Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?, *Water Sci. Technol.*, v. 35, p. 11–17, 1997.
- CAMARGO VALERO, M.A. *Nitrogen transformation pathways and removal mechanisms in domestic wastewater treatment by maturation ponds*. Tese (Doutorado) – University of Leeds, [s.], 2008.

- CAMARGO VALERO, M.A; MARA, D.D. *Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds*. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, 2006, Bangkok, Anais..., Bangkok: International Water Association, 2006a.
- CAMARGO VALERO, M.A; MARA, D.D. *Nitrogen removal in maturation ponds: tracer experiments with ¹⁵N-labelled ammonia*. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, 2006, Bangkok, Anais..., Bangkok: International Water Association, 2006b.
- CAVALCANTI, P.F.F. *et al.* Capítulo 3: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Rio de Janeiro: PROSAB/ABES, 2001. p. 105-170.
- CHERNICHARO, C.A.L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 2ª ed. Vol.1 – reatores anaeróbios. UFMG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007. 379 p.
- COOPER, P.F. *et al.* Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. Swindon, UK: WRC Publications, 1996.
- CORAUCCI FILHO, B. *et al.* Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). *Pós-tratamento de efluentes anaeróbios*. PROSAB, 2001.
- CRAGGS, R. Nutrients. In: SHILTON, A. *Pond treatment technology*. London: IWA Publishing, 2005. 479p.
- CRITES, R.W; MIDDLEBROOKS, E.J; REED, S.C. *Natural wastewater treatment systems*. [s.l]: CRC Press, 2006. 552 p.
- DORNELAS, F.L. *Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. Dissertação (Mestrado em saneamento, meio Ambiente e Recursos Hídricos) – [s.l.], 2008.
- DRIZO, A. *et al.* Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate, *Water Res.*, [s.v.], n. 34, p. 2483–2490, 2000.
- EMERSON, K. *et al.* Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature, *Journal Fish. Res. Board Can.*, v. 32, n. 12), p. 2379–2383, 1975.
- GRÜNEBERG, B; KERN, J. Phosphorus retention capacity of iron-ore and blast furnace slag in subsurface flow constructed wetlands, *Water Science and Technology*, v. 44, n. 11–12, p. 69–75, 2001.
- JOHANSSON, L. Blast furnace slag as phosphorus sorbents in column studies, *The Science of the Total Environment*, v. 229, p. 89–97, 1999.
- JOHANSSON, L.; GUSTAFSSON, J.P. Phosphate removal using blast furnace slags and opoka – mechanisms, *Water Res.*, v.34, p. 259–265, 2000.
- KADLEC, R.H; KNIGHT, R. L. *Treatment wetlands*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996. 893p.
- KASEVA, M.E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater: a tropical case study, *Water Research*, v. 38, n. 3, p. 681–687, 2004.
- KHALID, R.A. *et al.* Nitrogen removal processes in an overland flow treatment of wastewater.

In: ARMY CORPS OF ENGINEERS. *State of knowledge in land treatment of wastewater*. Vol. 2. Hanover, NH: Army Corps of Engineers, 1978.

LAI, P.C.C; LAM., P.K.S. Major pathways for nitrogen removal in wastewater stabilization ponds, *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 94, p. 125–136, 1997.

LEE, C.R; PETERS, R.E. Overland flow treatment of a municipal lagoon effluent for reduction of nitrogen, phosphorus, heavy metals and coliforms, *Progress in Water Technology*, v. 11, n. 4-5, p. 175-183, 1979.

LIN, Y.F. *et al.* Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands, *Environmental Pollution*, v. 119, p. 413–420, 2002.

MARQUES, D.M. Capítulo 15. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J.R. (coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. PROSAB, 1999.

MARTEL, C.J. *et al.* *Rational design of overland flow systems*. In: PROCS. OF THE NATIONAL ENVIRONMENTAL ENGINEERING CONFERENCE, ASCE, New York, W. Saukin ed., p. 114, 1980.

MATOS, A. *Tratamento de resíduos agroindustriais*. In: ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MATA MINEIRA, Viçosa, 2002, Anais..., Cursos Pré-Encontro, Viçosa, ABES-MG, DEA-UFV, ABAS-MG, 2002. p.105-157.

MOLLE, P. *et al.* How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems, *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p. 11–21, 2005.

MONTEGGIA, L.O; TESSELE, F. Capítulo 11: Remoção físico-química de algas e fósforo de efluentes de lagoas de alta taxa. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Rio de Janeiro: PROSAB/ABES, 2001. p. 97-101.

OPS/OMS. *Sistemas de tratamiento de aguas servidas por medio de humedales artificiales*. Colômbia: OPS/OMS, 1999. 217 p.

O'ZACAR, M. Equilibrium and kinetic modelling of adsorption of phosphorus on calcined alunite, *Adsorption*, v. 9, p. 125–132, 2003.

PANO, A; MIDDLEBROOKS, E.J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilisation ponds, *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 54, n. 4, p. 344–351, 1982.

PHILIPPI, L.S; SEZERINO, P. *Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas*. Ed. do autor, 2004. 144 p.

SHILTON, A.N. *et al.* Phosphorus removal by an 'active' slag filter: a decade of full scale experience. *Water Research*, v. 40, p. 113 – 118, 2006.

SOUZA, J.T. *et al.* Tratamento de esgotos para uso na agricultura do semi-árido do Nordeste do Brasil, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 3, p. 260-265, 2005.

STUMM; MORGAN. *Aquatic chemistry*. Wiley Interscience. New York: EEUU, 1981.

TANNER, C.C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands, *Water Science Technology*, v. 44, n. 12, p. 9-17, 2001.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*. Cincinnati, U.S.: Environmental Protection Agency, 2000. 154 p.

VAN HAANDEL, A.C; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente*. [s.l]: [s.e], 1994.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 2ª ed. Vol. 3 – Lagoas de estabilização. UFMG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002. 196 p.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 3ª ed. Vol. 1 – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. UFMG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 452 p.

WPCF. *Natural systems for wastewater treatment: manual of practice FD-16*. Alexandria: Water Pollution Control Federation, 1990. 270 p.

10

Remoção de Nutrientes por Processos Físico-Químicos

*Isaac Volschan Jr., Roque Passos Piveli,
Adrianus van Haandel, Luiz Olinto Monteggia,
Bruno Coraucci Filho, Iene Christie Figueiredo*

10.1 Considerações gerais

Como discutido nos capítulos anteriores, embora as tecnologias convencionais de tratamento secundário apresentem limitada eficiência para a remoção de nitrogênio e fósforo, é possível adaptá-las e condicioná-las para que promovam a nitrificação, a desnitrificação e a remoção biológica de fósforo. No presente capítulo, diferentemente, serão discutidas as opções tecnológicas para a remoção de nutrientes baseadas em processos físico-químicos.

Especificamente em relação ao nitrogênio, o capítulo contempla as técnicas de remoção do nitrogênio amoniacal por arraste com ar (também denominada "volatilização de amônia" ou "*stripping* de amônia") assim como a cloração ao *breakpoint*. Optou-se por não incluir a troca iônica no escopo do presente capítulo, embora o processo também seja aplicado para a remoção de amônia.

Como observado no Capítulo 7, para a eficaz remoção biológica de fósforo é necessário que haja uma combinação favorável entre as características de esgoto (notadamente a baixa razão P/DQO e a curta idade de lodo). Caso não seja viável o processo biológico, é possível adotar-se a precipitação química, na qual sais de metais são adicionados à fase líquida visando a formação de um precipitado de sais insolúveis de fosfato. Assim, neste capítulo são abordados os aspectos relacionados ao emprego da coagulação/floculação combinada com a sedimentação, a flotação, ou a filtração.

Observa-se que, dentre estes processos, é mais usual o emprego da sedimentação, que pode ocorrer precedendo o tratamento secundário, perfazendo o tratamento primário avançado. A sedimentação também pode inserir-se nas unidades que compõem o tratamento secundário, utilizando o próprio decantador secundário do processo biológico, assim como pode, efetivamente, perfazer uma etapa de tratamento complementar (dito tratamento terciário ou avançado) por meio de um decantador construído exclusivamente para este fim.

Já a flotação por ar dissolvido pode ser empregada precedendo o tratamento secundário (também perfazendo um tratamento primário avançado), ou pode ser empregada como unidade de pós-tratamento de reatores UASB ou de lagoas de estabilização.

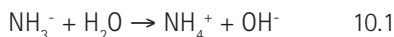
Por outro lado, em geral, a filtração somente encontra aplicabilidade para o caso do tratamento de efluentes secundários. Embora possa objetivar o polimento do efluente final por meio da retenção dos sólidos suspensos e da remoção da turbidez, e consequentemente, atender padrões mais restritivos para o reúso, a filtração terciária, quando precedida por coagulação química, pode também promover a remoção de fósforo. Em função de experimentos conduzidos no âmbito do Prosab, o capítulo também contempla o emprego da tecnologia da filtração para o tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

Por fim, o capítulo contém a descrição dos experimentos baseados na remoção físico-química, que foram conduzidos no âmbito do presente Edital 5 do Prosab, assim como resume os resultados obtidos por experimentos realizados em editais anteriores.

10.2 Remoção de N-NH₃ por arraste de ar

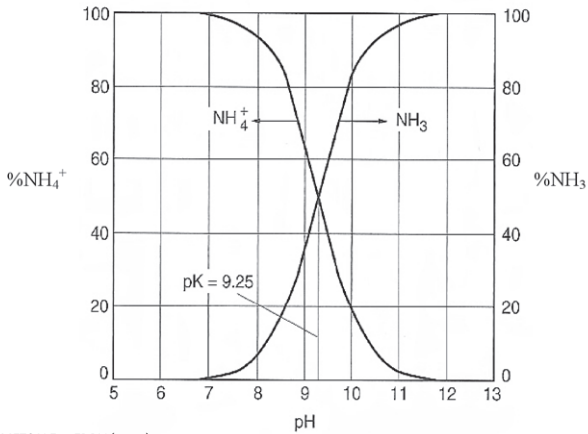
A remoção de amônia por arraste de ar, também conhecida pelo termo inglês *ammonia stripping*, consiste na agitação e consequente exposição da mistura entre o gás e água ao ar.

Em função do pH da solução, o nitrogênio amoniacal pode ocorrer na água como íon amônio (NH₄⁺) ou gás amônia (NH₃⁻), conforme indica a Equação 10.1. O equilíbrio da amônia já foi abordado no Capítulo 9, mas é reapresentado aqui, de forma a complementar a visão necessária para se entender o mecanismo da remoção da amônia.



A Figura 10.1 apresenta graficamente a distribuição do nitrogênio amoniacal indicando que em pH 9,25 ocorre o equilíbrio entre o íon amônio (fração ionizada) e o gás amônia. É possível também observar que o nitrogênio amoniacal estará integralmen-

te presente sob a forma ionizada quando o pH for 7,0 e integralmente presente sob a forma de gás amônia em solução contendo pH 11,5.



FONTE: ADAPTADO DE METCALF & EDDY (2003).

Figura 10.1 Efeito do pH sobre o equilíbrio entre as formas de nitrogênio amoniacal na água

A eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal por arraste de ar é, portanto, dependente do valor do pH da água, o qual determina a parcela que pode ser removida por volatilização para a atmosfera. Isto significa que o nitrogênio amoniacal deve, inicialmente, ser convertido ao gás amônia (pela elevação do pH para valores compreendidos entre 10,5 e 11,5) para posterior transferência para a atmosfera por um determinado fluxo de ar.

De acordo com a Equação 10.2 e como indica a Tabela 10.1, a temperatura também influencia a distribuição das diferentes formas de nitrogênio amoniacal (VON SPERLING, 2005). A redução da temperatura permite a maior solubilidade do gás amônia na água e dificulta a sua volatilização.

$$\text{NH}_3/\text{Nitrogênio Amoniacal Total (\%)} = 100 / (1 + (10^{(0,09018 + (2729,92 / T + 273,20) - \text{pH})})) \quad 10.2$$

Tabela 10.1 > Influência da temperatura sobre as formas de nitrogênio amoniacal (% NH₃)

% NH ₃	TEMPERATURA (°C)		
	15	20	25
6,5	0,09	0,13	0,18
7,0	0,27	0,40	0,57
7,5	0,86	1,24	1,77
8,5	7,97	11,16	15,25
9,5	46,41	55,68	64,28

FORNTE: ADAPTADO DE VON SPERLING (2005).

O ajuste do pH é normalmente realizado pela adição de cal ou soda. A Tabela 10.2 indica valores de dosagem de hidróxido de cálcio requerida para elevar o pH até 11 em função da alcalinidade do esgoto sanitário.

Tabela 10.2 > Dosagem de hidróxido de cálcio para elevar o pH até 11

ALCALINIDADE DO ESGOTO (mgCaCO ₃ /L)	DOSAGEM DE Ca(OH) ₂ (mg/L)
75-100	100 a 200
100-150	200 a 300
150-200	400
300	500
350	600

FORNTE: ADAPTADO DE METCALF & EDDY (1991).

A separação do gás amônia é realizada em torres de aeração ou de gotejamento (também denominadas torres de *stripping*) que são similares a torres de resfriamento. Estas unidades são preenchidas com material de enchimento em PVC, constituído por dutos de seção cilíndrica ou triangular. Os respingos provocados pelo contato da água com o material de enchimento facilitam o arraste da amônia.

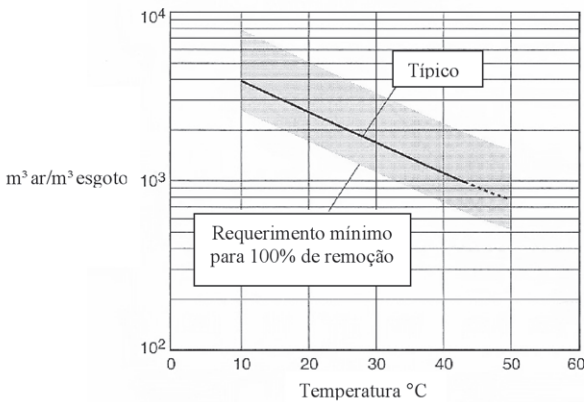
A água com pH compreendido entre 10,5 e 11,5 é distribuída na parte superior da unidade e descreve trajetória descendente, contrária ao fluxo de ar insuflado junto a base. Exaustores colocados na parte superior da unidade incrementam a exposição ao ar atmosférico para a massa de água e gás.

Devido ao aumento do pH haverá transformação de HCO₃⁻ em CO₃⁼ e a formação de carbonato de cálcio, cuja precipitação sobre as colunas de separação tende a formar incrustações. O processo requer também a correção do pH do efluente e o tratamento do gás de arraste.

Além da torre de aeração, o processo é dotado de dispositivos e equipamentos para armazenamento e dosagem de produto químico; sistema de bombeamento e distribui-

ção do afluente; soprador de ar e sistema de recarbonatação. Os parâmetros e critérios de projeto incluem: a taxa de aplicação superficial, dosagens de produtos químicos, altura da torre de aeração e razão volumétrica entre ar e água.

Em função da temperatura, a Figura 10.2 indica a quantidade de ar requerida para a volatilização do gás amônia. Observa-se que o aumento da temperatura permite a redução da quantidade de ar insuflado, sendo usualmente empregado o valor mínimo de 1.600 m^3 de ar por m^3 de efluente líquido (WEF, 1998).



FONTE: ADAPTADO DE METCALF & EDDY (2003).

Figura 10.2 Volume de ar requerido para arraste de amônia em função da temperatura

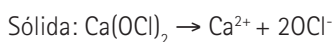
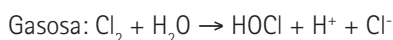
Eficiências de remoção de N de até 90% a 20°C podem ser obtidas para uma vazão de ar de $2,5 \text{ m}^3/\text{L}$ de afluente e taxa de aplicação superficial de $120 \text{ L}/\text{m}^2 \cdot \text{min}$. Se elevada a vazão de ar para $7,5 \text{ m}^3/\text{L}$ de afluente, a eficiência de remoção pode ser elevada para até 98% (NUNES, 1996).

Embora a concentração final de amônia no efluente possa alcançar valores da ordem de 1 a $3 \text{ mgNH}_3\text{-N}/\text{L}$, a tecnologia não encontra maior aplicabilidade para o caso do esgoto sanitário, quando comparada aos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação. Em função dos elevados custos operacionais e de manutenção associados, a aplicabilidade desta tecnologia encontra-se limitada aos casos em que a elevação do pH é também requerida por outras unidades e/ou etapas do tratamento – tal como a precipitação química de P com emprego de cal (METCALF & EDDY, 1991). Das duas únicas unidades construídas nos Estados Unidos para a remoção de amônia de esgoto sanitário por arraste de ar, somente uma ainda encontra-se em operação (WERF, 1994).

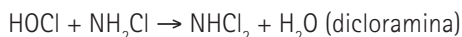
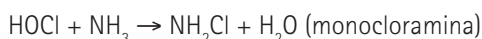
10.3 Remoção de N- NH_3^- por cloração

Além da desinfecção, o cloro pode ser utilizado como agente oxidante para a remoção de amônia. Os produtos clorados mais comumente utilizados são: o gás cloro (Cl_2); o hipoclorito de cálcio [$\text{Ca}(\text{OCl})_2$] (contendo cerca de 70% de cloro disponível); e o hipoclorito de sódio (NaOCl) (normalmente disponível no mercado na forma líquida, comercialmente conhecido como água sanitária).

Quando o cloro ativo é adicionado na água, seja na forma gasosa, sólida ou líquida, é convertido em ácido hipocloroso (HOCl), segundo as reações a seguir:



Substâncias facilmente oxidáveis (tais como o Fe^{2+} , Mn^{2+} , H_2S) bem como a matéria orgânica são capazes de prontamente reagir com o cloro, reduzindo-o a íon cloreto. A reação de oxidação seguinte envolve a conversão da amônia e a sucessiva formação de cloraminas, da seguinte forma:



Estas reações são dependentes do pH, da temperatura e da relação cloro-amônia. As cloraminas correspondem ao cloro combinado disponível. Pelo fato de apresentarem efeito toxicológico devem também ser removidas.

Por outro lado, a continuidade da adição de cloro a partir do *breakpoint* produzirá um incremento no nível de cloro livre residual na água. A curva de *breakpoint* é particular para cada água testada, pois a demanda de cloro depende da concentração de amônia, da presença de outros agentes redutores, e do período de contato entre a aplicação de cloro e o teste de residual, dentre outros fatores. Como regra geral, a cloração é desestimulada à medida que o pH aumenta; por outro lado o aumento da temperatura faz aumentar a velocidade das reações de cloração.

Estequiometricamente, são requeridas 7,5 partes de cloro por cada parte de nitrogênio amoniacal oxidada, sendo usual o emprego da razão 10:1. Neste caso, efluentes secundários requereriam 250 mg/L de Cl_2 para a oxidação de 25mg/L de amônia. O tempo de duração da reação de oxidação, para pH em torno de 7 e temperatura

de 20°C, é relativamente rápido, da ordem de 5 minutos – o que exige tanques de contato relativamente pequenos (MANCUSO, SANTOS, 2004).

O processo requer que o ácido hipocloroso e demais ácidos formados na própria reação de oxidação da amônia sejam neutralizados. Para 250 mg/L de Cl_2 são necessários 260 mg/L de hidróxido de cálcio (Ca(OH)_2) ou 380 mg/L de carbonato de sódio (Na_2CO_3). A combinação entre Cl_2 e Ca(OH)_2 eleva os teores de salinidade e dureza para valores respectivamente correspondentes a 400 e 300 mg/L; valores que podem comprometer os processos unitários subsequentes (MANCUSO, SANTOS, 2004)

Da mesma forma que a tecnologia de arraste de ar, a remoção por cloração tende a também não encontrar aplicabilidade para o caso do esgoto sanitário. Visando a economicidade, é possível sua aplicação combinada a remoção prévia de amônia por arraste de ar. Observa-se que a tecnologia depende de dispositivos e procedimentos de segurança, uma vez que a exposição de cloro é capaz de resultar em severa toxicidade ao homem.

10.4 Remoção físico-química de fósforo

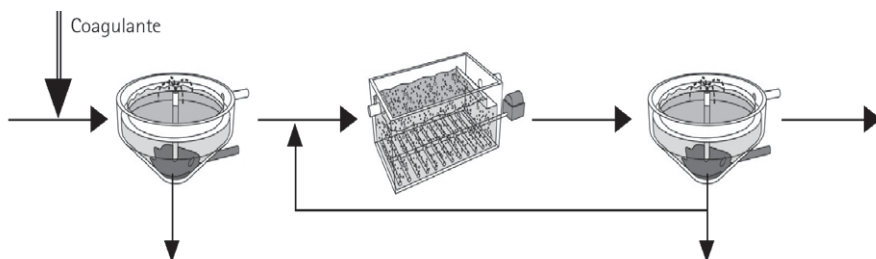
10.4.1 Introdução

Embora os processos biológicos aeróbios obrigatoriamente requeiram a incorporação de fósforo à biomassa, de acordo com a relação $\text{DBO}_5:\text{P}$ em torno de 100:1, esta incorporação não é suficiente para reduzir a concentração de P para baixos valores, adequados ao lançamento em corpos de água lênticos. Neste sentido, a remoção complementar de P é necessária, sendo as tecnologias disponíveis para este fim baseadas em processos biológicos, como abordadas no Capítulo 7, ou na remoção físico-química, objeto de discussão do presente capítulo.

A precipitação química do fósforo presente no esgoto sanitário envolve, tipicamente, a adição de cal ou de sais metálicos de alumínio ou ferro (III) à fase líquida que, ao reagirem com o ortofosfato solúvel, produzem precipitados de sais insolúveis de fosfato. Já o P orgânico e polifosfatos são removidos por meio de reações mais complexas e por adsorção aos flocos particulados. O P insolúvel combinado aos sólidos em suspensão e a matéria orgânica são removidos do sistema na forma de lodo primário, secundário e/ou terciário. A precipitação química permite a obtenção de efluentes com concentração de fósforo de até 0,1 mg/L.

A tecnologia pode ser utilizada de diferentes formas e classificada em função do processo que proporciona a efetiva remoção dos precipitados de fósforo (sedimentação, flotação ou filtração); da configuração do sistema de tratamento; do ponto de aplicação de sais metálicos e polímeros; e do tipo de coagulante/floculante empregado.

Assim como ilustra a Figura 10.3, a remoção físico-química de P pode ocorrer na etapa de tratamento primário, por meio de unidades de sedimentação ou de flotação por ar dissolvido, cujos arranjos caracterizam o que é denominado tratamento primário avançado. No caso da utilização de unidade de sedimentação, o processo é também conhecido por "decantação primária quimicamente assistida" ou simplesmente CEPT – sigla do termo *chemically enhanced primary treatment*.



FONTE: FIGURA DESENVOLVIDA PELOS AUTORES (NA UFRJ).

Figura 10.3 Aplicação no tratamento primário por sedimentação ou flotação

Por concepção, o tratamento primário avançado pode ser empregado exclusivamente, como uma solução intermediária e temporária, cuja implantação ocorra temporariamente antes do tratamento secundário e durante um determinado período de tempo. Neste caso, é capaz de promover o aumento da eficiência de remoção de DBO combinada com a elevada eficiência de remoção do fósforo. Esta concepção também se dá por etapas, da mesma forma como são implantadas unidades de pós-tratamento, posteriormente ao emprego de reatores UASB.

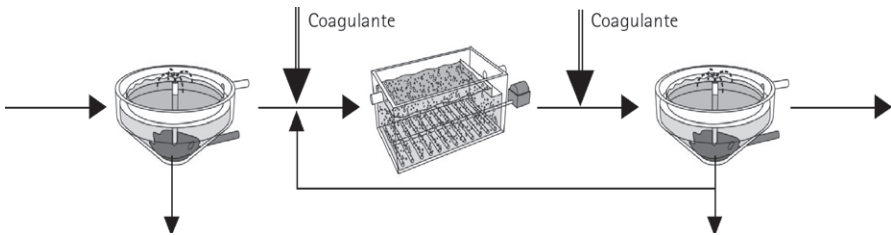
Por outro lado, por concepção, pode também o tratamento primário avançado ser simultaneamente implantado junto com o tratamento secundário. Em qualquer dos casos, em função da remoção de até 95% de fósforo, de 80% de sólidos em suspensão e de até 70% da matéria orgânica, quando comparado com a decantação convencional, o tratamento primário avançado possibilita a redução das cargas afluentes ao tratamento secundário e, conseqüentemente, a diminuição das dimensões desta unidade secundária.

Dentre todas as modalidades indicadas para a remoção físico-química de P, o tratamento primário avançado é aquele que necessita do emprego de maiores quantidades de sais metálicos, assim como, adicionalmente, requer também o uso de floculante.

Em função do processo biológico que se sucede, quando aplicada a cal em unidade de sedimentação ou de flotação por ar dissolvido, deve-se limitar o pH do efluente primário a 9,0. Também merece atenção o fato de que os processos biológicos requerem

disponibilidade de fósforo segundo concentrações que atendam, em geral, a relação $DBO_5:P$ de 100:1 (aeróbios) e de 350:1 a 500:1 (anaeróbios), e, a estas condições, deve ser adequada a operação do tratamento primário avançado. Da mesma forma, quando se deseja a desnitrificação, atenção deve ser dedicada à quantidade de matéria orgânica removida, em função da razão N/DBO que o processo demanda.

Quando a remoção físico-química é efetuada nas próprias unidades do tratamento secundário, como no caso do processo de lodos ativados, a aplicação do coagulante/floculante pode ocorrer prévia ou posteriormente ao tanque de aeração, ou até mesmo concomitantemente, como ilustra a Figura 10.4. No caso de outros processos biológicos, a etapa de coagulação/floculação somente ocorre previamente ao decantador secundário.



FONTE: FIGURA DESENVOLVIDA PELOS AUTORES (NA UFRJ).

Figura 10.4 Aplicação no tratamento secundário

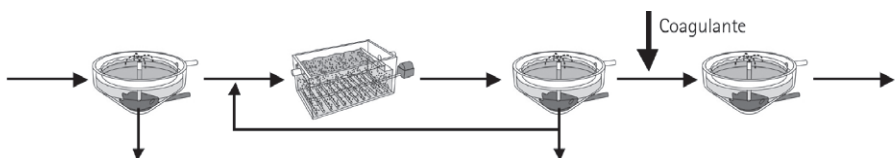
Ressalta-se que, quando a aplicação de produto(s) químico(s) ocorre no tratamento secundário, não é requerida uma unidade de tratamento específica ou adicional, uma vez que a precipitação química do P ocorre na própria unidade de decantação secundária, sendo o precipitado de fosfato removido junto com o lodo em excesso do sistema biológico. Nesta modalidade, é somente necessário o aparato para armazenamento e dosagem de produto químico.

Neste caso, como o processo biológico já implica em parcial remoção de fósforo por incorporação à biomassa, dependendo da quantidade de sais aplicada, a precipitação química pode se caracterizar como mecanismo principal ou complementar de remoção. De qualquer forma, o processo biológico propicia a conversão de formas mais complexas de P em formas de ortofosfatos de mais fácil precipitação.

