



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA E
ENGENHARIA DE ALIMENTOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
QUÍMICA**

SAMUEL BUCCO

**AVALIAÇÃO DO MEIO SUPORTE NO PROCESSO DE
DESNITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA DE ÁGUA PARA
ABASTECIMENTO PÚBLICO**

FLORIANÓPOLIS, 2010

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA E
ENGENHARIA DE ALIMENTOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
QUÍMICA**

SAMUEL BUCCO

**AVALIAÇÃO DO MEIO SUPORTE NO PROCESSO DE
DESNITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA DE ÁGUA PARA
ABASTECIMENTO PÚBLICO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Química

Orientador Prof. Dr. Hugo Moreira Soares

FLORIANÓPOLIS, 2010

SAMUEL BUCCO

**AVALIAÇÃO DO MEIO SUPORTE NO PROCESSO DE
DESNITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA DE ÁGUA PARA
ABASTECIMENTO PÚBLICO**

**Dissertação julgada para a obtenção do título de Mestre em
Engenharia Química, na área de concentração de Desenvolvimento
de Processos Biotecnológicos e aprovada em sua forma final pelo
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da
Universidade Federal de Santa Catarina.**

Prof. Dr. Leonel Teixeira Pinto
**Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Química**

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Agenor Furigo Jr – Membro Interno (EQA-UFSC)

**Prof. Dr. Willibaldo Schmidell Netto – Membro Externo (EQA –
UFSC)**

Prof. Dr. Dile Pontarolo Stremel – Membro Externo (UFPR)

Florianópolis, 30 de Setembro de 2010

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pela bênção da vida.

Aos meus amados pais Claudinor José Bucco e Anne Bucco, por serem as pessoas que apóiam meus sonhos e me ajudam a vencer os obstáculos da vida.

Aos meus queridos avós Ubirajara Lemes (*in memorian*) e Nercy A. B. Lemes, que nos momentos difíceis sempre me ofereceram conforto e tranqüilidade para superá-los.

A minha noiva Manuela Melo, que caminhou ao meu lado durante toda essa longa jornada.

Ao amigo e colega de profissão Natan Padoin, que tanto ajudou no desenvolvimento experimental e teórico de toda a pesquisa.

Aos meus irmãos Daniel Bucco e Rafael Bucco por todos os anos de convivência e amizade.

Ao meu orientador, professor Dr. Hugo Moreira Soares, por todo o apoio acadêmico e científico demonstrado ao longo do curso.

Ao professor Rodney Schmidt, biólogo e taxonomista do Departamento de Botânica da UFRGS, que realizou a determinação botânica da espécie do bambu avaliado neste estudo.

À empresa Symbiosis Soluções Ambientais, pelo suporte financeiro integral prestado à realização desta pesquisa.

Aos meus amigos de graduação e pós-graduação, e também aos companheiros de trabalho com quem convivi ao longo desse período.

E, por fim, a todos aqueles que me ajudaram direta e indiretamente na conclusão deste estudo.

**“O primeiro passo para a sabedoria
é reconhecer que somos ignorantes“
(Sócrates, filósofo)**

RESUMO

A contaminação por nitrato de águas subterrâneas está se tornando uma realidade cada vez mais freqüente no Brasil. Na década de 80 os países europeus começaram a lidar com o problema, causado em grande parte, pelo uso indiscriminado de fertilizantes e a falta de saneamento básico. Devido a sua alta solubilidade, o excesso de nitrato acaba sendo lixiviado com as águas da chuva até atingir os aquíferos. A partir daí, esse contaminante se desloca de acordo com o fluxo subterrâneo da água, podendo chegar a muitos quilômetros de distância do local onde ocorreu a contaminação. Várias doenças têm sido reportadas devido ao consumo de água com altos teores de nitrato, dentre as quais, a metahemoglobinemia ocupa um lugar de destaque. No início dos anos 80, estudos realizados na França viabilizaram a implantação de processos físico-químicos e biológicos para a remoção desse íon de águas subterrâneas. Plantas baseadas no processo de desnitrificação biológica heterotrófica mostraram-se adequadas para tratar altas vazões de água, especialmente quando são empregados meios estáticos no interior dos reatores biológicos. Neste trabalho, uma planta piloto de desnitrificação biológica foi construída para avaliar o desempenho de diferentes tipos de materiais suporte empregados em reatores anóxicos de leito fixo e fluxo ascendente. O inóculo contendo os microrganismos desnitrificantes foi obtido a partir do bambu verde (*bambusa tuldoídes*). Além de ser fonte de microrganismos, o bambu devidamente preparado também serviu como um dos materiais suporte utilizados no estudo. Um enchimento alternativo (canos de PVC) e outro especializado (Pall Rings) também fizeram parte da pesquisa. Após aproximadamente um ano de pesquisa, foi demonstrado que ambos os suportes sintéticos avaliados no estudo se mostraram adequados para serem utilizados como meios estáticos no interior de reatores anóxicos. Embora o bambu seja um material de baixo custo, seu uso como material de enchimento fica limitado devido a questões operacionais relacionadas à qualidade da água desnitrificada.

Palavras-chave: Desnitrificação biológica. Bambu. Reatores anóxicos. Águas subterrâneas. Materiais suporte.

ABSTRACT

Contamination of groundwater is becoming a serious problem in many regions of Brazil. European countries start to deal with this issue in eighties, caused mainly by the extensive usage of nitrogenous fertilizers and the absence of domestic wastewater treatment, mostly in development countries. Due to its high solubility, excess of nitrate readily passes through the soil and reaches the aquifer. Thereafter, this ion moves with the groundwater flow, so it can be found many kilometers from the area where the pollution occurred. Concern about nitrate contamination is due to the link discovered between this contaminant and various human health diseases, such as methemoglobinemia and cancer. Throughout the eighties, studies carried out in France enabled the design and implementation of several biological and ion-exchange denitrification plants in the country, in order to remove nitrate from its contaminated groundwaters. Heterotrophic denitrification facilities shown to be adequate to treat high flows of water with satisfactory nitrate removal efficiency, especially when static media supports are employed inside of the biological reactors. In this study, a biological pilot plant was built in laboratory to evaluate the operational performance of different types of support materials, placed inside of two fixed bed upflow anoxic reactors. The inoculum containing the denitrifying microorganisms was obtained from bamboo (*bambusa tuldoídes*). Besides being a source of microorganisms, bamboo properly prepared, also served as one of the support materials used in this research. Furthermore, an alternative support media (PVC tubes) and another specialized one (Pall rings) were also tested during the survey. The study was conducted for approximately one year, and shown that both synthetic support materials (PVC and Pall rings) were adequate to be used as static media inside of anoxic reactors. Although bamboo is a low cost material, its use as a support is limited, due to operational problems related to the quality of the treated water.

Keywords: Anaerobic reactors. Bamboo. Biological denitrification. Groundwaters. Support materials.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

| | |
|--|----|
| Figura 1 – Distribuição das fontes de água no planeta..... | 18 |
| Figura 2 – O ciclo hidrológico | 19 |
| Figura 3 – Zonas de ocorrência da água no solo | 21 |
| Figura 4 – Tipos de aquífero de acordo com sua formação rochosa | 23 |
| Figura 5 – Áreas de recarga de aquíferos livres e confinados | 24 |
| Figura 6 – O ciclo do nitrogênio | 28 |
| Figura 7 – Ciclo do nitrogênio no ambiente subterrâneo | 31 |
| Figura 8 – Esquema de operação do processo de troca-iônica | 35 |
| Figura 9 – Célula de eletrodíálise..... | 37 |
| Figura 10 – Processo de desnitrificação heterotrófica..... | 42 |
| Figura 11 – Processo Biotenit | 43 |
| Figura 12 – Processo Nitrazur..... | 44 |
| Figura 13 – Esquema de montagem da planta piloto de desnitrificação biológica..... | 50 |
| Figura 14 – Fotos da planta piloto de desnitrificação biológica..... | 52 |
| Figura 15 – Materiais suporte avaliados no estudo | 54 |
| Figura 16 – Esquema de montagem do experimento cinético acoplado a um gasômetro do tipo frasco invertido..... | 59 |
| Figura 17 – Fotografia do aparato experimental utilizado para os ensaios cinéticos..... | 60 |
| Figura 18- Laboratório de análises físico-químicas | 63 |
| Figura 19 – Equipamentos utilizados nas análises físico-químicas..... | 63 |
| Figura 20 – Evolução da concentração de nitrogênio na forma de nitrato e nitrito durante o período de estimulação dos microrganismos no procedimento de geração do inóculo para uso no reator R01..... | 70 |
| Figura 21 – Evolução da concentração de nitrogênio na forma de nitrato e nitrito após a segunda alimentação do meio de cultura realizada ao mesmo recipiente de geração de inóculo para uso reator R01 | 72 |
| Figura 22 – Carga de nitrogênio aplicada e eficiência de remoção de nitrato do reator R01 durante o período de operação | 74 |
| Figura 23 – Matéria orgânica total de entrada e saída e características físico-químicas do efluente do reator R01 durante o período de funcionamento..... | 76 |
| Figura 24 – Carga de nitrogênio aplicada e eficiência de remoção de nitrato do reator R02 durante o período de operação | 78 |
| Figura 25 – Matéria orgânica total de entrada e saída e características físico-químicas do efluente do reator R02 durante o período de funcionamento..... | 80 |

| | |
|---|----|
| Figura 26 - Perfil de concentração de nitrato ao longo da altura total do reator R02 (TRH = 2,5 h; $v = 56,6$ cm/h) | 82 |
| Figura 27 – Carga de nitrogênio aplicada e eficiência de remoção de nitrato do reator R03 durante o período de operação | 83 |
| Figura 28 – Matéria orgânica total de entrada e saída e características físico-químicas do efluente do reator R03 durante o período de funcionamento..... | 86 |
| Figura 29 – Concentração de nitrogênio na forma de nitrito ao longo do tempo de duração do processo de aclimação do lodo biológico | 92 |
| Figura 30 – Variáveis monitoradas ao longo do tempo de duração do ensaio cinético de desnitrificação biológica..... | 94 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 – Principais formas nitrogenadas encontradas no meio ambiente | 28 |
| Tabela 2 – Dosagem de substratos requerida | 41 |
| Tabela 3 – Funções dos quatro estágios no processo de desnitrificação biológica heterotrófica..... | 42 |
| Tabela 4 – Variação da concentração dos substratos na solução de alimentação dos reatores anóxicos durante o período de operação da planta piloto contínua | 53 |
| Tabela 5 – Cronograma e descrição operacional dos reatores anóxicos de desnitrificação biológica | 56 |
| Tabela 6 – Concentração dos substratos no meio de cultura do ensaio cinético de desnitrificação biológica | 61 |
| Tabela 7 – Valores iniciais referentes ao volume de solução, concentração de biomassa, nitrato, DQO dissolvida e fosfato do procedimento de aclimação e também do ensaio cinético de desnitrificação biológica. | 62 |
| Tabela 8 - Seqüência de primers e probes usados para PCR em tempo real..... | 67 |
| Tabela 9 – Concentração de $N-NO_3^-$, $N-NO_2^-$, Cor Aparente, Turbidez e DQO total durante o período de estimulação dos microrganismos no procedimento de geração de inóculo para uso no reator R01 | 69 |
| Tabela 10 – Concentração de $N-NO_3^-$ e $N-NO_2^-$ durante o procedimento de realimentação do meio de cultura ao mesmo recipiente de geração de inóculo para uso reator R01 | 71 |
| Tabela 11 – Concentração de $N-NO_3^-$ ao longo da altura do reator R0281 | |
| Tabela 12 – Valores médios referentes às características físico-químicas água de entrada e saída do filtro aerado durante seu período de funcionamento..... | 89 |
| Tabela 13 – Concentração de $N-NO_3^-$ e $N-NO_2^-$ durante o período de aclimação dos microrganismos para uso no ensaio cinético | 90 |
| Tabela 14 – Concentração de $N-NO_3^-$, $N-NO_2^-$, DQO dissolvida e N_2 durante o ensaio cinético de desnitrificação biológica utilizando o lodo biológico previamente aclimatado..... | 92 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas
ANAMMOX – Anaerobic Ammonium Oxidation
APHA – American Public Health Association
AWWA – American Water Works Association
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
LTBR – Laboratório de Tratamento Biológico de Resíduos
N-NH₄⁺ – Nitrogênio na Forma de Íon Amônio
N-NH₃ – Nitrogênio na Forma de Amônia
N-NO₂⁻ – Nitrogênio na Forma de Nitrito
N-NO₃⁻ – Nitrogênio na Forma de Nitrato
OD – Oxigênio dissolvido
OMS – Organização Mundial da Saúde
P-PO₄⁻³ – Fósforo na Forma de Fosfato
PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
qPCR – Quantitative Polymerase Chain Reaction
RTQ-PCR – Real Time Quantitative Polymerase Chain Reaction
SST – Sólidos Suspensos Totais
SSV – Sólidos Suspensos Voláteis
TRH – Tempo de retenção hidráulico
TOC – Total Organic Carbon (Carbono Orgânico Total)
TSA – Trypticase Soy Agar (Agar Trípico de Soja)
U.S.EPA – United States Environmental Protection Agency
VMA – Valor Máximo Admissível
WEF – Water Environment Federation
WHO – World Health Organization
UNICAMP – Universidade Estadual de Campinas
UNISUL – Universidade do Sul de Santa Catarina

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 13 |
| 1.1 OBJETIVO GERAL | 15 |
| 1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 15 |
| 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 17 |
| 2.1 AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS | 17 |
| 2.1.1 O ciclo hidrológico | 18 |
| 2.1.2 Distribuição da água no solo | 19 |
| 2.1.3 Aquíferos subterrâneos | 22 |
| 2.1.4 Recarga e descarga de aquíferos | 24 |
| 2.1.5 Captação de águas subterrâneas | 25 |
| 2.1.6 Contaminação de águas subterrâneas | 26 |
| 2.2 ASPECTOS FUNDAMENTAIS DA CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR NITRATO | 27 |
| 2.2.1 Ciclo do nitrogênio | 27 |
| 2.2.2 Acúmulo de nitrogênio no ambiente subterrâneo | 30 |
| 2.2.3 Origens do nitrato em águas subterrâneas | 31 |
| 2.2.4 Problemas de saúde relacionados ao nitrato | 32 |
| 2.3 TÉCNICAS DE REMOÇÃO DE NITRATO EM ÁGUAS | 34 |
| 2.3.1 Troca-iônica | 34 |
| 2.3.2 Osmose reversa | 35 |
| 2.3.3 Eletrodialise | 36 |
| 2.3.4 Desnitrificação biológica | 37 |
| 2.4 PROCESSOS BIOLÓGICOS DE DESNITRIFICAÇÃO | 39 |
| 2.4.1 Tipos de reatores biológicos | 40 |
| 2.4.2 Processos heterotróficos | 41 |
| 2.4.3 Processos autotróficos | 44 |
| 2.4.4 Materias de enchimento de reatores | 45 |
| 3 MATERIAIS E MÉTODOS | 49 |
| 3.1 PLANTA PILOTO | 49 |
| 3.1.1 Sistema Operacional | 49 |
| 3.1.2 Alimentação do sistema operacional | 52 |
| 3.1.3 Materiais suporte dos reatores anóxicos | 53 |
| 3.1.4 Geração do inóculo | 55 |
| 3.1.5 Partida e operação dos reatores biológicos | 56 |
| 3.1.5.1 R01 | 56 |
| 3.1.5.2 R02 | 57 |
| 3.1.5.3 R03 | 58 |
| 3.2 ENSAIO CINÉTICO | 59 |

| | |
|--|------------|
| 3.2.1 Montagem experimental | 59 |
| 3.2.2 Descrição do ensaio cinético | 60 |
| 3.3 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS | 62 |
| 3.3.1 Procedimentos físico-químicos | 62 |
| 3.3.1.1 Nitrato (Spectroquant [®] - cod. 109713)..... | 63 |
| 3.3.1.2 Nitrito (Spectroquant [®] - cod. 14776)..... | 64 |
| 3.3.1.3 Amônia (Spectroquant [®] - cod. 14750) | 64 |
| 3.3.1.4 Fosfato (Spectroquant [®] - cod. 14848) | 64 |
| 3.3.1.5 DQO (Spectroquant [®] - cod. Sol. A 1145380065; cod. Sol. B 1146820495)..... | 64 |
| 3.3.1.6 Cloro livre (Spectroquant [®] - cod. 595)..... | 65 |
| 3.3.1.7 Cor aparente (Spectroquant [®] - cod. 032) | 65 |
| 3.3.1.8 Turbidez (Spectroquant [®] - cod. 077)..... | 65 |
| 3.3.1.9 SSV | 65 |
| 3.3.2 Procedimentos microbiológicos | 65 |
| 3.3.2.1 Extração do DNA | 65 |
| 3.3.2.2 PCR quantitativo em tempo real..... | 66 |
| 3.3.2.3 Semeadura e plaqueamento microbiano | 67 |
| 3.4 CARACTERIZAÇÃO BOTÂNICA DO BAMBU VERDE UTILIZADO NO ESTUDO | 68 |
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 69 |
| 4.1 GERAÇÃO DO INÓCULO | 69 |
| 4.2 OPERAÇÃO CONTÍNUA | 73 |
| 4.2.1 R01 | 73 |
| 4.2.2 R02 | 77 |
| 4.2.2.1 Perfil de concentração axial do reator R02..... | 81 |
| 4.2.3 R03 | 82 |
| 4.2.3.1 PCR quantitativo em tempo real..... | 87 |
| 4.2.4 Comparativo operacional entre os reatores | 87 |
| 4.2.5 Pós-tratamento da água desnitrificada | 88 |
| 4.3 ENSAIO CINÉTICO | 90 |
| 4.3.1 Aclimação do lodo biológico pré-lavado | 90 |
| 4.3.2 Ensaio cinético de desnitrificação biológica | 92 |
| 4.4 CARACTERIZAÇÃO BOTÂNICA DO BAMBU VERDE UTILIZADO NO ESTUDO | 94 |
| 5 CONCLUSÕES | 97 |
| 6 SUGESTÕES FUTURAS | 99 |
| REFERÊNCIAS | 101 |
| ANEXOS | 107 |

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e os padrões de vida cada vez mais elevados vêm motivando a busca por novas fontes de água natural, seja para fins potáveis, ou então para atender a demanda nos processos industriais. Tal necessidade não pode ser suprida pelo ciclo natural hidrológico, o que obriga necessariamente o uso consciente e também o reuso deste recurso renovável (HESPANHOL, 2008).

Embora o Brasil possua uma grande variedade de recursos hídricos, sua distribuição nas diferentes regiões do país é desigual. Essa disparidade está associada principalmente às condições climáticas de cada região e, indiretamente, a fatores como a densidade demográfica, o nível de industrialização e o gerenciamento de efluentes domésticos e industriais (ANA, 2005).

A água subterrânea representa uma das principais fontes hídricas do Brasil. Apesar de geralmente o uso do manancial subterrâneo ser complementar ao superficial, em muitas regiões do país esse tipo de captação de água é a principal forma de abastecimento público (ANA, 2005).

Ao longo das últimas décadas, a perfuração descontrolada de poços tubulares e as atividades antrópicas vêm contaminando seriamente os aquíferos, comprometendo diretamente a qualidade das águas subterrâneas e o gerenciamento dos recursos hídricos do país (ANA, 2005).

Um dos principais contaminantes das fontes subterrâneas de água em todo o mundo é o nitrato. Basicamente, essa contaminação se dá através de dois fatores: o uso excessivo de fertilizantes nitrogenados e a falta de saneamento básico, sobretudo nos países em desenvolvimento (SOARES, 2000). Por ser extremamente solúvel, ao atingir o aquífero, esse íon se desloca de acordo com o fluxo subterrâneo da água, podendo atingir vários quilômetros a partir do local onde ocorreu a contaminação.

Segundo Canter (1996), a contaminação por nitrato é a maior preocupação no que diz respeito ao uso da água subterrânea para consumo humano. No ano de 1984, a Organização Mundial da Saúde estabeleceu em 10 mg N-NO₃⁻/L o valor máximo admissível (VMA) em águas para abastecimento. Segundo o órgão internacional, a captação e distribuição de águas possuindo valores acima desse limite, colocam em risco a saúde pública (WHO, 1985).

A principal doença relacionada à ingestão freqüente de água contendo altos índices de nitrato é a metahemoglobinemia. Popularmente conhecida como síndrome do bebê azul, esta enfermidade

atinge principalmente os recém-nascidos, podendo levar a morte por asfixia caso a ingestão não seja interrompida (FERNÍCOLA e AZEVEDO, 1981).

Os processos de tratamento convencionais não removem o nitrato da água, sendo necessário empregar outras tecnologias de remediação. Dentre elas, podemos citar principalmente a troca-iônica e a desnitrificação biológica. Soares (2000) cita que esses dois tipos de tratamento podem ser aplicados em larga escala, porém somente a desnitrificação biológica elimina efetivamente este íon da água.

Os sistemas de desnitrificação biológica heterotrófica são os mais estudados e aplicados em campo. Os reatores utilizados se dividem naqueles que trabalham com a biomassa em suspensão ou então, os que funcionam com o princípio de acúmulo de células. (SOARES, 2000). A grande vantagem em se trabalhar com esses últimos sistemas, diz respeito a excelente estabilidade do processo. Os microrganismos aderidos ao biofilme possuem maior resiliência frente às perturbações ocorridas no processo (CANTER, 2006).

Materiais suporte alternativos e sintéticos constantemente são alvo de estudo em trabalhos científicos. Os objetivos dessas pesquisas sempre são associar o melhor desempenho operacional ao menor custo de obtenção desses materiais.

Essa dissertação de mestrado foi originada a partir de um problema real de contaminação por nitrato, observado em águas de diversos aquíferos que abastecem cidades da região nordestina brasileira. Esse cenário vem se agravando a cada dia, principalmente em função de anos de falta de tratamento e disposição adequados dos resíduos domésticos dessas localidades. Tal fato, aliado com o elevado número de fossas negras ainda existentes, faz com que esse tipo de contaminação se torne não só um problema atual, mas também uma ameaça a longo prazo, comprometendo diretamente a gestão dos recursos hídricos do país.

Todo o suporte financeiro para a realização desta pesquisa foi prestado pela empresa Symbiosis Soluções Ambientais, que teve o intuito de desenvolver um processo biológico de desnitrificação, capaz de atender a grandes vazões de água de forma econômica e tecnicamente viável.

1.1 OBJETIVO GERAL

Este estudo tem como objetivo principal avaliar operacionalmente três tipos de materiais suporte utilizados no interior de reatores anóxicos no processo de desnitrificação biológica de águas para fins de potabilidade.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar a existência de microrganismos desnitrificantes no bambu verde e caracterizá-lo quanto à espécie botânica;
- Avaliar a eficiência de remoção de nitrogênio de três reatores anóxicos contendo diferentes materiais suporte em seu interior: anéis de bambu verde, anéis de PVC e anéis de Pall;
- Avaliar as características físico-químicas do efluente dos reatores anóxicos;
- Verificar a potencialidade da aplicação de um processo de polimento do efluente desnitrificado para fins de sua potabilização.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Toda a água que existe abaixo da superfície e circula nos espaços vazios dos sedimentos é denominada água subterrânea. Normalmente, essas águas provêm da chuva e se infiltram nas áreas aflorantes das formações geológicas, atingindo os estratos mais profundos. O armazenamento subterrâneo deste recurso se dá nos poros do solo e nas fraturas das rochas sedimentares (IRITANI e EZAKI, 2008).

Estima-se que de toda a água disponível no planeta para consumo humano, 97% se encontra no ambiente subterrâneo (ZIMBRES, 2010). Apesar de ser um recurso natural invisível, este tipo de manancial é intensamente explorado em todo o Brasil, representando uma das principais formas de abastecimento público do país. Segundo Zoby e Matos (2002), calcula-se que existam pelo menos 400.000 poços rasos e profundos espalhados por todas as regiões brasileiras. Além do abastecimento público, as águas subterrâneas vêm sendo usadas para diversas finalidades, como a irrigação, utilização em processos industriais e também para o lazer (ANA, 2005).

Nas duas últimas décadas houve um aumento significativo do uso desse recurso. Segundo a Agência Nacional de Águas (2005), dentre os fatores que desencadearam esse crescimento, podemos destacar a crescente oferta de energia elétrica e a poluição das águas superficiais. Entretanto, ainda estamos muito atrás do nível de gerenciamento alcançado por países como os Estados Unidos e também do continente europeu (ZIMBRES, 2010). O Brasil ainda desconhece o potencial de exploração de seus aquíferos e a qualidade dessas águas. Os poucos estudos existentes encontram-se defasados e tem caráter regional.

Para se ter uma idéia, no ano de 2002 dados do IBGE apontaram que no Brasil 15,6% das residências eram abastecidas exclusivamente por águas subterrâneas. Como exemplo de gestão de recursos hídricos podemos citar o estado de São Paulo, onde 308 dos 645 municípios são abastecidos totalmente por águas subterrâneas (47,7%). Outras 154 cidades complementam seu fornecimento com este recurso, chegando a 71,6% de presença em todas as regiões. No total, a estimativa é de que cerca de 5.500.000 pessoas são beneficiadas diariamente por esse tipo de abastecimento no estado de São Paulo (SILVA *et al*, 1998).

Embora o uso manancial subterrâneo seja complementar ao superficial em muitas regiões, em outras áreas do país, a água subterrânea representa o principal manancial hídrico, desempenhando um importante papel no desenvolvimento socioeconômico do país (ANA, 2005, p. 1).

2.1.1 O ciclo hidrológico

Por ser um fator condicionante à presença de vida, pode-se dizer que a água é a principal substância do planeta e seu ciclo elementar é o mais importante de todos. Graças a ele, esse recurso natural se renova a todo o momento se acumulando em grandes reservatórios terrestres (IRITANI e EZAKI, 2008). As geleiras são os principais reservatórios de água no estado sólido. Na forma gasosa ela se acumula na atmosfera como vapor. Porém, é no estado líquido que se encontram os maiores reservatórios de água na Terra. Além dos mananciais subterrâneos e superficiais existentes, os seres vivos ainda podem armazenar uma boa quantidade de água em seu interior. A Figura 1 retirada de Fetter (1998) ilustra bem esse cenário.



Figura 1 – Distribuição das fontes de água no planeta

O constante intercâmbio de água entre esses reservatórios é promovido pela energia solar, a força motriz do ciclo hidrológico. O controle de todas as etapas desse ciclo é efetuado por uma série de mecanismos naturais, como a precipitação da água das nuvens, o escoamento superficial, a evaporação e também a infiltração no solo (IRITANI e EZAKI, 2008).

No ambiente subterrâneo a água circula lentamente de acordo com as características geológicas do aquífero, atingindo as regiões de descarga. “A descarga da água subterrânea nos corpos de água superficial é denominada escoamento básico e é responsável por manter o nível das águas dos rios e lagos em épocas sem chuva.” (IRITANI e EZAKI, 2008, p. 13). Podemos visualizar todas as etapas do ciclo da água na Figura 2.

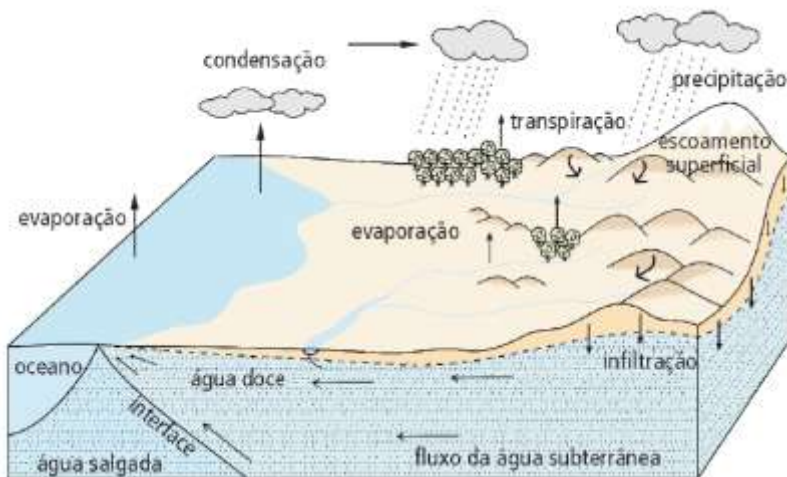


Figura 2 – O ciclo hidrológico

2.1.2 Distribuição da água no solo

Ao atingir a superfície terrestre, a água precipitada pode ter vários destinos. Inicialmente ela se infiltra no solo até atingir o ponto de saturação, quando passa a escorrer em direção aos vales. Outra parcela ainda pode retornar a atmosfera como vapor, o que é determinado pelas condições climáticas. Em países muito frios, outro fenômeno que pode ser observado é o acúmulo de água na superfície em forma de neve ou gelo, podendo permanecer assim por muito tempo (ZIMBRES, 2010).

Zimbres (2010) ainda cita que a taxa de infiltração de água no solo depende de muitos fatores, entre os quais podemos destacar: a porosidade do solo, sua cobertura vegetal, a inclinação do terreno e o tipo de chuva. A água infiltrada está submetida a duas forças fundamentais: a gravidade e a capilaridade. Esta última é determinada pela interação das moléculas de água com a superfície das partículas do solo.

Durante seu percurso até o aquífero subterrâneo, a água passa por porções terrestres distintas. A primeira delas denomina-se *zona não-saturada* ou *zona de aeração*, onde os poros do solo estão preenchidos parcialmente com água e ar. Na parte superior dessa camada, as raízes de vegetais e outros organismos podem absorver uma parte dessa água. Além disso, o processo de evaporação ainda pode ser observado (IRITANI e EZAKI, 2008).

Logo em seguida encontra-se a *zona saturada*, onde o excesso passante de água atinge as regiões mais profundas do solo. Essa zona armazena a água subterrânea propriamente dita, tendo a totalidade de seus poros preenchidos por esse recurso natural. “Nas regiões áridas e semi-áridas, os processos de evaporação e transpiração prevalecem, dificultando a infiltração da água até a zona saturada.” (IRITANI e EZAKI, 2008, p. 16). Segundo Capucci *et al* (2001), fatores como a natureza geológica do subsolo, suas propriedades hidrogeológicas, a vegetação e a pluviosidade determinam a espessura dessa camada, que pode variar de alguns centímetros a centenas de metros.

O limite entre a zona saturada e não-saturada é comumente chamado de lençol freático. Nas proximidades dessa região existe uma faixa estreita denominada franja capilar, onde a água está presa aos grãos de rocha pela força de capilaridade (IRITANI e EZAKI, 2008). O nível do lençol freático de uma região não é constante, variando de acordo com a quantidade de chuva nos diferentes períodos do ano. A Figura 3 mostra as camadas do solo percoladas pelo fluxo descendente de água.

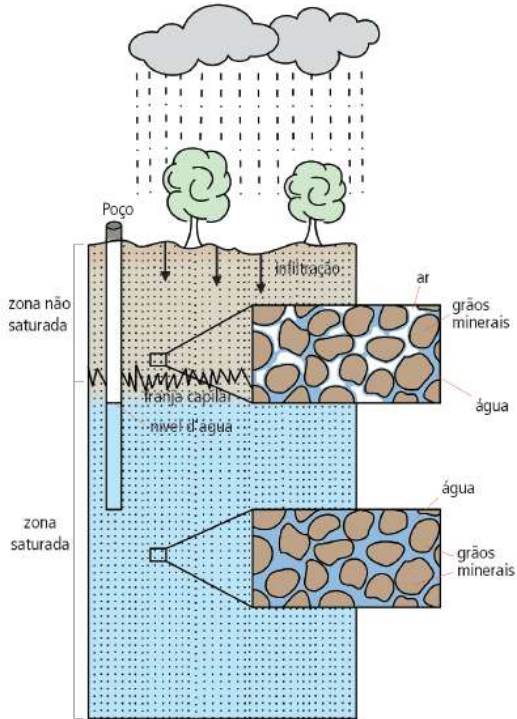


Figura 3 – Zonas de ocorrência da água no solo

Iritani e Ezaki (2008) citam que a quantidade de água armazenada na zona saturada e a velocidade do seu fluxo subterrâneo estão relacionadas com a porosidade e a permeabilidade do sedimento ou rocha que compõem a camada.

Porosidade é a capacidade que o solo ou rocha tem de armazenar água. É medida pelo percentual de volume ocupado pelos vazios ou poros no volume do corpo rochoso. *Permeabilidade* é a capacidade que tem a rocha ou solo para armazenar e transmitir a água. Ela depende do tamanho dos poros e da intercomunicação entre eles. (CAPUCCI *et al*, 2001, p.12).

“A água subterrânea, como um componente do ciclo hidrológico, está em constante circulação e flui, de modo geral, lentamente através

dos poros da rocha.” (IRITANI e EZAKI, 2008, p. 18). Os mesmos autores ainda citam que quanto mais homogêneo forem o tamanho e a distribuição dos grãos, maior é a capacidade do aquífero de transmitir água.

2.1.3 Aquíferos subterrâneos

Aquífero é um reservatório subterrâneo de água, caracterizado por camadas ou formações geológicas suficientemente permeáveis, capazes de armazenar e transmitir água em quantidades que possam ser aproveitadas como fonte de abastecimento para diferentes usos. (IRITANI e EZAKI, 2008, p. 19).

Segundo Capucci *et al* (2001), os aquíferos podem ser classificados de acordo com sua formação geológica e também segundo suas características hidráulicas.