Nesta modalidade pode não ser requerido o emprego de floculante. Da mesma forma que, no tratamento primário avançado, atenção deve ser dada a eventual elevação do pH, decorrente da aplicação de sais metálicos e, principalmente, da cal. Cuidados devem também ser tomados em relação aos eventuais efeitos da elevação da

concentração de sólidos inorgânicos presente na massa líquida em suspensão sobre a estabilidade do processo de lodos ativados.

Por outro lado, como ilustra a Figura 10.5, quando a aplicação do(s) produto(s) químico(s) ocorre posteriormente ao decantador secundário e precedendo uma unidade de polimento final, caracteriza-se então o tratamento terciário. Observa-se que neste caso, a separação do precipitado de P pode ser efetuada por meio de unidades de sedimentação, flotação por ar dissolvido ou filtração. Nesta modalidade pode também ser enquadrada a configuração do tratamento físico-químico como unidade de pós-tratamento de reatores UASB ou de lagoas de estabilização.

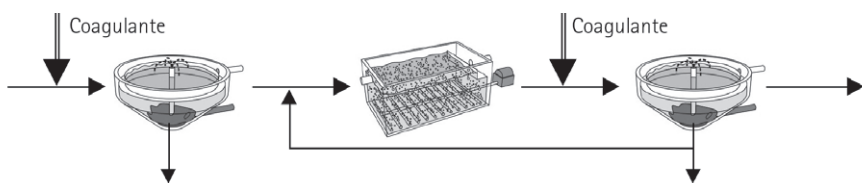


FONTE: FIGURA DESENVOLVIDA PELOS AUTORES (NA UFRJ).

Figura 10.5 Tratamento terciário em unidade de sedimentação, flotação ou filtração

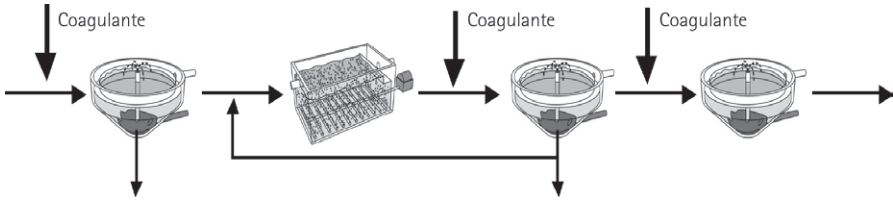
Embora a precipitação química terciária requiera o emprego de uma unidade de tratamento específica, esta unidade é aquela que permite a obtenção de menores concentrações efluentes de P e ainda, adicionalmente, a remoção complementar de sólidos dissolvidos.

Por outro lado, é ainda possível que a aplicação do(s) produto(s) químico(s) ocorra em dois ou mais pontos da fase líquida do processo, como ilustram as Figuras 10.6 e 10.7.



FONTE: FIGURA DESENVOLVIDA PELOS AUTORES (NA UFRJ).

Figura 10.6 Aplicação concomitante nos tratamentos primário e secundário

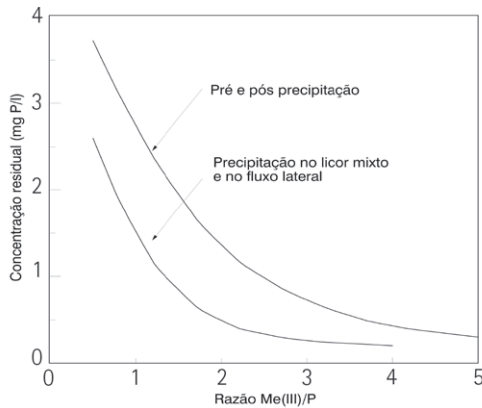


FONTE: FIGURA DESENVOLVIDA PELOS AUTORES (NA UFRJ).

Figura 10.7 Aplicação concomitante nos tratamentos primário, secundário e terciário

Por fim, há ainda a possibilidade de aplicação da precipitação de P no sobrenadante da digestão anaeróbia, um vez que, durante a estabilização biológica do lodo, há intensa liberação e conseqüente elevação da concentração de P.

Como ilustra o gráfico da Figura 10.8, a aplicação concomitante de sais no tratamento secundário, antes do reator biológico e antes da decantação secundária, apresenta melhores resultados de remoção de P, quando comparada, para as mesmas dosagens aplicadas, com o tratamento primário e a precipitação terciária (DE JONG *et al*, 1993).



FONTE: ADAPTADO DE DE JONG *ET AL.* (1993).

Figura 10.8 Relação entre a razão ion metálico adicionado e fosfato presente no esgoto (Me(III)/P) e a concentração residual de P

Diferentemente do que se observa em processos convencionais de tratamento de águas de abastecimento, nenhuma das configurações anteriormente apresentadas contemplam o emprego de uma unidade convencional de floculação. No caso do tratamento primário avançado, para a remoção prévia de sólidos minerais pesados, é usual a utilização de caixa de areia aerada, de forma que as condições hidrodinâmicas da caixa favoreçam e permitam a formação de flocos no seu próprio interior.

Da mesma forma, no caso da coagulação precedendo a decantação secundária ou no caso da precipitação terciária, supõe-se que a floculação desejada venha ocorrer ao longo do percurso entre o ponto de aplicação do produto químico e a entrada da unidade empregada para a separação de sólidos suspensos e efetiva remoção dos precipitados de P – seja por sedimentação, flotação ou filtração. A Tabela 10.3 consolida informações sobre o emprego da tecnologia de remoção físico-química em ETEs existentes no Brasil, com destaque para as instalações da Caesb.

Tabela 10.3 > Principais características de ETEs com remoção físico-química

ETE	OPERADORA	LOCAL	UNIDADE DE APLICAÇÃO
Pavuna-Meriti	Cedae	Rio de Janeiro	decantador primário
Sarapuá	Cedae	Duque de Caxias	decantador primário
Icaraí	Águas de Niterói	Niterói	decantador primário
Camboinhas	Águas de Niterói	Niterói	tanque de aeração
Itaipu	Águas de Niterói	Niterói	tanque de aeração
Cabo Frio	Prolagos	Cabo Frio	decantador primário
Búzios	Prolagos	Búzios	decantador primário
Goiânia	Saneago	Goiânia	decantador primário
Cambuí	Sanepar	Campo Largo	flotação terciária
Ronda	Sanepar	Ponta Grossa	flotação terciária
Brasília Sul	Caesb	Distrito Federal	flotação terciária
Brasília Norte	Caesb	Distrito Federal	flotação terciária
Sobradinho	Caesb	Distrito Federal	decantador primário
Samambaia	Caesb	Distrito Federal	flotação terciária
Alagado	Caesb	Distrito Federal	flotação terciária
Recanto das Emas	Caesb	Distrito Federal	flotação terciária
Riacho Fundo	Caesb	Distrito Federal	tanque de aeração
Gama	Caesb	Distrito Federal	tanque de aeração

FONTE: TABELA DESENVOLVIDA PELOS AUTORES.

10.4.2 Coagulação química

A etapa de coagulação química contempla reações que promovem a desestabilização de partículas coloidais que contenham cargas superficiais predominantemente eletro-negativas. Entende-se por desestabilização, a neutralização destas cargas por meio da adição de cargas positivas presentes em sais metálicos e polímeros.

Primeiramente, reações entre os produtos químicos e a água permitem a formação de espécies hidrolisadas de carga positiva, cujo êxito depende da concentração e do tipo de coagulante utilizado, além do pH final da mistura. Posteriormente, incentivadas

pelo transporte físico através da água, as espécies hidrolisadas entram em contato com as partículas em suspensão. Para que seja garantida a eficácia da coagulação, ambos os mecanismos químico e físico devem ocorrer em unidades que propiciem a rápida e intensa agitação e mistura da massa líquida.

Considera-se que a coagulação seja resultado da ação de quatro mecanismos distintos: compressão da camada difusa, adsorção e neutralização de cargas, varredura, adsorção e formação de pontes de hidrogênio.

Quanto à compressão da camada difusa, consiste na adição de íons de carga contrária à das partículas coloidais, causando um aumento na densidade das cargas da camada difusa, diminuindo a esfera de influência das partículas e ocorrendo a compressão desta camada. Esta condição resulta na elevação das forças de Van der Waals (força de atração recíproca entre moléculas), favorecendo o mecanismo de coagulação (PIVELI, KATO, 2005).

Quanto à adsorção e neutralização de cargas, é necessário considerar que algumas espécies químicas podem ser adsorvidas na superfície dos colóides, cuja atração resulta de diferentes interações, tais como: ligações de hidrogênio, troca iônica, ligações covalentes, etc. Os efeitos eletrostáticos destes fenômenos são superiores àqueles obtidos pela compressão da camada difusa, requerendo assim dosagens inferiores de coagulantes. Todavia, diferentemente da coagulação por compressão da camada difusa ou por varredura, a superdosagem de produto químico para neutralização da partícula pode provocar uma reversão da sua carga, possibilitando a reestabilização da solução coloidal. O aumento da eficiência deste mecanismo pode ser obtido pela adição de sais com valências superiores e de carga oposta à dos colóides, e que sejam capazes de penetrar na camada difusa. De acordo com estes conceitos, os sais trivalentes (Fe^{+++} e Al^{+++}) são os mais utilizados em processos de coagulação.

Por varredura entende-se a utilização de sais de ferro e de alumínio que podem ser combinados aos hidróxidos disponíveis no meio, de acordo com a dosagem de coagulante e pH da mistura, formando precipitados insolúveis, de carga positiva e elevado peso molecular. Não apenas isto, mas os colóides presentes na solução funcionam como núcleos aglutinadores destes precipitados, seja por neutralização ou por aprisionamento, favorecendo sua remoção por sedimentação, flotação ou filtração. A este mecanismo dá-se o nome de precipitação por varredura. Os flocos resultantes deste processo são maiores e mais pesados do que aqueles obtidos pelo processo de neutralização, todavia requerem maiores dosagens de coagulantes (DI BERNARDO *et al*, 2002). Em sistemas de tratamento de efluentes, este é o mecanismo de coagulação predominante.

Quanto à adsorção e formação de pontes de hidrogênio, considera-se que alguns produtos naturais ou sintéticos, também conhecidos como polieletrólitos ou polímeros, caracterizam-se por uma grande cadeia molecular, composta por grupos carregados eletricamente. Estes produtos podem ser utilizados como eficientes auxiliares a coagulantes, já que podem ser adsorvidos pela superfície dos colóides, promovendo então a redução de carga e/ou entrelaçamento das partículas pelos polímeros. Neste caso, os modelos de compressão da camada difusa e de neutralização não são predominantes na coagulação, sendo a formação de pontes entre colóides aquele mais preponderante (DI BERNARDO *et al*, 2002).

10.4.3 Coagulantes e floculantes

Para a remoção físico-química de P são adicionados sais metálicos ao esgoto, permitindo a adsorção de íons PO_4 por espécies hidrolisadas de alumínio ou de ferro e a formação de precipitados fosfatados complexos, do tipo $\text{Me}(\text{OH})_{3-x}(\text{PO}_4)$.

Os metais comumente utilizados para este fim são o cálcio (Ca^{2+}), o ferro (Fe^{2+} ou Fe^{3+}) ou alumínio (Al^{3+}). Os sais normalmente empregados são a cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), o aluminato de sódio (NaAl), o cloreto férrico (FeCl_3), o sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), o sulfato ferroso (FeSO_4) e o cloreto ferroso (FeCl_2). Polímeros também podem ser eficientemente aplicados, funcionando, associados aos coagulantes, como auxiliares de floculação.

Segundo Metcalf & Eddy (1991), os fatores que afetam a escolha do produto químico para a remoção de fósforo são: concentrações de fósforo e sólidos em suspensão e alcalinidade do afluente; custo econômico e garantia de fornecimento do produto químico; gestão do lodo gerado; e compatibilidade com outros processos de tratamento existentes na ETE.

10.4.3.1 Cal

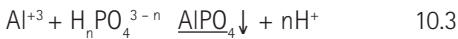
Na precipitação com cal hidratada, suspensão mais econômica sob o ponto de vista financeiro, a remoção do fósforo ocorre segundo a forma de hidroxi-apatita ($\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_2$). Paralelo à remoção de fósforo ocorre também a precipitação de carbonato de cálcio, o que acarreta no aumento da dosagem de cal para águas ricas em bicarbonato (HCO_3^-). Estima-se que esta dosagem seja aproximadamente igual a 1,5 vezes da alcalinidade total (expressa em mgCaCO_3/L). O uso de cal decorre em elevada geração de lodo.

10.4.3.2 Sulfato de Alumínio - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

O sulfato de alumínio é o produto químico mais utilizado na coagulação, principalmente em sistemas de tratamento de águas de abastecimento. Sua difusão se deve à excelente qualidade do floco que é capaz de formar, assim como se deve a critérios

econômicos e logísticos (SILVA, 1999). A faixa de pH adequada para sua aplicação se encontra entre 5,0 e 8,0. O percentual de alumina (Al_2O_3) contido no sulfato de alumínio alcança 8%.

A química da remoção de fósforo pelo alumínio ainda não é completamente conhecida, uma vez que as reações que envolvem a incorporação dos polifosfatos e do fósforo orgânico aos flocos formados são complexas. A simplificação do processo parte da hipótese de que o fósforo a ser removido encontra-se na forma de ortofosfato, e se comporta segundo a Equação 10.3 (EPA *apud* REYNOLDS, RICHARDS, 1996).



10.4.3.3 Cloreto Férrico – $FeCl_3$

A adição do íon férrico na água resulta em reações sequenciais de hidrólise, produzindo hidróxido de ferro. Estas espécies promovem a coagulação, seja por neutralização das cargas dos colóides, seja por varredura (DI BERNARDO *et al*, 2002). Durante o processo de coagulação com $FeCl_3$, em função da interação dos íons férricos com o meio, observa-se a diminuição do pH. Esta condição pode requerer a correção do pH ao final do processo de tratamento. Destaca-se como vantagem do emprego do $FeCl_3$, a boa qualidade dos seus flocos, de acordo com ampla faixa de pH compreendido entre 5,0 e 11,0 (VIANA, 1997).

O processo de remoção de fósforo pelo emprego de sais de ferro é similar ao verificado quando utilizados sais de alumínio. Os íons férricos reagem com o ortofosfato produzindo o precipitado fosfato férrico ($FePO_4$), que será removido juntamente com os flocos formados. A precipitação do fosfato pela ação do ferro pode ser representada simplificada pela Equação 10.4 a seguir:



Na verdade, as reações entre Al ou Fe e os íons PO_4^- presentes no esgoto são mais complexas do que representam as equações anteriormente apresentadas. O que se observa, de fato, é que, quando um sal de Al ou Fe é adicionado ao esgoto, diferentes reações químicas competem entre si, envolvendo: a formação de uma cadeia de espécies hidrolisadas (incluindo algumas espécies poliméricas e hidróxidos metálicos); a adsorção do íon fosfato; e a formação de espécies de coagulantes capazes de desestabilizar outros constituintes presentes no esgoto. Assim, para a obtenção de eficiente remoção de fósforo é requerido o aumento do consumo de Al ou Fe.

Segundo a EPA (1987), a remoção de fósforo por meio da precipitação química pode alcançar valores próximos a 95%. A Tabela 10.4 apresenta valores típicos para as

razões molares entre alumínio e fósforo (Al:P) e entre ferro e fósforo (Fe:P), considerando eficiências de remoção de P de 75, 85 e 95%.

Tabela 10.4 > Razões molares entre Al:P e Fe:P para diferentes eficiências de remoção de P

REMOÇÃO DE FÓSFORO (%)	SULFATO DE ALUMÍNIO	CLORETO FÉRRICO
75	1,25 a 1,5:1	1,1 a 1,7:1
85	1,6 a 1,9:1	1,5 a 2,1:1
95	2,2 a 2,6:1	2,3 a 2,8:1

FONTE: ADAPTADO DE ALEM SOBRINHO (1992) APUD GASPAR (2003) E WEF (1996).

Por exemplo, para a concentração típica de fósforo de 10 mg/L, e razão molar de 2:1, a dosagem de sulfato de alumínio requerida seria de 192 mg/L, como demonstrado a seguir:

$$1 \text{ mmol Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O} = 594,3 \text{ mg Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$$

$$1 \text{ mmol Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O} = 2 \text{ mmoles Al}$$

$$1 \text{ mmol P} = 31 \text{ mg P}$$

$$10\text{mgP/L} \times (\text{mmoleP}/31\text{mgP}) \times (2\text{mmolAl}/\text{mmol P}) \times (\text{mmolAl}_2(\text{SO}_4)_3/2\text{mmolesAl}) \times (594,3\text{mg Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}/\text{mmol Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}) = 192 \text{ mg sulfato de alumínio}$$

O Projeto de Revisão da Norma Brasileira de Projetos de ETE (atualmente em elaboração) recomenda a realização de ensaios para a determinação de dosagens de produtos químicos a aplicar. Ressalta que a adição de produtos químicos deve ser efetuada em dispositivos que permitam a imposição de gradiente de velocidade igual ou superior a 1000 s^{-1} , e que também devem ser observadas as seguintes relações molares mínimas:

esgoto bruto: íon Fe/Ptotal de 2,5 e íon Al/Ptotal de 1,5

efluentes de processos aeróbios ou anaeróbios: íons Fe ou Al/Ptotal de 1,5

A Tabela 10.5 apresenta os tipos de precipitados formados pela adição de metais coagulantes. Ressalta-se que outros sólidos que não contenham fosfato também podem ser formados, consumindo assim parte dos sais adicionados e aumentando a produção de lodo (JENKINS, HERMANOWICZ, 1991).

Tabela 10.5 > Tipos de precipitados fosfatados formados em função do metal adicionado

METAL	PRECIPITADO	pH	COMENTÁRIO
Ca ²⁺	Fosfato de B-tricálcio: Ca ₃ (PO ₄) ₂ (s)	≥ 10	Produz as menores concentrações residuais de P. A alcalinidade da água determina a dosagem por causa da formação de CaCO ₃ .
	Hidroxiapatita: Ca ₅ (OH)(PO ₄) ₃		
	Fosfato de dicálcio: CaHPO ₄ (s)	≤ 9,5	P residual entre 1 e 2 mg/L
	Carbonato de Cálcio: CaCO ₃		
Fe ²⁺	Fosfato Ferroso: Fe ₃ (PO ₄) ₂ (s)	6 a 8,5	Há alguma oxidação de Fe ²⁺ a Fe ³⁺
	Fosfato férrico: Fe _x (OH) _y (PO ₄) ₃ (s)*		
	Hidróxido Ferroso: Fe(OH) ₂ (s)		
	Hidróxido Férrico: Fe(OH) ₃ (s)		
Fe ³⁺	Fosfato Férrico: Fe _x (OH) _y (PO ₄) ₃ (s)	6 a 8,5	-
	Hidróxido Férrico: Fe(OH) ₃ (s)		
Al ³⁺	Fosfato de Alumínio: Al _x (OH) _y (PO ₄) ₃ (s)	6 a 8,5	-
	Hidróxido de alumínio: Al(OH) ₃ (s)		

FORNTE: JENKINS E HERMANOWICZ (1991) E DROSTE (1997).

10.4.3.4 Polieletrólitos

São polímeros orgânicos, naturais ou sintéticos, com longa cadeia molecular e elevado número de cargas. Os polieletrólitos podem ser classificados de acordo com sua carga elétrica predominante. Os catiônicos têm a propriedade de diminuir o potencial Zeta, facilitando a coagulação e a floculação. Esta característica permite o emprego de polieletrólitos como agentes auxiliares, e consequentemente, no menor consumo do coagulante, ou na utilização dos mesmos como coagulantes primários, como é o caso do Tanino. Os produtos aniônicos e não iônicos são efetivos apenas na etapa de floculação.

Em testes realizados por Nacheva *et al* (1996) observou-se que o emprego de polímeros catiônicos, com alto peso molecular, e de média ou alta densidade, apresenta excelente desempenho quando associado ao FeCl₃. Todavia, em função do custo, polímeros aniônicos são mais utilizados, sem maiores prejuízos ao processo.

10.4.3.5 Tanino

O Tanino é um polieletrólito catiônico, de natureza fenólica, capaz de precipitar proteínas. O polímero orgânico produzido comercialmente tem como característica o baixo peso molecular. Pode atuar no tratamento físico-químico como coagulante primário, auxiliar de coagulação e floculante. Seu emprego dependerá de avaliação técnica e econômica. A adição do tanino não altera o pH do meio, sendo efetivo na faixa de pH compreendida entre 4,5 e 8,0 (SILVA, 1999).

Embora o esgoto bruto tenha maior facilidade para formar flocos do que as águas naturais que se destinam ao abastecimento público, devido à maior concentração de sólidos

em suspensão que contém, a etapa de coagulação requererá além de maiores dosagens de coagulante, um tempo maior de mistura rápida, da ordem de 2 minutos. Por outro lado, para minimizar o risco de ruptura dos flocos formados, caracteristicamente pouco resistentes ao cisalhamento, o gradiente de velocidade usualmente empregado é limitado a valores próximos a 300 s^{-1} (EPA *apud* REYNOLDS, RICHARDS, 1996).

10.4.4 Floculação

A floculação é a etapa de tratamento posterior à coagulação. Consiste na manutenção de lenta agitação da massa líquida, de forma que seja promovido o encontro e a colisão das partículas desestabilizadas, induzindo a formação de flocos de maior tamanho. A associação entre o aumento da dimensão dos flocos e o exercício das forças de cisalhamento favorece a ruptura dos flocos. Neste sentido, agregação e quebra constituem processos simultâneos que contribuem para a uniformidade de tamanho dos flocos formados. A eficiência desta etapa de tratamento depende do desempenho da etapa de mistura do coagulante/floculante, e influencia, de forma incisiva, o desempenho da etapa posterior de separação.

A colisão entre partículas em suspensão pode ocorrer devido a três mecanismos de transporte distintos: floculação pericinética (a energia térmica da água mantém suas moléculas em constante movimento – Movimento Browniano, o que promove o choque entre as partículas e a formação dos flocos); floculação ortocinética (o contato entre as partículas é favorecido pela presença de um gradiente de velocidade que é imposto ao escoamento hidráulico e que mantém o fluido em movimento); e floculação por sedimentação diferencial (partículas coloidais de características físicas distintas, sob a ação da gravidade, tendem a sedimentar de acordo com diferentes velocidades, podendo colidir umas com as outras).

Precedendo a sedimentação, para que sejam formados flocos de maior tamanho, a floculação requer maior tempo de contato, e, para evitar a ruptura dos flocos, requer menor gradiente de velocidade. Já para a separação por flotação, é requerida a formação de maior quantidade de flocos de menor dimensão, que resulte em maior área superficial em contato com as bolhas de ar e, neste caso, a floculação deve ocorrer com menor tempo de contato e maior gradiente de velocidade.

No entanto, como dito anteriormente, unidades específicas de floculação não são usualmente projetadas e construídas para o caso da precipitação química de P. Na modalidade do tratamento primário avançado, como ilustra a Figura 10.9, são usualmente utilizadas caixas de areia aeradas para este fim. Quando a coagulação ocorre precedendo o tanque de aeração do processo de lodos ativados, a formação de flocos é incentivada pela própria agitação e mistura que esta unidade promove. Nos demais

casos, admite-se que a formação do flocos ocorra ao longo dos dispositivos de transporte e de interligação entre as unidades.



FONTE: FOTO TIRADA PELOS AUTORES. (ETE PAVUNA – CEDAE – RIO DE JANEIRO, RJ).

Figura 10.9 Caixa de areia aerada

10.4.5 Sedimentação

A sedimentação é definida como um processo de separação entre as fases sólida e líquida e que tem como força impulsora a ação da gravidade. A operação unitária de sedimentação pode ser classificada de acordo com quatro diferentes tipos: discreta, floculenta, zonal e por compressão.

Em linhas gerais, o processo depende da velocidade de sedimentação da partícula, cuja intensidade sofre interferência do seu diâmetro e massa específica, da massa específica do líquido, e da força de atrito (JORDÃO, PESSÔA, 2005).

Quando a remoção físico-química de sólidos suspensos e precipitados de fósforo é efetuada na decantação primária ou terciária, o tipo de sedimentação que prepondera é a floculenta. Por outro lado, em função da concomitância entre os processos biológico e físico-químico, a sedimentação floculenta e zonal ocorrem, respectivamente, nas parcelas superior e inferior da unidade de decantação secundária.

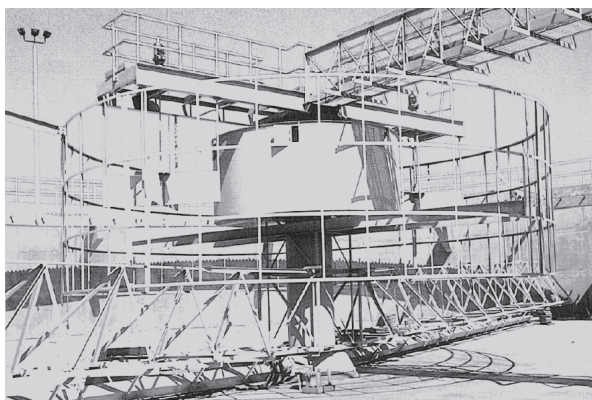
No caso da sedimentação floculenta, as partículas não conservam suas propriedades físicas (forma, volume e peso) e se aglomeram devido à floculação. Em função do contínuo aumento do tamanho dos flocos, observa-se a elevação do peso e da velocidade de sedimentação dos mesmos, o que contribui para a maior eficiência do processo de clarificação. Diferentemente da sedimentação discreta, na qual as partículas descrevem trajetórias independentes umas das outras, a sedimentação flo-

culenta torna-se mais eficiente com o aumento da profundidade do decantador e do tempo de contato.

Uma vez que o comportamento do processo de floculação é influenciado por diferentes variáveis, é sempre prudente recorrer à determinação experimental dos parâmetros de projeto para a otimização da estrutura física da unidade de sedimentação e das condições operacionais do processo de remoção físico-química (JORDÃO, PESSÔA, 2005).

Em linhas gerais, o dimensionamento da unidade de precipitação química segue a determinação dos seguintes parâmetros: taxa de escoamento superficial, relacionada à velocidade de sedimentação das partículas; tempo de retenção hidráulica; e profundidade de sedimentação.

Os decantadores podem ser classificados como convencionais ou lamelares de alta taxa. Os decantadores convencionais aplicados para a remoção físico-química são usualmente circulares e podem ainda ser configurados para possuírem uma zona que se destine à prévia floculação antes que o processo de sedimentação efetivamente ocorra. Neste caso, também denominados de clarificadores de contato, os decantadores são dotados de floculadores mecânicos instalados na zona concêntrica da unidade, cuja delimitação é dada por um defletor circular localizado no entorno da coluna de distribuição do afluente. A Figura 10.10 ilustra o desenho esquemático de um decantador convencional dotado de zona interna de floculação.