A partir da formação rochosa que está contido, esses reservatórios subterrâneos são divididos em 3 grupos:

- *Aquíferos granulares ou porosos*: a água fica armazenada e flui nos vazios entre os grãos. Também é chamado de aquífero sedimentar, pois os grãos minerais que o constituem são basicamente rochas sedimentares (arenitos, siltitos, etc) e sedimentos não consolidados (areias, cascalhos, etc);
- *Aquíferos fissurais*: são aqueles em que a água está contida no interior de fraturas e interstícios das rochas cristalinas. Esses minerais são compactos e maciços, não apresentando espaços vazios. A porosidade é devido à presença de rachaduras conectadas, que se originam devido ao movimento sísmico da crosta terrestre. A quantidade de água está diretamente ligada ao número de fendas existentes nessa camada;
- *Aquíferos cársticos*: a água encontrada nesse tipo de reservatório está contida em galerias subterrâneas e cavernas. Essas cavidades surgem em função do lento processo de dissolução que algumas rochas carbonáticas (calcário) sofrem em contato com águas ácidas. O grande responsável pela acidez da água subterrânea é o dióxido de carbono proveniente da atmosfera, ou então, da decomposição da matéria orgânica presente no solo.

A Figura 4 ilustra a classificação dos aquíferos de acordo com sua formação geológica:

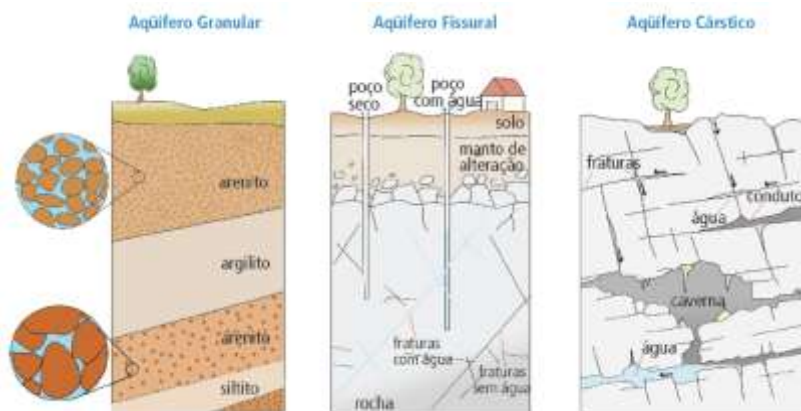


Figura 4 – Tipos de aquífero de acordo com sua formação rochosa

Iritani e Ezaki (2008) descrevem que os aquíferos ainda podem ser designados como *livres* ou *confinados*, dependendo da pressão a que estão submetidos.

O aquífero livre (*ou freático*) é o que está mais próximo da superfície, ficando exposto a pressão atmosférica. As zonas saturada e não-saturada estão em contato direto, sendo que seu nível de água coincide com o nível do lençol freático. Toda a água que se infiltra no solo recarrega diretamente este tipo de reservatório. Zimbres (2010) cita que esse aquífero é o mais comum e mais explorado pela população, entretanto também é aquele que está mais sujeito a problemas de contaminação.

No caso dos aquíferos confinados (*ou artesianos*), a água está limitada por duas camadas de rochas impermeáveis ou semipermeáveis. Dessa forma, a pressão interna é maior que a atmosférica, mantendo o nível de água dos poços perfurados acima do topo do aquífero (CAPUCCI *et al*, 2001). A altura dessa coluna d'água é denominada *nível potenciométrico* e pode estar acima ou abaixo da superfície do terreno. O reabastecimento desse aquífero pela água das chuvas se dá tão somente nos locais onde a formação rochosa aflora à superfície. (IRITANI e EZAKI, 2008).

Segundo a ANA (2005), os principais aquíferos do Brasil estão situados nos terrenos sedimentares. Com uma área aproximada de 4.130.000 km², essas bacias ocupam cerca de 48% do território nacional.

2.1.4 Recarga e descarga de aquíferos

O reabastecimento dos aquíferos é feito basicamente pela água das chuvas e, em menor proporção, por fontes de água superficiais. Ele ocorre diretamente nos aquíferos livres ou indiretamente nos confinados. Nesses últimos, a recarga se dá nos locais onde há o afloramento de sua formação geológica no terreno. Existem ainda as chamadas recargas não naturais, que são provenientes, por exemplo, de vazamentos nas tubulações do sistema de abastecimento ou dos excessos utilizados na irrigação agrícola (IRITANI e EZAKI, 2008). A Figura 5 ilustra os locais onde ocorre a recarga dos aquíferos e também sua classificação de acordo com a pressão interna.

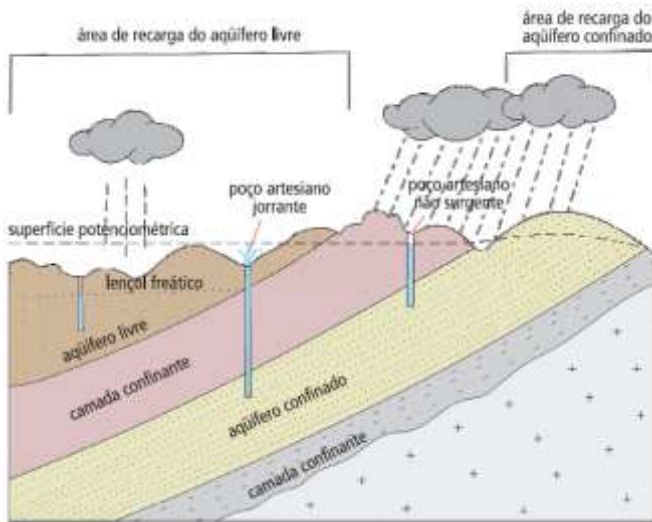


Figura 5 – Áreas de recarga de aquíferos livres e confinados

O grau de recarga dos aquíferos está relacionado a diversos fatores naturais, como o clima, o tipo de vegetação, o relevo e a geologia da região. Capucci *et al* (2001) citam que em áreas com essas condições favoráveis, a recarga pode atingir até 25% da precipitação pluviométrica anual.

As áreas de descarga são locais onde a água sai do aquífero, podendo, normalmente, voltar a superfície do terreno, em forma de nascente ou como escoamento básico, alimentando os córregos rios e lagos (IRITANI e EZAKI, 2008, p. 23).

2.1.5 Captação de águas subterrâneas

A captação de águas subterrâneas no Brasil possui várias finalidades, como abastecimento público e privado, fins industriais e irrigação. A construção de poços rasos e profundos é a forma mais comum e utilizada no país para realizar a extração. O projeto e execução dessa obra é uma tarefa de engenharia e requer o conhecimento de uma série de aspectos técnicos. Capucci *et al* (2001) relatam que as características hidrodinâmicas, hidrogeológicas e físico-químicas da formação geológica determinam a qualidade da água, bem como a produtividade que se pode esperar do aquífero.

Segundo Iritani e Ezaki (2008), o custo da obra vai depender do tipo de poço e da finalidade para que se destina. Geralmente, a extração de água de aquíferos livres é bem mais barata do que em confinados, porém, em função de problemas técnicos e ambientais, nem sempre é viável captar água das fontes mais rasas do solo. Basicamente existem dois tipos de estruturas para captação de água subterrânea: o *poço cacimba* e o *poço tubular*.

- Poço cacimba: este tipo de poço é utilizado para extrair água de aquíferos livre e rasos. Geralmente possui pouca profundidade (abaixo de 30 m) e um grande diâmetro (entre 1 e 1,5 m). Dessa forma, ele é utilizado predominantemente em pequenas propriedades, onde não existe abastecimento público de água. As normas técnicas exigem que suas paredes sejam de alvenaria ou concreto, além de possuir no fundo, tijolos ou cascalho para permitir a entrada de água. Como as cacimbas são poços mais rasos, estão mais sujeitos a contaminação por fossas negras. Em função disso, deve-se avaliar cuidadosamente a área antes de proceder a escavação.
- Poço tubular: o poço tubular apresenta pequeno diâmetro (10 a 50 cm) e profundidade e capacidade de produção de água bem maiores que o poço cacimba. Dependendo do aquífero explorado, este poço pode atingir mais de 1.000 metros de profundidade. Sua construção requer equipamentos mais

sofisticados e deve ser executada por um profissional habilitado. O furo é revestido com tubos de aço ou PVC para impedir o desmoronamento das partes menos consolidadas da rocha. Em bacias sedimentares são instalados filtros ao longo de sua altura para permitir a entrada de água das camadas arenosas superiores. O recalque de água é feito por meio de bombas submersas.

Em ambos os tipos de construção, a proteção sanitária do local é imprescindível para garantir a qualidade da água. Para isso, existem normas específicas para operação e manutenção de poços e, em alguns estados, é necessário ainda obter autorização do órgão responsável. (IRITANI e EZAKI, 2008).

2.1.6 Contaminação de águas subterrâneas

A princípio, a qualidade das águas subterrâneas é dada pela dissolução de minerais presentes nas rochas que compõem o aquífero. Porém, nos últimos anos o que se observa é um aumento excessivo da poluição causada por atividades antrópicas pontuais e extensivas (CAPUCCI *et al*, 2001).

Na área urbana a contaminação se dá pelo vazamento de fossas negras, lixões e vazamentos no subsolo de tanques e redes de esgoto. Além disso, a poluição industrial cada vez mais está atingindo o subsolo. Seja através do vazamento de substâncias tóxicas, ou então do lançamento irregular do efluente das estações de tratamento. Já na área rural, o uso indiscriminado de fertilizantes agrícolas e o manejo indevido de dejetos animais contribuem significativamente para o agravamento desse cenário (IRITANI e EZAKI, 2008).

Segundo Capucci *et al* (2001), a recarga direta dos aquíferos através dessas zonas contaminadas compromete a qualidade da água subterrânea e inviabiliza seu uso para consumo humano. Dependendo das condições hidrodinâmicas e geológicas do aquífero, essa poluição ainda pode se estender por muitos quilômetros e, até mesmo, se refletir em corpos hídricos superficiais descarregados por esse reservatório.

Geralmente, os aquíferos confinados são mais protegidos e possuem água de melhor qualidade. Porém, em muitas regiões brasileiras o nível de poluição já atingiu as zonas mais profundas do subsolo, como resultado de anos de contaminação contínua desses mananciais subterrâneos.

2.2 ASPECTOS FUNDAMENTAIS DA CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR NITRATO

Dentre todos os contaminantes freqüentemente encontrados em águas subterrâneas, o nitrato é sem dúvida o mais problemático. Sua presença nos aquíferos é consequência de anos de poluição desenfreada proveniente de atividade antrópicas (CANTER, 1996).

Canter (1996) cita ainda que as principais causas dessa contaminação estão relacionadas com o despejo de grandes quantidades de nitrogênio do solo, seja ele orgânico ou inorgânico. O uso indiscriminado de fertilizantes agrícolas e a falta de saneamento básico, sobretudo em países subdesenvolvidos, ocupam o topo desta lista.

O consumo de água com altos teores de nitrato representa uma grande ameaça à saúde pública. Várias doenças estão relacionadas à ingestão freqüente de altos teores desse íon, como a metahemoglobinemia e até mesmo o câncer. Na década de 80, a Organização Mundial da Saúde realizou na Europa um estudo aprofundado sobre o assunto. Além de abordar os efeitos adversos à saúde, foi feito um panorama da contaminação das águas subterrâneas em diversos países do continente. Naquela época, a situação já se mostrava preocupante, indicando que mesmo com as medidas preventivas adotadas, os níveis desse contaminante estavam se elevando rapidamente (OMS, 1984).

As origens dessa poluição estão diretamente relacionadas com o desequilíbrio do ciclo do nitrogênio. Para compreender de que forma o nitrato atinge as águas subterrâneas, primeiramente é necessário conhecer todas as etapas desse ciclo, bem como as diferentes formas que esse elemento se encontra na natureza.

2.2.1 Ciclo do nitrogênio

Dentre todos os ciclos biogeoquímicos do planeta, pode-se afirmar que o do nitrogênio é um dos mais importantes. Este elemento é um nutriente essencial para a ocorrência de vida, pois é o principal componente dos aminoácidos e proteínas existentes na natureza. O nitrogênio pode existir em diversas formas no ambiente, sendo a atmosfera seu principal reservatório. Porém, para ser assimilado pelas plantas superiores, o nitrogênio gasoso deve ser combinado com hidrogênio ou oxigênio. No ambiente terrestre e aquático, as principais formas de interesse do nitrogênio estão descritas na Tabela 1 (U.S.EPA, 1994).

Tabela 1 – Principais formas nitrogenadas encontradas no meio ambiente

| Composto | Fórmula Química | Grau de Oxidação |
|-------------------|-----------------|------------------|
| Amônia | NH_3 | -3 |
| Íon Amônio | NH_4^+ | -3 |
| Nitrogênio Gasoso | N_2 | 0 |
| Nitrito | NO_2^- | +3 |
| Nitrato | NO_3^- | +5 |

Fonte: Canter, 1996

Segundo Canter (1996), na biosfera a maioria das mudanças de um estado de oxidação para outro são biologicamente induzidas. Todas elas são realizadas por microrganismos distintos e envolvem ganhos e perdas líquidas de energia. Diversos mecanismos fazem parte deste ciclo e estabelecem as relações de equilíbrio entre suas etapas. A Figura 6 ilustra essas transformações.

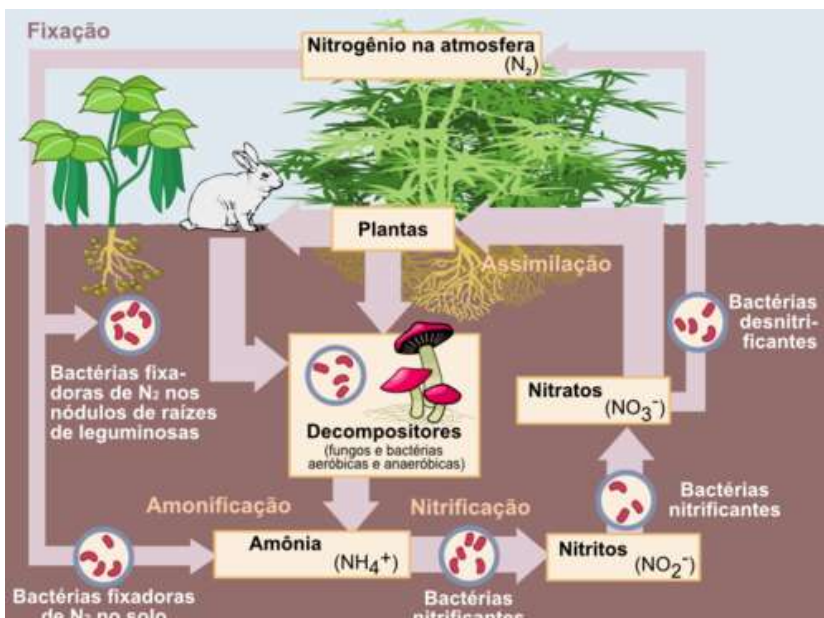


Figura 6 – O ciclo do nitrogênio

A fixação envolve a incorporação do nitrogênio gasoso para os compostos químicos que plantas e animais podem utilizar em seus processos metabólicos. Compostos orgânicos de nitrogênio são sintetizados por microrganismos específicos, presentes no solo e também nas raízes de plantas. A fixação atmosférica através dos raios e os processos de fixação industrial (produção de amônia), também desempenham um papel significativo na fixação desse elemento (CANTER, 1996).

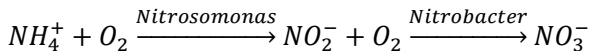
A transformação do nitrogênio orgânico em amônia é chamada de amonificação e é desempenhada por bactérias aeróbias e anaeróbias, além de alguns fungos. Geralmente, esse processo ocorre durante a decomposição de tecidos animais e vegetais e também da matéria orgânica fecal presente no solo.



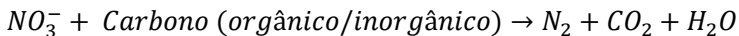
A assimilação é a síntese biológica das proteínas ou outros compostos nitrogenados das plantas. Ela ocorre através da combinação dos íons de nitrogênio ou amônia com o CO₂ e a luz solar. Os animais não são capazes de transformar o nitrogênio inorgânico em orgânico, sendo obrigados a obter suas proteínas das plantas ou outros animais.



O processo de nitrificação diz respeito à oxidação biológica dos íons amônio a nitrato. Duas etapas compreendem esta transformação: primeiramente nitrito é formado para, em seguida, ser conduzido a nitrato. Dois gêneros de bactérias quimioautotróficas estão envolvidos nessa etapa, nitrosomonas e nitrobacter. Além disso, carbono inorgânico é utilizado para composição celular.



Canter (1996) cita que a desnitrificação é um processo biológico em que o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso por certos tipos de microrganismos. Diversas rotas bioquímicas fazem parte dessa transformação, envolvendo uma série de intermediários nitrogenados. Neste caso, o nitrato é utilizado como acceptor de elétrons e carbono orgânico ou inorgânico como fonte de energia externa. De maneira geral, a rota completa é a seguinte:



Estes são os quatro mecanismos principais que regem todo o ciclo do nitrogênio na Terra. Os processos de remoção e controle desse nutriente em águas contaminadas envolvem, primariamente, uma ou mais dessas etapas.