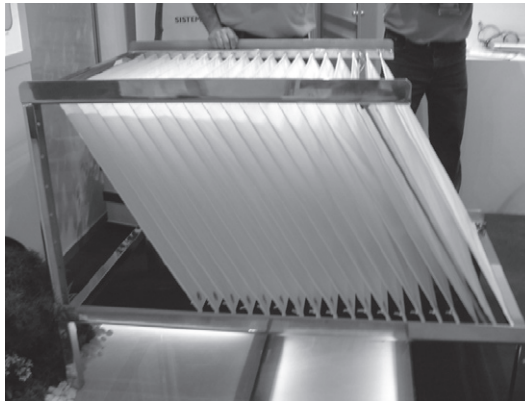
FONTE: FOTO TIRADA PELOS AUTORES (ETE NO ESTADO DE INDIANA, USA).

Figura 10.10 Decantador convencional dotado de zona interna de floculação

Por outro lado, decantadores lamelares incrementam a eficiência de sedimentação dos sólidos em suspensão, em função da menor turbulência que conferem ao escoamento hidráulico da unidade. A própria trajetória de sedimentação das partículas é induzida

pelo encontro e choque entre estas partículas e a estrutura de lamelas. Quanto aos tipos placa ou tubo, estes dispositivos são instalados contígua e paralelamente e de forma inclinada no interior da zona de sedimentação da unidade. Dispositivos tipo "colméia" são também utilizados em decantadores lamelares. A Figura 10.11 ilustra um modelo de decantação lamelar de placas.

De acordo com valores que sugere o Projeto de Revisão da Norma Brasileira de Projetos de ETE, a Tabela 10.6 indica parâmetros de projeto para o dimensionamento de decantadores convencionais e lamelares.



FONTE: FOTO TIRADA PELOS AUTORES.

Figura 10.11 Modelo de decantação lamelar de placas

Tabela 10.6 > Parâmetros de projeto de unidades de decantação

CARACTERÍSTICAS	CEPT	DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA	
		Convencional	Lamelar
Taxa de escoamento superficial ($m^3/m^2.dia$)	<90	24 e 40 ¹	35 a 80 ²
Altura mínima (m)	>3,5	>3,5	-
Taxa de escoamento no vertedor ($m^3/m.d$)	<500	< 380	-
Tempo de detenção (h)	-	>1,5 ³	-

FONTE: ABNT - PROJETO DE REVISÃO DA NORMA BRASILEIRA DE PROJETOS DE ETE.

ONDE: ¹ PARA PRECIPITAÇÃO QUÍMICA DE P, EM FUNÇÃO DO USO, OU NÃO, DE POLIELETRÓLITO / ² EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SST AFLUENTE / ³ PARA QMÉDIA

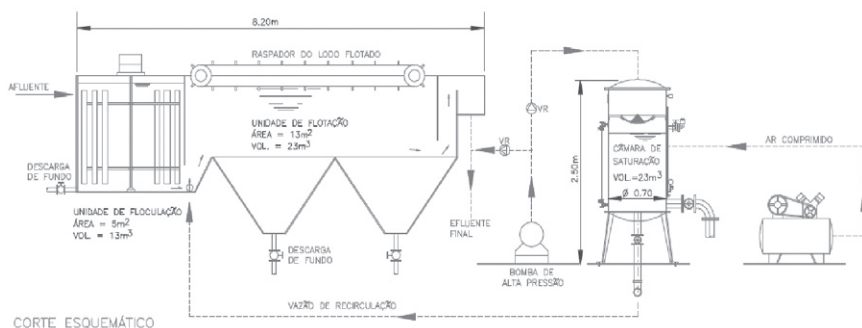
10.4.6 Flotação

A flotação é um processo que envolve três fases: sólida, líquida e gasosa. No caso do esgoto, pode ser definida como um processo de separação entre as partículas sólidas em suspensão e a água, alcançado por meio do empuxo promovido pela adesão de

bolhas de gás à superfície das partículas e, conseqüentemente, da ascensão destas partículas em direção à superfície, de onde são devidamente coletadas.

A flotação pode ser classificada em função da forma de geração e do gás utilizado no processo. Na flotação eletrolítica ou eletroflotação, a obtenção das bolhas de H_2 e O_2 é resultante da eletrólise da água. Na flotação por ar disperso ou por ar induzido, as bolhas de ar possuem grandes diâmetros e são introduzidas na fase líquida através da agitação desta fase à pressão atmosférica. Já a flotação por ar dissolvido (FAD) é a tecnologia mais empregada para o tratamento de esgoto. Neste caso, no líquido contido em uma câmara pressurizada é promovida a supersaturação de ar, de forma que ele libere microbolhas quando posteriormente submetido à pressão atmosférica. Estas bolhas, combinadas aos sólidos em suspensão, resultam em um agregado com densidade menor do que a da água, permitindo o procedimento de empuxo e arraste das partículas em suspensão para a superfície do líquido.

Um sistema FAD é composto por uma câmara de saturação de ar e por um tanque de flotação. Como a solubilidade do ar na água decresce com o aumento da concentração de sólidos, é comum, no tratamento do esgoto, o emprego do sistema com recirculação. No caso, como ilustra a Figura 10.12, após a flotação, uma parcela do efluente tratado retorna para a câmara de pressurização e de dissolução de ar, para que, em seguida, misturada ao afluente já submetido a coagulação e floculação, seja novamente introduzida no tanque de flotação.



FONTE: CAMPOS *et al* (2004).

Figura 10.12 FAD com recirculação

O melhor desempenho de um sistema FAD depende do tamanho e da distribuição difusa e homogênea das microbolhas. Admite-se que o tamanho ideal das bolhas esteja compreendido entre 10 e 100 μm , sendo que a maior parcela delas deve apresentar diâmetro da ordem de 50 μm . Quanto menor o tamanho médio das microbolhas de ar

introduzidas no flutador, melhor será realizada a distribuição das bolhas e maior será a probabilidade de colisão e adesão entre elas e as partículas em suspensão. Ressalta-se também que, pelo fato da velocidade ascensional da microbolha crescer diretamente proporcional ao quadrado do seu diâmetro, aquelas de maior dimensão apresentam maiores velocidades de ascensão e, conseqüentemente, tendem a se desprender mais facilmente da superfície dos flocos.

A relação entre quantidade de ar liberada pela solução e a quantidade de sólidos presente no afluente (kgAr/kgSS) é variável em função da solubilidade do ar, da pressão utilizada e da própria concentração de sólidos em suspensão. Assim, para o adequado dimensionamento do processo, é sempre prudente proceder-se em escala de laboratório e em escala piloto a prévia determinação experimental deste parâmetro.

Além da relação kgAr/kgSS, o dimensionamento de uma sistema FAD envolve a adoção de outros parâmetros tais como: pressão de operação, razão de recirculação, taxa de escoamento superficial, carga de aplicação de sólidos e tempo de detenção. Na Tabela 10.7 são apresentados parâmetros de projeto para o dimensionamento de sistemas FAD.

Tabela 10.7 > Parâmetros de projeto de sistemas FAD

PARÂMETROS	VALORES
Relação ar/sólidos (kgAr/kgSS)	0,005 a 0,100
Pressão de saturação de ar (kPa)	200 a 480
Razão de recirculação (%)	15 a 300
Taxa de escoamento superficial (m ³ /m ² .h)	0,48 a 9,76
Carga de aplicação de sólidos (kg/m ² .h)	2,0 a 24,4
Tempo de detenção (min)	30

FONTE: DICK (1972), RAMALHO (1977), EPA (1975) E METCALF & EDDY (1991).

Recomenda-se que a distribuição do afluente ao tanque de flotação seja efetuada de forma também uniforme, ao longo de uma das laterais da unidade, por meio de bocais submersos, a 20 cm do NA, e instalados equidistantes em uma tubulação de entrada. A água saturada de ar deve ser introduzida logo abaixo da tubulação de distribuição do afluente, também através de tubulação perfurada, de forma que, através dos orifícios, para a ideal decompressão e formação das microbolhas, seja mantida a pressão da ordem de 0,04 kPa/m². O lodo flotado é usualmente removido da superfície por meio de raspador mecanizado.

10.4.7 Filtração

Embora a operação de filtração componha convencionalmente a etapa de clarificação das estações de tratamento de águas de abastecimento, seu emprego para o tratamento de esgoto não é usual e recorrente, sendo somente utilizada em casos em que se requeira o polimento do efluente final e a remoção de P. Neste sentido, a filtração aplicada ao tratamento do esgoto sanitário se caracteriza como uma tecnologia de tratamento terciário, sendo usual denominá-la filtração terciária.

A filtração pode fazer uso, ou não, de coagulantes e floculantes para a remoção dos sólidos em suspensão efluentes do tratamento secundário. Sem o emprego de produtos químicos, a filtração de efluentes secundários contendo 30 mgSST/L, é capaz de, tipicamente, gerar efluentes segundo concentrações inferiores a 10 mgSST/L.

Por apresentar limitada eficiência para a remoção de nitrogênio orgânico particulado e por não propiciar qualquer ação sobre as formas de nitrogênio amoniacal e nitrato, a filtração usualmente apresenta eficiências de remoção de nitrogênio total compreendidas entre somente 20 e 40%.

Por outro lado, com prévia coagulação, a filtração é capaz promover a remoção eficaz de fósforo solúvel remanescente do tratamento secundário, possibilitando a obtenção de concentrações efluentes inferiores até 0,1 mgP/L.

Observa-se que o emprego da filtração após o tratamento secundário consiste em recomendação do Prosab (FLORENCIO, 2006) para o uso de esgoto sanitário tratado para a irrigação agrícola irrestrita. A filtração oferece garantia sanitária quanto a limitação de 1 ovos de helminto/L presente no efluente e, baseada na obtenção de valores efluentes de turbidez inferiores a 5 NTU, também oferece garantia quanto a ausência de (oo)cistos de protozoários.

Os mecanismos de transporte e de aderência envolvidos na filtração são: a retenção mecânica, sedimentação, impacto inercial, interceptação, adesão, e floculação. Embora estes mecanismos ocorram concomitantemente, a retenção mecânica se caracteriza como o principal deles. É responsável pela efetiva retenção de material particulado e coloidal cujas dimensões sejam maiores do que os espaços vazios do meio filtrante.

Na unidade ocorrem as etapas de filtração, propriamente ditas, e de limpeza (comumente denominada etapa de retrolavagem). Durante a etapa de filtração, o material particulado é continuamente removido em função da percolação e passagem do esgoto através do meio filtrante de material granular e por meio dos mecanismos de transporte e aderência anteriormente descritos. O término da etapa de filtração é determinado em função da deterioração da qualidade do efluente filtrado e/ou do incremento da perda de carga da unidade, sendo o tempo de duração decorrente

denominado "corrida de filtração". Quando um ou ambos os estados operacionais são alcançados, a unidade é submetida à etapa de limpeza para a remoção do material particulado retido e acumulado no meio filtrante.

A filtração terciária é sujeita a muitas tipologias em função de variações das características físicas e operacionais da unidade, e pode ser classificada de acordo com o que estabelece a Tabela 10.8.

Tabela 10.8 > Classificação das unidades de filtração

TIPO	MEIO FILTRANTE		ESCOAMENTO DA FILTRAÇÃO		
	Camada	Tipo	Sentido	Força	Operação
Convencional	única	areia	descendente	gravidade	semi-contínua
Convencional	única	antracito	descendente	gravidade	semi-contínua
Convencional	dúpla	areia e antracito	descendente	gravidade	semi-contínua
Profundo	única	areia	descendente	gravidade	semi-contínua
Profundo	única	antracito	descendente	gravidade	semi-contínua
Profundo	única	areia	ascendente	gravidade	semi-contínua
Intermitente	única	areia	descendente	gravidade	semi-contínua
Profundo	única	areia	ascendente	gravidade	contínua
Ponte Rolante	única	areia	ascendente	gravidade	contínua
Pressão	única	areia	descendente	pressão	semi-contínua

FONTE: ADAPTADO DE METCALF & EDDY (2003).

Os filtros convencionais e intermitentes que empregam o escoamento de sentido descendente e a operação semi-contínua são aqueles mais largamente utilizados. Neste caso, durante a etapa de filtração, o esgoto mantém trajetória descendente de escoamento em função da carga hidráulica aplicada sobre a superfície do meio filtrante. Durante a etapa de retrolavagem, o fluxo de escoamento é invertido, sendo a água limpa pressurizada desde o fundo da unidade que, ao descrever trajetória ascendente, é responsável pela fluidização e consequente limpeza do meio filtrante.

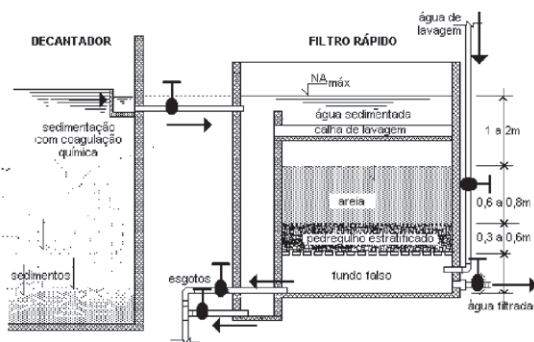
Recomenda-se que, independentemente da qualidade do efluente filtrado e da forma de evolução da perda de carga, a unidade de filtração terciária seja submetida à retrolavagem pelo menos uma vez a cada 24 horas. A quantidade de água utilizada na etapa de retrolavagem geralmente corresponde a 5% do volume de esgoto sanitário tratado na unidade (METCALF & EDDY, 1991).

Quando a etapa de retrolavagem somente utiliza água limpa, o meio filtrante tende a se estratificar, mantendo as partículas de menor dimensão junto à superfície. No caso, é a fluidização do meio filtrante o mecanismo responsável pelo desprendimento dos

sólidos retidos e pela efetiva limpeza da unidade. Nesta modalidade, filtros de camada única e de camada dupla requerem, respectivamente, o emprego de taxas de retrolavagem compreendidas entre 2.300 e 2.600 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ e 1.200 e 1.800 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

Quando a retrolavagem também emprega o ar comprimido conjunta e simultaneamente à água limpa, impõe-se às partículas do meio filtrante uma trajetória circular de movimentação, desde o fundo até o topo da unidade, e conseqüentemente, intensa mistura entre aquelas de maior e de menor dimensão — possibilitando, desta forma, a desestratificação da unidade. Neste caso, são bem menores as taxas de retrolavagem recomendadas para camada única de areia, compreendidas entre 600 e 1.200 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, assim como para camada única de antracito, entre 400 e 900 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

As características físicas e operacionais das unidades de filtração semi-contínua e de fluxo descendente podem ser diferenciadas em função dos tipos e da quantidade de meio filtrante utilizado. O modelo de filtro terciário mais empregado é aquele que utiliza uma única camada de areia ou de antracito, embora também possa combinar o uso de camada dupla de antracito sobre a areia. Recomendada para redução da frequência de retrolavagem, a camada dupla permite a maior percolação e penetração dos sólidos e o maior aproveitamento da capacidade de armazenamento disponível na unidade. O desenho da Figura 10.13 apresenta uma ilustração convencional de uma unidade de filtração rápida.



FONTE: ADAPTADO DE JONG *et al* (1993).

Figura 10.13 Unidade de filtração

A escolha do tipo de dreno a ser utilizado está associada à modalidade de retrolavagem. Quando somente água limpa é utilizada, o dreno é constituído por simples camada de cascalho. Quando ar comprimido é também empregado, é requerida a instalação de dispositivos especiais que servem tanto para a coleta do efluente filtrado como para a introdução e difusão eficaz da mistura ar e água, como ilustra a Figura 10.14.



FONTE: FOTO TIRADA PELOS AUTORES (CENTRO EXPERIMENTAL DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA UFRJ).

Figura 10.14 Dispositivo de coleta do efluente e de entrada de ar e água de retrolavagem

Em função da diferença entre a composição do esgoto sanitário e das águas de mananciais superficiais, o dimensionamento, projeto e condições operacionais da filtração terciária apresentam especificidades próprias quando comparada a unidade de filtração de estações de tratamento de águas de abastecimento. No desenvolvimento do projeto hidráulico de uma ETE, a definição da quantidade de unidades de filtração a ser empregada depende dos possíveis arranjos para implantação na área disponível, assim como depende dos custos relativos às obras civis e instalações hidráulicas. Devem ser também avaliados os volumes de água limpa a serem utilizados nas operações de retrolavagem, e, durante estas retrolavagens, deve-se evitar a sobrecarga hidráulica das unidades em operação.

Tipicamente, a seção superficial dos filtros obedece à relação compreendida entre 1:1 e 1:4. Com base nas características do afluente, o projeto hidráulico contempla a definição do tipo e altura do meio filtrante, a taxa de filtração a ser empreendida, e a perda de carga admissível na unidade.

A concentração de sólidos suspensos bem como a estrutura, o tamanho e a distribuição das partículas são as características do afluente que, principalmente, intervêm no processo de filtração. A turbidez é o parâmetro usual de monitoramento da unidade de filtração e, para o caso de efluente de filtros terciários, é também válida a típica correlação entre esta turbidez e a concentração de sólidos em suspensão: $SST \text{ (mg/l)} = 2,3 \text{ a } 2,4 \times \text{Turbidez (NTU)}$.

Grande parte do material particulado utilizado nos filtros apresenta tamanho inferior a $15 \mu\text{m}$ (valor médio compreendido entre $3 \text{ e } 5 \mu\text{m}$), enquanto o restante distribui-se

uniformemente segundo tamanhos que variam entre 20 e 140 μm (valor médio compreendido entre 80 e 90 μm).

O diâmetro efetivo e o coeficiente de uniformidade são as principais características consideradas para efeito da especificação do meio filtrante das unidades de filtração terciária. O diâmetro efetivo (d_{10}) corresponde ao diâmetro da peneira que deixa passar 10% em peso de uma amostra, enquanto o coeficiente de uniformidade corresponde a razão entre os diâmetros d_{60} e d_{10} . Ambos os parâmetros são obtidos por ensaio granulométrico.

O tamanho das partículas do meio filtrante afeta o comportamento da perda de carga ao longo da etapa de filtração. Quanto menor o diâmetro das partículas, maior será a carga hidráulica empreendida para sobrepor a resistência à filtração imposta pelo meio filtrante. Quanto maior o diâmetro das partículas, maior a dificuldade de retenção de sólidos suspensos presentes no afluente.

A taxa de filtração ou taxa de aplicação superficial constitui parâmetro diretamente relacionado ao tamanho das unidades de filtração e é função da estrutura do floco e do diâmetro efetivo do meio filtrante. Flocos mais fracos são facilmente desestruturados pela ação de elevadas taxas de filtração, as quais ainda causam, forçosamente, a passagem destes flocos pela camada de meio filtrante.

A Tabela 10.9 resume as características do meio filtrante e as taxas de filtração recomendadas para unidades do tipo convencional, de fluxo descendente e de operação semi-continua.

Tabela 10.9 > Características do meio filtrante e taxas de filtração

CAMADA	DIÂMETRO EFETIVO (d_{10} , mm)	COEFICIENTE DE UNIFORMIDADE	ALTURA (cm)	TAXA DE FILTRAÇÃO ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)
Única: areia	0,65 (0,4-0,8)	1,5 (1,2-1,6)	60 (50-75)	180 (120-350)
Única: antracito	1,3 (0,8-2,0)	1,6 (1,3-1,8)	75 (60-90)	230 (120-450)
Dupla	areia	0,65 (0,4-0,8)	30 (15-30)	(120-600)
	antracito	1,3 (0,8-2,0)	50 (30-60)	

FONTE: ADAPTADO DE METCALF & EDDY (2003).

10.5 Experiências do ProSab

10.5.1 Experiências do Edital 5

10.5.1.1 UFRJ: Filtração Terciária

Visando o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes e de qualidade de água para tipos específicos e mais restritivos de reúso, o projeto da UFRJ teve como

objetivo complementar os processos biológicos de tratamento por meio do emprego de unidades de filtração terciária. Como mostra o delineamento experimental indicado pela Tabela 10.10, as unidades de filtração foram submetidas a diferentes condições operacionais, de acordo com as seguintes variáveis: a taxa de aplicação superficial e a granulometria do meio filtrante.

Tabela 10.10 > Delineamento experimental da pesquisa

FASE/PERÍODO	TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL (m ³ /m ² .d)		
	FA-1 (d ₁₀ = 1,1 mm)	FA-3 (d ₁₀ = 1,4 mm)	FA-4 (d ₁₀ = 1,6 mm)
F1: Ago-Set 07 e Jan-Fev 08	40	40	40
F2: Set-Nov e Mar-Jun 08	80	80	80
F3: Nov-Dez 07	120	120	120
F4: Jul-Ago 08	30	30	30

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO.

Todas as unidades de filtração eram de seção superficial quadrada (lado de 0,50 m) e foram construídas em estrutura de concreto armado e alvenaria. A camada de meio filtrante possuía 0,60 m de altura e era suportada por estrutura na qual estavam acoplados os 16 bocais destinados para coleta do filtrado e para a distribuição de ar e água de retrolavagem. A vazão de retrolavagem era provida pela carga piezométrica disponibilizada por um único reservatório superior (desnível geométrico da ordem de 4,0 m) com volume de 1000 L. Em nenhuma das fases da pesquisa foram utilizados produtos químicos para prévia coagulação e floculação. A Figura 10.15 ilustra o aparato experimental da pesquisa.



FONTE: FOTO TIRADA PELOS AUTORES (CENTRO EXPERIMENTAL DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA UFRJ).

Figura 10.15 Unidade de filtração terciária da UFRJ

As hipóteses da pesquisa consistiram em que o incremento da taxa de aplicação superficial deterioraria a qualidade do efluente da filtração terciária e incrementaria a perda de carga na unidade, e que os meios filtrantes com maior granulometria propiciariam a obtenção de efluentes filtrados de pior qualidade, embora alcançassem menores perdas de carga. Neste sentido, o monitoramento realizado consistiu na avaliação da qualidade do efluente filtrado, com base em amostras compostas diurnas segundo alíquotas coletadas a cada 30', e da perda de carga em cada unidade.

A Tabela 10.11 destaca os valores médios das concentrações efluentes e das respectivas eficiências de remoção de SST, cor, turbidez, N-NH₄, DQO, P-total, coliformes termotolerantes e ovos de helmintos.

Os resultados apresentados na Tabela 10.11 indicam que a filtração terciária não agiu eficazmente sobre a remoção de amônia e coliformes termotolerantes e que, independente da taxa de aplicação superficial, sem a prévia coagulação e floculação, também não foi possível remover P de forma eficaz. De fato, as eficiências de remoção de P foram sempre inferiores a 40 %, independente da taxa de aplicação superficial utilizada e do meio filtrante empregado.

Por outro lado, a cor e DQO foram complementarmente removidos pela filtração, segundo eficiências médias de remoção compreendidas respectivamente entre 56 e 70% e 60 e 70%. Considerando todos os meios filtrantes e taxas de aplicação superficial experimentadas, deve-se ressaltar a concentração de 21 mgSST/L obtida para o percentil de 90% e a integral remoção de ovos de helmintos, não se tendo encontrado a presença de um único ovo em 100% dos efluentes dos experimentos realizados.

De forma a garantir a ausência de protozoários, diretrizes do Prosab para o uso agrícola de esgoto sanitário recomendam o emprego da filtração terciária para a obtenção de valores de turbidez iguais ou inferiores a 5 uT (FLORENCIO, 2006). Para as taxas de aplicação superficial de 40, 80 e 120 m³/m².d não foi possível satisfazer o padrão de turbidez desejado, tendo-se obtido valores médios compreendidos entre 6 e 9 uT. Somente quando a unidade esteve submetida a taxa de 30 m³/m².d foi possível a obtenção de valor médio efluente de 4 uT.

Os resultados do experimento apontaram que, apesar das perdas de carga terem evoluído mais rapidamente em função da elevação da taxa de aplicação superficial, as perdas não resultaram diferenças significativas entre as concentrações efluentes de turbidez. Da mesma forma, apesar dos meios filtrantes com maior granulometria terem proporcionado menores perdas de carga, eles também não apresentaram diferenças significativas entre as concentrações efluentes de turbidez.

Tabela 10.11 > Valores médios obtidos ao longo das 4 fases operacionais

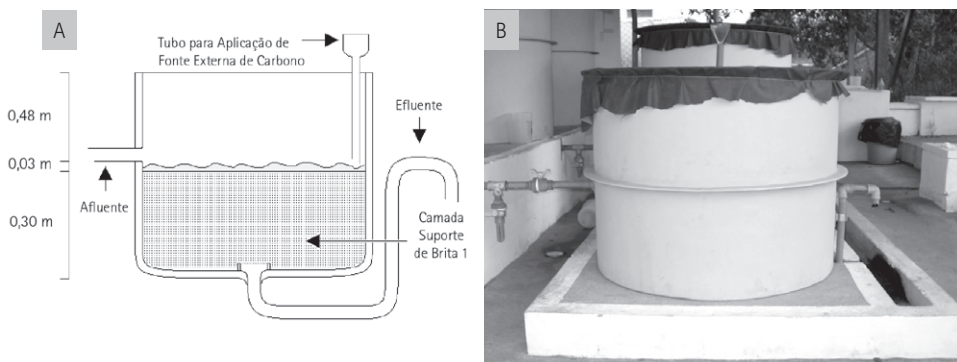
PARÂMETRO	FILTRO DE AREIA	UNIDADE	TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL (m ³ /m ² .d)			
			40	80	120	30
SST (mg/L)	FA-1	Efluente	9	12	12	5
		Eficiência (%)	75	78	77	86
	FA-3	Efluente	7	10	-	-
		Eficiência (%)	81	81	-	-
	FA-4	Efluente	11	12	19	3
		Eficiência (%)	69	78	63	91
Cor (PtCo)	FA-1	Efluente	80	69	93	90
		Eficiência (%)	63	66	67	30
	FA-3	Efluente	60	65	-	-
		Eficiência (%)	72	68	-	-
	FA-4	Efluente	67	81	107	71
		Eficiência (%)	69	60	62	45
Turbidez (uT)	FA-1	Efluente	8	7	7	3
		Eficiência (%)	76	83	88	90
	FA-3	Efluente	5	5	-	-
		Eficiência (%)	85	88	-	-
	FA-4	Efluente	6	8	10	4
		Eficiência (%)	82	80	82	87
N-NH ₄ (mg/L)	FA-1	Efluente	18	15	12	8
		Eficiência (%)	28	21	8	53
	FA-3	Efluente	46	11	-	-
		Eficiência (%)	0	42	-	-
	FA-4	Efluente	29	17	13	19
		Eficiência (%)	0	11	0	0
DQO (mg/L)	FA-1	Efluente	31	41	11	36
		Eficiência (%)	64	54	86	36
	FA-3	Efluente	16	48	-	-
		Eficiência (%)	81	47	-	-
	FA-4	Efluente	20	44	13	15
		Eficiência (%)	77	51	83	73
P-t (mg/L)	FA-1	Efluente	5,15	8,85	5,81	8,25
		Eficiência (%)	0	1	9	15
	FA-3	Efluente	2,9	6	-	-
		Eficiência (%)	40	33	-	-
	FA-4	Efluente	4,13	8,57	5,66	9,11
		Eficiência (%)	16	4	11	6
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	FA-1	Efluente	7,92E+04	1,21E+06	2,40E+03	-
		Eficiência (%)	87	0	78	-
	FA-3	Efluente	2,40E+05	4,60E+03	-	-
		Eficiência (%)	61	99	-	-
	FA-4	Efluente	1,09E+05	1,21E+05	2,40E+03	-
		Eficiência (%)	82	61	78	-
Helmintos (ovo/L)	FA-1	Efluente	0	0	0	0
		Eficiência (%)	100	100	100	100
	FA-3	Efluente	-	0	-	-
		Eficiência (%)	-	100	-	-
	FA-4	Efluente	0	0	0	0
		Eficiência (%)	100	100	100	100

FONTE: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO.