2.2.2 Acúmulo de nitrogênio no ambiente subterrâneo

O desequilíbrio entre as fases do ciclo do nitrogênio acaba transferindo esse elemento da atmosfera para outros reservatórios, como por exemplo, os aquíferos. Nas últimas décadas as atividades antrópicas vêm lançando cada vez mais compostos nitrogenados no solo, sendo que a maior parte deles não retorna ao estado gasoso e acaba se acumulando no ambiente subterrâneo (U.S.EPA, 1994).

De maneira comum, aproximadamente 90% do nitrogênio contido no solo é orgânico. Ele está presente em plantas e animais vivos, bem como na matéria orgânica em decomposição. Os residuais de amônia e nitrato estão diretamente disponíveis para as plantas, porém, como a amônia possui maior potencial de adsorção na matriz rochosa, o nitrato se perde mais facilmente (CANTER, 1996).

O processo de nitrificação da amônia ocorre basicamente na zona não-saturada do solo, onde há oxigênio disponível para sua oxidação. São necessários 4,6 mg/L de oxigênio para oxidar 1 mg/L de nitrogênio amoniacal. Parte desse nitrato formado é consumido na etapa de síntese, porém, o excesso acaba sendo rapidamente lixiviado pelas águas da chuva. O transporte no solo é facilitado ainda mais, em função da alta solubilidade desse íon em água (U.S.EPA, 1993). A Figura 7 mostra os processos de infiltração de nitrogênio e seu ciclo no subsolo.

O aumento significativo dos índices de nitrato nos aquíferos demonstra claramente o desequilíbrio existente no ciclo. Os processos de fixação estão se sobressaindo aos demais, visto que as etapas de desnitrificação e síntese não estão sendo capazes de remover todo o nitrogênio do solo.

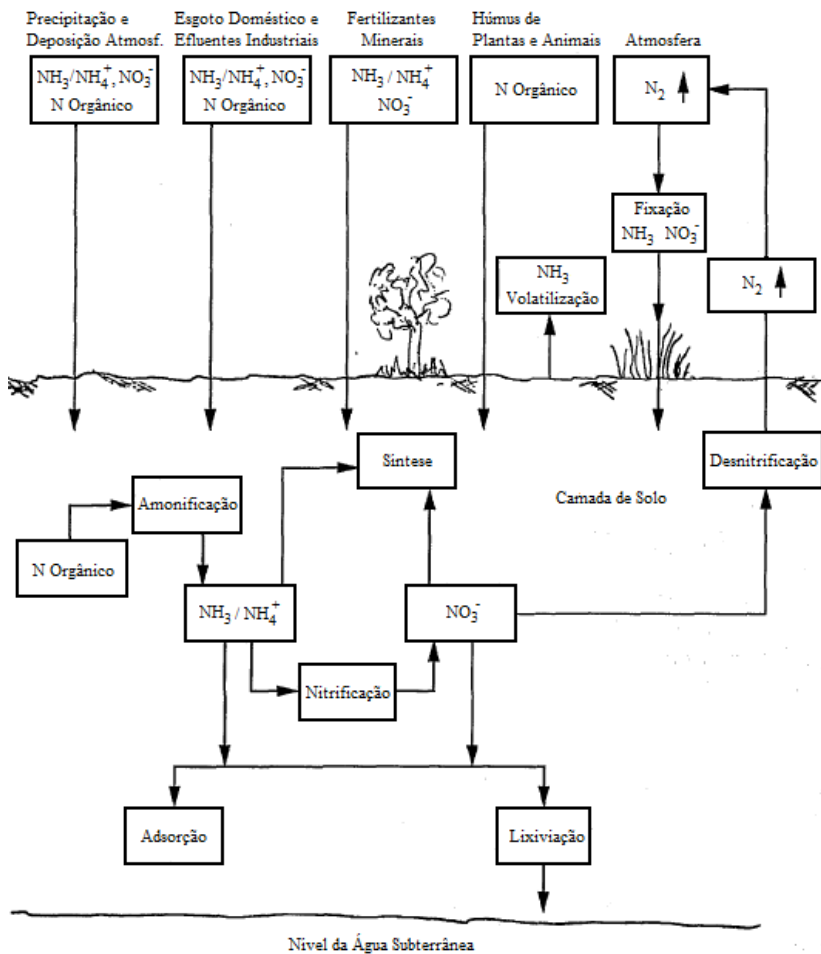


Figura 7 – Ciclo do nitrogênio no ambiente subterrâneo

2.2.3 Origens do nitrato em águas subterrâneas

As origens do nitrato em águas subterrâneas estão relacionadas a causas naturais e humanas. De uns tempos para cá, o que se observa é que cada vez mais os processos de fixação naturais são influenciados pela poluição antrópica. Como exemplo, podemos citar o lançamento de óxidos de nitrogênio à atmosfera através da queima de combustíveis fósseis. Esses compostos acabam sendo precipitados com a chuva e

atingem o solo em quantidades muito maiores do que o normal (U.S.EPA, 1993).

Canter (1996) cita que o aumento contínuo das áreas agricultáveis, associado à falta de tratamento adequado dos resíduos domésticos e industriais, faz com que as causas humanas sejam as maiores responsáveis pelo aumento dos níveis de nitrato nos aquíferos.

Compostos agroquímicos como fertilizantes e pesticidas, são utilizados indiscriminadamente nas lavouras ao redor do mundo. Segundo a OMS (1985), a agricultura é considerada a maior fonte de poluição por nitratos, sobretudo em países industrializados. O grau de contaminação atual desses países é resultado de mais de 40 anos de atividade agrícola intensa. No ano de 1986, o órgão ambiental norte americano divulgou um documento, citando que aproximadamente 75% de todas as plantações agrícolas dos EUA utilizavam fertilizantes nitrogenados. Nessas áreas, as concentrações de nitrato ($N-NO_3^-$) na zona não-saturada do solo variavam entre 20 a 40 mg/L, chegando a 100 mg/L em alguns locais (CANTER, 1996).

Nos países em desenvolvimento e menos industrializados, a origem da contaminação por nitrato se dá basicamente pela falta de tratamento e disposição adequada dos efluentes domésticos e industriais. Nesses locais, boa parte das residências ainda utiliza sistemas de fossas individuais para o descarte dos resíduos, pois não há coleta e tratamento público de esgoto. Muitas dessas fossas são construídas sem nenhum tipo de critério, permitindo a infiltração direta tanto de nitrogênio quanto de microrganismos patogênicos no solo. Lagoas de tratamento, lixões e aterros mal impermeabilizados também contribuem significativamente para o aumento dessa infiltração subterrânea (U.S.EPA, 1993).

O grau de contaminação irá depender de fatores geológicos que incluem a formação rochosa do terreno e a profundidade do aquífero. Geralmente, os reservatórios subterrâneos confinados são mais protegidos do que os livres. Porém, em função da falta de medidas mitigadoras e do elevado número de fossas desativadas, essa poluição ainda se estenderá por muitos anos (SOARES, 2000).

2.2.4 Problemas de saúde relacionados ao nitrato

A concentração de nitrato em águas subterrâneas é a maior preocupação no que diz respeito ao seu uso para consumo humano. Em 1984, a OMS divulgou um relatório a respeito do nível de contaminação dos aquíferos de diversos países europeus. Esse documento continha ainda, informações em relação aos problemas de saúde ocasionados por

esse poluente, bem como técnicas para removê-lo da água. Por fim, chegou-se a conclusão que para evitar riscos à saúde pública, o valor máximo admissível (VMA) em águas para consumo humano era de 10 mg N-NO₃/L (WHO, 1985).

A toxicidade do nitrato está relacionada com a redução deste íon a nitrito no aparelho digestivo. Isto ocorre em função do metabolismo de algumas bactérias redutoras, que estão presentes oportunamente no organismo. O nitrito, por sua vez, promove a oxidação da hemoglobina a metahemoglobina, a qual é incapaz de transportar oxigênio aos tecidos. (FERNÍCOLA e AZEVEDO, 1981).

Na molécula de metahemoglobina, o átomo de ferro do grupamento *heme* está em sua forma oxidada (+3) e não pode se ligar quimicamente ao oxigênio. Essa reação ocorre na saliva em adultos e no trato gastrointestinal de bebês durante seus primeiros três meses de vida.

À medida que a concentração de metahemoglobina no sangue se eleva, a pessoa começa sofrer de *cianose*, que é privação de oxigênio às células. Se a ingestão de nitrato não for interrompida, o doente morre por asfixia. Os recém-nascidos são os mais susceptíveis a esta enfermidade, a qual confere a pele um tom azulado. Popularmente, ela é conhecida como síndrome do bebê azul (*blue baby syndrome*). Essa vulnerabilidade ocorre por diversas razões, dentre elas a baixa atividade de enzimas redutoras de metahemoglobina e a maior alcalinidade do estômago dos bebês. Essas condições são propícias para promover a redução bacteriana de nitrato a nitrito no aparelho digestivo (CANTER, 1996).

Desde a década de 80 muitos pesquisadores vêm relacionando certas formas de câncer gástrico à ingestão de águas com altos teores de nitrato. Essa potencialidade está associada à formação dos chamados compostos N-nitroso no estômago. Sob condições mais alcalinas, o nitrito em contato com a matéria orgânica pode dar origem à nitrosaminas e/ou nitrosamidas, compostos químicos considerados carcinogênicos terminais (CANTER, 1996).

Experimentos com animais *in vivo* ainda relacionaram o consumo excessivo de nitrato a efeitos cardiovasculares, abortos espontâneos e má formação congênita. Apesar de os resultados em humanos ainda serem inconclusivos, o link entre a exposição prolongada ao contaminante e tais doenças não pode ser descartado (WHO, 1984).

2.3 TÉCNICAS DE REMOÇÃO DE NITRATO EM ÁGUAS

As técnicas convencionais aplicadas ao tratamento de água (coagulação, filtração, cloração, ozonização, UV), não são úteis para remoção do nitrato dissolvido, já que este íon se encontra em sua forma mais estabilizada. A solução mais comum para este problema está na diluição da água contaminada a partir de um manancial isento de nitrato. Porém, freqüentemente essa alternativa não está disponível, sendo necessário utilizar sistemas específicos para promover a potabilização da água (SHRIMALI e SINGH, 2001).

Dessa forma, alguns processos vêm sendo desenvolvidos para remover o nitrato de águas contaminadas. Dentre eles, destacam-se os químicos (redução química), físicos (osmose reversa, eletrodialise), físico-químicos (troca iônica) e biológicos. Segundo Soares (2000), de todos eles, apenas a troca iônica e a desnitrificação biológica são possíveis de se aplicar em grande escala. Além disso, o processo biológico é o único que elimina completamente o nitrato da água, já que a troca iônica gera um resíduo extremamente concentrado na etapa de regeneração da resina.

2.3.1 Troca-iônica

Segundo Canter (1996), a troca-iônica envolve a troca do ânion nitrato em solução por espécies químicas equivalentes associadas a uma resina. Tipicamente essas resinas são sintéticas e empregam polímeros ligados a íons cloreto que são substituídos quimicamente pelo nitrato. Nesse processo, além do nitrato, outros íons que eventualmente estejam presentes em solução também são removidos. Isto significa que em águas contendo concentrações elevadas de outros ânions (SO_4^{2-} , HCO_3^- , F), a aplicação deste processo pode ser inviabilizada.

Uma vez que a capacidade de remoção da resina é atingida, é necessário proceder sua regeneração utilizando uma solução de cloreto de sódio. O resíduo gerado nesta etapa possui uma concentração elevada de nitrato e outros íons (salmoura), devendo ser disposto de maneira adequada para não causar impactos ambientais. Muitas vezes, os gastos relativos à solução regenerante e a disposição da salmoura, representam os maiores custos dessa operação. Ainda assim, a aplicação da troca-iônica para remoção de nitratos, se mostra muito mais vantajosa economicamente quando comparada ao uso de outros sistemas físico-químicos, como a eletrodialise e a osmose reversa (CANTER, 1996).

A presença de quantidades elevadas de sólidos suspensos, ou até mesmo a contaminação microbológica, podem inviabilizar o tratamento da água por troca-iônica. Em função disso, é preferível aplicar essa tecnologia em águas de poços tubulares profundos, que estão mais protegidos desse tipo de contaminação.

Desde a década de 80, diversas plantas *full-scale* de desnitrificação por troca iônica foram instaladas pela Europa. Até o ano de 1988, foram inauguradas na França, seis estações de tratamento de água para abastecimento público que utilizavam esse processo. Suas capacidades de tratamento variavam entre 10 a 600 m³/h e a eficiência média de remoção de nitrato era da ordem de 60% (RICHARD, 1989).

A Figura 8 representa um típico processo de troca-iônica para remoção de nitrato de águas contaminadas utilizando um único leito. A configuração com dois leitos também é possível. Apesar de apresentar algumas vantagens técnicas, o custo de operação acaba sendo muito maior em relação ao sistema de leito único (CANTER, 1996).

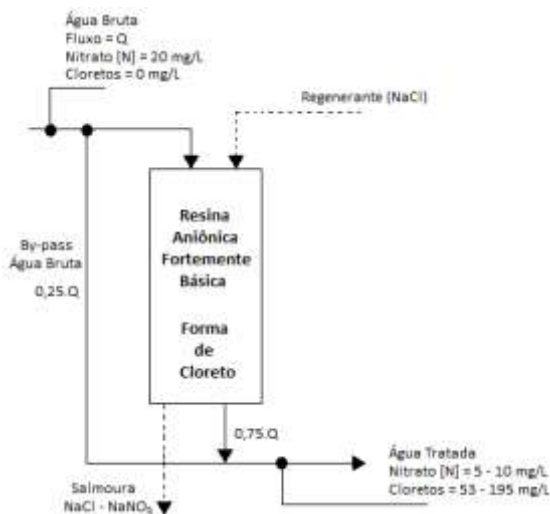


Figura 8 – Esquema de operação do processo de troca-iônica

2.3.2 Osmose reversa

Canter (1996) cita que o processo de osmose reversa se baseia na técnica de microfiltração, onde através da aplicação de uma determinada pressão (osmótica), a água é forçada a passar por uma membrana

semipermeável que filtra as espécies iônicas presentes na solução. Esse processo foi desenvolvido há aproximadamente 30 anos com a finalidade de dessalinizar a água do mar para consumo. As pressões manométricas utilizadas nesse sistema facilmente atingem a faixa de 300 a 400 psi, podendo chegar a valores de até 1000 psi.

Geralmente, os equipamentos utilizados consistem de tubos de aço inox com pequeno diâmetro interno, dispostos paralelamente em módulos. Dessa forma, é possível obter a maior área superficial de contato por unidade de volume. As membranas semipermeáveis são feitas de acetato de celulose ou materiais poliméricos similares. De maneira geral, elas não apresentam seletividade para qualquer tipo de íon, removendo várias espécies iônicas dissolvidas na água, incluindo nitratos. Problemas potenciais relacionados a essa operação dizem respeito ao entupimento e compactação das membranas, além de sua deterioração hidrolítica (OMS, 1984).

Dependendo da qualidade da água bruta a ser tratada, são aplicados processos de pré-tratamento, a fim de reduzir os custos com a manutenção e regeneração das membranas. De qualquer forma, o elevado custo operacional ainda é o maior entrave para a aplicação em larga escala do processo de osmose reversa (SHRIMALI e SINGH, 2001).

2.3.3 Eletrodiálise

O processo de eletrodiálise refere-se a uma unidade de microfiltração acionada eletricamente que utiliza membranas íonoseletivas dispostas alternadamente ao longo de compartimentos filtrantes. Os íons migram de uma solução para outra sob a influência direta de um campo elétrico, enquanto são filtrados pelas membranas semipermeáveis catiônicas e aniônicas. Com isso, uma solução mais diluída (água tratada) e outra mais concentrada (salmoura) são obtidas entre os compartimentos do sistema de filtração (CANTER, 1996).

A montagem deste sistema de filtração se assemelha com a de um filtro prensa, de maneira a formar canais entre as membranas por onde circula a água a ser tratada. Os eletrodos são dispostos nas duas extremidades e ficam em contato direto com a solução eletrolítica. Quando um campo elétrico é aplicado, os cátions tendem a migrar para o cátodo e os ânions para o ânodo, sendo filtrados no percurso pelas respectivas membranas íonoseletivas. A Figura 11 ilustra o esquema de funcionamento básico da eletrodiálise.

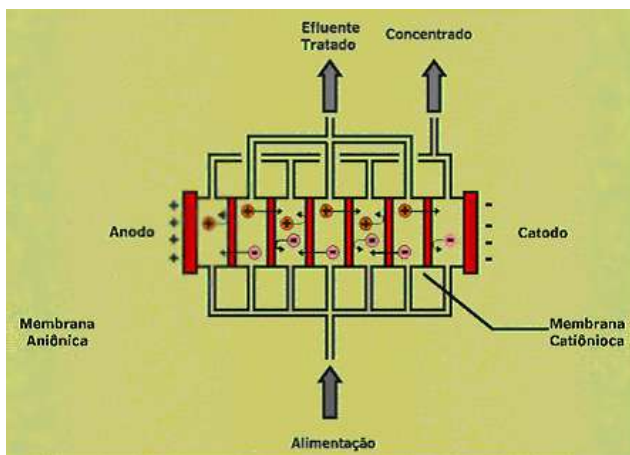
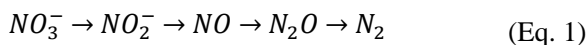


Figura 9 – Célula de eletrodialise

Os problemas potenciais relativos a essa operação são semelhantes aos observados na osmose reversa, onde águas contendo elevadas concentrações de sólidos suspensos podem ocasionar o entupimento dos materiais filtrantes e sua deterioração. A aplicação em larga escala da eletrodialise fica limitada em função do alto custo de instalação e operação do sistema, principalmente no que diz respeito ao consumo energético requerido para atender grandes vazões (CANTER, 1996).

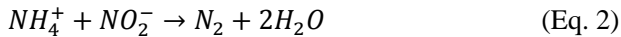
2.3.4 Desnitrificação biológica

Segundo Soares (2000), o processo de desnitrificação biológica é o único que efetivamente remove o nitrato da água, transformando-o em produtos gasosos inócuos. Ela ocorre naturalmente quando certos tipos de bactérias utilizam o nitrato como acceptor final de elétrons em seus processos respiratórios, na ausência de oxigênio. Essa rota metabólica se baseia em uma sequência de reações enzimáticas que levam à formação de nitrogênio gasoso. O processo envolve uma série de intermediários e pode ser resumido abaixo:



Os microrganismos que possuem esse tipo de metabolismo geralmente são facultativos, podendo metabolizar o nitrato caso o oxigênio molecular esteja ausente. A desnitrificação biológica pode ser promovida por bactérias autotróficas e heterotróficas, dependendo da fonte de carbono utilizado para o crescimento celular. As primeiras usam os íons carbonato e bicarbonato dissolvidos na água, enquanto que as últimas assimilam diversos compostos orgânicos solúveis. Dentre os principais gêneros de bactérias heterotróficas desnitrificantes, podemos citar: *Aeromonas*, *Pseudomonas*, *Nitrosomonas*, *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Flavobacterium*, etc. Nos processos autotróficos, a principal bactéria utilizada para essa finalidade é o *Thiobacillus denitrificans*, que utiliza como fonte de energia compostos reduzidos de enxofre para reduzir biologicamente o nitrato a gás nitrogênio (SHAPLEIGH, 2006).

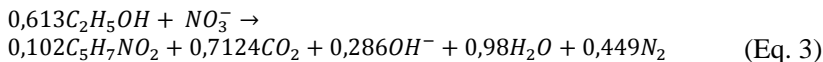
Há ainda outro processo de remoção de nitrogênio bastante difundido nos dias atuais, chamado *anammox*. Neste sistema, a amônia (NH_4^+) é oxidada até nitrogênio gasoso (N_2) utilizando o nitrito (NO_2^-) como acceptor final de elétrons (OP DEN CAMP *et al*, 2007). A Equação 2 mostra a estequiometria deste processo.



O íon nitrito é reduzido a hidroxilamina e esta, por sua vez, reage com o íon amônio para formar N_2 . A rota metabólica dessa etapa do processo ainda não está bem estabelecida, porém, maiores detalhes podem ser encontrados em Jetten *et al* (2001).

Schierholt Neto (2007) cita que esses microrganismos são abundantes na natureza, sendo frequentemente encontrados em dejetos suínos, ou então em lagoas de tratamento de efluentes.

Diferentemente dos efluentes domésticos e industriais, as águas subterrâneas não possuem matéria orgânica suficiente para promover a rota completa de desnitrificação heterotrófica. Sendo assim, se faz necessário adicionar à água bruta uma fonte adequada de carbono para que o processo ocorra. Geralmente, compostos orgânicos facilmente assimiláveis pelos microrganismos são utilizados para essa finalidade, como metanol, etanol e acetato. O tipo de substrato utilizado irá influenciar diretamente na quantidade de biomassa formada, porém, o que determina essa escolha é basicamente o custo da matéria-prima (SOARES, 2000). Segundo Mateju *et al* (1992), a estequiometria da desnitrificação biológica utilizando etanol como fonte de carbono é dada pela Equação 3.



onde $C_5H_7NO_2$ é a fórmula química empírica de uma célula biológica. Por esta equação, pode-se observar que o coeficiente de conversão de substrato em células se aproxima dos processos aeróbios ($Y_{X/S} = 0,409$ g célula/g etanol), indicando uma alta formação de lodo biológico. Além disso, é importante salientar que caso haja quantidades residuais de oxigênio e nitrito presentes na água subterrânea, uma dosagem extra de carbono é requerida (CANTER, 1996).

Nos processos autotróficos, além do bicarbonato utilizado para crescimento celular, compostos reduzidos de enxofre e também gás hidrogênios são usados como fonte de energia (doadores de elétrons). Nestes sistemas, as taxas de desnitrificação são bem menores, resultando em uma menor produção de biomassa por unidade de substrato consumido. Apesar de parecer uma desvantagem técnica, tal fator, aliado ao baixo custo desses insumos podem representar uma grande vantagem econômica em relação aos processos heterotróficos (SOARES, 2000).

Em ambos os processos, é necessário realizar o pós-tratamento da água desnitrificada a fim de adequá-la aos padrões de potabilidade exigidos pela legislação. Basicamente, o que se faz é remover o carbono residual, reintroduzir oxigênio dissolvido e desinfetar a água antes de encaminhá-la à rede de abastecimento (SHRIMALI e SINGH, 2001).

Várias plantas *full-scale* de desnitrificação biológica já foram instaladas em diversas regiões do mundo, principalmente na Europa. Desde a década de 80, países como a França vêm desenvolvendo esses sistemas com a finalidade de remover o nitrato de suas águas subterrâneas contaminadas. Plantas com capacidade para até 1200 m³/h já estão em operação desde o ano de 2007, fornecendo água de qualidade à boa parte da população desses países.

2.4 PROCESSOS BIOLÓGICOS DE DESNITRIFICAÇÃO

Atualmente, as tecnologias utilizadas para remoção biológica de nitrato de águas subterrâneas se dividem basicamente em sistemas que succionam a água para reatores posicionados acima da superfície, e métodos que fazem a desnitrificação no próprio aquífero (*in situ*).

A desnitrificação *in situ* é a alternativa menos utilizada de todas, pois apresenta algumas dificuldades operacionais que dificultam a manutenção da estabilidade do processo. O tratamento consiste em uma

central de bombeamento que injeta os substratos no poço, para que a reação possa ocorrer diretamente no subsolo. As vantagens desse tipo de técnica estão no fato de que a temperatura no ambiente subterrâneo é constante e o custo dessa operação é reduzido. Como desvantagem, podemos citar o entupimento do solo pela formação da biomassa e do gás, além da dificuldade de se atingir distribuições homogêneas de nutrientes ao longo do aquífero (SOARES, 2000).

Atualmente, os sistemas superficiais de desnitrificação biológica são os mais utilizados em larga escala, com diversas plantas em operação ao redor do mundo. Nessa técnica, a água subterrânea é bombeada para a superfície e desnitrificada em reatores biológicos que possuem diversas configurações. Os processos heterotróficos ainda são os mais utilizados, porém, nos últimos anos, os sistemas autotróficos vêm ganhando destaque em função de possuírem algumas vantagens técnicas e econômicas (CANTER, 1996).

2.4.1 Tipos de reatores biológicos

Segundo Canter (1996), os reatores anóxicos empregados para a remoção de nitrato, se baseiam em sistemas que permitem o acúmulo de células no equipamento, ou então, processos que trabalham com a biomassa em suspensão. Nestes últimos, posteriormente ainda existe um sedimentador de células que efetua o reciclo de uma parte do lodo, possibilitando assim, o aumento do seu tempo de residência dentro do reator.

Em reatores que trabalham com o princípio de acúmulo de células, a biomassa fica fisicamente aderida a materiais suporte sólidos. Esses sistemas podem empregar meios estáticos ou então leitos expandidos, dependendo do tipo de suporte e das características hidrodinâmicas aplicadas. Os reatores de leito fixo podem ser operados em fluxo ascendente ou descendente. Frequentemente, os materiais suporte utilizados são sintéticos, ou então argilas e silicatos de baixa porosidade. Os sistemas que trabalham com fluxo ascendente são muito mais comuns, pois nessa configuração os problemas relacionados a entupimentos são reduzidos e a biomassa fica constantemente submersa (CANTER, 1996).

Nos processos que empregam reatores de leito fluidizado, a operação é feita exclusivamente em fluxo ascendente, assim a matriz sólida em que a biomassa está fixada é expandida hidráulicamente. Geralmente, esses suportes são meios granulares que facilitam a expansão do leito. A vantagem desse tipo de configuração está no fato

de que com a expansão do leito, toda a superfície do material granular se torna disponível para fixar a biomassa, permitindo assim a obtenção de maiores taxas de desnitrificação por unidade de volume do reator. Porém, a aplicação desse sistema requer um controle rigoroso da vazão volumétrica do reator, pois grandes oscilações podem fazer com que parte da biomassa retida no suporte seja arrastada para fora do equipamento (CANTER, 1996).

2.4.2 Processos heterotróficos

Segundo Soares (2000), os processos de desnitrificação heterotróficos são os mais estudados e mais aplicados em campo. Substratos orgânicos facilmente assimiláveis pelos microrganismos são utilizados, como o metanol, etanol e acetato. Basicamente, o que determina essa escolha são fatores econômicos. A dosagem requerida de carbono é função do tipo de substrato utilizado e também, da quantidade de oxigênio dissolvido (OD) na água subterrânea. A Tabela 2 mostra essas quantias.

Tabela 2 – Dosagem de substratos requerida

| Substrato | mg substrato/mg OD | mg de substrato/mg NO_3^- |
|---------------|--------------------|------------------------------------|
| metanol | 1,0 | 0,56 |
| etanol | 0,5 | 0,45 |
| ácido acético | 1,2 | 0,79 |

Fonte: Hall, 1997

Em algumas águas subterrâneas, além de carbono orgânico, é necessário dosar uma quantidade residual de fósforo a fim de suprir a demanda para crescimento celular. Rogalla *et al* (1990), citam que a dosagem requerida de fosfato é 2,26 μg de P por mg de NO_3^- removido.

Por fim, o polimento da água é requerido para adequá-la aos padrões de potabilidade exigidos pela legislação vigente. De acordo com a OMS (1985), o sistema heterotrófico é dividido em quatro estágios, como é mostrado na Figura 10.

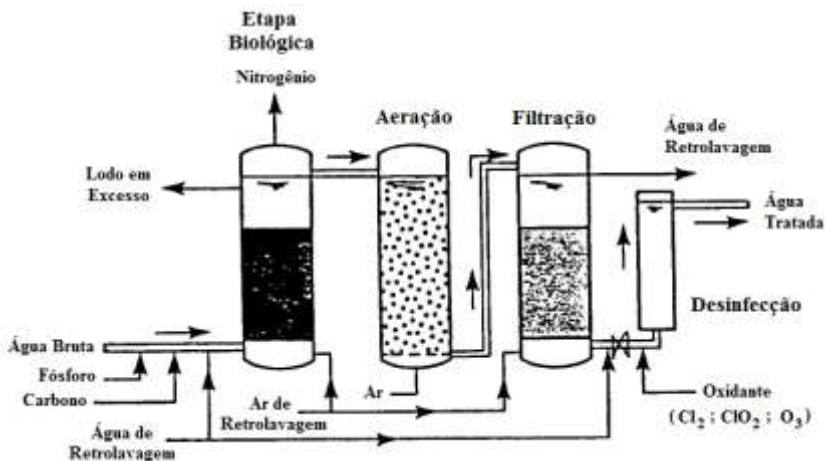


Figura 10 – Processo de desnitrificação heterotrófica

Ainda segundo o Órgão internacional, as funções de cada etapa estão sumarizadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Funções dos quatro estágios no processo de desnitrificação biológica heterotrófica

| | Etapa | | | |
|----------|-----------|---------|-----------|-------------|
| | Biológica | Aeração | Filtração | Desinfecção |
| Nitrato | ++ | 0 | + | 0 |
| TOC | - | 0 | + | 0 |
| DO | - | ++ | 0 | 0 |
| Turbidez | - | 0 | ++ | 0 |
| Bactéria | - | 0 | + | ++ |

Nota: ++ = efeito muito positivo relativo à remoção do respectivo constituinte; + = efeito positivo relativo à remoção do respectivo constituinte; 0 = nenhum efeito sobre o constituinte; - = efeito negativo em relação ao constituinte (OMS, 1985).

Esse processo global se enquadra tanto para sistemas com a biomassa em suspensão, quanto para aqueles que trabalham com o acúmulo de células.

Vários tipos de reatores anóxicos heterotróficos já foram desenvolvidos e são operados até os dias atuais. Como exemplo, podemos citar os sistemas franceses Nitrazur e Biodenit, pioneiros no

que diz respeito ao volume de água tratada. Ambos os processos utilizavam materiais suporte de baixa porosidade em seu interior, diferindo apenas no sentido do fluxo de água.

O reator Biodenit era operado sob pressão em fluxo descendente. Sendo assim, a cada 48 horas era necessário realizar sua retrolavagem para remover o excesso de biomassa retida no leito. A eficiência de remoção desse sistema era da ordem de 90% para cargas de até 1,2 kg $\text{N-NO}_3^-/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ e concentração de nitrato de entrada de aproximadamente 15 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$ (ROGALLA *et al*, 1990).

Já no reator Nitrazur, a água era bombeada em fluxo ascendente através do leito granular. Segundo Richard (1989) 70% de remoção de nitrato eram alcançados para cargas de até 0,5 kg $\text{N-NO}_3^-/\text{m}^3 \cdot \text{d}$. O equipamento operava com TRH de aproximadamente 45 minutos e concentração de nitrato de entrada na faixa de 15 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$.

Ambos possuíam etapas subseqüentes similares para o polimento da água desnitrificada. Um filtro aerado de areia e carvão ativo granular era utilizado para oxidar o carbono residual, adsorver os poluentes, remover a turbidez e reoxigenar a água. Antes de ser encaminhada para abastecimento, a água ainda passava por um processo de desinfecção química que empregava cloro ou ozônio como agente oxidante (RICHARD, 1989). As Figuras 11 e 12 ilustram esquematicamente o funcionamento de cada um desses sistemas.

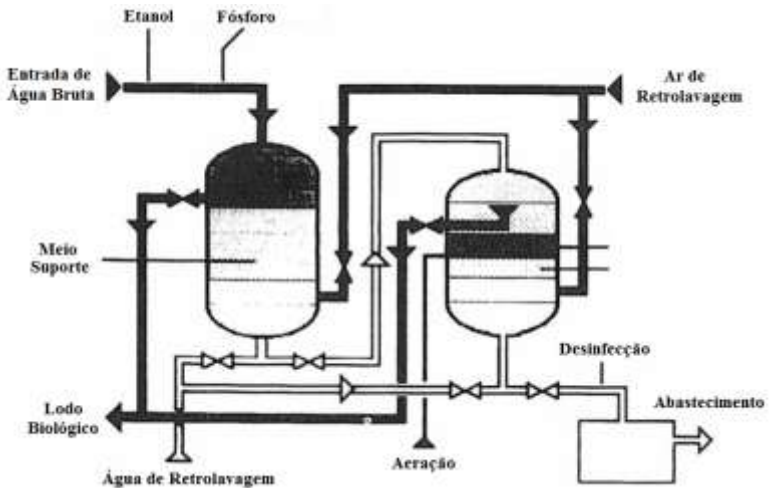


Figura 11 – Processo Biodenit

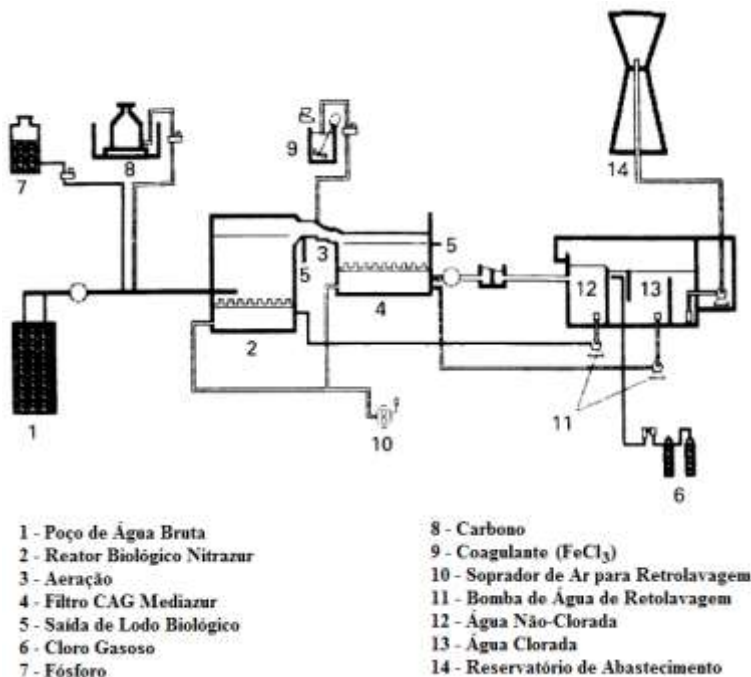


Figura 12 – Processo Nitrazur

Segundo Richard (1989), até o fim dos anos 80, quatro dessas plantas já estavam operando na França, possuindo capacidade de tratamento que variavam entre 50 a 400 m³/h.