10.5.1.2 UNICAMP: Filtração como unidade de pós-tratamento de conjunto Tanque Séptico e Filtro Anaeróbio visando a nitrificação e desnitrificação

Visando o lançamento em corpos de água mais restritivos quanto à qualidade e/ou o condicionamento do esgoto para irrigação em cultura de roseiras, a pesquisa desenvolvida pela UNICAMP teve como foco de aplicação o desenvolvimento de solução para o tratamento de esgoto de pequenas comunidades. De acordo com o que preconizam as normas brasileiras NBR 7.229/93 e NBR 13.969/97, o aparato experimental foi constituído sequencialmente por tanque séptico, filtro anaeróbio, filtro de areia para nitrificação e filtro de areia para desnitrificação, segundo 4 linhas de tratamento distintas e paralelas.

Construídos em caixas cilíndricas com estrutura de fibra de vidro e diâmetro interno de 1,00 m, os filtros de areia destinados a nitrificação continham camada de areia de 0,75 m, enquanto aqueles destinados a desnitrificação, camada de areia de somente 0,30 m. Em ambos os casos, as camadas de areia eram posicionadas sobre bases de Brita 1. A areia empregada apresentava as seguintes características: diâmetro efetivo de 0,18 mm; coeficiente de desuniformidade de 3,14; coeficiente de vazios de $28,58 \pm 0,87\%$; dimensão máxima característica de 2,38 mm; e módulo de finura de 2,14 mm. Na Figura 10.16 são apresentados os detalhes construtivos dos reatores de desnitrificação e as respectivas instalações do experimento da UNICAMP.



FONTE: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS.

Figura 10.16

Detalhes construtivos dos reatores de desnitrificação e respectivas instalações do experimento da UNICAMP

Com o propósito de promover a adequada nitrificação e desnitrificação do efluente, as unidades de filtração foram submetidas a uma operação intermitente. Assim, o efluente anaeróbio era aplicado nos reatores de nitrificação segundo descargas instantâneas de $50 \text{ L/m}^2\text{.d}$, os quais, sequencialmente, alimentavam, por meio de interligação por

gravidade, seus respectivos reatores de desnitrificação, de acordo com o delineamento experimental que indica a Tabela 10.12.

Tabela 10.12 > Delineamento experimental da pesquisa

UNIDADES		CONDIÇÃO OPERACIONAL
Reatores de Nitrificação	Reatores de Desnitrificação	Frequência (descargas/dia)
Filtro de Areia FA-1	Filtro de Areia RD-1	1
Filtro de Areia FA-2	Filtro de Areia RD-2	2
Filtro de Areia FA-3	Filtro de Areia RD-3	3
Filtro de Areia FA-4	Filtro de Areia RD-4	4

FORTE: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS.

As Tabelas 10.13 e 10.14 indicam os resultados obtidos por ambas as unidades de filtração em relação à remoção de P e de turbidez. Observa-se que as eficiências de remoção dos filtros de areia FA referem-se ao efluente proveniente dos filtros anaeróbios, enquanto aquelas relacionadas aos filtros de areia RD referem-se ao efluente dos filtros de areia FA.

Tabela 10.13 > Média das concentrações efluentes e das eficiências de remoção de P

REATOR	FÓSFORO (mg/L)	REMOÇÃO (%)	CARGA REMOVIDA (mg/d)	REATOR	FÓSFORO (mg/L)	REMOÇÃO (%)	CARGA REMOVIDA (mg/d)
FA1	0,3 a*	89,9*	130,88	RD1	0,1a**	79,8*	11,3
FA2	0,5 a*	83,4*	247,09	RD2	0,1a**	88,1*	37,3
FA3	0,3 a*	88,1*	386,91	RD3	0,1a**	80,0*	38,3
FA4	0,5 a*	82,0*	484,84	RD4	0,1a**	81,8*	78,8

* MÉDIAS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA MINÚSCULA NA VERTICAL NÃO DIFEREM ENTRE SI (KRUSKAL-WALLIS 5%); ** LIMITE DE DETECÇÃO
FORTE: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS.

Tabela 10.14 > Média dos valores efluentes e das eficiências de remoção de Turbidez

REATOR	TURBIDEZ (uT)	REMOÇÃO (%)	REATOR	TURBIDEZ (uT)	REMOÇÃO (%)
FA1	8,1 a*	86,8 a*	RD1	0,6 a*	89,3 a*
FA2	12,2 a*	80,7 a*	RD2	1,0 ab*	83,1 a*
FA3	6,3 a*	91,0 b*	RD3	1,9 bc*	63,7 b*
FA4	7,8 a*	88,8 b*	RD4	2,7 c*	58,6 b*

* MÉDIAS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA MINÚSCULA NA VERTICAL NÃO DIFEREM ENTRE SI (KRUSKAL-WALLIS 5%); ** LIMITE DE DETECÇÃO
FORTE: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS.

Os valores médios efluentes de P e respectivas eficiências de remoção não apresentaram diferenças significativas (Kruskal-Wallis 5%), embora os filtros FA2, FA3 e FA4

tenham recebido maior quantidade de efluente anaeróbio, devido a maior frequência de aplicação. O desempenho das unidades na remoção de P pode estar associado à incorporação do fósforo ao biofilme e a retenção pelos íons Fe^{3+} , Al^{3+} e Ca^{2+} presentes nos leitos de areia.

As concentrações efluentes de P dos filtros de areia FA, inferiores a 1,0 mg/L, e consequentemente, as concentrações efluentes dos filtros RD, são função das concentrações efluentes dos filtros anaeróbios, similares as do esgoto bruto afluente, e de acordo com valores médios de $3,4 \pm 1,1$ mg/L.

Verifica-se que, embora os filtros de areia FA tenham apresentado elevado desempenho em relação a remoção da turbidez, eles não foram capazes de gerar efluentes com valores inferiores a 5 uT, de forma a satisfazer as diretrizes do Prosab para o uso agrícola de esgoto sanitário. Complementarmente, por meio dos filtros de areia dos reatores RD seguintes, o padrão recomendado foi alcançado por todas as 4 unidades experimentais.

10.5.2 Experiências de editais anteriores do Prosab

Experiências anteriores do Prosab empregaram tecnologias de tratamento baseadas em processo físico-químicos, segundo as modalidades de tratamento primário avançado, pós-tratamento de efluentes de reatores UASB e de lagoas de estabilização, e tratamento terciário. Apesar de cada um dos experimentos apresentar seus específicos objetivos e hipóteses de investigação, contemplando desde a remoção complementar de matéria orgânica e sólidos em suspensão até as remoções de turbidez, indicadores de contaminação fecal e nutrientes, julgou-se conveniente, e de forma resumida, apresentá-los ao final deste capítulo.

10.5.2.1 CEPT

Experimentos da UFRJ conduzidos no âmbito do Edital 4 do Prosab tiveram como objetivo avaliar o desempenho do processo CEPT, considerando como variáveis os tipos de produtos químicos utilizados e as taxas de aplicação superficial empregadas. Primeiramente, com o auxílio do Teste de Jarro em bancada, foram selecionados os seguintes produtos: Panfloc TE, Cloreto Férrico e Tanfloc. O aparato experimental consistia em uma caixa de areia aerada, onde ocorriam a mistura rápida do coagulante e, supostamente, a floculação, e em seguida, paralelamente, um decantador primário de seção quadrada de 1,7 m² e uma coluna de sedimentação. Nestes últimos foram aplicadas cargas hidráulicas de 80, 100 e 120 m³/m².d. Em geral, os resultados apontaram para eficiências de remoção de SST e P compreendidas respectivamente entre 60 e 80% e entre 50 e 90%.

10.5.2.2 Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por flotação por ar dissolvido

No âmbito do Edital 2, a PUC-PR avaliou os sistemas de flotação por ar dissolvido empregados nas ETEs Cambuí e Ronda (SANEPAR) para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. Na ETE Cambuí, o efluente apresentou valores médios de 79 ± 13 mgDQO/L, 17 ± 10 mgDBO/L, 41 ± 4 mgSST/L, $4,1 \pm 2,8$ uT e $1,4 \pm 0,6$ mgPO₄/L. Já na ETE Ronda foram obtidos os seguintes valores médios efluentes: 37 ± 17 mgDQO/L, 9 ± 4 mgDBO/L, e $0,07 \pm 0,06$ mgPO₄/L.

Também no Edital 2, a EESC/USP avaliou o desempenho de um sistema de flotação por ar dissolvido para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. Neste trabalho, houve a indicação que, dentre os produtos químicos investigados, a cal hidratada em uma dosagem de 50 mg/L associada a uma dosagem de 100 mg/L de cloreto férrico forneceu excelentes resultados de remoção de fosfato total (84%), DQO (73%), DBO5 (73%), Turbidez (70%) e Nitrogênio Total Kjeldahl (49%). No que se refere especificamente à remoção de fosfatos totais, os melhores resultados foram obtidos quando se aplicou dosagens mais elevadas de cal, chegando a se atingir concentração no efluente da ordem de 0,5 mg/L.

10.5.2.3 Pós-tratamento de efluente de reator UASB por filtros de areia intermitentes

O Edital 4 do Prosab contemplou um projeto da UFBA, que consistiu no pós-tratamento de efluente de reator UASB por filtros de areia intermitentes. Trata-se de uma tecnologia pela qual ocorre o processo físico de retenção de sólidos, e na qual também se estabelece um reator biológico aeróbio, em função da aeração da unidade proporcionada pela intermitência de seu funcionamento. Para taxas de aplicação superficial de 0,4 e 0,6 m³/m².d, diferentes granulometrias e frequências de aplicação foram experimentadas.

10.5.2.4 Pós-tratamento físico-químico de efluentes de lagoas de estabilização

No Edital 4, a USP estudou o pós-tratamento dos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa da Estação de Tratamento de Esgoto de Lins-SP por meio de um sistema de fluxo contínuo, em escala piloto, de coagulação, floculação e decantação lamelar ou flotação por ar dissolvido para a separação de sólidos. Após a prévia determinação das dosagens de sulfato de alumínio e cloreto férrico em ensaios em escala de laboratório, foram avaliados os resultados em função da variação dos tipos de afluente, coagulante, e processo de separação sólido-líquido. Para a dosagem de 24 mg Al/L no efluente da lagoa facultativa, obteve-se bons resultados de remoção de fósforo. No entanto, também com a utilização de sulfato de alumínio, o pós-tratamento físico-

químico do efluente da lagoa anaeróbia apresentou melhor eficiência na remoção de fósforo, tanto na flotação quanto na sedimentação, alcançando valores efluentes em torno de 0,2 mg P/L.

Também no Edital 4, a UFRGS avaliou a remoção de fósforo do efluente de lagoas de alta taxa, mediante processo de coagulação e floculação seguido de flotação por ar dissolvido modificada. Nesta última, foram separadas as etapas orgânica e inorgânica do processo, visando o reaproveitamento ou biodigestão das algas floculadas com um polímero catiônico e recuperação do fosfato a partir do lodo inorgânico ($\text{FePO}_4 + \text{Fe}(\text{OH})_3$). Ensaio preliminares para a otimização de tipo e dosagem de reagentes foram realizados em teste de jarros. Os resultados obtidos mostraram que a remoção de algas, representada pela concentração dos pigmentos clorofila a e feoftina, foi superior a 92%, e a remoção de fósforo (P total) foi de 96%. Ainda, a flotação mostrou-se mais adequada do que a sedimentação para a separação sólido-líquido tanto pela maior clarificação quanto pelo maior adensamento dos lodos obtidos.

10.5.2.5 Filtração terciária de efluente de flotação por ar dissolvido

Experimentos da PUC-PR conduzidos no Edital 4 do Prosab consistiram na filtração rápida em areia do efluente flotado da ETE Cambuí (SANEPAR). As modalidades de filtração descendente e ascendente foram experimentadas, e estiveram sujeitas a taxas de aplicação hidráulicas de 100, 150 e 200 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Na modalidade descendente, os valores médios de turbidez efluente obtidos foram de respectivamente 9, 11 e 29 uT. Já na modalidade ascendente, para taxa de 100 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, obteve-se a turbidez média efluente de 9 uT.

Referências bibliográficas

- APHA/AWWA. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington: APHA/AWWA, 1998.
- BARROS, R.T. *et al. Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios*. Volume 2. Belo Horizonte: UFMG, 1995.
- CAMPOS, J.R. *et al. Citações e referências a documentos eletrônicos*. [On-line] Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01237p04.pdf>
- CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Prosab. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- DE JONG, P; VOORS, E.H; VAN DER PLUIJM, J.L.P.M. Handleiding voor chemische fosfaatverwijdering (em Holandes), *Stowa Report*, v. 93, n. 6, 1993.
- DI BERNARDO, L; DANTAS, A.D.B. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. São Carlos: RIMA, 2005.

- FLORÊNCIO, L. (coord.). *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. ProSab. Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3ª Ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.
- LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. Campinas, SP: Átomo, 2005. 444 p
- MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H.F. *Reúso de água*. São Paulo: Manole, 2003.
- METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3rd ed. New Delhi: McGraw-Hill Inc., 1991.
- _____. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4th ed. New York: McGraw-Hill Inc., 2003.
- NUNES, J. A. *Tratamento físico-químico de águas residuárias*. 3ª. ed. [s.l.]: Gráfica e Editora Triunfo, 2001.
- PIVELI, R.T.; KATO, M.T. *Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos*. 1ª ed. São Paulo: ABES, 2005.
- QASIM, S.R. *Wastewater treatment plants: planning, design, and operation*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 1999.
- RICHTER, C. A. *Tratamento de água*. São Paulo: Edgard Blücher, 1991.
- SINCERO, A.P.; SINCERO, G.A. *Physical-chemical treatment of water and wastewater*. London: IWA, 2002
- TONETTI, A.L. *Tratamento de esgotos pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtros de areia*. 191f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, Campinas, São Paulo, 2008.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.
- WEF. *Operation of municipal wastewater treatment plants*. Volume II. Manual of Practice n.11. Alexandria: WEF, 1996.
- WEF. Biological and chemical systems for nutrient removal. Alexandria: WEF, 1998. 399p.
- WERF. *Guidance manual for polymer selection in wastewater treatment plants*. Alexandria: WERF, 1995.

11

Síntese Global do Desempenho e da Confiabilidade dos Sistemas de Tratamento de Esgoto

Marcos von Sperling, Marcelo Teixeira Pinto, Sílvia Corrêa Oliveira

11.1 Introdução

Apesar dos resultados de cada grupo de processos de tratamento utilizados nas pesquisas já terem sido apresentados nos respectivos capítulos, inclui-se aqui uma visão conjunta de todos eles, de forma a possibilitar uma síntese global do desempenho e de forma a enfatizar a utilização de uma ferramenta, ainda pouco utilizada no setor, que é a análise de confiabilidade operacional.

A confiabilidade operacional de uma ETE está relacionada aos aspectos eletromecânicos de falhas nos equipamentos e aos aspectos inerentes ao próprio processo de tratamento. O que se busca é avaliar, com base nesta metodologia, o grau de confiabilidade que foi alcançado pelos sistemas experimentais utilizados e compará-los com os sistemas reais, definindo assim, o limite ou o padrão de efluente que poderíamos garantir, em cada processo.

Assim, os resultados operacionais utilizados neste capítulo retratam apenas as condições consideradas mais representativas para cada sistema, não se incluindo dados de fases operacionais menos representativas, com problemas operacionais ou com menor sucesso. Ademais, por uma questão de padronização, são analisadas apenas as concentrações do efluente tratado, não se abordando, portanto, cálculos de eficiência de remoção e nem a influência das concentrações afluentes ao sistema como um todo, ou a cada etapa do tratamento.

Os processos de tratamentos de esgoto pesquisados tiveram como ênfase a remoção de nutrientes por diversos sistemas de tratamento, podendo-se enumerar variantes dentro das seguintes grandes categorias: sistemas naturais; lodos ativados; filtros percoladores, submersos e híbridos; e tratamento avançado. Maiores detalhes sobre cada sistema podem ser obtidos nos capítulos anteriores.

11.2 Os sistemas experimentais e os processos utilizados

11.2.1 Sistemas naturais

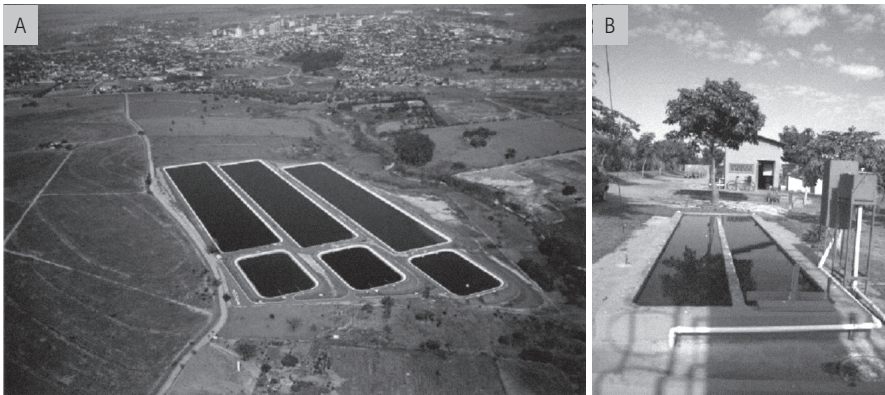
As pesquisas sobre sistemas naturais foram desenvolvidas pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela Universidade Federal de Minas Gerais e pela Universidade de São Paulo, em instalações mostradas nas Figuras de 11.1 a 11.4.

Na Universidade Federal de Minas Gerais, foi utilizado um sistema composto de Reator UASB + três lagoas de polimento em série e um filtro grosseiro (Figura 11.1). Na Universidade de São Paulo, utilizou-se uma lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa e lagoas terciárias com diferentes profundidades (Figura 11.2). O sistema pesquisado na Universidade do Rio Grande do Sul foi composto por um reator anaeróbio de alta taxa + lagoas de polimento com alta taxa e presença de perífiton (Figura 11.3). Na Universidade Federal de Minas Gerais, também foi pesquisado um sistema composto de Reator UASB + leito cultivado e não cultivado de fluxo horizontal sub-superficial (Figura 11.4).



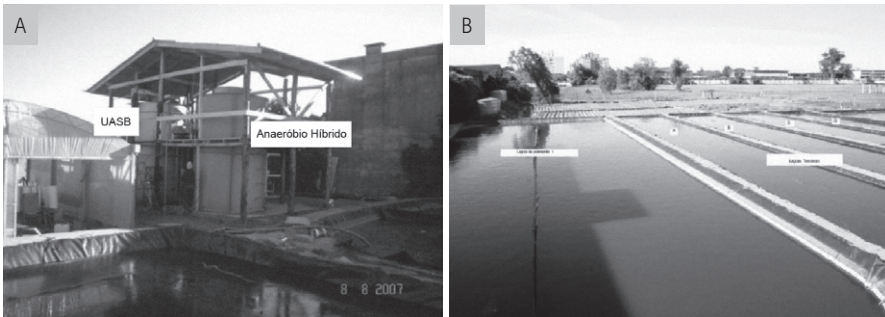
FONTE: UFMG.

Figura 11.1 Lagoas de polimento e filtro grosseiro



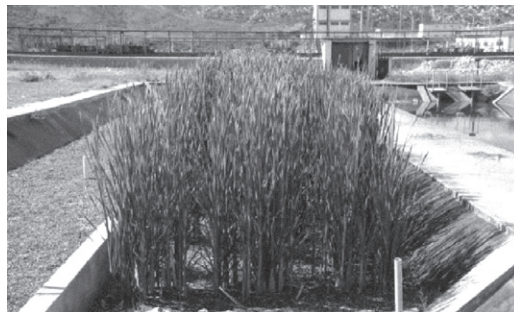
FONTE: USP.

Figura 11.2 Sistemas de lagoas (A) lagoas em escala real (B) lagoas rasas em escala piloto



FONTE: UFRGS.

Figura 11.3 Reator anaeróbio e lagoas de polimento (A) reator anaeróbio híbrido (B) lagoas com perífiton

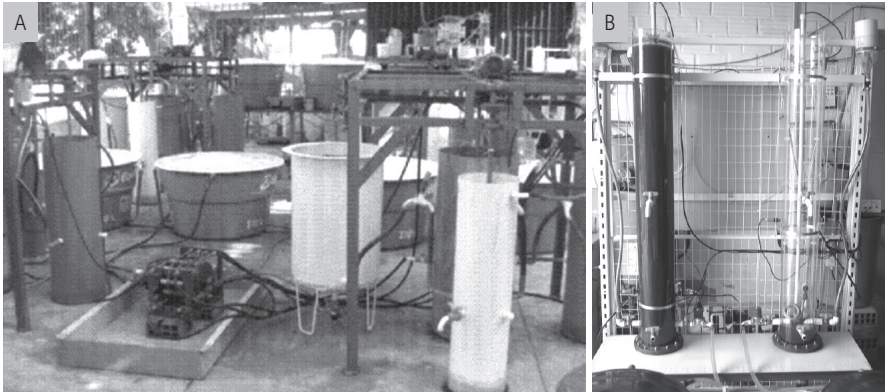


FONTE: UFMG.

Figura 11.4 Leito cultivado e leito não cultivado de fluxo horizontal subsuperficial (*wetlands* de fluxo horizontal)

11.2.2 Lodos ativados

As pesquisas sobre lodos ativados foram desenvolvidas pelas seguintes instituições: Universidade Federal de Campina Grande, com lodo ativado de fluxo contínuo e lodo ativado em batelada (RBS) – Figura 11.5; Universidade Federal do Pará, com reator híbrido de filme fixo (anaeróbio – aeróbio) – Figura 11.6; e Universidade Federal do Rio de Janeiro, com reator biológico com MBBR (reator biológico com leito móvel) – Figura 11.7.



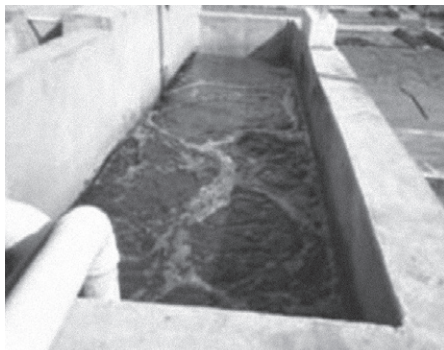
FONTE: UFCG.

Figura 11.5 Lodos ativados (A) fluxo contínuo (B) batelada



FONTE: UFPA.

Figura 11.6 Reator híbrido de filme fixo (anaeróbio – aeróbio)



FONTE: UFRJ.

Figura 11.7 Reator biológico (lodo ativado) com MBBR

11.2.3 Filtros percoladores, submersos e híbridos

As pesquisas sobre filtros percoladores e submersos foram realizadas nas seguintes instituições: Universidade Federal de Minas Gerais, com reator UASB + filtro biológico percolador (4 diferentes meios suporte) – Figura 11.8; Universidade Federal do Rio de Janeiro, com reator UASB + filtro biológico percolador (Figura 11.9); Universidade de São Paulo, com lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + filtro biológico percolador (Figura 11.10); Universidade Federal de Pernambuco, com reatores híbridos (UASB + filtros biológicos) – Figura 11.11; Universidade Federal do Rio Grande do Norte, com decanto-digestor + filtro anaeróbio (Figura 11.12). No final da pesquisa, um dos filtros passou a ser aerado.



FONTE: UFMG.

Figura 11.8 Reator UASB + filtro biológico percolador



FONTE: UFRJ.

Figura 11.9 Filtro biológico percolador + decantadores secundários



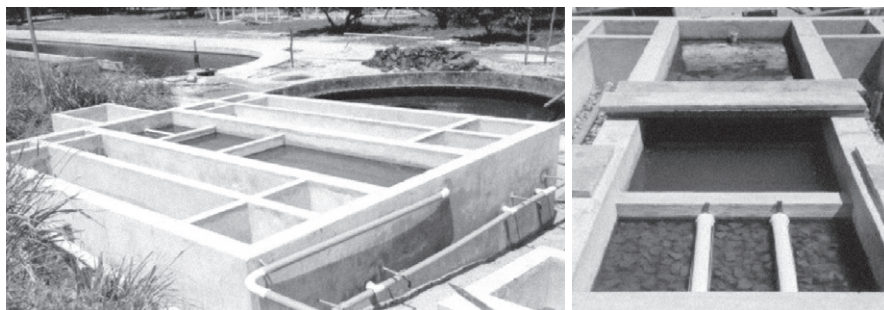
FONTE: USP.

Figura 11.10 Filtro biológico percolador



FONTE: UFPE.

Figura 11.11 Reatores híbridos (UASB + filtros biológicos)

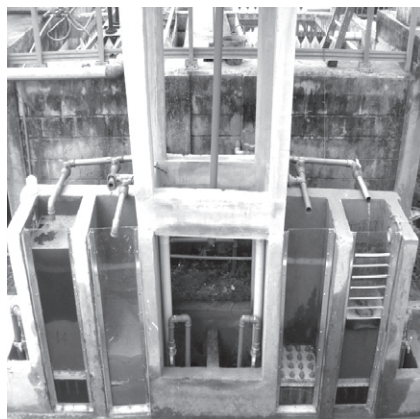


FONTE: UFRN.

Figura 11.12 Decanto-digestor + filtro anaeróbio

11.2.4 Tratamento avançado

Na Universidade Federal do Rio de Janeiro foi desenvolvida pesquisa sobre filtração terciária de efluentes de lodos ativados, nas instalações indicadas na Figura 11.13. Além disso, embora não houvesse sido estudado o processo de tratamento de esgoto em si, mas a utilização de seu efluente, devem ser registradas também as pesquisas da UNI-CAMP com filtração intermitente em areia, como pós-tratamento do efluente de um filtro anaeróbio.