2.4.3 Processos autotróficos

De acordo com Soares (2000), vários compostos reduzidos de enxofre e também gás hidrogênio têm sido usados em plantas piloto de desnitrificação biológica autotrófica. A bactéria *Thiobacillus denitrificans* oxida o enxofre a sulfato utilizando o nitrato comoceptor de elétrons nesse metabolismo. O carbono requerido para a biosíntese é derivado de bicarbonatos e carbonatos dissolvidos na água. Uma das vantagens desse processo está no fato de que o custo desses substratos é reduzido. Além disso, há pouca formação de biomassa, visto que as velocidades de crescimento celular desses microrganismos são bem menores. Como desvantagem, podemos citar os efeitos negativos à

saúde que a ingestão de altas concentrações de sulfato traz, além do gosto desagradável que este íon proporciona à água.

Soares (2000) cita ainda que gás hidrogênio pode ser uma boa alternativa como substrato no processo de desnitrificação biológica autotrófica. Sua presença não compromete a qualidade da água, reduzindo os gastos com seu pós-tratamento. Testes iniciais realizados nos EUA demonstraram que este tipo de técnica pode reduzir o custo do tratamento em cerca de 60%, quando comparado à osmose reversa, e 50% em relação à troca-iônica.

Aplicações em grande escala desses sistemas ainda estão sendo avaliadas cuidadosamente. Gros *et al* (1988) descrevem reatores *full-scale* utilizando leito fixo para o acúmulo de células. Outros estudos estão resumidos em Kapoor e Viraraghavan (1997).

2.4.4 Materias de enchimento de reatores

Canter (2006) cita que a principal vantagem de se trabalhar com sistemas de desnitrificação biológica que funcionam com o princípio de acúmulo de células, diz respeito à excelente estabilidade do processo. Os microrganismos que estão aderidos ao biofilme possuem maior resiliência frente às perturbações ocorridas no sistema.

O material de enchimento utilizado em reatores biológicos deve possuir algumas características básicas: ter estrutura resistente; ser biológica e quimicamente inerte; apresentar leveza; porosidade elevada e preço reduzido. (TONETTI *et al*, 2004)

Grande parte dos reatores para desnitrificação biológica de águas naturais descritos na literatura empregam recheios de baixa porosidade em seu interior, tais como areia, xistos, argila, aluminossilicatos e alginatos. Apesar de proporcionarem uma alta fixação de biomassa, é necessário realizar a manutenção periódica do sistema, retrolavando constantemente o leito para evitar problemas de entupimento (SOARES, 2000).

Segundo Chernicharo (2001), materiais suporte alternativos de baixo custo, constantemente são alvo de estudo em trabalhos científicos. O bambu, por exemplo, vêm sendo testado há anos como meio suporte no interior de reatores anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário. Pesquisas conduzidas pela UNICAMP para o Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) demonstraram uma grande potencialidade na utilização desse enchimento no interior de filtros anaeróbios. Para uma carga aplicada média de 2,64 kg DQO/m³.d (1,06 kg DBO/m³.d) e uma concentração de SST de entrada de 2500 mg/L,

esses equipamentos chegaram a apresentar cerca de 90% de remoção dos sólidos e 70% de redução da quantidade de DQO/DBO operando com TRH de 7 a 9 horas (NOUR *et al.*, 2000).

Em termos de fixação da biomassa e operacionalidade hidrodinâmica do sistema, a aplicabilidade do bambu como suporte já foi testada com sucesso tanto em reatores de laboratório, quanto em equipamentos de escala piloto (TRITT, 1992). Experiências prévias utilizando essa biomassa como fonte de microrganismos desnitrificantes foram conduzidas nos laboratórios da Universidade do Sul de Santa Catarina (Unisul). Tais experimentos demonstraram que o bambu verde (*bambusa tuldoídes*) adicionado em um meio de cultura contendo etanol e nitrato de sódio, foi capaz de reduzir biologicamente a nitrogênio gasoso toda a quantidade inicial desse íon (dados não reportados na literatura).

Com os recentes avanços na área de polímeros, novos materiais suporte sintéticos vêm sendo desenvolvidos para uso tanto nos processos químicos quanto em reatores biológicos. A grande vantagem desses meios está no fato de possuírem uma elevada área superficial em relação ao seu volume, proporcionando mais espaço para a fixação da biomassa, aliado a uma alta porosidade. Entretanto, o uso desses suportes é limitado pelo seu alto custo de produção (CHERNICHARO, 2001).

Estudos conduzidos no Instituto Nacional de Química da Eslovênia demonstraram a potencialidade do uso de materiais poliméricos em reatores de desnitrificação biológica de águas subterrâneas. Anéis de PVC com 5 cm de diâmetro foram pulverizados com carvão ativo, de modo a aumentar sua área porosa. Cargas da ordem de 2,5 g N-NO₃⁻/m².d foram aplicadas ao reator anóxico, que apresentou taxas de desnitrificação da ordem de 1,3 g N-NO₃⁻/m². Em função da alta porosidade do leito (88%), não foi observado nenhum entupimento devido ao excesso de biomassa acumulada. Sendo assim, durante todo o período em que o estudo foi realizado não foi necessário efetuar sua retrolavagem (VRTOVŠEK e ROŠ, 2006).

Lee, Ong e Ng (2004) avaliaram a eficiência de remoção de nitrato de reatores de desnitrificação biológica preenchidos com anéis de Pall de vidro. Cargas de nitrogênio na faixa de 20 – 50 g N-NO₃⁻/m².d foram aplicadas aos equipamentos anóxicos que, por sua vez, apresentaram eficiências de remoção desse contaminante da ordem de 83%.

Outra tecnologia recente na área de materiais de enchimento sintéticos são os chamados suportes para reatores de leito móvel (MBBR[®]). Esses meios poliméricos são especialmente desenvolvidos

para reter uma grande quantidade de biomassa enquanto ficam suspensos e se movem continuamente com o fluxo de água e ar. Essa técnica proporciona um excelente contato dos substratos com a biomassa, possibilitando a aplicação de altas cargas de poluentes aos reatores biológicos.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 PLANTA PILOTO

3.1.1 Sistema Operacional

O esquema de montagem da planta piloto contínua está ilustrado na Figura 13. Basicamente, o sistema operacional era composto por duas caixas d'água (1), dois reatores tubulares de leito fixo dispostos em paralelo (5), um sedimentador (6) e um filtro aerado de dupla camada (7).

Cada caixa d'água possuía capacidade para armazenamento de 1000 litros de solução de alimentação. Os reatores consistiam de tubos de PVC com 30 cm de diâmetro interno e 150 cm de altura. O volume útil de cada equipamento era de aproximadamente 100 litros e a saída de água estava posicionada a 10 cm do topo. A 10 cm do fundo, uma grade de aço inox foi instalada para suportar os diferentes materiais de enchimento avaliados no estudo e também para proporcionar uma melhor distribuição do fluxo volumétrico de entrada. Para análise do perfil de concentração de nitrato, três torneiras para coleta de amostras (12) foram instaladas ao longo da altura de um dos reatores, espaçadas igualmente a cada 35 cm.

Com o auxílio de uma bomba centrífuga de 1/3 cv (2), a solução de alimentação era passada continuamente através dos reatores, os quais operavam em fluxo ascendente a vazões volumétricas variáveis. Para essa finalidade, o motor da bomba foi conectado a um inversor de frequência microprocessado (3) de 1/2 cv, permitindo a alteração de sua frequência de rotação. Além disso, duas válvulas gaveta (4) foram instaladas na entrada de cada reator, proporcionando o controle individual de sua vazão. A quantificação dessa variável era feita manualmente na saída de cada equipamento, utilizando uma proveta de 100 mL e um cronômetro. Todos os tubos e conexões que interligavam a planta piloto possuíam o diâmetro nominal de 3/4".

Cada reator tubular que integrava a planta piloto possuía capacidade para atender uma vazão volumétrica máxima de 50 L/h da solução de alimentação.

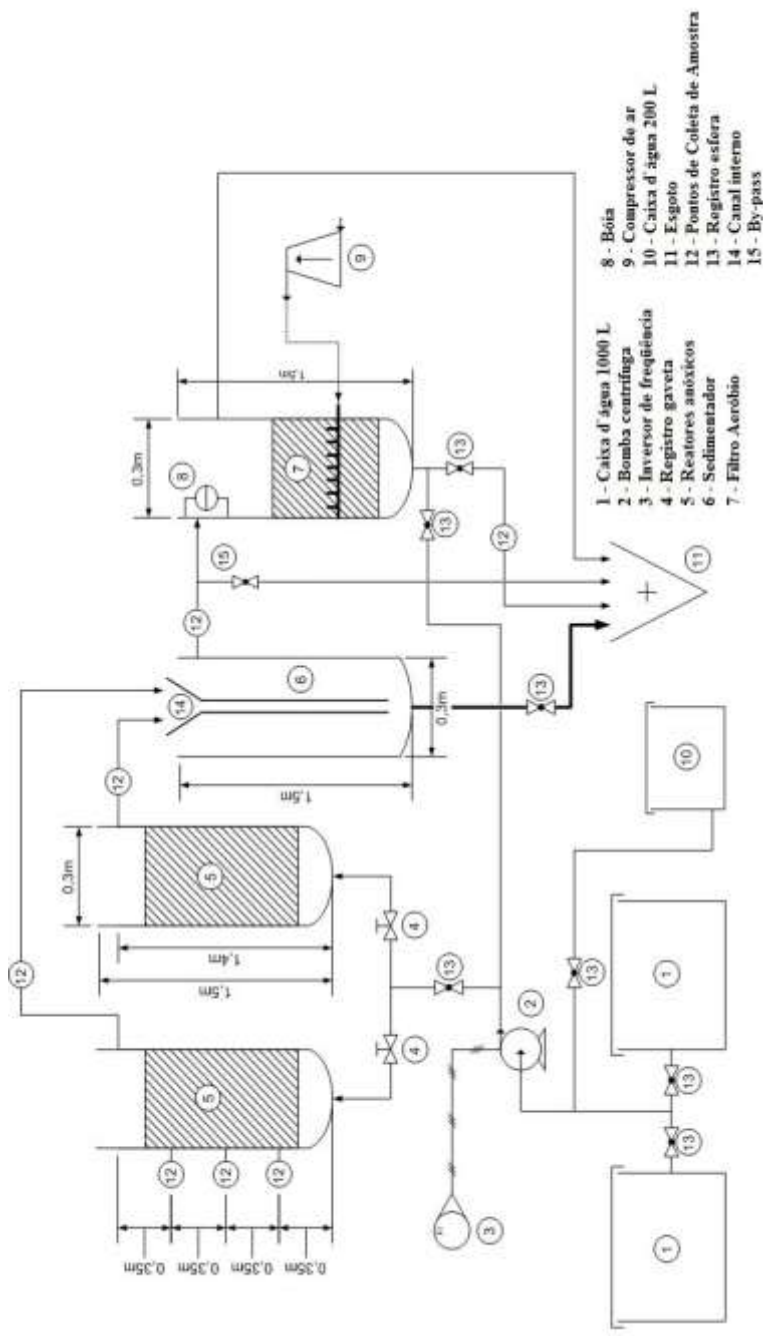


Figura 13 – Esquema de montagem da planta piloto de desnitrificação biológica

Com o intuito de avaliar a viabilidade técnica de se tratar o efluente dos reatores biológicos para fins de potabilização, um sistema físico-químico piloto de tratamento de água foi instalado ao sistema operacional. Porém, o processo de polimento da água desnitrificada não era objeto de investigação deste estudo.

O sistema físico-químico piloto era composto por um sedimentador (6) e por um filtro aerado (7). Ambos os equipamentos também consistiam de tubos de PVC de 30 cm de diâmetro interno e 150 cm de altura.

O sedimentador possuía volume útil de 100 litros e, operando em sua capacidade máxima (100 L/h), seu TRH era de 1 hora. Sua taxa de aplicação superficial máxima era $35 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. O efluente dos reatores anóxicos era alimentado pela parte superior e distribuído até o fundo desse equipamento através de um canal interno (14), feito a partir de um tubo de PVC de $\frac{3}{4}$ de diâmetro. Após o período de decantação, o efluente saía pelo topo do sedimentador e alimentava um filtro aerado de fluxo descendente.

O filtro aerado foi operado somente durante o mês de janeiro de 2010. Dessa forma, no período em que permaneceu desligado, um *bypass* (15) realizado na saída do sedimentador conduzia o efluente diretamente para o esgoto. A operação do filtro durava 8 horas por dia, sendo iniciada às 9 horas e 30 minutos e encerrada às 17 horas e 30 minutos, de segunda a sexta-feira do respectivo mês.

Durante a carreira de filtração, alíquotas da água filtrada eram coletadas de hora em hora na entrada e saída do equipamento para medição dos parâmetros físico-químicos de interesse. Todos os dias ao fim do funcionamento do filtro aerado, a retrolavagem do leito era realizada. Esse processo era conduzido utilizando a mesma bomba centrífuga (2) do sistema operacional. Sendo assim, nesse momento a planta piloto permanecia desligada por aproximadamente 10 minutos para executar essa operação. Uma caixa d'água de 200 litros (10) armazenava água proveniente da rede pública de abastecimento, destinada à lavagem do filtro aerado (10).

O leito desse filtro possuía dupla camada, e era composto por 25 cm de areia sobreposta por uma coluna de 40 cm de carvão ativo granular (CAG). Os meios granulares eram suportados por uma camada de 20 cm de seixos rolados, que era sustentada por uma grade de aço inox montada a 5 cm do fundo do filtro. O nível da coluna d'água nesse equipamento era mantido por uma bóia mecânica (8), que foi acoplada ao bocal de alimentação de água decantada. A taxa de aplicação superficial máxima do filtro era de $35 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$.

O sistema de aeração utilizado no filtro consistia de um difusor plástico de 15 cm de diâmetro, instalado 10 cm acima da interface entre as camadas de areia e carvão. Um compressor de 2 cv (9) foi utilizado para suprir a alimentação de ar do sistema.

Os pontos para coleta de amostras (12) estavam posicionados na saída de cada equipamento da planta. O sistema operacional operou em temperatura ambiente e todos os estudos foram conduzidos entre o período de 15/06/2009 e 15/03/2010, no laboratório da empresa Symbiosis, localizado no município de Florianópolis/SC. Todo o controle e monitoramento das condições operacionais da planta eram efetuados diariamente, bem como as análises físico-químicas das amostras coletadas em diferentes pontos de amostragem. A Figura 14 ilustra algumas fotos do sistema operacional.



Figura 14 – Fotos da planta piloto de desnitrificação biológica

3.1.2 Alimentação do sistema operacional

A solução de alimentação dos reatores anóxicos ficava armazenada nas duas caixas de 1000 L (1), e era preparada utilizando nitrato de sódio P.A. (NaNO_3), fosfato de sódio monobásico P.A. (NaH_2PO_4) e etanol comercial ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$, 92,8° INPM). Toda a água

usada no preparo dessa solução era proveniente da rede de abastecimento público. A Tabela 4 mostra a faixa de concentração dos reagentes utilizados na solução de alimentação dos reatores anóxicos contínuos.

Tabela 4 – Variação da concentração dos substratos na solução de alimentação dos reatores anóxicos durante o período de operação da planta piloto contínua

| Reagente | Faixa de Concentração |
|--|---|
| Nitrato de Sódio (NaNO_3) | 13 – 25 mg N- NO_3^- /L |
| Etanol ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$) | 30 – 120 mg EtOH/L (63 – 250 mg O_2 /L) |
| Fosfato de Sódio Monobásico (NaH_2PO_4) | 0,13 – 0,20 mg P- PO_4^{3-} /L |

As caixas d'água eram lavadas a cada 2 dias para não comprometer a qualidade da solução de alimentação. O enchimento desses reservatórios era feito manualmente. Para manter o sistema operacional em regime contínuo, a abertura dos registros esfera (13) das caixas d'água era feita de maneira intercalada. Sendo assim, enquanto uma fornecia solução de alimentação ao sistema, a outra já estava completamente cheia e com os devidos reagentes dosados. Análises da concentração de nitrato e DQO eram feitas após o enchimento e preparo de cada caixa.

3.1.3 Materiais suporte dos reatores anóxicos

Ao todo, três tipos de materiais de enchimento de reatores biológicos foram avaliados no estudo: um alternativo e outros dois poliméricos.

O suporte alternativo utilizado foi o bambu verde (*bambusa tuldoídes*), obtido a partir de varas apanhadas diretamente do bambuzal. Após serem devidamente selecionadas e lavadas manualmente com água, as varas foram cortadas em anéis de 10 cm de comprimento com o auxílio de uma serra circular. A porosidade do leito preenchido com esse material era de aproximadamente 62%. Esse ensaio foi conduzido

experimentalmente com o auxílio de um recipiente com volume total de 10 litros e uma proveta de 1 litro.

Um dos suportes poliméricos selecionado foram tubos de PVC de 50 mm de diâmetro, cortados em anéis de 10 cm de comprimento e lixados externamente para aumentar sua rugosidade. Sua porosidade era de aproximadamente 80%, determinada da mesma forma como havia sido feito para o bambu verde.

Já o outro material sintético, foi adquirido comercialmente da empresa Presley-Light/SP e consistia de anéis de Pall de 9 cm de diâmetro por 9 cm de comprimento. De acordo com o fabricante, sua composição era polipropileno de alta densidade e o volume de vazios do leito superior a 85%. Esse enchimento é fabricado especialmente para uso em sistemas biológicos que funcionam com o princípio de acúmulo de células.

Os materiais suporte foram dispostos aleatoriamente ao longo da altura dos reatores, preenchendo-os completamente até 20 cm abaixo do seu nível de saída de água. A Figura 15 mostra a foto dos três tipos de enchimentos utilizados no estudo.



Figura 15 – Materiais suporte avaliados no estudo

3.1.4 Geração do inóculo

Os microrganismos desnitrificantes utilizados para inocular todos os reatores biológicos foram obtidos a partir do bambu verde (*bambusa tuldoídes*). As varas foram apanhadas diretamente no bambuzal no mesmo dia em que eram utilizadas para este procedimento. Sua limpeza e preparo se deu da mesma forma como descrito no item 3.1.3.

O inóculo foi gerado em um recipiente com volume total de 10 litros, no qual foram adicionados 8 litros de água destilada e 2,4 kg do bambu verde devidamente preparado. Essa quantidade de biomassa foi suficiente para completar por inteiro o volume de água.

A fim de estimular os microrganismos desnitrificantes presentes no bambu, primeiramente 50 mL de um meio de cultura contendo 3360 mg N-NO₃⁻/L e 23374 mgDQO/L (11200 mg EtOH/L) dissolvidos em água destilada, foram adicionados ao recipiente de geração de inóculo.

Com o objetivo de garantir a desnitrificação completa, nessa etapa foi utilizado um excesso de aproximadamente 70% de carbono em relação à quantidade estequiométrica proposta pela Equação 3. Foi assumido que os demais micronutrientes necessários ao processo de desnitrificação biológica heterotrófica estavam naturalmente presentes no bambu.

A concentração de nitrato e nitrito, bem como a cor, turbidez e DQO total do meio foram monitoradas ao longo do tempo. No momento em que a concentração de nitrato e nitrito chegou à zero, foi realizada mais uma alimentação de 50 mL do mesmo meio de cultura ao recipiente de geração do inóculo. A concentração dos íons continuou a ser monitorada durante essa nova etapa e, quando esses valores chegaram próximo à zero novamente, foi assumido que o inóculo já estava pronto para ser utilizado nos reatores biológicos. Esse procedimento foi conduzido em temperatura ambiente e teve apenas fins qualitativos, pois a concentração celular do meio reacional não era conhecida.

Com o intuito de confirmar que os microrganismos desnitrificantes realmente eram provenientes do bambu verde (*bambusa tuldoídes*), um experimento em branco foi conduzido paralelamente ao processo de geração de inóculo. Nesse ensaio, somente foram adicionados 8 litros de água destilada e 50 mL do meio de cultura ao recipiente de 10 litros. O experimento em branco teve o mesmo tempo de duração que o procedimento de geração de inóculo.

Ao todo, esse mesmo processo foi repetido três vezes durante os 9 meses em que a planta piloto esteve em funcionamento. Ele era

iniciado aproximadamente 48 horas antes da partida de cada reator avaliado no estudo.

3.1.5 Partida e operação dos reatores biológicos

A Tabela 5 descreve as condições operacionais e o cronograma de operação dos três reatores biológicos preenchidos com os diferentes materiais suporte avaliados no estudo.

Tabela 5 – Cronograma e descrição operacional dos reatores anóxicos de desnitrificação biológica

| Reator | Material Suporte | Faixa de TRH | Carga de N Aplicada | Período de Operação |
|--------|------------------|--------------|--|------------------------------------|
| R01 | Bambu Verde | 5 – 15 h | 40 – 110 g N-NO ₃ ⁻ /m ³ .d | 15/06/2009 – 09/12/2009 (178 dias) |
| R02 | PVC | 2,5 – 15 h | 30 – 150 g N-NO ₃ ⁻ /m ³ .d | 19/10/2009 – 15/03/2010 (148 dias) |
| R03 | Anéis de Pall | 2 – 14 h | 30 – 150 g N-NO ₃ ⁻ /m ³ .d | 11/12/2009 – 15/03/2010 (95 dias) |

3.1.5.1 R01

No começo da operação contínua da planta piloto (15/06/2009), somente um dos reatores do sistema teve seu funcionamento iniciado, o qual foi preenchido com bambu verde como meio suporte. Sendo assim, o outro equipamento permaneceu vazio e inoperante por aproximadamente quatro meses. Durante esse período, nenhuma quantidade de fósforo foi adicionada à solução de alimentação do reator, pois os microrganismos obtinham esse micronutriente a partir do bambu verde. No Anexo 1 é possível visualizar todo o cronograma operacional desse reator durante seu período de funcionamento contínuo.

A partida desse equipamento se deu imediatamente após o procedimento de geração do seu inóculo, descrito no item 3.1.4. Todo o caldo do inóculo foi transferido para o reator biológico que, por sua vez, já se encontrava preenchido com o respectivo suporte devidamente preparado (vide item 3.1.3). O restante do volume útil foi completado

com a solução de alimentação. Nesse momento, o reator foi mantido em regime batelada por aproximadamente 24 horas, até que 95% de remoção de nitrato fossem alcançados. A partir desse ponto, o equipamento passou a operar continuamente até o momento em que foi encerrada sua operação (09/12/2009).

Nos primeiros 45 dias de funcionamento do reator R01, a concentração de nitrato na solução de alimentação foi mantida em aproximadamente 25 mg N-NO₃⁻/L e a relação C/N em torno de 2,2 (g C/g N). A fim de não limitar o crescimento microbiano, foi utilizado um excesso de pouco mais de 100% de carbono em relação ao sugerido pela Equação 3.

Após esse período, a concentração de nitrato foi reduzida para 20 mg N-NO₃⁻/L e a dosagem de etanol progressivamente diminuída até a relação C/N atingir 1,3 (g C/g N), no último mês de operação desse reator. Essas medidas foram tomadas para reduzir o consumo de reagentes, bem como minimizar a quantidade de carbono residual no efluente desnitrificado.

Nos primeiros 15 dias de operação contínua do reator R01, uma baixa carga de nitrogênio foi aplicada ao equipamento, mantendo seu TRH acima de 10 horas. Após esse período, a carga foi sendo progressivamente aumentada a cada 15 - 20 dias, sempre após a estabilização da concentração de nitrato de saída do reator.

3.1.5.2 R02

Após aproximadamente quatro meses de operação contínua do reator R01, foi dado início ao funcionamento do outro equipamento da planta piloto – R02 (19/10/2009). Dessa vez, o material suporte avaliado foram os anéis de PVC e seu inóculo foi preparado conforme descrito no item 3.1.4. O Anexo 2 contém o cronograma operacional de todo o período de funcionamento do reator R02

O procedimento de partida se deu da mesma forma como havia sido feito anteriormente com o reator R01, com exceção de que a partir desse ponto, fosfato de sódio monobásico passou a ser adicionado à solução de alimentação do sistema operacional. A dosagem desse nutriente seguiu a recomendação feita por Rogalla *et al* (1990), mencionada anteriormente no texto. A relação C/N de entrada oscilou entre 1,5 e 1,2 (g C/g N) durante todo o período de funcionamento do reator R02.

Durante os primeiros três meses de operação contínua, a concentração de nitrato de entrada foi mantida na faixa de 20 mg N-

NO_3^-/L . No dia 17/01/2010, esse valor foi diminuído para $13 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$, a fim de simular as reais condições que seriam encontradas em campo.

Inicialmente, uma baixa carga de nitrogênio foi aplicada a esse equipamento, mantendo seu TRH acima de 10 horas. A partir daí, a cada 15 -20 dias um novo pulso de carga era realizado, através do aumento da vazão volumétrica. O reator R02 se manteve em atividade por 148 dias, sendo que a capacidade operacional máxima foi atingida no 107º dia funcionamento.

3.1.5.3 R03

Após o fim do período de operação contínua do reator R01 (09/12/2009), todo o material de enchimento (bambu verde) foi removido e o equipamento limpo e preparado para receber o último meio suporte avaliado no estudo: os anéis de Pall. Dessa forma, após o procedimento de geração do seu inóculo (vide item 3.1.4), no dia 11/12/2009 foi dado início à operação do reator R03. O cronograma operacional de todo o período de funcionamento do reator R03 está disponível para visualização no Anexo 3.

O procedimento de partida desse equipamento foi conduzido da mesma maneira como nos dois anteriores: transferindo o inóculo para seu interior, completando-o com a solução de alimentação e operando-o em batelada por 24 horas. A partir daí, o reator R03 passou a funcionar continuamente até o dia em que foram encerradas as atividades da planta piloto (15/03/2010).

Os reatores R03 e R02 operam simultaneamente por 95 dias. Dessa forma, a concentração de nitrato e carbono na solução de alimentação dos equipamentos foi à mesma durante todo esse período. Isso significa que no dia 17/01/2010, o reator R03 também teve sua concentração de nitrato de entrada reduzida de 20 para $13 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$. Além disso, a relação C/N nesse período variou entre 1,2 e 1,4 (g C/g N), mantendo sempre um excesso de até 30% de carbono em relação a estequiometria proposta pela Equação 3.

A evolução da carga nesse reator se deu de forma mais rápida, de modo que seu TRH foi mantido acima de 10 horas por apenas 8 dias. Sendo assim, em pouco mais de 50 dias, esse equipamento já estava operando próximo a sua capacidade máxima (50 L/h).

3.2 ENSAIO CINÉTICO

3.2.1 Montagem experimental

A Figura 16 ilustra o esquema de montagem do experimento cinético de desnitrificação biológica conduzido em laboratório. O recipiente de reação (1) utilizado no experimento cinético consistia de um kitassato de 2 litros, tampado com uma rolha de borracha e acoplado a um gasômetro do tipo frasco invertido através de mangueiras de silicone. Um ponto de coleta de amostra (5) foi posicionado na parte intermediária do reator. O gás formado no processo de desnitrificação era borbulhado em um frasco de armazenamento de soda (3) (NaOH 50 g/L). Essa solução reagia com o CO_2 presente no gás, restando apenas N_2 na parte superior do recipiente. À medida que o nitrogênio se acumulava no sistema a soda era deslocada proporcionalmente para o frasco de coleta (4), tendo seu volume medido com o auxílio de uma proveta.

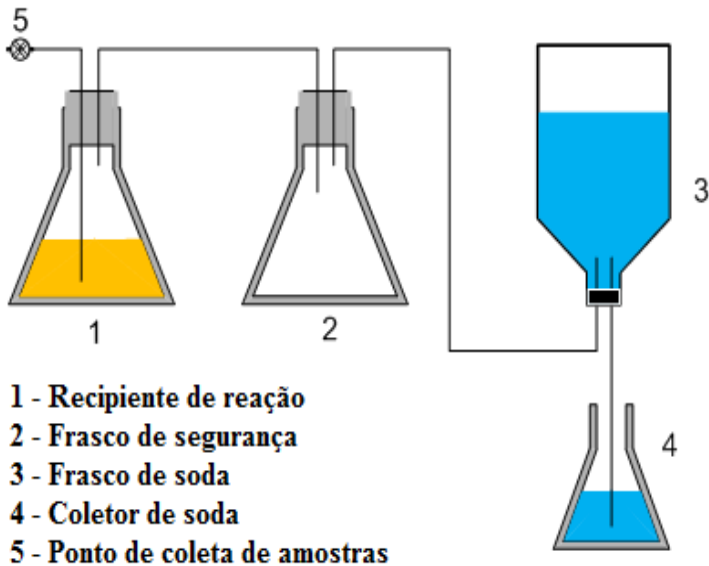


Figura 16 – Esquema de montagem do experimento cinético acoplado a um gasômetro do tipo frasco invertido

Na Figura 17 pode-se visualizar uma fotografia do aparato experimental utilizado para a realização do experimento cinético utilizando o lodo biológico retirado dos reatores anóxicos contínuos.



Figura 17 – Fotografia do aparato experimental utilizado para os ensaios cinéticos

3.2.2 Descrição do ensaio cinético

O ensaio cinético de desnitrificação biológica foi conduzido no dia 04/03/2010, no período em que somente os reatores R02 e R03 estavam operando. Dessa forma, o lodo biológico utilizado na cinética foi retirado somente desses dois equipamentos. Parte das células que estavam em suspensão foram coletadas através dos registros de purga instalados na parte inferior dos reatores.

O meio de cultura utilizado nesse experimento consistia de uma solução concentrada de nitrato de sódio P.A., etanol comercial (92,8° INPM) e fosfato de sódio monobásico P.A., dissolvidos em água destilada. A Tabela 6 mostra as respectivas concentrações desses substratos.

Tabela 6 – Concentração dos substratos no meio de cultura do ensaio cinético de desnitrificação biológica

| Substrato | Concentração |
|---|--|
| Nitrato de Sódio (NaNO ₃) | 481 mg N-NO ₃ ⁻ /L |
| Etanol (DQO) | 2024 mgO ₂ /L |
| Fosfato de Sódio Monobásico (NaH ₂ PO ₄) | 4,65 mg P-PO ₄ ⁻³ /L |

Horas antes de ser transferido para o recipiente de reação, o lodo recém-coletado dos reatores foi lavado e teve sua concentração de SSV determinada. O processo de lavagem se deu em um cone de Inhoff com volume total de 1 litro. Aproximadamente 500 mL de uma solução salina ([NaCl] = 9 g/L) era adicionada e misturada aos sólidos com um bastão de vidro. Após decantar, a biomassa era retirada através de uma torneira de teflon adaptada à parte inferior do cone, e seu sobrenadante descartado. Este processo foi repetido três vezes consecutivas antes de o lodo contendo os microrganismos desnitrificantes ser utilizado no ensaio cinético.

Aproximadamente 150 mL do lodo pré-lavado e concentrado ([SSV] = 5,7 g/L) e 1000 mL de água destilada foram transferidos para o recipiente de reação, totalizando um volume de solução de 1,15 litros.

Antes do início da cinética, foi realizado um procedimento de aclimação do lodo aos substratos, fazendo-se uma adição de 50 mL do meio de cultura ao recipiente de reação. A fim de monitorar a evolução desse processo, somente a concentração de nitrato foi acompanhada ao longo do tempo. A concentração de nitrato foi medida somente no início e fim da reação biológica.

Logo após o consumo total do nitrogênio da solução, o ensaio cinético propriamente dito foi iniciado. Uma nova alimentação de 50 mL do meio de cultura foi feita ao recipiente de reação, o qual continha o lodo já aclimatado. Logo em seguida, o reator foi devidamente tampado e conectado ao gasômetro. Dessa vez, a concentração de todas as variáveis de interesse foi avaliada em intervalos de tempo regulares. Alíquotas de 8 mL de amostra eram retiradas diretamente do ponto de coleta do reator, utilizando uma seringa plástica de 10 mL. Antes de terem suas grandezas de interesse analisados, as alíquotas eram previamente filtradas em membrana de acetato de celulose, possuindo diâmetro de poros igual a 0,22 µm.

Tanto o procedimento de aclimação do lodo biológico, quanto o ensaio cinético foram conduzidos a temperatura constante de 25 °C. A Tabela 7 mostra a descrição experimental de ambos os procedimentos conduzidos em laboratório.

Tabela 7 – Valores iniciais referentes ao volume de solução, concentração de biomassa, nitrato, DQO dissolvida e fosfato do procedimento de aclimação e também do ensaio cinético de desnitrificação biológica.

| Variável | Aclimação | Cinética |
|---|----------------------------|----------------------------|
| Volume de Solução (V_s) | 1,2 L | 1,1 L |
| Biomassa (SSV) | 0,71 g SSV/L | 0,78 g SSV/L |
| Nitrato de Sódio ($N-NO_3^-$) | 20,3 mg/L | 21,6 mg/L |
| DQO (Etanol) | 225 mgO ₂ /L | 217 mgO ₂ /L |
| Fosfato de Sódio Monobásico ($P-PO_4^{-3}$) | 0,22 mg/L | 0,25 mg/L |

3.3 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

3.3.1 Procedimentos físico-químicos

Todas as análises físico-químicas foram conduzidas no laboratório da empresa Symbiosis Soluções Ambientais, com exceção da análise de SSV que foi realizada no LTBR, situado no Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos da UFSC.