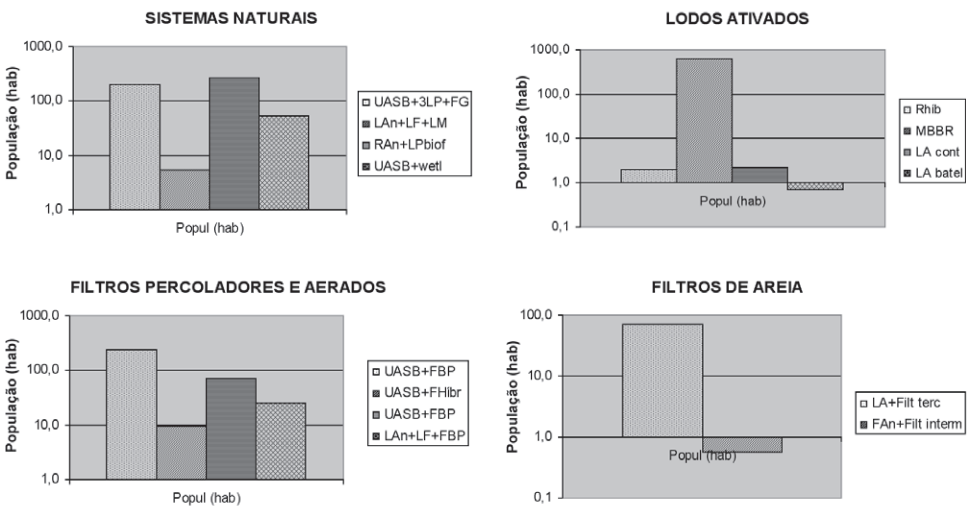
FONTE: UFRJ.

Figura 11.11 Filtração terciária de efluente de lodos ativados

11.2.5 A capacidade dos sistemas experimentais pesquisados

Um dos pontos característicos do Prosab é a realização de pesquisas em uma escala tal, que possa ser reproduzida, com pequenas ampliações, em aplicações reais, servindo também para a demonstração do funcionamento hidráulico do processo de

tratamento. Este objetivo foi cumprido na maioria dos sistemas investigados, como pode ser inferido da análise a seguir. A Figura 11.14 contém informações sobre as populações médias atendidas pelos sistemas pesquisados, admitindo-se uma contribuição média de esgoto igual a 150 L/habitante.d, incluindo infiltração. Observa-se que a maior parte das pesquisas foi efetuada com populações equivalentes, entre 10 e 100 habitantes, representativas de ETEs de pequeno porte, mas com potencialidade para representar de forma adequada, não só os aspectos de processo, mas também a hidráulica dos reatores.



FORNE: OS GRÁFICOS FORAM PRODUZIDOS A PARTIR DAS PESQUISAS DO PROSAB 5 – TEMA 2, PARA ESTE LIVRO.

Figura 11.14 Populações médias atendidas pelos sistemas de tratamento de esgoto investigado

ONDE: LAN: LAGOA ANAERÓBIA / LF: LAGOA FACULTATIVA / LA: LODO ATIVADO / FILT TERC: FILTRAÇÃO TERCIÁRIA / FILT INTERM: FILTRAÇÃO INTERMITENTE

11.3 Estatística descritiva da qualidade do efluente tratado alcançada nas unidades experimentais

Embora vários outros parâmetros tenham sido investigados, com consistência verificada e interpretados ao longo do período de pesquisa, a presente síntese centra-se na qualidade dos efluentes em termos de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e fósforo total (objetivo principal da rede de pesquisa), mas inclui também a DQO (parâmetro de grande importância no tratamento secundário de esgoto). A Tabela 11.1 apresenta a estatística descritiva destes parâmetros.

Tabela 11.1 – Estatística descritiva da concentração efluente dos parâmetros monitorados

DQO															
ESTATÍSTICA	PROCESSOS NATURAIS				LADOS ATIVADOS				FILTROS PERCOLADORES E AERADOS				FILTROS AREIA		
	UASB + 3LP + FG	LA _n + LF + LM	RAN + LPbiof	UASB + wetl	Rh _{ib}	MBBR	LA cont	LA batel	UASB + FBP	UASB + Fh _{ib}	UASB + FBP	LA _n + LF + FBP	Fan + Faer + Faer	LA + FTerc	FAn + Filt interm
Num dados	43	8	11	31	16	9	30	13	25	55	12	5	5	24	22
Média	121	298	148	41	54	98	51	64	76	55	48	141	79	26	46
Mínimo	18	143	10	13	12	45	3	6	42	9	22	117	39	2	3
Máximo	240	745	677	89	123	200	103	151	122	162	81	171	130	96	98
Coef. Var	0,46	0,65	1,26	0,44	0,58	0,53	0,47	0,62	0,28	0,61	0,42	0,17	0,41	0,71	0,58

Nitrogênio amoniacal															
ESTATÍSTICA	PROCESSOS NATURAIS				LADOS ATIVADOS				FILTROS PERCOLADORES E AERADOS				FILTROS AREIA		
	UASB + 3LP + FG	LA _n + LF + LM	RAN + LPbiof	UASB + wetl	Rh _{ib}	MBBR	LA cont	LA batel	UASB + FBP	UASB + Fh _{ib}	UASB + FBP	LA _n + LF + FBP	Fan + Faer + Faer	LA + FTerc	FAn + Filt interm
Num dados	72	32	11	31	16	9	30	13	14	53	12	24	6	19	0
Média	14	5	14	27	10	26	1	5	11	15	28	13	30	26	
Mínimo	3	0	6	13	2	10	1	1	6	1	19	1	16	3	
Máximo	29	13	27	45	19	53	4	17	16	41	36	23	43	63	
Coef. Var	0,52	0,69	0,37	0,31	0,62	0,62	1,02	0,90	0,25	0,64	0,19	0,46	0,34	0,76	

Nitrogênio total

ESTATÍSTICA	PROCESSOS NATURAIS			LADOS ATIVADOS			FILTROS PERCOLADORES E AERADOS			FILTROS ÁREA				
	UASB + 3LP + FG	LA ⁿ + LF + LM	RAN + LPbiof	Rh ^{ib}	MBBR	LA cont	LA batel	UASB + FBP	UASB + Fh ^{ib}	UASB + FBP	LA ⁿ + LF + FBP	Fan + Faer + Faer	LA + Ft ^{erc}	FAn + Filt ^{intern}
Núm dados	66	25	11	31	16	8	29	13	14	53	12	16	15	20
Média	19	23	15	31	31	37	4	32	20	20	50	23	45	9
Mínimo	2	15	8	17	21	24	2	13	10	2	36	9	30	0
Máximo	40	36	23	47	51	48	7	45	27	45	58	36	65	19
Coef. Var	0,48	0,27	0,27	0,28	0,29	0,19	0,31	0,28	0,25	0,59	0,12	0,41	0,25	0,66

Fósforo total

ESTATÍSTICA	PROCESSOS NATURAIS			LADOS ATIVADOS			FILTROS PERCOLADORES E AERADOS			FILTROS ÁREA				
	UASB + 3LP + FG	LA ⁿ + LF + LM	RAN + LPbiof	Rh ^{ib}	MBBR	LA cont	LA batel	UASB + FBP	UASB + Fh ^{ib}	UASB + FBP	LA ⁿ + LF + FBP	Fan + Faer + Faer	LA + Ft ^{erc}	FAn + Filt ^{intern}
Núm dados	78	6	11	31	16	8	30	13	0	54	12	4	20	21
Média	2,0	1,0	4,6	2,1	3,4	5,9	3,3	1,5	4,4	4,4	9,0	2,5	5,0	0,8
Mínimo	0,3	0,0	2,3	0,1	1,4	2,7	1,3	0,0	1,3	3,0	1,9	1,9	1,3	0,0
Máximo	4,0	2,3	6,4	7,1	5,4	13,3	6,2	4,7	7,0	12,0	4,0	4,0	13,1	1,7
Coef. Var	0,40	0,93	0,27	0,99	0,39	0,66	0,38	0,90	0,26	0,30	0,37	0,37	0,77	0,64

CONCENTRAÇÕES EM MG/L

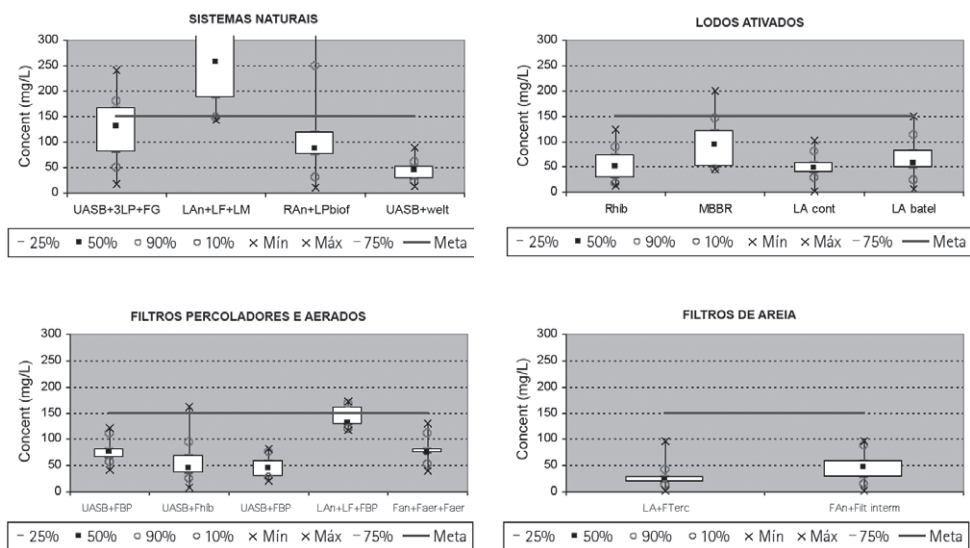
FONTE: A TABELA FOI PRODUZIDA A PARTIR DAS PESQUISAS DO PROSAB 5 – TEMA 2, PARA ESTE LIVRO.

NOTAÇÃO (UTILIZADA PARA OS GRÁFICOS E TABELAS DESSE CAPÍTULO):

LP: LAGOA DE POLIMENTO; FG: FILTRO GROSSO; LAN: LAGOA ANAERÓBIA; LF: LAGOA FACULTATIVA; LM: LAGOA DE MATUREZAÇÃO; LPBIOF: REATOR ANAERÓBIO; RAN: REATOR ANAERÓBIO; MBBR: REATOR BIOLÓGICO DE LEITO MÓVEL; LA CONT: LODO ATIVADO DE FLUXO CONTÍNUO; LA BATEL: LODO ATIVADO DE BATELADA; FBP: FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR; FHBR: FILTRO HÍBRIDO; LAN: LAGOA ANAERÓBIA; LF: LAGOA FACULTATIVA; LA: LODO ATIVADO; FLT: TERC. FILTRAÇÃO TERCIÁRIA; FAN: FILTRO ANAERÓBIO; FAER: FILTRO AERADO; FLT INTERM: FILTRAÇÃO INTERMITENTE

As Figuras de 11.15 a 11.18 apresentam os gráficos – *box-plot* das concentrações efluentes destes parâmetros, para cada sistema de tratamento de esgoto, separados nas quatro grandes categorias pesquisadas. Os gráficos mostram os percentis 10%, 25%, 50% (mediana), 75% e 90%, além dos valores mínimos e máximos encontrados. Inclui-se também uma linha horizontal, que serve como referência para a interpretação dos valores, e que corresponde à metas de qualidade para o efluente, definidas pela equipe do Prosab, a saber: DQO – 150 mg/L; N-amoniacoal – 20 mg/L; N-total – 25 mg/L; P total – 2 mg/L. Estes valores são referências hipotéticas, uma vez que não há padrões de lançamento para estes constituintes na Resolução CONAMA 357/05 (com exceção de N amoniacoal, o qual foi, no entanto, temporariamente suspenso – ver Resolução CONAMA 397/08). Naturalmente, os gráficos podem ser interpretados à luz de qualquer outro valor para a meta de qualidade, desde que reflita de melhor forma as realidades regionais. Para tanto, as próprias faixas ditadas pelos percentis nos gráficos (0, 10, 25, 50, 75, 90 e 100%) permitem a interpretação do atendimento a quaisquer outros valores para o padrão de lançamento.

DQO

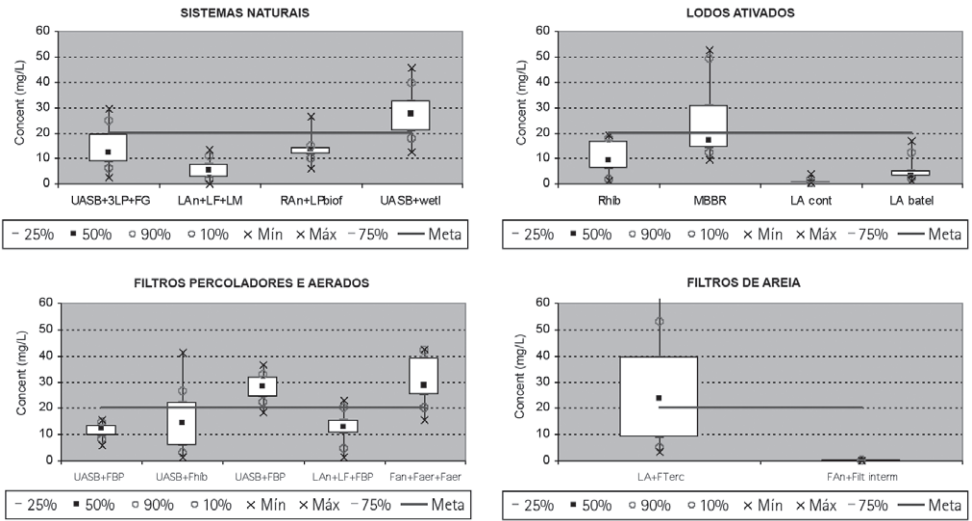


FONTE: OS GRÁFICOS FORAM PRODUZIDOS A PARTIR DAS PESQUISAS DO PROSAB 5 – TEMA 2, PARA ESTE LIVRO.

Figura 11.15

Gráfico box-plot da concentração efluente de DQO, para os diversos processos de tratamento de esgoto pesquisado

Nitrogênio amoniacal

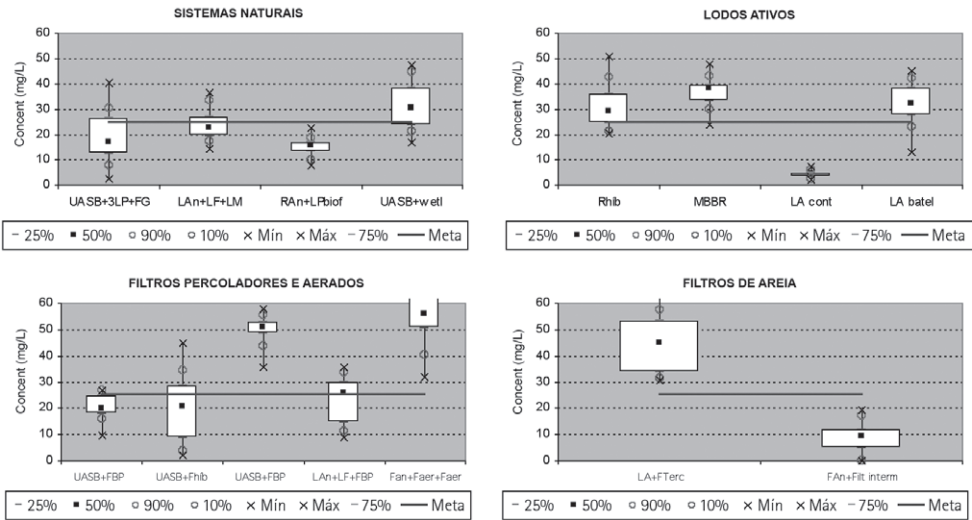


FORNE: OS GRÁFICOS FORAM PRODUZIDOS A PARTIR DAS PESQUISAS DO PROSAB 5 – TEMA 2, PARA ESTE LIVRO.

Figura 11.16 Gráfico box-plot da concentração efluente de N amoniacal, para os diversos processos de tratamento de esgoto pesquisado

BOX-PLOT COM TODOS OS VALORES NULOS INDICA QUE O PARÂMETRO NÃO FOI MONITORADO

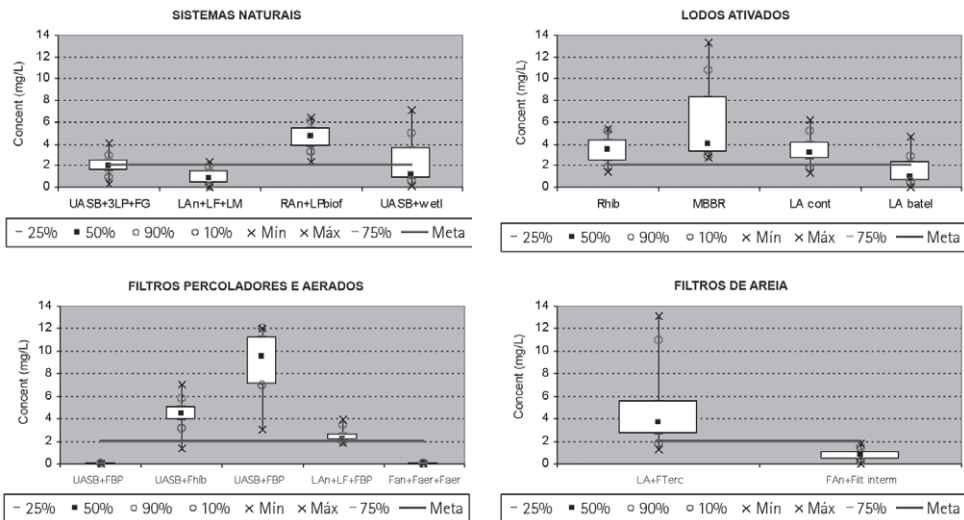
Nitrogênio total



FORNE: OS GRÁFICOS FORAM PRODUZIDOS A PARTIR DAS PESQUISAS DO PROSAB 5 – TEMA 2, PARA ESTE LIVRO.

Figura 11.17 Gráfico box-plot da concentração efluente de N total, para os diversos processos de tratamento de esgoto pesquisado

Fósforo total



FONTE: OS GRÁFICOS FORAM PRODUZIDOS A PARTIR DAS PESQUISAS DO PROSAB 5 – TEMA 2, PARA ESTE LIVRO.

Figura 11.18

Gráfico box-plot da concentração efluente de P total, para os diversos processos de tratamento de esgoto pesquisado

BOX-PLOT COM TODOS OS VALORES NULOS INDICA QUE O PARÂMETRO NÃO FOI MONITORADO

11.3.1 Considerações a respeito da DQO

Os sistemas naturais foram capazes de produzir efluentes com baixas concentrações, com significativo percentual abaixo dos padrões estipulados, com exceção de um dos sistemas pesquisados (sistema lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação).

As variantes de lodo ativado e os filtros de areia, percoladores e aerados, apresentaram percentis que atendem a meta de qualidade e variam entre 90 e 100%, com exceção de um dos sistemas de filtro percolador.

11.3.2 Considerações a respeito do Nitrogênio

A maioria dos sistemas pesquisados conduziu a valores médios inferiores a 20 mg/L de nitrogênio amoniacal, tomado como referência de meta de qualidade pela rede do Prosab. O sistema de *wetland* de fluxo horizontal pesquisado não apresentou eficiência suficiente na conversão ou remoção da amônia. Os sistemas de lodos ativados, de maneira geral, foram capazes de remover amônia por nitrificação, ao passo que o comportamento das diversas variantes de filtros percoladores e aerados esteve associado a desempenhos mais variáveis.

Comentários similares podem ser feitos para o nitrogênio total. No entanto, para os sistemas de lodos ativados, o nitrogênio total incorpora concentrações de nitrato mais

elevadas do que as verificadas nos outros sistemas — o que responde pelos teores de nitrato comparativamente bem mais elevados do que os de nitrogênio amoniacal, indicando ainda que a desnitrificação não foi expressiva em alguns sistemas. O filtro de areia intermitente alcançou concentrações abaixo da referência estipulada para nitrogênio total, ao passo que a filtração terciária, que recebeu concentrações relativamente elevadas do MBBR, não contribuiu muito com o desempenho esperado.

11.3.3 Considerações a respeito do Fósforo

De maneira geral, as concentrações dos efluentes não alcançaram os resultados esperados, definidos pela referência estipulada para lançamento em curso d'água. No entanto, caso os efluentes fossem encaminhados para uma utilização produtiva (como, por exemplo, a fertirrigação), a disponibilidade de nutrientes nos efluentes finais poderia ser considerada como um aspecto favorável.

Como mencionado, os resultados apresentados são oriundos de amostragens efetuadas durante o período experimental. Não se pode, simplesmente, utilizar de forma direta esses percentis de atendimento aos padrões obtidos nestas amostras e assumi-los como se fossem representativos de todo o período operacional. É preciso utilizar, para tanto, uma análise de confiabilidade operacional, que será tratada no item seguinte.

11.4 Análise de confiabilidade dos processos de tratamento de esgoto

11.4.1 Conceituação da análise de confiabilidade

A confiabilidade de um sistema pode ser definida como a probabilidade de se conseguir um desempenho adequado por um período específico de tempo, sob determinadas condições.

Em termos de desempenho de uma estação de tratamento, a confiabilidade pode ser entendida como a porcentagem de tempo em que se conseguem as concentrações esperadas no efluente, para cumprir os padrões de lançamento ou as metas de qualidade. Assim, uma ETE será completamente confiável se não houver falha no desempenho, ou seja, se não houver violação dos limites preconizados pelas legislações ambientais ou pela meta definida pela Companhia de Saneamento. A falha do processo de tratamento ocorrerá sempre que a meta ou padrão de lançamento for excedido.

Devido às inúmeras incertezas presentes no projeto e operação de estações de tratamento, existem alguns riscos de falha que são inevitáveis. Logo, as ETEs devem ser projetadas com base em uma medida aceitável de risco ou violação.

A probabilidade de falha é extremamente sensível à função de distribuição da concentração efluente. Conhecida esta distribuição, uma expressão pode ser utilizada para definir a fração do tempo em que uma dada concentração foi excedida no passado e, desta forma, prever o comportamento futuro de uma ETE, desde que as variáveis do processo continuem as mesmas (DEAN, FORSYTHE, 1976a).

A exigência mínima de confiabilidade deve ser determinada para estabelecer a magnitude da probabilidade de falha que poderá ser aceita. Para esta determinação, Niku *et al* (1981b) citam uma teoria de decisão estatística-econômica, que estabelece que os custos totais de estações de tratamento (considerando a construção, a operação e o valor do custo de falha multiplicado pela probabilidade de sua ocorrência) devem ser mínimos.

Os custos inicial e operacional do processo poderão sofrer grandes alterações, dependendo da confiabilidade desejada. Quando existem grandes expectativas com respeito à qualidade do efluente, poderá haver necessidade de modernos sistemas de controle, mão de obra mais especializada, exigência de tratamento terciário e/ou expansão física da estação. Qualquer uma destas modificações aumentará o custo inicial de construção e de operação.

Se, por outro lado, a opção for pela aceitação de maiores probabilidades de falha, haverá menor necessidade de procedimentos operacionais sofisticados e, conseqüentemente, menor custo. No entanto, as conseqüências das violações devem ser consideradas, bem como os custos tangíveis, e os intangíveis, a elas associados.

A confiabilidade de uma ETE é baseada na segurança de continuidade operacional dos equipamentos (confiabilidade eletromecânica) e no comportamento do processo de tratamento. Devido às variações na qualidade do efluente tratado, a estação de tratamento deve ser naturalmente projetada para produzir efluentes com concentrações abaixo dos padrões de lançamento. Para determinar uma concentração média, que garanta que a concentração do efluente estará abaixo de certo valor, com um determinado nível de confiabilidade, Niku *et al* (1979) desenvolveram um método que relaciona a concentração média do constituinte (valor de projeto) com os valores limites a serem cumpridos, baseando-se em análises probabilísticas.

11.4.2 Coeficiente de confiabilidade (CDC)

Uma série de estudos publicados sobre a distribuição de dados de concentração de constituintes oriundos de estações de tratamento de esgoto (a maioria deles considerando DBO e SST) reporta que a distribuição lognormal fornece o melhor ajuste aos valores de concentração efluente (DEAN, FORSYTHE, 1976a; DEAN, FORSYTHE, 1976b; NIKU *et al*, 1979; NIKU *et al*, 1981a; NIKU *et al*, 1981b; NIKU *et al*, 1982; BERTHOUEX,

HUNTER, 1981; BERTHOUEX, HUNTER, 1983; CHARLES *et al*, 2005). Um estudo efetuado por Oliveira (2006), considerando dados de 35 ETEs em operação nos estados de Minas Gerais e São Paulo, confirmou tais suposições ao determinar a distribuição de probabilidade mais representativa do comportamento dos indicadores DBO, DQO, SST, NT, PT e CF (coliformes fecais, ou coliformes termotolerantes) presentes no esgoto bruto e tratado.

A distribuição lognormal pode ser definida como a distribuição de uma variável aleatória cujo logaritmo apresenta distribuição normal. Ou seja, uma variável aleatória e positiva x é dita seguir um modelo distributivo lognormal, com média μ_x e desvio padrão σ_x , se a variável $y = \ln(x)$ for normalmente distribuída com média μ_y e desvio padrão σ_y . Esta distribuição é assimétrica, com uma longa cauda à direita da média.

A determinação da confiabilidade, a partir da função de distribuição lognormal da concentração do efluente, pode ser utilizada durante a fase de elaboração do projeto e na fase de operação. No primeiro caso, uma vez adotado o nível de confiabilidade desejado para a estação de tratamento de esgoto, determina-se um valor médio para cada constituinte. Busca-se garantir, desta forma, que a variação de concentração esperada só ultrapasse os valores permitidos em um número de vezes igual ao previsto pelo valor da confiabilidade adotada. O valor médio de concentração do efluente a ser adotado em projeto é obtido então, em função de um coeficiente de confiabilidade.

A confiabilidade pode também ser calculada em função da média e do desvio padrão, conforme apresentado nas equações seguintes. Dependendo da amostra de resultados utilizada, o valor encontrado representa a confiabilidade decorrente de todos os fatores intervenientes.

A metodologia aqui apresentada foi desenvolvida por Niku *et al* (1979). O coeficiente de confiabilidade (CDC) pode ser utilizado para estimar a confiabilidade das estações de tratamento de esgoto. Quer-se com isto dizer que usa-se o CDC para estimar a fração de tempo em que a concentração efluente não excede um certo valor padrão de referência previamente fixado. Para isto, devem ser utilizados os coeficientes de variação (desvio padrão / média aritmética) calculados para as ETEs estudadas.

Este coeficiente de confiabilidade relaciona valores das concentrações médias (valores de projeto) ao padrão a ser alcançado em uma base probabilística. Se, por exemplo, um padrão de 60 mg/L deve ser cumprido em 90% do tempo, o processo deve ser projetado e operado para alcançar uma concentração média efluente nas amostras realizadas tal que, mesmo com a variabilidade presente, este percentual seja alcançado. O valor médio do constituinte, m_x , poderá ser obtido a partir da equação:

$$m_x = (\text{CDC}) X_s \quad \text{Equação 11.1}$$

onde:

m_x : concentração média do constituinte

X_s : meta de qualidade ou padrão fixado por alguma legislação ou norma

CDC: coeficiente de confiabilidade.

Para se entender o conceito, tem-se que, por exemplo, uma ETE que tenha um coeficiente de confiabilidade para DBO calculado como 0,40 para uma confiabilidade de 90% (ver forma de cálculo a seguir), e tenha um padrão de lançamento de 60 mg/L, deverá operar com concentrações efluentes médias iguais a $0,40 \times 60 = 24$ mg/L para que, em 90% do tempo, as concentrações efluentes estejam dentro do padrão.

O coeficiente de confiabilidade é calculado em função de uma determinada probabilidade de falha α , situada entre 0 e 1. Assim, $(1 - \alpha)$ é a probabilidade de que a variável x não exceda o padrão X_s . No exemplo dado, $(1 - \alpha)$ é igual a 0,90 ou 90%, ou seja, $\alpha = 0,10 = 10\%$.

Após vários desenvolvimentos de equações relacionadas à distribuição lognormal, Niku *et al* (1979) chegaram à formulação que permite o cálculo do coeficiente de confiabilidade (ver descrição da teoria em Oliveira e von Sperling, 2007). O objetivo foi desenvolver uma expressão para o coeficiente de confiabilidade, a partir do qual possa ser computado o valor médio necessário para que o processo garanta um nível de confiabilidade $(1 - \alpha)$, dado um conhecido padrão X_s e um conhecido coeficiente de variação, $(CV = \sigma_x / \mu_x)$.

As equações seguintes permitem o cálculo do percentual de atendimento ao padrão e do coeficiente de confiabilidade:

$$Z_{1-\alpha} = \frac{\ln X_s - \left[\ln \mu_x - \frac{1}{2} \ln (1 + CV^2_x) \right]}{\sqrt{\ln (1 + CV^2_x)}} \quad \text{Equação 11.2}$$

$$\text{CDC} = \sqrt{CV^2 + 1} \times \exp \left[-Z_{1-\alpha} \sqrt{\ln (CV^2 + 1)} \right] \quad \text{Equação 11.3}$$

onde:

CV: coeficiente de variação (desvio padrão dividido pela média da distribuição existente)

$Z_{1-\alpha}$: variável normal central reduzida correspondente à probabilidade de não excedência $(1 - \alpha)$

Ressalta-se que o CDC é expresso com base nas propriedades dos dados originais e não dos logaritmos dos dados.

Assim, a partir dos valores dos coeficientes de confiabilidade (CDC) calculados é possível determinar as concentrações de projeto que seriam necessárias para o alcance de vários padrões especificados.

O segundo momento em que pode ser útil determinar a confiabilidade de uma ETE ocorre quando ela está em operação. Conhecendo-se a concentração média, o desvio padrão e a concentração padrão estabelecida para lançamento, determina-se a confiabilidade da estação utilizando-se a distribuição normal padronizada e os percentis associados à probabilidade acumulada (METCALF, EDDY, 1991).

Os coeficientes de variação (CV) são valores de fácil obtenção em ETEs, mas utilizados com pouca frequência. As Tabelas 11.2 e 11.3 resumem alguns dos valores obtidos na revisão bibliográfica de Brostel (2002), no estudo efetuado por Oliveira (2006) em dezenas de ETEs nos estados de SP e MG e nos valores observados em ETEs em operação em Brasília. São valores que podem servir de orientação para adoção destes coeficientes ou para análise dos coeficientes de variação encontrados em ETEs em operação.

Tabela 11.2 > Valores de CV encontrados para remoção de DBO e de SS, segundo diversos processos de tratamento de esgoto

TIPO DE PROCESSO / PARÂMETRO	DBO Valor médio	Faixa de Variação		Valor médio	Faixa de Variação		FONTE
		Valor mínimo	Valor máximo		Valor mínimo	Valor máximo	
Filtros	0,46	0,15	0,75	0,52	0,27	0,79	Niku <i>et al</i> (1982), <i>apud</i> Brostel (2002) - Valores relativos a 11 ETEs
Lodos ativados	0,66	0,34	1,11	0,79	0,32	1,7	Niku <i>et al</i> (1979), <i>apud</i> Brostel (2002) - Valores relativos a 37 ETEs
Lodos ativados	0,66	-	-	-	-	-	Rossmann <i>et al</i> (1986), <i>apud</i> Brostel (2002) - Valores relativos a 324 ETEs
Lodos ativados	0,37	0,24	0,63	0,3	0,18	0,44	SABESP (2001), <i>apud</i> Brostel (2002) - Valores relativos a 5 ETEs da Região Metropolitana de São Paulo
Lodos ativados	0,49	0,38	0,57	0,72	0,63	0,8	Oliveira (2006) - Valores relativos a 3 ETEs
Aeração prolongada	0,7	-	-	-	-	-	Rossmann <i>et al</i> (1986), <i>apud</i> Brostel (2002) - Valores relativos a 324 ETEs
Aeração prolongada	1,08	0,57	1,72	1,17	0,47	2,23	Oliveira (2006) - Valores relativos a 10 ETEs
Estabilização por contato e RBC	0,6	-	-	-	-	-	Rossmann <i>et al</i> (1986), <i>apud</i> Brostel (2002) - Valores relativos a 324 ETEs
Valo de Oxidação	0,57	-	-	-	-	-	Rossmann <i>et al</i> (1986), <i>apud</i> Brostel (2002) - Valores relativos a 324 ETEs
Lagoas estabilização e filtros biológicos (leito plástico)	0,5	-	-	-	-	-	Rossmann <i>et al</i> (1986), <i>apud</i> Brostel (2002) - Valores relativos a 324 ETEs
Filtros biológicos (leito pedra)	0,4	-	-	-	-	-	Rossmann <i>et al</i> (1986), <i>apud</i> Brostel (2002) - Valores relativos a 324 ETEs
Fossas filtro	0,61	0,32	1,14	0,66	0,36	1,35	Oliveira (2006) - Valores relativos a 19 ETEs
Lagoas facultativas primárias	0,58	0,22	1,9	0,58	0,16	2,52	Oliveira (2006) - Valores relativos a 74 ETEs
Lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas	0,55	0,08	1,13	0,47	0,01	1,8	Oliveira (2006) - Valores relativos a 44 ETEs
Lagoas tipo Samambaia (com reator UASB interno) com lagoa de maturação	0,41	0,23	0,60	-	-	-	Brostel <i>et al</i> (2006) - Valores referentes a 2 ETEs
UASB + Lagoas aeradas (1 LAMC+4 LAF)	0,34	0,20	0,48	-	-	-	Brostel <i>et al</i> (2006) - Valores referentes a 2 ETEs
Reatores UASB	0,61	0,19	1,42	0,71	0,46	0,95	Oliveira (2006) - Valores relativos a 10 ETEs
Reatores UASB seguidos por diversos tipos de pós-tratamento	0,67	0,39	1,1	0,76	0,41	1,21	Oliveira (2006) - Valores relativos a 8 ETEs

Tabela 11.3 > Valores de CV encontrados para remoção de N e P, segundo diversos processos de tratamento de esgoto

TIPO DE PROCESSO / PARÂMETRO	FÓSFORO TOTAL			NTK			FONTE
	Valor médio	Faixa de Variação		Valor médio	Faixa de Variação		
		Valor mínimo	Valor máximo		Valor mínimo	Valor máximo	
Lodos ativados com remoção biológica de nutrientes (Phoredox)	0,49	0,42	0,55	0,44	0,40	0,49	Dados básicos provenientes do sistema de controle operacional da CAESB, do período 2005 a 2008 - 296 dados - 2 ETEs
Lodos ativados com remoção biológica de nutrientes (Phoredox) + polimento químico por flotação	0,62	0,55	0,70	0,50	0,41	0,58	Dados básicos provenientes do sistema de controle operacional da CAESB, do período 2005 a 2008 - 320 dados - 2 ETEs
Lodos ativados em batelada com remoção biológica de nutrientes	0,79	-	-	0,49	-	-	Dados básicos provenientes do sistema de controle operacional da CAESB, do período 2006 a 2008 - 230 dados - 1 ETE

11.4.3 Percentual esperado de atendimento aos padrões de lançamento

O cálculo do percentual de atendimento aos padrões é efetuado utilizando-se a equação (11.2). De posse dos valores de $(1-\alpha)$ são obtidos os valores correspondentes à probabilidade cumulativa da distribuição normal padronizada (distribuição Z). Estes valores são determinados por meio da função DIST.NORMP do Excel, mas são facilmente encontrados em livros texto de estatística (como: SNEDECOR; COCHRAN, 1989; LAPPONI, 2005). Estes valores, correspondentes à área subentendida pela curva normal central reduzida, são equivalentes ao percentual de atendimento alcançado.

Um exemplo prático de aplicação da equação (11.2) é dado para uma ETE que, por exemplo, apresentasse valores médios de concentração efluente de DBO igual a 25 mg/L e CV = 0,51. Para um padrão de lançamento para DBO de 60 mg/L, o percentil $Z_{1-\alpha}$ calculado seria:

$$Z_{1-\alpha} = \frac{\ln(60) - \left[\ln(25) - \frac{1}{2} \ln(0,51^2 + 1) \right]}{\sqrt{\ln(0,51^2 + 1)}} = 2,054 \quad \text{Equação 11.4}$$

A partir de tabelas de valores da distribuição normal padronizada (ver Tabela 11.4), para $Z_{1-\alpha} = 2,054$, o valor correspondente para $1-\alpha$ será 0,98. Isto significa que, para esta ETE, o percentual esperado de atendimento a este padrão de lançamento específico é de 98% (2% do tempo em violação), caso a estação de tratamento mantenha as mesmas condições de operação.

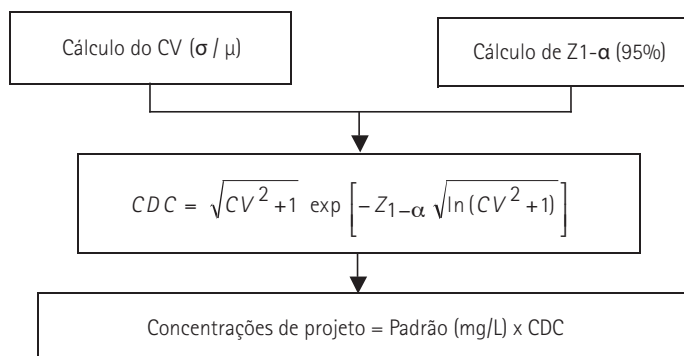
Tabela 11.4 > Valores da distribuição normal padronizada

PROBABILIDADE CUMULATIVA ($1 - \alpha$) = CONFIABILIDADE	$Z_{1-\alpha}$
99	2,326
98	2,054
95	1,645
90	1,282
80	0,842
70	0,525
60	0,253
50	0,000

FONTE: VALORES CALCULADOS PARA ESTE LIVRO.

11.4.4 Concentrações de projeto necessárias para o alcance de padrões de lançamento

A determinação das concentrações médias a serem adotadas em projeto ou alcançadas na operação, considerando um nível de confiabilidade de $(1-\alpha)$ – ($1-\alpha$ do tempo cumprindo com os padrões, e α do tempo fora dos padrões), deve seguir os passos descritos no fluxograma apresentado na Figura 11.19.



FONTE: FIGURA ELABORADA PARA ESTE LIVRO.

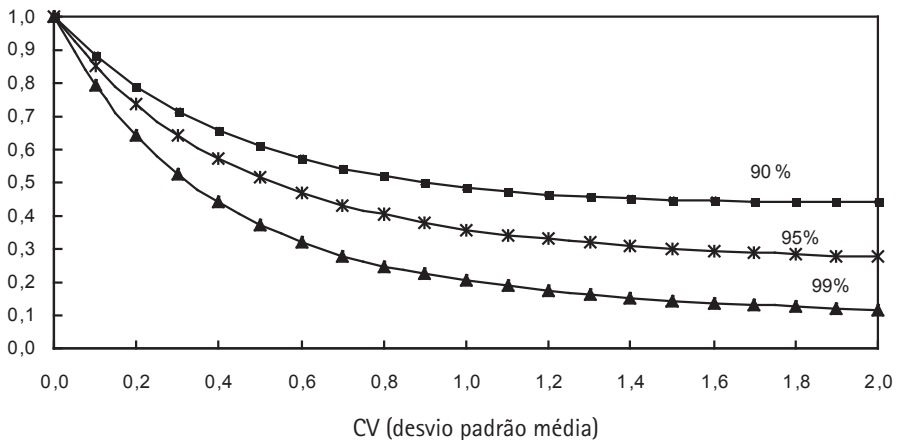
Para uma melhor visualização da relação entre CDC e CV, apresentam-se uma tabela e um gráfico de valores de CDC em função do CV, calculados segundo a equação (11.3), considerando uma ampla faixa de coeficientes de variação. São considerados os níveis de confiabilidade de 90%, 95% e 99%, o que permite uma leitura direta do valor de CDC para um dado CV, conforme mostrado na Tabela 11.5 e na Figura 11.20.

Como pode ser visto pelas curvas traçadas para diferentes níveis de confiabilidade, o comportamento se altera à medida que se elevam os graus de confiabilidade desejados. Cabe enfatizar que, quanto maior o nível de confiabilidade desejado, menores deverão ser os coeficientes de variação para a obtenção de elevados coeficientes de confiabilidade.

Tabela 11.5 > Valores de CDC em função do CV, considerando diferentes níveis de confiabilidade

NÍVEL DE CONFIABILIDADE	CV											
	0	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0	1,2	1,4	1,6	1,8	2,0	
90%	1,00	0,79	0,66	0,57	0,52	0,49	0,47	0,45	0,45	0,44	0,44	
95%	1,00	0,74	0,57	0,47	0,40	0,36	0,33	0,31	0,30	0,29	0,28	
99%	1,00	0,64	0,44	0,32	0,25	0,20	0,17	0,15	0,14	0,13	0,12	

FONTE: TABELA ELABORADA PARA ESTE LIVRO, SEGUNDO A EQUAÇÃO 11.3.



FONTE: FIGURA ELABORADA PARA ESTE LIVRO, SEGUNDO A EQUAÇÃO 11.3.

Figura 11.20 Valores de CDC em função do CV, considerando diferentes níveis de confiabilidade

Para um melhor entendimento dos valores de CDC constantes na Tabela 11.5 e na Figura 11.20, tome-se como exemplo um valor de CV igual a 0,8 e um nível de confiabilidade de 95% ($\alpha = 0,05$) – o que implicará em um valor de CDC de 0,4. Isto

significa que, para cumprir um determinado padrão de lançamento durante 95% do tempo, a concentração efluente média de um dado constituinte deverá ser, de acordo com a equação (1): $m_x = (\text{CDC}) \cdot X_s = 0,40 X_s$. Para um padrão de 60 mg/L de DBO, por exemplo, isto significa que a concentração efluente de projeto deverá ser $m_x = 0,40 \times 60 = 24$ mg/L. Para uma avaliação em termos da operação de uma ETE existente, pode-se interpretar que a concentração média efluente deverá ser de 24 mg/L. Cálculos similares podem ser efetuados para diferentes valores de CV e de α .

Deve-se ressaltar que baixos valores de CV e, conseqüentemente, altos valores de CDC, não implicam bons desempenhos, mas apenas uma condição mais estável de operação. Pequenos valores de coeficientes de confiabilidade implicam menores valores de concentrações efluentes de projetos, necessários para o cumprimento de padrões de lançamento, como será comentado mais detalhadamente a seguir.

11.4.5 Aplicação da análise de confiabilidade às pesquisas do Prosab

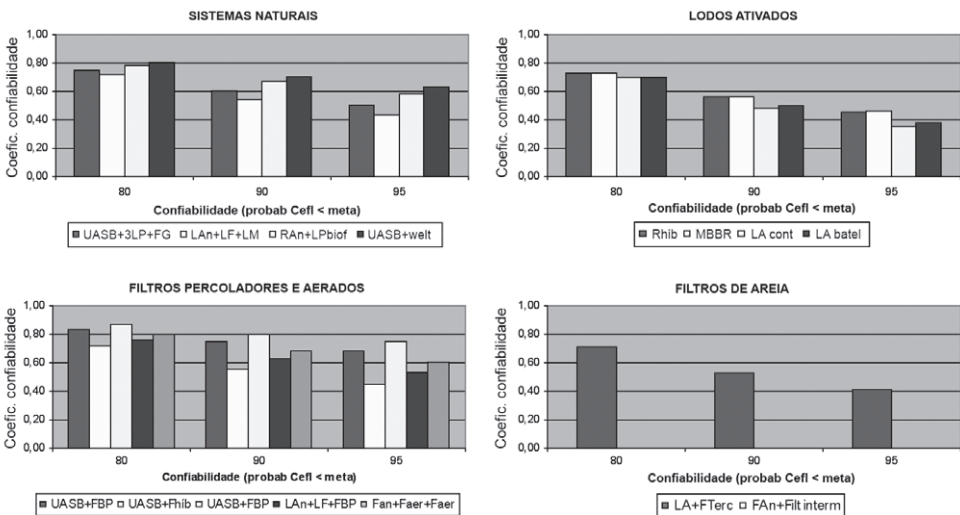
Para os diversos sistemas de tratamento de esgoto investigados no Prosab (ver descrição no item 11.1), foram calculados o coeficiente de variação (CV = desvio padrão/média, valores estes apresentados no item 11.2) e o coeficiente de confiabilidade (usando a equação 11.3, para os níveis de confiabilidade de 80%, 90% e 95%). Os parâmetros de qualidade analisados foram: as concentrações efluentes de DQO; de N amoniacal; de N total e de P total.

A Tabela 11.6 apresenta os valores de CV obtidos para cada parâmetro e sistema de tratamento. Observa-se que a maioria dos valores de CV situou-se entre 0,30 e 0,70. Contudo, foram encontrados valores superiores a 1,00 — o que demonstra uma alta variação dos resultados experimentais, fato problemático para uma definição de padrão. Os valores de CV encontrados nas pesquisas do Prosab situam-se na mesma faixa dos valores das ETEs reais, reportados nas Tabelas 11.2 e 11.3.

A Tabela 11.7 lista os valores de CDC obtidos. Conforme já comentado, quanto maior o nível de confiabilidade ($1-\alpha$), menor o valor de CDC; isto é: ao se multiplicar o CDC pelo valor do padrão de lançamento, obter-se-á uma menor média aritmética da concentração efluente (ver equação 11.1), o que implica a necessidade do sistema trabalhar com maior eficiência. Para uma confiabilidade de 80%, o CDC variou entre 0,70 e 0,80 para todos os parâmetros de qualidade. Já para a maior confiabilidade (95%), o CDC situou-se, na maior parte dos casos, entre 0,40 e 0,60. Isto implica que, para um atendimento de 80% do tempo ao padrão de lançamento, as concentrações médias efluentes deverão situar-se em torno de 0,70 x padrão e 0,80 x padrão, ao passo que, para o elevado percentual de 95%, deverão restringir-se a valores em torno de 0,40 x padrão e 0,60 x padrão.

Considerando-se que o presente Edital do Prosab dedicou-se principalmente à remoção de nutrientes, com especial destaque para amônia, são tecidas considerações adicionais a seguir acerca da confiabilidade relacionada à concentração efluente de N amoniacal dos sistemas de tratamento. A razão desta maior ênfase é devido ao fato de haver um padrão de lançamento explícito na Resolução Conama 357/05 (20 mg/L) – embora este padrão tenha sido temporariamente suspenso.

A Figura 11.21 apresenta a visualização dos coeficientes de confiabilidade obtidos para os processos de tratamento investigados, para as confiabilidades de 80%, 90% e 95%. O comportamento das variantes dos sistemas de lagoas e de lodos ativados é relativamente homogêneo entre si. A maior variabilidade entre processos pode ser observada para as variantes dos filtros percoladores e aerados – o que é compreensível face a grande diversidade entre os sistemas pesquisados em termos de concepção e configuração.



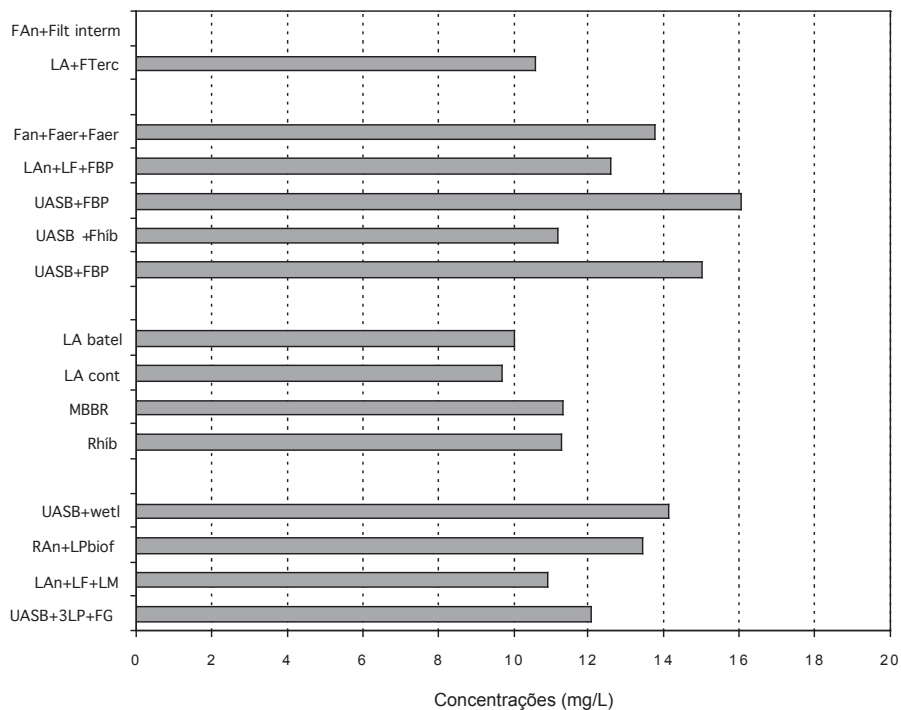
FORNE: FIGURA ELABORADA PARA ESTE LIVRO, A PARTIR DAS PESQUISAS DO PROSAB 5 – TEMA 2.

Figura 11.21

Coeficientes de confiabilidade obtidos para a concentração efluente de nitrogênio amoniacal

A Figura 11.22 ilustra os valores requeridos para as concentrações médias de N amoniacal, para que se cumpra com o padrão de 20 mg/L durante 90% do tempo (confiabilidade de 90%). Observa-se que os valores médios situam-se, para a maioria dos processos de tratamento pesquisados, entre 10 e 14 mg/L. Isto serve como um importante alerta para que os projetos dos novos sistemas sejam efetuados para a obtenção destes valores médios, e não do valor mais elevado, de 20 mg/L.

Concentrações Efluentes Médias Requeridas (confiabilidade de 90%)



FONTE: FIGURA ELABORADA PARA ESTE LIVRO, A PARTIR DAS PESQUISAS DO PROSAB 5 – TEMA 2.

Figura 11.22

Concentrações efluentes médias de N amoniacal requeridas para alcance do padrão de 20 mg/L, para os diversos sistemas de tratamento pesquisados (confiabilidade de 90%)

Tabela 11.6 > Valores do coeficiente de variação CV

	PROCESSOS NATURAIS				Lodos Ativados			Filtros Percoladores e Aerados				Filtros Área			
	UASB+ 3LP+FG	LAn+ LF+LM	RAn+ LPbiof	UASB +wetl	Rhíb	MBBR	LA cont	LA batel	UASB +FBP	UASB +Fhíb	UASB +FBP	LAn+LF +FBP	Fan+Faer +Faer	LA+ Fterc	FAn+ Filt: interm
DQO	0,46	0,65	1,26	0,44	0,58	0,53	0,47	0,62	0,28	0,61	0,42	0,17	0,41	0,71	0,58
N amoniacal	0,52	0,69	0,37	0,31	0,62	0,62	1,02	0,90	0,25	0,64	0,19	0,46	0,34	0,76	
N total	0,48	0,27	0,27	0,28	0,29	0,19	0,31	0,28	0,25	0,59	0,12	0,41	0,34	0,25	0,66
P total	0,40	0,93	0,27	0,99	0,39	0,66	0,38	0,90		0,26	0,30	0,37		0,77	0,64

CV = DESVIO PADRÃO / MÉDIA

FONTE: OBS: TABELAS ELABORADAS PARA ESTE LIVRO, A PARTIR DAS PESQUISAS DO PROSAB 5 – TEMA 2.

Tabela 11.7 > Valores dos coeficientes de confiabilidade (CDC), para distintos níveis de confiabilidade

	PROCESSOS NATURAIS			Lodos Ativados			Filtros Percoladores e Aerados			Filtros Área					
	UASB+ 3LP+FG	LAn+LF +LM	RAn+ LPbiof	UASB+ wetl	Rhíb	MBBR	LA cont	LA batel	UASB+ FBP	UASB+ Fhíb	UASB+ FBP	LAn+LF +FBP	Fan+Faer +Faer	LA+ Fterc	FAn+Filt: interm
DQO	0,76	0,72	0,71	0,77	0,73	0,75	0,76	0,73	0,82	0,73	0,77	0,88	0,77	0,72	0,73
	0,63	0,56	0,46	0,64	0,58	0,60	0,62	0,57	0,73	0,57	0,65	0,82	0,65	0,54	0,58
	0,54	0,45	0,32	0,55	0,48	0,50	0,53	0,46	0,66	0,46	0,56	0,77	0,56	0,43	0,48
N amoniacal	0,75	0,72	0,79	0,81	0,73	0,73	0,70	0,70	0,84	0,72	0,87	0,76	0,80	0,71	
	0,60	0,55	0,67	0,71	0,57	0,57	0,48	0,50	0,75	0,56	0,80	0,63	0,69	0,53	
	0,51	0,43	0,59	0,63	0,46	0,46	0,36	0,38	0,68	0,45	0,75	0,54	0,61	0,41	
	0,76	0,83	0,83	0,82	0,82	0,87	0,81	0,82	0,84	0,73	0,91	0,78	0,80	0,84	0,72
N total	0,62	0,74	0,73	0,73	0,72	0,80	0,71	0,73	0,75	0,58	0,87	0,65	0,69	0,76	0,55
	0,52	0,67	0,67	0,66	0,65	0,75	0,63	0,66	0,69	0,47	0,83	0,56	0,61	0,69	0,44
	0,78	0,70	0,83	0,70	0,78	0,72	0,78	0,70	0,83	0,81	0,79			0,71	0,73
P total	0,65	0,50	0,73	0,49	0,66	0,56	0,67	0,50	0,74	0,71	0,67	0,67	0,69	0,53	0,56
	0,57	0,37	0,67	0,36	0,58	0,45	0,58	0,38	0,68	0,64	0,59			0,41	0,45

FONTE: TABELAS ELABORADAS PARA ESTE LIVRO, A PARTIR DAS PESQUISAS DO PROSAB 5 – TEMA 2.

Referências bibliográficas

- BERTHOUEX, P.M.; HUNTER, W.G. Simple statistics for interpreting environmental data, *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 53, n. 2, p. 167-175, 1981.
- BERTHOUEX, P.M., HUNTER, W.G. How to construct reference distributions to evaluate treatment plant effluent quality; *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 55, n. 12, p. 1417-1424, 1983.
- BROSTEL, R.C. *Formulação de modelo de avaliação de desempenho global de estações de tratamento de esgotos sanitários*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, 2002.
- BROSTEL, R.C.; SOUZA, M.A.A. *Determinação da confiabilidade operacional das estações de tratamento de esgotos do Distrito Federal*. In: XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Anais..., Campo Grande, 2006.
- CHARLES, K.J. et al. Effluent quality from 200 on-site sewage systems: design values for guidelines, *Water Science & Technology*, v. 51, n. 10, p. 163-169, 2005.
- DEAN, R.B; FORSYTHE, S.L. Estimating the reliability of advanced waste treatment. *Water & Sewage Works*, part 1, June, 1976a.
- DEAN, R.B; FORSYTHE, S.L. Estimating the reliability of advanced waste treatment, *Water & Sewage Works*, part 2, June, 1976b.
- LAPPONI, J.C. *Estatística usando Excel*. 1ª ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2005. 476 p.
- METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3. ed. Metcalf & Eddy, Inc., 1991. 1334 p.
- NIKU, S; SCHROEDER, E.D; SAMANIEGO F.J. Performance of activated sludge process and reliability-based design, *Journal Water Pollution Control Association*, v. 51, n. 12, p. 2841 - 2857, Dec., 1979.
- NIKU, S; SCHROEDER, E.D. Factors affecting effluent variability from activated sludge processes, *Journal Water Pollution Control Association*, v. 53, n. 5, p. 546 - 559, May, 1981a.
- NIKU, S. et al. Performance of activated sludge process: reliability, stability and variability, *Environmental Protection Agency (EPA)*, Grant nº R805097-01, p. 1 - 124, 1981b.
- NIKU, S; SCHROEDER, E.D; HAUGH, R.S. Reliability and stability of trickling filter processes, *Journal Water Pollution Control Association*, v. 54, n. 2, p. 129 - 134, Feb. 1982.
- OLIVEIRA, S.M.A.C. *Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos*. 2006. 231 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.
- OLIVEIRA, S.C; VON SPERLING, M. Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos, *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 4, p. 389-398, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.
- ROSSMAN, L.A; ASCE, M; CONVERY, J.J. A perspective on performance variability in municipal wastewater treatment facilities. IN: Karamouz, M; Brick, W.J. *WaterForum'86: World Water Issues in Evolution*. Vol.1. NY, U.S.A: ASCE, 1986. p.1073-1080.

SABESP. *Síntese de informações operacionais dos sistemas de esgotos da RMSP*. Unidade de negócio de tratamento de Esgotos. Divisão de engenharia de desenvolvimento operacional. SABESP, SP. 2001.

SNEDECOR, G.W.; COCHRAN, W.G. *Statistical Methods*. 8 ed. Ames: Iowa State University Press, 1989. 503 p.

12

Elementos para Decisão Acerca do Reúso ou Lançamento do Esgoto Tratado

*Marcelo Teixeira Pinto, Eugênio Foresti, Roque Piveli,
José Marques Júnior e Marcos von Sperling*

12.1 Introdução

As estações de tratamento de esgoto no Brasil, salvo exceções, são concebidas visando ao lançamento do efluente final em corpos d'água naturais. Assim, a premissa natural para a escolha de processos e parâmetros de dimensionamento é a capacidade de diluição e assimilação do corpo receptor, tomando-se por referência a vazão média do esgoto tratado e a vazão mínima do corpo receptor. Para esta última, costuma-se ter por referência a restritiva vazão mínima de sete dias consecutivos com período de retorno de dez anos, a chamada $Q_{7,10}$.

Por outro lado, reconhece-se que os sistemas biológicos de tratamento de esgoto, quando projetados visando apenas a remoção de matéria orgânica, resultam em efluentes com concentrações ainda elevadas de nitrogênio e fósforo. Casos assim são verificados em efluentes de lagoas de estabilização, reatores anaeróbios do tipo UASB, lagoas aeradas mecanicamente seguidas de lagoas de decantação, filtros percoladores ou mesmo processos de lodos ativados convencionais.

Desta forma, com os processos usuais de tratamento de esgoto, o atendimento pleno à legislação federal, a Resolução Conama 357/2005, alterada pela Resolução 397/2008, só é possível quando se pode contar com graus elevados de diluição, considerando as condições mais desfavoráveis de estiagem. Do contrário, haverá necessidade de remoção adicional de nutrientes. A remoção de nitrogênio, embora possa ser conseguida

eficientemente pela via biológica, requer arranjos mais sofisticados para que possibilite reações complexas de nitrificação e desnitrificação.

Da mesma forma, a remoção biológica de fósforo, embora possa ser aumentada por processos de assimilação e armazenamento biológico, denominado "luxury uptake", poderá exigir tratamento físico-químico complementar à base de coagulação e floculação química. Esta estratégia, contudo, além de demandar significativos esforços e custos operacionais, nem sempre é suficiente para atender às exigências do corpo receptor. Considere-se, por exemplo, o lançamento com grau de diluição cinco em corpo receptor com concentração admissível de 0,1 mgP/L (água classe 1 em ambiente lótico). A concentração limite de fósforo no esgoto tratado terá de ser, no máximo, 0,5 mgP/L (assumindo concentração nula no curso d'água a montante do lançamento), que corresponde a um valor alcançável apenas mediante tratamento físico-químico. Já há, nestas condições, contudo, alguma dificuldade de garantia de forma consistente. Como podem ser previstas situações de graus de diluição ainda menores em regiões áridas ou montanhosas e, ainda, em ambientes lênticos, há de se admitir que o atendimento seguro aos padrões para fósforo pode exigir tratamento ainda mais oneroso.

O uso agrônômico de esgoto tratado emerge como alternativa. É uma alternativa que pode associar-se aos processos de tratamento de esgoto substancialmente mais simples do que aquele a ser proposto para lançamento em corpo d'água, principalmente no que se refere à não necessidade de remoção de nitrogênio e fósforo.

Desta forma, é recomendável que esta prática seja considerada, sobretudo nos casos em que as dificuldades de atendimento aos padrões de qualidade da água do corpo receptor sejam maiores. Se entendido como viável, o uso agrícola poderá interferir inclusive na localização da estação de tratamento de esgoto a ser implantada.

Por outro lado, é importante lembrar que não existe irrigação com esgoto tratado na época das chuvas, e portanto, em regiões com significativas precipitações pluviométricas é necessário prever a disposição do esgoto tratado também no corpo receptor, atendendo a legislação pertinente, embora com maior poder de diluição, em face do maior caudal dos rios nessa época.

Neste capítulo, procurou-se discutir os fatores intervenientes para que os tomadores de decisão pudessem definir a melhor rota de disposição dos esgotos tratados, bem como, esboçar uma análise crítica do estado da arte do tema.

12.2 Fatores intervenientes na análise de decisão para definição da rota de disposição

Embora pareça que entre lançar os esgotos tratados no corpo receptor ou utilizá-los diretamente para fins agronômicos, há uma decisão simples a ser tomada, a escolha da melhor rota de disposição passa por uma análise que deve considerar: a legislação atual; a confiabilidade operacional do sistema que está sendo projetado; o conhecimento do potencial de uso agrícola em relação à água e nutrientes; as técnicas de irrigação; as exigências ambientais e de saúde pública; os aspectos sociais envolvidos referentes à aceitação desta prática; as relações entre a empresa de saneamento e os usuários; os fatores econômicos e os fatores situacionais. Portanto, não é uma decisão fácil, por envolver não só conhecimento técnico ou exigências legais, mas também questões sociais e organizacionais das operadoras.

12.2.1 As exigências ambientais e de saúde pública

Conforme já discutido no Capítulo 2, as condições para o lançamento de efluentes, direta ou indiretamente, nos corpos d'água nacionais estão definidas na Resolução Conama 357/2005, alterada pela Resolução 397/2008. Elas estabelecem os limites máximos de concentração no corpo d'água e no esgoto a ser lançado, para diversos parâmetros de qualidade.

Estes limites somente poderão ser ultrapassados quando o estudo de autodepuração comprovar que o impacto do lançamento do efluente não implicará alteração do enquadramento do corpo receptor.

Por outro lado, as questões de saúde pública envolvendo produtos agronômicos são tratadas nas recomendações da Organização Mundial de Saúde (1989; 2006), já bastante exploradas em outras publicações do Prosab (BASTOS, 2003; FLORENCIO *et al*, 2006).

Assim, é importante que os projetistas atentem para o fato de que devem atender a exigências distintas na produção de esgoto tratado para uso agronômico ou para despejo em cursos d'água.

12.2.2 As exigências e procedimentos para irrigação e hidroponia

Plantas crescem e se desenvolvem satisfatoriamente com aporte adequado de água, luz e nutrientes. Alguns ambientes agrícolas brasileiros possuem água e luz em quantidades satisfatórias, porém os solos são geralmente ácidos, apresentando baixa reserva em nutrientes essenciais. Por outro lado, na região do semi-árido do nordeste brasileiro, os ambientes são providos de luz e nutrientes, apresentando deficiência de água por muitos meses ou anos consecutivos. É importante ressaltar que nutrientes e água apresentam custos elevados para os sistemas de produção agrícola.

Águas residuárias apresentam consideráveis quantidades de nutrientes essenciais ao crescimento e desenvolvimento de plantas. Por isso, são consideradas de grande potencial para fertirrigação em sistemas de produção agrícola. Porém, os nutrientes das águas residuárias apresentam-se, via de regra, em quantidades desbalanceadas, causando desordens nutricionais para algumas culturas agrícolas. As culturas absorvem quantidades de água e nutrientes diferenciadas ao longo do seu ciclo, e, portanto, estes dois elementos devem ser oferecidos de acordo com as demandas hídricas e fases do crescimento das culturas. Programas de monitoramento devem ser estabelecidos para identificar e combater possíveis riscos ambientais e riscos à saúde humana.

Na experiência do Prosab, estudos têm demonstrado a viabilidade da aplicação de águas residuárias para várias culturas agrícolas, nas principais regiões brasileiras. Tecnologias de saneamento e irrigação têm sido desenvolvidas para reduzir os excessivos teores de nitrogênio e fósforo das águas residuárias e para disposição do efluente tratado de maneira mais adequada para atendimento das necessidades hídricas das culturas agrícolas. Dentre as muitas culturas agrícolas estudadas no programa, destacam-se a mamona, o milho, as gramíneas forrageiras, a cana-de-açúcar, o eucalipto e o cultivo de flores regionais em sistema de hidroponia. Estas culturas fertirrigadas com águas residuárias têm alcançado produtividades superiores às médias regionais em vários estados do Brasil. Merecem destaque os baixos custos destes sistemas quando utilizadas as águas residuárias.

Solos profundos, argilosos, ácidos e de baixa reserva em bases, são indicados como aqueles de maior aptidão para fertirrigação com águas residuárias, tendo em vista as contribuições para construção da fertilidade do solo e segurança ambiental. Solos de regiões semi-áridas necessitam de maiores cuidados no monitoramento dos teores de sódio, tendo em vista os riscos de salinização. No âmbito da Rede Prosab, destaque tem sido dado, em vários projetos abrangendo as principais classes de solos do Brasil, ao estudo e monitoramento do processo de lixiviação, considerando, em especial, os elementos nitrogênio, fósforo e sódio. Os resultados, até o momento, informam que os teores destes elementos encontrados no lixiviado estão de acordo com a legislação atual.

No panorama mundial, para atender ao crescimento populacional (que atualmente é de 6,7 bilhões e está estimado em 11 bilhões de pessoas em 2050) será preciso, pelo mínimo, dobrar a quantidade de alimentos produzidos. A única forma de alcançar esta meta é desenvolver e usar tecnologia de campo. Portanto, ressalta-se a importância das aplicações das águas residuárias em sistemas agrícolas, visando o aproveitamento de água e nutrientes, principalmente em comunidades carentes.

12.2.3 Os fatores organizacionais das operadoras

A quase totalidade das operadoras dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário não têm experiências ou profissionais exigidos para atuar de forma adequada em um processo de disposição de esgoto tratado visando o uso agrônômico. Uma parceria entre o setor de saneamento e os agricultores, orientados por profissionais do setor agrícola, pode ser o caminho para que esta estratégia possa passar da pesquisa para a realidade diária. Não é possível pensar nesta possibilidade sem que as operadoras comecem a assumir um papel diferente neste contexto: que passem a ser gerenciadoras do sistemas, ao invés de simples lançadoras de esgoto tratado nos cursos d'água, em que pese o atendimento de todos os dispositivos legais.

Minimamente, parte-se do princípio de que a empresa de saneamento será responsável pelo monitoramento da qualidade da água do lençol freático em poços instalados na área irrigada com esgoto tratado, cujas diretrizes deverão ser regulamentadas em legislação específica. Possivelmente, também poderá ser empreendido um programa de controle das características físicas, químicas e biológicas do solo da área em questão. Mas é necessário, principalmente, que se adote os preceitos dos ciclos de gestão, em que é feito o planejamento, a execução, o monitoramento e as ações de correção, tal como adotado no controle do processo da própria estação de tratamento. Ou seja, a área de irrigação deve fazer parte do processo de tratamento.

Isto requer mudança de atitude, diferentes profissionais, novas habilidades e competências para lidar com uma atividade complexa, e que tem seus objetivos muitas vezes diferentes dos atuais e convencionais assumidos pelo setor de saneamento.

12.2.4 Os fatores econômicos

Em linhas gerais, o uso agrônômico de esgoto tratado traz aspectos econômicos positivos e negativos, tanto para o setor de saneamento como para o setor agrônômico, que serão maximizados dependendo de uma série de fatores situacionais. A utilização do esgoto tratado para fins agrônômicos evita, no primeiro momento, a necessidade de adoção de processos para remoção de nutrientes, permitindo a adoção de concepções mais simplificadas para o tratamento do esgoto — o que resulta em operação mais simples e menos onerosa. Importante redução nos custos operacionais também é obtida em função da inexistência do consumo de coagulantes e auxiliares de floculação para remoção de fósforo e por prescindir de cuidados adicionais no tratamento do lodo.

Outro aspecto positivo para o setor de saneamento decorre da localização da estação de tratamento. Na maioria das vezes, a estação de tratamento está localizada mais próxima do ponto de lançamento no corpo receptor do que de uma área agrícola. Entretanto, em algumas situações, há a necessidade de transportar o esgoto tratado por

meio de emissários, de modo a vencer longas distâncias, até que seja alcançado um curso d'água de maior vazão ou de classe menos restritiva para receber o lançamento em questão. Neste cenário, e caso exista uma área agrícola mais próxima, ficaria menos oneroso fazer o reúso do esgoto do que alcançar, por meio de emissários, o ponto de lançamento mais adequado no curso d'água.

Para o setor agrônômico, os principais benefícios trazidos pelo esgoto tratado correspondem aos aportes de água e nutrientes. Em relação ao aporte de água pelo esgoto, quando se considera a comparação com culturas irrigadas com água de melhor qualidade, o uso do esgoto tratado trará substancial economia, sem contabilizar os ganhos ambientais. Quando se compara com culturas não irrigadas, prática corrente em nosso país, todos os projetos de pesquisa desenvolvidos no Prosab levaram a produtividades bastante superiores quando as culturas foram irrigadas com esgoto tratado.

Devido ao aporte de N, P e outros nutrientes pelo esgoto, são obtidas reduções significativas das quantidades necessárias dos principais insumos para a adubação química convencional. Nas pesquisas do Prosab, desenvolvidas sob diferentes condições de solo, clima, tipo de cultura e tipo de efluente, a economia de fertilizantes reduziu-se de 1/3 a 2/3, podendo-se tomar por referência a economia de 50% no uso de adubos químicos.

Como aspecto negativo para o setor de saneamento, considere-se uma situação mais desfavorável, em que a empresa de saneamento tenha a necessidade de adquirir a área para a implantação das culturas a serem irrigadas com o esgoto tratado. Ainda assim, esta alternativa poderá ser confrontada com o tratamento para lançamento em corpo d'água quando se tem restrições severas em relação ao fósforo. Este cálculo pode indicar que adquirir o terreno para a irrigação pode ser mais econômico do que realizar o tratamento terciário.

Outro aspecto negativo para o setor de saneamento é a necessidade de reservação do efluente, ou tratamento complementar para lançamento em corpo d'água, quando ocorrer período de chuvas ou outra situação que impeça a utilização agrônômica do efluente. Dependendo da extensão do período chuvoso, o efluente poderá ser retido, caso a elevação do nível de água nos tanques de tratamento seja hidráulicamente possível. Isto é particularmente facilitado em sistemas de lagoas de estabilização, por possuírem área relativamente extensa. Porém, se a necessidade de acúmulo de esgoto tratado se estender por vários dias, a equalização poderá tornar-se inviável por requerer grandes volumes. Neste caso, se não houver a possibilidade de se utilizarem lagoas de armazenamento, a alternativa poderá ser a complementação do tratamento durante o período em que a descarga no corpo receptor é necessária, resultando assim em um maior ônus para implantação do sistema. Nesse caso, a necessidade de

tratamento físico-químico poderá ser acionada apenas nestes períodos, resultando em importante economia operacional quando se compara com a utilização deste tratamento de forma ininterrupta.

Deve ser lembrado também que, por tratar-se de períodos chuvosos, a vazão do corpo d'água será maior, assim como sua capacidade de diluição. Mas, o balanço de massa poderá indicar facilidades, ou mesmo demonstrar a não necessidade de tratamento complementar. Com relação ao nitrogênio, cuja remoção se dá por processo biológico, ocorre maior dificuldade em se trabalhar com o sistema de forma intermitente.

Elencando-se os aspectos negativos para o setor agrônômico, tem-se que um dos problemas a ser enfrentado pelos agricultores é a possível aceleração do processo de sodificação ou de salinização do solo, o que exigiria recursos para correção periódica. Entende-se que isto será necessário, de acordo com as características do efluente utilizado, do solo e da cultura, e reduzirá a vantagem obtida com a economia de adubos químicos e água. Mas, ainda assim, esta circunstância não representa ameaça considerável à viabilidade econômica do uso agrônômico de esgoto tratado.

Além disso, o uso agrônômico de esgoto tratado leva à necessidade de atenção especial aos aspectos de segurança, podendo exigir treinamento dos agricultores, aquisição e manutenção de equipamentos de proteção individual e controle sanitário do sistema solo-planta. O sistema de irrigação também poderá sofrer interferência, uma vez que técnicas de irrigação por gotejamento e sub-superficial são mais seguras. A aspersão, por outro lado, permite maior distribuição do esgoto, atenuando seus efeitos sobre o solo.

12.2.5 Aspectos sociais

A escolha da cultura tem papel decisivo na avaliação da viabilidade da irrigação com esgoto tratado, pois, a resistência cultural poderá trazer restrições à comercialização do produto final. A barreira de ordem cultural somente poderá ser superada mediante programas educacionais, além dos próprios resultados dos primeiros sistemas – motivo adicional para que estes sistemas sejam conduzidos em obediência rígida às boas práticas agrônômicas e sanitárias.

12.2.6 Os fatores situacionais

Estações de tratamento de esgoto são instaladas, geralmente, nos locais mais baixos da cidade. Isto ocorre devido ao fato de se buscar o escoamento do esgoto, das residências até o local de tratamento, por gravidade. Da mesma forma, áreas agrícolas, salvo as exigências e características do solo, são geralmente instaladas próximas a cursos d'água, devido à necessidade deste insumo para o seu desenvolvimento. Cursos d'água geralmente são formados em fundos de vales e nas partes mais baixas do terreno, devido ao escoamento natural das águas. Portanto, de forma natural,

tratamento de esgoto, áreas agrícolas, e cursos d'água estariam muito próximos, facilitando a integração entre estas atividades.

Ocorre que muitas vezes, contudo, isto não acontece. Seja pela distância, pelas características do solo, ou pela ocupação urbana, estas áreas podem estar a uma distância que inviabilize a utilização direta do esgoto tratado nas áreas agrícolas. Bombear o esgoto tratado para outra região acarreta custos operacionais e de implantação que podem inviabilizar a sua utilização direta, conforme já discutido no item 2.4

12.2.7 A confiabilidade operacional dos sistemas

De acordo com os estudos desenvolvidos por Eisenberg *et al* (2001), a variação na concentração do efluente decorrente das falhas ou da manutenção de componentes mecânicos não tem sido muito significativa quando a operadora possui um adequado programa de manutenção. Neste caso, os equipamentos da ETE teriam uma disponibilidade operacional de aproximadamente 100% do tempo, observada em um período de longo prazo. Considerando esta situação, a confiabilidade teórica da ETE seria definida apenas pelas características típicas de seu processo de tratamento. Características estas que poderiam, então, ser comparadas aos dados de desempenho operacional, caracterizando a eficácia do projeto e o modo de gerenciamento técnico e operacional da operadora.

Conforme mencionado, a consideração da confiabilidade durante a fase de seleção dos processos de tratamento e elaboração do projeto da ETE é de grande importância para assegurar o alcance das concentrações ou cargas admissíveis pelo corpo receptor, ou mesmo para assegurar o uso agrônômico do efluente. Supondo que um determinado processo possua Coeficiente de Variação (CV) da ordem de 0,30 a 0,60, e que o projeto tenha sido elaborado para atender a valores médios de concentração de um determinado constituinte (DBO, por exemplo), verifica-se que a confiabilidade irá variar entre 55% a 60% e que, em parte considerável do tempo, a ETE estará funcionando fora dos padrões estabelecidos.

Estas considerações são importantes, uma vez que a maioria dos relatos de desempenho operacional das unidades de tratamento aponta apenas resultados médios de um determinado período que, quando comparados com os padrões de lançamento (que indicam o valor máximo permissível), não representarão a realidade. Portanto, é imprescindível que a estação de tratamento seja projetada para atender sempre aos limites descritos nas exigências ambientais e sanitárias, que não devem, portanto, ser tratados como uma média de resultados.

As técnicas de análise de confiabilidade operacional foram discutidas detalhadamente no Capítulo 11.

12.3 Protocolo simplificado de decisão

Conforme comentado neste capítulo, o efluente de uma estação de tratamento de esgoto pode ter dois destinos: lançamento em corpo d'água e utilização produtiva. No contexto deste livro e do presente item, a principal rota de utilização produtiva é a fertirrigação. Do ponto de vista da companhia responsável pela operação do sistema de esgotamento sanitário, uma importante definição é de quanto da vazão de esgoto tratado segue para cada rota, sabendo-se ainda que esta distribuição pode variar entre o período seco (com maior demanda para irrigação com esgoto) e chuvoso (com demanda menor ou nula).

Apresenta-se, neste item, um protocolo simplificado de determinação das vazões a serem direcionadas para cada rota. O protocolo está implantado em planilha Excel, intitulada "Protocolo Decisão Lançamento Reúso", disponibilizada no site do Prosab (www.finep.gov.br/programas/prosab.asp). Ressalta-se o caráter grandemente simplificado do protocolo e da própria planilha, os quais objetivam, principalmente, ilustrar a linha de raciocínio que pode ser empregada neste processo decisório. Não são incluídos aspectos econômicos, economia com fertilizantes, economia com eventual tarifa para o lançamento do esgoto, custo de transporte e bombeamento do esgoto, impacto de parâmetros agrônômicos de importância (como sódio, condutividade etc) e outros itens que compõem a decisão em uma situação real. A ótica é a da companhia de saneamento, que tem como produto o esgoto tratado, caracterizado pela sua vazão, DBO, amônia, fósforo e coliformes.

A primeira etapa do protocolo é entrar com os valores das vazões e concentrações médias do esgoto tratado, tanto para o período seco, quanto para o período chuvoso (caso sejam diferentes). As características médias do esgoto são função do processo de tratamento utilizado, e os valores devem ser obtidos do projeto (no caso de estações ainda não implantadas) ou do monitoramento do efluente (no caso de estações já existentes). Tendo-se as vazões e concentrações, calculam-se as cargas geradas no efluente ($\text{carga} = \text{vazão} \times \text{concentração}$), conforme mostrado na Figura 12.1.

Ao se avaliar a rota do lançamento no corpo d'água, deve-se observar o atendimento ao padrão de qualidade do corpo receptor, ditado pela Resolução CONAMA 357/05, em função de sua classe de enquadramento. Para DBO, amônia, fósforo e coliformes há valores limite, tal como apresentado no capítulo 2. No presente exemplo, as concentrações no corpo d'água foram estimadas tendo em vista apenas a equação da mistura esgoto-rio no ponto de lançamento, sem qualquer modelagem do seu decaimento ou transformação ao longo do percurso no rio:

PLANEJAMENTO PARA DESTINAÇÃO DE EFLUENTE TRATADO PARA LANÇAMENTO EM CORPO D'ÁGUA OU USO AGRÍCOLA (IRRIGAÇÃO)

Células em cinza claro: dado de entrada a ser preenchido

Células em cinza escuro: dado de saída importante

DADOS DO EFLUENTE TRATADO

		Mês seco	Mês chuvoso	
Vazão média efluente Q_e	m ³ /d	1000	1200	A vazão poderá ser a mesma do mês seco
	m ³ /mês	30000	36000	
Concentrações médias efluentes		Mês seco (com irrigação)	Mês chuvoso (sem irrigação)	
(a operação da ETE poderá variar com a destinação do efluente)				
DBO	mg/L	80	50	As concentrações poderão ser as mesmas do período seco
N total	mg/L	35	18	
N amoniacal	mg/L	30	15	
P total	mg/L	5	2	
E. coli	NMP/100mL	1.00E+03	2.00E+03	
Cargas mensais médias geradas		Mês seco (com irrigação)	Mês chuvoso (sem irrigação)	
DBO	kg/mês	2400	1800	
N total	kg/mês	1050	648	
N amoniacal	kg/mês	900	540	
P total	kg/mês	150	72	

FONTE: ELABORADA PARA ESTE LIVRO.

Figura 12.1 Dados do esgoto tratado

$$C_o = \frac{Q_r \cdot C_r + Q_e \cdot C_e}{Q_r + Q_e} \quad \text{Equação 12.1}$$

onde:

 C_o : concentração do constituinte na mistura (mg/L ou g/m³) C_r : concentração do constituinte no rio, imediatamente a montante do ponto de mistura (mg/L ou g/m³) C_e : concentração do constituinte no esgoto, imediatamente a montante do ponto de mistura (mg/L ou g/m³) Q_r : vazão do rio (m³/d) Q_e : vazão do esgoto (m³/d)

No exemplo, por simplicidade, admitiu-se que o rio é totalmente limpo, ou seja, as concentrações dos quatro constituintes analisados (DBO, amônia, fósforo e coliformes) são nulas. Podem-se adotar valores diferentes para as vazões e concentrações do esgoto tratado, para os períodos seco e chuvoso. Para o curso d'água, naturalmente, as vazões serão diferentes entre os dois períodos, e elas influenciarão a capacidade de diluição.

Ao se avaliar a rota da utilização agrícola, devem ser especificados, em função da cultura e do solo, os valores desejados das taxas de aplicação hidráulica (m³/ha.mês) e dos nutrientes N e P (kg/ha.mês). Em função destes valores, e conhecendo-se a vazão e a

carga disponibilizada pelo esgoto tratado, determina-se a área passível de irrigação. Caso esta área seja menor do que a área disponível, prevalece o valor da área passível de irrigação. No entanto, caso ela seja maior do que a área efetivamente disponível para irrigação, prevalece o valor da área disponível.

Com a área a ser efetivamente irrigada, e tendo por base as taxas de aplicação desejadas e as características do esgoto tratado, calcula-se a vazão necessária para irrigação. Caso desejado, pode-se levar em consideração ainda a influência da precipitação direta sobre a área irrigada.

As figuras de 12.2 a 12.4 ilustram imagens destes trechos da planilha, mostrando o raciocínio do protocolo proposto.

IRRIGAÇÃO

Células em cinza claro: dado de entrada a ser preenchido

Células em cinza escuro: dado de saída importante

Área passível de ser irrigada

Cultura		Nome da cultura
Solo		Tipo de solo
Taxas de aplicação desejadas		
Vazão	m3/ha.mês	3000
Nitrogênio	kg/ha.mês	100
Fósforo	kg/ha.mês	20

Área passível de irrigação, segundo as cargas disponíveis no efluente da ETE (mês seco)

Área em função de taxa hidráulica	ha	10.0
Área em função de taxa de N	ha	10.5
Área em função de taxa de P	ha	7.5
Área em função de demanda hídrica	ha	10.0
Área que atende todos os fatores	ha	7.5

Área disponível para irrigação

Área disponível para receber os efluentes tratados

ha 20.0

Área a ser efetivamente irrigada

(entrar com um valor, menor ou igual ao da área disponível, e que atenda ao critério da demanda hídrica ou ao critério de atendimento a todos os fatores)

ha 7.5

Cargas passíveis de serem direcionadas para reúso na área irrigada (área x taxa de aplicação hidráulica)

Vazão	m3/mês	22500
Nitrogênio	kg/mês	750
Fósforo	kg/mês	150

Vazão direcionada para reúso, em função das taxas (carga passível / concentração média efluente no mês com irrigação)

Vazão para taxa hidráulica	m3/mês	22500
Vazão para carga de N	m3/mês	21429
Vazão para carga de P	m3/mês	30000

Vazões necessárias para irrigação

Vazão que atende a todos os critérios (menor valor entre os valores) m3/mês

Vazão para critério de demanda hídrica (taxa hidráulica) m3/mês

21429
22500

Precipitação

Precipitação média mensal mm/mês

Aporte de vazão por precipitação direta sobre a área irrigada m3/mês

Mês seco Mês chuvoso
0 200
0 15000

FONTE: ELABORADA PARA ESTE LIVRO.

Figura 12.2 Dados sobre a área irrigável e as vazões e cargas requeridas

Células em cinza claro: dado de entrada a ser preenchido

Células em cinza escuro: dado de saída importante

Vazões de efluente a serem direcionadas para irrigação (= vazão necessária - vazão disponível por precipitação)

Vazão que atende a todos os critérios (menor valor entre os valores)

m3/mês

Vazão para critério de demanda hídrica (taxa hidráulica)

m3/mês

Mês seco

Mês chuvoso

21429

6429

22500

7500

Entrar com valor com base na tabela acima, segundo critério da demanda hídrica ou do atendimento a todos os fatores

Entrar com valor com base na tabela acima: zero se não houver irrigação no período chuvoso; outro valor, inferior ao do período seco, caso haja irrigação no período chuvoso

Definição da vazão para cada destino

m3/mês

m3/d

Mês seco (com irrigação)

Reúso Lançamento

21000

9000

700

300

Mês chuvoso (sem irrigação)

Reúso Lançamento

6000

30000

200

1000

CARGAS E TAXAS APLICADAS NA ÁREA EFETIVAMENTE IRRIGADA

Distribuição das cargas

Período seco

Período chuvoso

	Reúso	Lançamento	Reúso	Lançamento
Vazão (m3/mês)	21000	9000	6000	30000
N (kg/mês)	735	315	108	540
P (kg/mês)	105	45	12	60

TAXAS DE APLICAÇÃO RESULTANTES NA ÁREA IRRIGADA

	Período seco	Período chuvoso	Lâmina aplicada	Período seco	Período chuvoso
Vazão (m3/ha.mês)	2800	800	Vazão (mm/d)	9.3	2.7
N (kg/ha.mês)	98	14.4			
P (kg/ha.mês)	14	1.6			

FONTE: ELABORADA PARA ESTE LIVRO.

Figura 12.3 Determinação das vazões e cargas em cada rota de destinação

CORPO RECEPTOR

Concentrações resultantes no corpo receptor, assumindo concentrações nulas a montante do lançamento

		Mês seco	Mês chuvoso
Vazão média mensal do rio Qr	m3/d	1600	4200

Concentrações resultantes (equação da mistura)

(equação da mistura, com Cr=0)

(a célula ficará com cor diferente se for infringido o padrão)

		Mês seco	Mês chuvoso	Padrão ambiental Resol. Conama 357/05
DBO	mg/L	12.6	9.6	5
Amônia	mg/L	4.7	2.9	3.7
Fósforo	mg/L	0.8	0.4	0.1
E. coli	NMP/100mL	1.58E+02	3.85E+02	1.00E+03

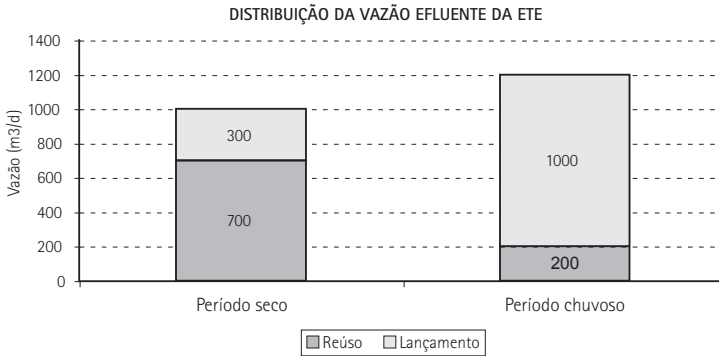
FONTE: ELABORADA PARA ESTE LIVRO.

Figura 12.4 Avaliação do atendimento aos padrões de qualidade do corpo receptor

Com base nas informações citadas, a planilha calcula qual o valor da vazão a ser direcionada para lançamento no corpo receptor e para irrigação, tanto no período seco, quanto no chuvoso, conforme mostrado na Figura 12.5.

DISTRIBUIÇÃO DA VAZÃO EFLUENTE SEGUNDO O DESTINO

Vazão (m ³ /d)	Período seco	Período chuvoso
Reúso	700	200
Lançamento	300	1000

**Observações**

Os valores acima são meramente ilustrativos da sequência de cálculo, e não têm qualquer compromisso em reproduzir situações reais.

A planilha pode ser feita para diferentes concentrações efluentes, áreas irrigadas, culturas irrigadas (taxas aplicadas), solos e razões de diluição no corpo receptor.

Podem ser inseridos outros parâmetros: Na, condutividade etc

FONTE: ELABORADA PARA ESTE LIVRO.

Figura 12.5

Resumo das vazões a serem direcionadas para cada rota (lançamento e irrigação) nos períodos seco e chuvoso

Deve-se destacar que a planilha está preenchida com valores numéricos, sem qualquer preocupação em reproduzir condições reais, mas objetivando tão somente mostrar o funcionamento da sequência de cálculo que dá base ao protocolo de decisão. O usuário deverá preencher os próprios valores e, caso necessário, modificar ou adaptar a planilha, bem como inserir outros condicionantes que sejam importantes na sua situação real.

12.4 Análise crítica e o histórico das pesquisas do tema

O interesse pela utilização de esgoto sanitário em atividades urbanas, industriais e agrícolas tem sido renovado, e sua prática mostra-se cada vez mais frequente em vários países (FINEP, 2004). O aumento de demanda de água como consequência dos processos de desenvolvimento e urbanização está tornando crítica a disponibilidade de recursos hídricos em muitas regiões, inclusive naquelas em que esses recursos eram considerados abundantes. Uma das principais causas é a deterioração da qualidade da água devido ao uso intensivo do solo e ao lançamento de águas residuárias, sem qual-

quer tratamento (ou após tratamento pouco eficiente), nos corpos d'água superficiais, tornando-a imprópria a vários usos nobres, como o abastecimento urbano.

Além da contaminação por organismos patogênicos e por substâncias que oferecem riscos à saúde, a presença de matéria orgânica e de nutrientes (nitrogênio e fósforo, principalmente) causa a deterioração de corpos d'água mesmo em locais distantes, a jusante do lançamento, como lagos, represa e estuários. A crescente escassez de água de boa qualidade impõe a adoção de medidas que permitam a economia de água, bem como a recuperação da qualidade da água dos mananciais existentes.

A economia de água por meio do reúso de esgoto sanitário para fins não potáveis tem sido largamente empregada. Em países onde a disponibilidade de água é pequena, como Israel, o uso agrícola de esgoto pré-tratados é intenso (BRENNER *et al*, 2000). Na Europa, a preocupação com o reúso da água é crescente, havendo extenso material bibliográfico sobre este tema. Questões como a necessidade de regulamentação do uso e de uma política integrada de recursos hídricos que inclua o reúso de esgoto para fins não potáveis têm sido amplamente debatidas (BIXIO *et al*, 2006). Em muitos países, a legislação sobre lançamento de efluentes tratados em corpos d'água tem se tornado extremamente restritiva, principalmente no que se refere às concentrações de nitrogênio e fósforo admissíveis, levando ao desenvolvimento de tecnologias inovadoras para a remoção desses constituintes (ANGELAKIS *et al*, 2003).

Balmer (2004) aborda aspectos da busca pela sustentabilidade das sociedades e admite existir um longo caminho a ser percorrido para se atingir uma sociedade sustentável. Para o autor, a produção biológica, que é e será a base da sociedade, está limitada pela disponibilidade de água e de nutrientes. O fósforo é o nutriente cujo risco de escassez é considerado o mais elevado. Estima-se que as reservas atuais deverão se esgotar nos próximos 100 anos, mantida a taxa atual de consumo.

Muitos outros autores (GATERELL *et al*, 2000; DE-BASHAN, BASHAN, 2004; BOOKER *et al*, 1999; DRIVER *et al*, 1999; MORSE *et al*, 1988) dão ênfase à necessidade de se recuperar o fósforo do esgoto sanitário e apresentam as tecnologias usualmente empregadas.

Atualmente, reconhece-se que o custo associado à recuperação do fósforo do esgoto é elevado e tem havido pouco interesse na exploração comercial dos processos que permitem a obtenção de compostos de fósforo, como a estruvita, por exemplo, que tem sido verificada ser efetiva como insumo agrícola. Por outro lado, processos mais econômicos de remoção de fósforo de esgoto sanitário, que usam compostos à base de alumínio, formam compostos que não são utilizáveis na agricultura (MORSE *et al*, 1998).

Destaque-se, no entanto, que o esgotamento progressivo das reservas naturais de fósforo, a exploração de lavras de minério de fósforo de qualidade inferior (que implica em

custos mais elevados no seu beneficiamento), o aumento dos preços deste insumo no mercado internacional e a adoção de padrões mais restritivos para a qualidade dos efluentes a serem lançados em corpos receptores são fatores que poderão tornar atrativa, em futuro próximo, a adoção de processos de recuperação do fósforo do esgoto sanitário.

O Prosab tem influenciado, de forma decisiva, na adoção, por parte das companhias de saneamento, de tecnologias de tratamento de esgoto mais adequadas a países como o Brasil. De maneira geral, nos países do hemisfério sul, as condições climáticas favoráveis são adequadas ao uso de tratamentos anaeróbios como a primeira etapa destinada à remoção de matéria orgânica dos sistemas de tratamento de esgoto sanitário. Ressalte-se que estes países apresentam-se como o nicho preferencial para a adoção de novos desenvolvimentos da tecnologia anaeróbia para tratamento de esgoto sanitário, uma vez que as temperaturas mais elevadas permitem dispensar a necessidade de sistemas de aquecimento de reatores. Por esse motivo, a tendência ao aumento no uso de sistemas de tratamento baseados na tecnologia anaeróbia, nestes países, abre novas perspectivas para o desenvolvimento de sistemas mais sustentáveis do que os baseados na tecnologia aeróbia (FORESTI *et al*, 2006).

Além das vantagens relacionadas ao menor consumo de energia, os efluentes de reatores anaeróbios podem oferecer vantagem adicional na recuperação de nutrientes do esgoto sanitário, principalmente fósforo, uma vez que contém fosfato e nitrogênio amoniacal, nutrientes desejados para o uso agronômico.

No Brasil, a partir do final dos anos 90, as instituições de ensino e pesquisa foram incentivadas a buscar soluções para os problemas gerados pelo esgoto sanitário, havendo, desde o início do programa, a percepção de que a proteção ambiental deveria estar associada à economia dos recursos escassos. Neste sentido, o Prosab apontou, claramente, as linhas de pesquisa de interesse do programa no Tema 2 – Esgoto: desenvolvimento de técnicas para reúso em atividades urbanas, industriais e agropecuárias visando à economia de água; reciclagem de nutrientes em irrigação e aquicultura, visando tanto ao aumento da rentabilidade destas atividades quanto à proteção de corpos d'água.

A evolução observada ao longo do período de execução do programa, iniciado em 1997, foi marcante em vários aspectos. As pesquisas iniciais fundamentadas no Edital 1 concentraram-se no desenvolvimento de reatores anaeróbios e na aplicação controlada no solo. A pouca experiência da comunidade técnica brasileira com a aplicação de processos anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário e o inegável potencial de uso destes processos em países de clima tropical foram, sem dúvida, os principais fatores que motivaram as agências de fomento envolvidas no financiamento do Prosab a apoiar as pesquisas nas Universidades.

Posteriormente, no Edital 2, as instituições de pesquisa enfocaram o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios em diferentes unidades, aeróbias e anaeróbias, tendo predominado o enfoque no aperfeiçoamento destes sistemas. Contando com a experiência anterior no projeto e com a operação de reatores anaeróbios para o tratamento de esgoto sanitário, os grupos de pesquisa concentraram-se no aperfeiçoamento dos sistemas de forma a incluir unidades de pós-tratamento, uma vez que os reatores anaeróbios produzem efluentes que não atendem aos padrões de emissão com relação às características físico-químicas e microbiológicas. Houve avanços em relação a alguns sistemas de tratamento pesquisados, destacando-se os sistemas mistos anaeróbios/aeróbios e os sistemas compostos por reatores anaeróbios e lagoas de estabilização.

Em seguida, no Edital 3, houve mudança significativa no enfoque, passando a haver a preocupação com o uso produtivo do esgoto, com a implantação de campos experimentais em várias regiões do país, buscando-se o uso na hidroponia, na produção agrícola, na piscicultura e na indústria. Houve, também, grande ênfase na desinfecção de esgoto pré-tratado, uma vez que os aspectos sanitários são de grande relevância na análise de alternativas de reúso.

A perspectiva maior à época era a de se fazer uma avaliação, em um primeiro momento, da viabilidade técnico-econômica desta ação, sob condições regionais brasileiras. Os paradigmas iniciais eram as quantidades de esgoto tratado utilizadas e a produtividade estimada para as culturas, procurando responder às questões de interesse dos setores de saneamento e da agronomia.

A resposta agrônômica foi considerada bastante positiva quando se comparam os dados de produtividade de parcelas não irrigadas com as que receberam esgoto tratado. Emergiram os primeiros quantitativos do efetivo aporte de nutrientes provenientes do esgoto, contribuindo para o embasamento da avaliação econômica desta atividade.

A possibilidade de movimentação dos nutrientes ou contaminantes residuais do esgoto no perfil do solo em direção ao lençol freático obrigaria a continuidade dos estudos, em vista da possibilidade de ocorrência de fenômenos de evolução lenta que podem interferir na sustentabilidade desta prática.

Em relação aos aspectos sanitários, foi possível identificar as necessidades de desinfecção que garantam a segurança dos agricultores e produtos, tendo por referência as diretrizes da Organização Mundial da Saúde ou da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. A qualidade sanitária das plantas foi avaliada em algumas pesquisas, não tendo sido registrados casos de contaminação que constituíssem preocupação maior. Foram obtidos índices de coliformes comparáveis ou inferiores àqueles de produtos comerciais irrigados com água natural e amostrados para comparação.

A principal resposta a ser dada para as empresas de saneamento refere-se à quantidade de esgoto utilizada, permitindo o planejamento que envolve desde a localização de uma nova ETE a ser implantada até as eventuais necessidades de descargas parciais ou totais em corpos d'água naturais. Há a necessidade de se contribuir para a consolidação de um banco de dados em que se associe a população atendida pelo sistema de esgoto com a área de cultivo correspondente. Evidentemente, a demanda hídrica da planta é o elemento mais importante nesta avaliação e independe da qualidade da água de irrigação, mas existem outras condições, como a evolução das alterações nas propriedades do solo, que podem recomendar maiores restrições ao uso de esgoto ou, talvez, incentivar o seu uso em quantidades mais elevadas.

As reflexões sobre atividades e resultados obtidos no Edital 3 do Prosab induziram à continuidade dos estudos, em busca de informações que pudessem consubstanciar a avaliação da sustentabilidade do uso agrônômico de esgoto tratado. Novos projetos foram desenhados e desenvolvidos, com ênfase principal nos aspectos relativos ao sistema água-solo-planta e ao lençol freático. É certo que esta estrutura seria aproveitada, também, para o refinamento dos resultados acerca da produtividade e dos aspectos sanitários de certos grupos de culturas considerados promissores. Foram considerados aspectos como a maior absorção de nutrientes do esgoto (como é o caso das gramíneas), segurança no consumo do produto final (necessária no caso das culturas comestíveis), ou a demanda de grandes quantidades de esgoto que garantam a irrigação de grandes áreas (como por exemplo em reflorestamentos).

O cenário do Edital 4 foi marcado por iniciativas que objetivaram subsidiar a regulamentação do uso de água no Brasil, incluindo o disciplinamento do uso agrícola de esgoto tratado. A necessidade de informações com base local, ainda que obtidas de experimentos em escala reduzida, ficou evidente à medida em que as legislações vigentes em outros países demonstram-se demasiadamente restritivas e inaplicáveis em outra realidade econômica ou, por outro lado, à medida em que exemplos se multiplicavam na listagem de iniciativas supostamente positivas, mas sem um controle aceitável. Este fato motivou os pesquisadores do Prosab ao exercício de proposição de critérios e parâmetros com base nos resultados destas pesquisas, confrontadas com experiências e legislações internacionais, que pudessem contribuir para a adoção de padrões de qualidade de água residuária para a irrigação de culturas.

Nas pesquisas relativas ao condicionamento do esgoto, diversos aspectos foram abordados procurando a identificação dos processos de tratamento que levassem à qualidade mais desejável para aplicação agrícola, ou seja, sistemas que garantissem boa qualidade sanitária do efluente final e, na medida do possível, sem eficiências elevadas na remoção de nutrientes. Procurou-se também a separação de componentes que

pudessem comprometer o sistema de irrigação ou provocar efeitos deletérios sobre a qualidade do solo ou da água do lençol freático. Estes estudos culminaram com a consolidação das características do esgoto de interesse agrônômico que podem resultar das diversas modalidades de tratamento, servindo de orientação aos profissionais de ciências agrárias interessados nesta temática.

Uma das grandes preocupações trazidas à discussão, durante a vigência do Edital 4, foi a necessidade de se dispor, em muitos casos, de sistema de tratamento capaz, por si só, de atender à legislação para lançamento de efluentes em corpos receptores e às necessidades agrônômicas – uma vez que a irrigação é interrompida em épocas de chuva, quando a disponibilidade hídrica supera a demanda de água pela cultura.

Foram mantidos também projetos visando ao uso industrial e a outros usos de água não-potável.

As pesquisas realizadas no âmbito do Edital 5 consolidaram estas soluções relacionadas ao uso agrícola de efluentes pré-tratados e a disposição do esgoto no corpo receptor (conforme consta nos capítulos anteriores desta obra), mostrando ser esta uma solução técnica e economicamente viável para atender à demanda hídrica das culturas e reciclar nutrientes, incorporando-os novamente aos produtos agrícolas. Consequentemente, este tipo de solução também atende aos critérios de proteção ambiental, uma vez que o uso agrícola de esgoto pré-tratado constitui-se em barreira suficientemente segura contra a emissão de poluentes, inclusive, e, principalmente, de nutrientes, nos corpos receptores.

No campo agrônômico, além da busca de dados adicionais dos efeitos da irrigação com esgoto tratado sobre o sistema água-solo-planta, aspectos diferenciais foram introduzidos. Aspectos como: a avaliação da eficiência do sistema de irrigação na distribuição, quando alimentado com efluente; os efeitos do aporte de diferentes combinações de macro e micronutrientes em complementação aos presentes no esgoto; a influência da irrigação com esgoto sobre a dinâmica agroecológica do solo, e efeitos da aplicação de lâminas excedentes. Este último aspecto visou à avaliação das quantidades máximas admissíveis de aplicação de esgoto, de forma a subsidiar a avaliação do uso do efluente para este fim.

Nesta fase, os efeitos sobre o solo puderam ser mais bem definidos, tendo-se como principal resultado o reconhecimento mais seguro dos impactos da salinização e sodificação, bem como o conhecimento das necessidades de correção do solo continuamente irrigado com efluente, componente a ser considerado no balanço econômico do sistema. A dinâmica do carbono associada à atividade microbiana; a nitrificação no solo; e as consequências sobre a qualidade da água do lençol freático também

foram avaliados. A migração de íons no solo e a confirmação da ausência prática de contaminantes como metais pesados, outros íons ou compostos orgânicos tóxicos que podem estar presentes no esgoto, podem ser consideradas constatações positivas resultantes das pesquisas.

As pesquisas tecnológicas desenvolvidas no programa permitem que projetistas e tomadores de decisão tenham informações e ferramentas capazes de propor soluções de tratamento de esgoto e uso de efluentes sanitários com total segurança ambiental e proteção à saúde pública. Cabe a todos os setores sociais envolvidos na gestão dos recursos naturais o empenho em estabelecer políticas direcionadas ao aumento da sustentabilidade da sociedade. Essas políticas não poderão prescindir do conhecimento tecnológico gerado no Prosab em função deste tema. Conhecimento que está disponibilizado na coletânea de livros técnicos que foram produzidos pelo programa, objeto obrigatório de consulta a todos os profissionais que trabalham nesta área.

Referências bibliográficas

- ANGELAKIS, A.N; BONTOUX, L; LAZAROVA, V. Challenges and perspectives for water recycling and reuse in EU countries, *Water Science and Technology: Water Supply*, v. 3; n. 4, p. 59-68, 2003.
- BALMÉR, P. Phosphorus recovery – an overview of potentials and possibilities, *Water Science and Technology*, v. 49, n. 10, p. 185-190, 2004.
- BASTOS, R.K.X. (coord.). Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: Rima, ABES, 2003.
- BIXIO, D. *et al.* Wastewater reuse in Europe, *Desalination*, n. 187, p. 89-101, 2006.
- BRENNER, A. *et al.* Wastewater reclamation for agricultural reuse in Israel: trends and experimental results, *Water, Air and Soil Pollution*, n. 123, p. 167-182, 2000.
- DE-BASHANA, L. E; BASHANA, Y. Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997-2003), *Water Research*, v. 38, p. 4222-4246, 2004.
- DRIVER, J; LIJMBACH, D; STEEN I. Why recover phosphorus for recycling, and how?, *Environmental Technology*, v. 20, n. 7, p. 651-662, 1999.
- FLORENCIO, L; BASTOS, R.K X; AISSÉ, M.M. (coord.). *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- FORESTI, E; ZAIAT, M; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 5, p. 3-19, 2006.
- GATERELL, M.R. *et al.* An economic and environmental evaluation of the opportunities for substituting phosphorus recovered from wastewater treatment works in existing fertilizer markets, *Environmental Technology*, v. 21, 1067-1084, 2000.

MORSE, G.K. *et al.* Review: Phosphorus removal and recovery technologies, *The Science of the Total Environment*, v. 212, p. 69-81, 1998.

WHO. *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture: technical report series 778*. Geneva: World Health Organization, 1989.

WHO. *WHO guidelines for the use of wastewater, excreta and greywater*. World Health Organization, 2006.

FINANCIADORES

Ministério da Ciência e Tecnologia



APOIO



COORDENADORES

Francisco Suetônio Bastos Mota
(Coordenador da rede)

Departamento de Engenharia Hidráulica e

Ambiental da UFC

Campus do Pici Bloco 713

CEP 60465-760 Fortaleza, CE

Tel. (85) 3366-9624 e-mail: suetonio@ufc.br

Adrianus van Haandel

Departamento de Engenharia Civil da UFCG

Rua Aprígio Velos, 882

CEP 58109-970 Campina Grande, PB

Tel. (83) 3331-4809 e-mail: prosab@uol.com.br

Maria de Lourdes Florencio dos Santos

Departamento de Engenharia Civil da UFPE

Av. Acadêmico Hélio Ramos, s/n Cidade Universitária

CEP 50740-530 Recife, PE

Tel. (81) 2126-8742 / 8228 e-mail: flor@ufpe.br

Luiza Girard Teixeira Machado

Faculdade de Engenharia Sanitária
e Ambiental da UFPA

Rua Augusto Corrêa, 1 Campus Universitário

do Guamá CEP 66075-110 Belém, PA

Tel. (91) 3201-8026 e-mail: gesa.ufpa@bol.com.br

Henio Normando de Souza Melo

Departamento de Engenharia Química e
de Engenharia Civil da UFRN

Av. Salgado Filho, s/n Campus Universitário Lagoa

Nova CEP 59072-970 Natal, RN

Tel. (84) 215-3756 / 3769 ramal 31

e-mail: prosabrn@eq.ufrn.br

Luiz Olinto Monteggia

Departamento de Obras Hidráulicas da UFRGS

Av. Bento Gonçalves, 9.500, Setor 5, Agronomia

CEP 91501-970 Porto Alegre, RS

Tel. (51) 3308-6660 e-mail: montegia@iph.ufrgs.br

Marcos von Sperling

Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental da UFMG

Avenida do Contorno, 842, 7º andar Centro

CEP 30110-060 Belo Horizonte, MG

Tel. (31) 3409-1880 e-mail: marcos@desa.ufmg.br

Isaac Volschan Jr.

Departamento de Recursos Hídricos e
Meio Ambiente da UFRJ

Centro de Tecnologia Bloco D, sala 204

CEP 21941-972 Rio de Janeiro, RJ

Tel. (21) 2562-7982 e-mail: volschan@poli.ufrj.br

Bruno Coraucci Filho

Departamento de Saneamento e Ambiente
da Unicamp

Avenida Albert Einstein, 951

CEP 13083-852 Campinas, SP

Tel. (19) 3521-2373 e-mail: bruno@fec.unicamp.br

Roque Passos Piveli

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Av. Prof. Almeida Prado, 271 Cid. Universitária

Butantan CEP 05508-970 São Paulo, SP

Tel. (11) 3091-5582 e-mail: faleusp@usp.br

COLABORADORES

Eugênio Foresti – USP

José Marques Júnior – Unesp

Marcelo Antônio Teixeira Pinto – Caesb

ISBN 978-85-7022-164-3



9 788570 221643 >