As amostras coletadas do inóculo, do reator e dos experimentos cinéticos tiveram suas análises físico-químicas efetuadas em um espectrofotômetro Merck®, modelo Spectroquant® Nova 60, utilizando os respectivos kits analíticos deste equipamento. Além disso, para a determinação da DQO, as amostras foram previamente digeridas em um Termoreator Merck® modelo Spectroquant® TR420.

As análises de pH foram realizadas em um pHmetro Quimis® modelo Q400A.

As Figuras 18 e 19 mostram algumas fotografias da instalação onde foram realizados todos os estudos.



Figura 18- Laboratório de análises físico-químicas



Figura 19 – Equipamentos utilizados nas análises físico-químicas

3.3.1.1 Nitrato (Spectroquant[®] - cod. 109713)

Em solução sulfúrica e fosfórica os íons nitrato reagem com 2,6-dimetilfenol (DMP) para formar 4-nitro-2,6-dimetilfenol, que é determinado fotometricamente a 340 nm. Este procedimento é análogo à norma ISO 7890/1.

3.3.1.2 Nitrito (Spectroquant® - cod. 14776)

Em solução ácida os íons nitrito formam com o ácido sulfanílico um sal de diazônio que reage com o dicloridrato de N-(1-naftil)-etilenodiamina, originando um azocorante violeta avermelhado. Este corante é determinado fotometricamente a 525 nm. Este procedimento é análogo às normas EPA 354.1, US Standard Methods 4500-NO₂⁻ B e EN 26 777.

3.3.1.3 Amônia (Spectroquant® - cod. 14750)

O nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) se apresenta parcialmente na forma de íons amônio e parcialmente na forma de amônia. Entre essas duas formas de apresentação existe um equilíbrio dependente do pH.

Em solução fortemente alcalina o nitrogênio amoniacal está presente principalmente na forma de amônia, que reage com um corante para formar monocloramina. Esta reage com timol para formar um derivado azul de indofenol, que se determina fotometricamente a 690 nm. Este procedimento é análogo às normas EPA 350.1, APHA 4500-NH₃ D e ISO 7150/1.

3.3.1.4 Fosfato (Spectroquant® - cod. 14848)

Em solução sulfúrica os íons ortofosfato formam com os íons molibdato o ácido molibdofosfórico. Este último, na presença de ácido ascórbico, se reduz a azul de fosfomolibdeno (“PMB”), que é determinado fotometricamente a 690 nm. Este procedimento é análogo às normas EPA 365.2+3, US Standard Methods 4500-P E, ISO 6978/1 e EN 1189.

3.3.1.5 DQO (Spectroquant® - cod. Sol. A 1145380065; cod. Sol. B 1146820495)

A amostra é oxidada com uma solução sulfúrica quente de dicromato de potássio e sulfato de prata como catalisador. Os cloretos são mascarados com sulfato de mercúrio. Posteriormente determina-se fotometricamente a 500 nm a concentração de íons Cr₂O₇⁻² amarelos não consumidos ou de íons Cr³⁺ verdes. Este procedimento é análogo às normas EPA 410.4, US Standard Methods 5220 D e ISO 6060.

3.3.1.6 Cloro livre (Spectroquant® - cod. 595)

Em solução fracamente ácida o cloro livre reage com dipropil-p-fenilenodiamina (DPD) originando um corante violeta avermelhado que se determina fotometricamente a 550 nm. Este procedimento é análogo às normas EPA 330.5, US Standard Methods 4500-Cl₂ G e EN ISO 7393.

3.3.1.7 Cor aparente (Spectroquant® – cod. 032)

A determinação da cor aparente das amostras foi realizada em cubetas com caminho óptico de 10, 20 e 50 mm, através de leitura fotométrica a 340 nm. O procedimento é análogo à norma APHA 2120 B.

3.3.1.8 Turbidez (Spectroquant® - cod. 077)

A turbidez das amostras foi determinada fotometricamente a 550 nm, em cubetas com caminho óptico de 50 mm. O procedimento é análogo à norma EN ISO 7027.

3.3.1.9 SSV

Essa análise seguiu o princípio gravimétrico descrito no livro *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Alíquotas homogêneas de 10 mL das amostras foram filtradas em membrana de acetato de celulose com diâmetro de poros igual a 0,22 µm, secas em estufa a 105°C por duas horas e calcinadas em mufla a 550°C por 20 minutos.

3.3.2 Procedimentos microbiológicos

3.3.2.1 Extração do DNA

Aproximadamente 250 mL do efluente de saída de um dos reatores anóxicos contínuos foram coletados e, posteriormente, congelados em freezer a temperatura de -12°C. Para a extração do DNA, foi retirada uma alíquota de 0,25g dessa amostra. Nesta etapa, foi utilizado o kit *DNA MoBio Power Soil™* (Carlsbad, CA) e o DNA foi extraído de acordo com as recomendações do kit. Após o processo de

extração, 100 µL de DNA foi obtido e armazenado em frascos de 2 mL (*Eppendorf*), livres de DNA e RNA, e estocado em freezer (-30°C, *MidSci*) para análises em PCR quantitativo (qPCR).

3.3.2.2 PCR quantitativo em tempo real

As análises de biologia molecular foram realizadas utilizando os métodos de reação em cadeia da polimerase em tempo real (*RTQ-PCR*). qPCR foi utilizado para quantificar bactérias totais e nitrato-redutoras.

A quantificação das bactérias totais foi determinada utilizando os *primers* BACT1369F e PROK1492R e *probe* TM1389F os quais foram desenvolvidos por Suzuki *et al* (2000). A concentração das bactérias redutoras de nitrato foi estimada utilizando os *primers* nirK1F/ nirK5R e nirS1F/ nirS6R. As análises foram realizadas no equipamento *Mastercycler ep realplex* (*Eppendorf*). Os kits para reação de PCR foram o *Taqman* para bactérias totais e *Sybr-Green* para as nitrato-redutoras (*Applied Biosystems*, EUA). Todos os *primers* e sondas foram obtidos da empresa *Integrated DNA Technologies* (*Coralville, IA, EUA*) e suas seqüências estão mostradas na Tabela 8.

Na preparação das amostras de DNA para a análise de PCR em Tempo Real foi feito o Master Mix, uma mistura de reagentes, que varia a quantidade de cada substância adicionada dependendo dos *primers* utilizados, ou seja, da análise que se deseja realizar. De acordo com Da Silva e Alvarez (2004), para analisar o número de cópias do gene o Master Mix deve ter uma concentração de 0,9 µM de cada primer (0,45µM do primer forward e do reverse), concentração de 0,25 µM do probe, 1×TaqMan Universal PCR Master mix (*Applied Biosystems*), 2,5 µL de DNA não diluído, e água estéril livre de nucleases (*AMRESO-E476*) para um volume final de 25 µL.

Tabela 8 - Sequência de primers e probes usados para PCR em tempo real

| Primers | Sequência | Probe (Sonda) |
|-------------------|---|--|
| PROK1492-R | 5'-GGW TAC CTT GTT ACG ACT T - 3' | TM1389F 5'- /56-FAM/CTT GTA CAC ACC GCC CGT C/3BHQ_1/ -3' |
| BACT1369-F | 5'-CGG TGA ATA CGT TCY CGG -3' | |
| NIRS6-R | 5'-CGT TGA ACT TRC CGG T -3' | |
| NIRS1-F | 5'-CCT AYT GGC CGC CRC ART -3' | |
| NIRK5-R | 5'- GCC TCG ATC AGR TTR TGG -3' | |
| NIRK1-F | 5'-GGM ATG GTK CCS TGG CA -3' | |

Nota: Os primers seguidos pela letra F significam “forward” e os seguidos pela letra R significam “reverse”.

A técnica de RTQ-PCR foi conduzida em seqüência com o ABI PRISM 7000 como sistema de detecção (Applied Biosystems), com as seguintes condições de temperatura para detecção e quantificação das bactérias totais: 50°C por 2 min para ocorrer a fusão das amostras (etapa de desnaturação), seguidos de 95°C por 10 min (etapa de anelamento dos *primers*) e para a amplificação dos DNAs foi programado 40 ciclos a 95°C por 15 s, e 60°C por 1 min. A análise de PCR das bactérias nitrato-redutoras que não utilizam o probe, usou-se a sonda de SyberGreen e com isso a programação de temperatura no equipamento foi a seguinte: 50°C por 2 min, seguidos de 95°C por 10 min e 55 ciclos a 95°C por 15 s e 60°C por 1 min e por fim acrescenta-se o “Melting curve”, que é 95°C por 15 s, seguidos de 60°C por 15 s, 20 min de aquecimento e finaliza com 95°C por 15 s.

3.3.2.3 Semeadura e plaqueamento microbiano

O processo de cultura dos microrganismos heterotróficos foi conduzido após a etapa de desinfecção química da água filtrada e teve fins qualitativos. A metodologia aplicada é baseada no procedimento de

contagem padrão em placas, descrito no livro *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Foram obtidas placas prontas esterilizadas da empresa Newprov[®], contendo um meio de cultura não-seletivo a base de Agar Triptico de Soja (TSA). As placas foram semeadas e incubadas em estufa a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 48 horas.

3.4 CARACTERIZAÇÃO BOTÂNICA DO BAMBU VERDE UTILIZADO NO ESTUDO

A identificação botânica da espécie de bambu verde foi conduzida pelo Biólogo e Taxonomista da UFRGS Sr. Rodney Schmidt, integrante do Instituto de Biociências da Instituição e especialista no estudo da Família *Bambuseae* no Brasil (SCHMIDT e LONGHI-WAGNER, 2009).

A coleta do material para análise foi realizada no dia 18/11/2010, no mesmo bambuzal de onde foram retiradas todas as varas de bambu verde utilizadas neste estudo. As coordenadas geográficas exatas do local são: latitude $27^{\circ}32'22.21''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}31'40.05''\text{O}$.

A caracterização foi feita através de comparação direta com espécime contida em herbário devidamente identificada, além do uso das chaves dicotômicas de identificação e de pesquisa bibliográfica em literatura específica (SMITH, DIETER e KLEIN, 1981).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 GERAÇÃO DO INÓCULO

A Tabela 9 expressa os resultados obtidos no período de estimulação dos microrganismos desnitrificantes, do primeiro dos três procedimentos de geração de inóculo realizados. Posteriormente o caldo desse inóculo foi utilizado no processo de inoculação e partida do reator R01.

Tabela 9 – Concentração de N-NO_3^- , N-NO_2^- , Cor Aparente, Turbidez e DQO total durante o período de estimulação dos microrganismos no procedimento de geração de inóculo para uso no reator R01

| Tempo (h) | N-NO_3^- (mg/L) | N-NO_2^- (mg/L) | Cor (Hz) | Turb. (FAU) | DQO (mgO₂/L) |
|------------------|--|--|-----------------|--------------------|--------------------------------|
| 0,0 | 20,6 | 0,000 | 5,8 | 2 | 240 |
| 10,5 | 20,2 | 0,014 | 22,4 | 2 | 325 |
| 15,5 | 20,4 | 0,020 | 27,2 | 3 | - |
| 20,0 | 20,8 | 0,380 | 39,0 | 8 | 420 |
| 23,5 | 19,5 | 1,090 | 45,2 | 10 | 489 |
| 31,5 | 14,0 | 3,330 | 60,5 | 17 | 584 |
| 38,5 | 12,0 | 5,650 | 77,7 | 25 | 540 |
| 42,5 | 11,0 | 6,860 | 82,5 | 24 | 620 |
| 48,5 | 13,0 | 8,050 | 86,0 | 29 | 690 |
| 56,0 | 10,4 | 9,900 | 101,0 | 40 | 790 |
| 62,0 | 8,0 | 11,800 | 120,0 | 47 | 820 |
| 68,0 | 5,0 | 9,700 | 140,0 | 65 | 820 |
| 72,0 | 4,6 | 8,200 | 157,0 | 80 | 930 |
| 82,5 | 2,4 | 0,760 | 212,0 | - | 1220 |
| 88,0 | 1,6 | 0,057 | 263,0 | - | 1480 |

Nesse experimento, a medida inicial do pH apontou o valor de 6,12. Ao fim da primeira batelada, essa grandeza atingiu o valor de 7,83. Tal comportamento corrobora a estequiometria da desnitrificação biológica proposta pela Equação 3. Nela, o autor cita que esse

metabolismo gera íons hidroxila como produto, elevando o pH do meio reacional.

Observa-se que a cor e a turbidez foram aumentando ao longo do tempo, indicando que o bambu libera partículas e compostos químicos ao meio, o que é confirmado pelo aumento da DQO, que por sua vez atingiu valores muito superiores ao adicionado na forma de etanol.

Porém, deve-se salientar que uma parte desse aumento da cor e turbidez corresponde ao crescimento celular dos microrganismos desnitrificantes provenientes do bambu verde (*bambusa tuldoïdes*).

O consumo quase que total do nitrato adicionado ocorreu em 88 horas. Porém, a remoção efetiva de nitrogênio só começou após 62 horas, quando começa a desaparecer o nitrito.

A Figura 20 ilustra as curvas de consumo de nitrato e aparecimento de nitrito durante o período de estimulação dos microrganismos.

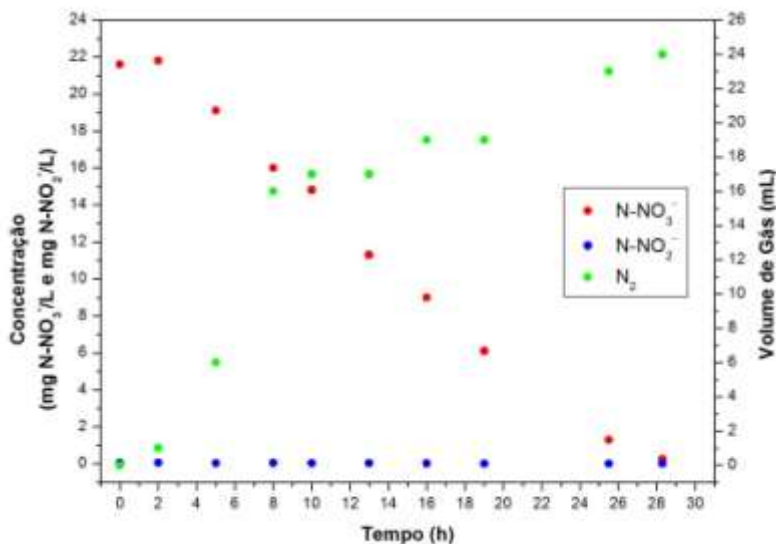


Figura 20 – Evolução da concentração de nitrogênio na forma de nitrato e nitrito durante o período de estimulação dos microrganismos no procedimento de geração do inóculo para uso no reator R01

Pode-se observar que nas primeiras 20 h de reação nada acontece, visto que os microrganismos estão se adaptando aos novos substratos

que foram adicionados ao meio reacional. Em seguida, nota-se uma rápida conversão de nitrato a nitrito. Neste instante há pouca formação de gás. Pelo balanço de nitrogênio, a maior parte do nitrato consumido é convertida a nitrito, até que a concentração deste intermediário atinja um valor máximo.

A partir desse ponto, os microrganismos redutores de nitrito rapidamente convertem esse íon a produtos gasosos, assim como o nitrato restante. A velocidade de desaparecimento de nitrito é bem maior do que sua formação, sendo esse intermediário totalmente consumido em aproximadamente 20 h.

Após o consumo quase que total do nitrato, uma nova alimentação do meio de cultura foi realizada ao mesmo recipiente de geração do inóculo. A Tabela 10 mostra os resultados referentes ao comportamento da concentração de nitrato e nitrito ao longo do tempo.

Tabela 10 – Concentração de N-NO_3^- e N-NO_2^- durante o procedimento de realimentação do meio de cultura ao mesmo recipiente de geração de inóculo para uso reator R01

| Tempo (h) | N-NO₃⁻ (mg/L) | N-NO₂⁻ (mg/L) |
|----------------------|--|--|
| 0,0 | 21,0 | 0,320 |
| 2,0 | 16,0 | 0,400 |
| 4,0 | 11,0 | 0,307 |
| 6,0 | 4,4 | 0,308 |
| 8,0 | 3,1 | 0,303 |
| 10,0 | 4,1 | 0,322 |

Depois de aclimatados aos novos substratos, os microrganismos metabolizaram o nitrato bem mais rapidamente, necessitando de apenas 8 h para consumir cerca de 85% de todo o nitrogênio inicial. A velocidade de consumo desse íon aumentou aproximadamente 10 vezes, passando de 0,28 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L.h}$ na primeira batelada para 2,77 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L.h}$ na segunda.

Outro aspecto importante da aclimação do lodo diz respeito ao nitrito. A concentração desse intermediário se manteve constante e próxima a zero durante todo o tempo. Isto indica que após a ativação das

bactérias redutoras de nitrito, estas iam consumindo o íon à medida que ele ia sendo formado, evitando o acúmulo no meio. A Figura 21 ilustra esses resultados.

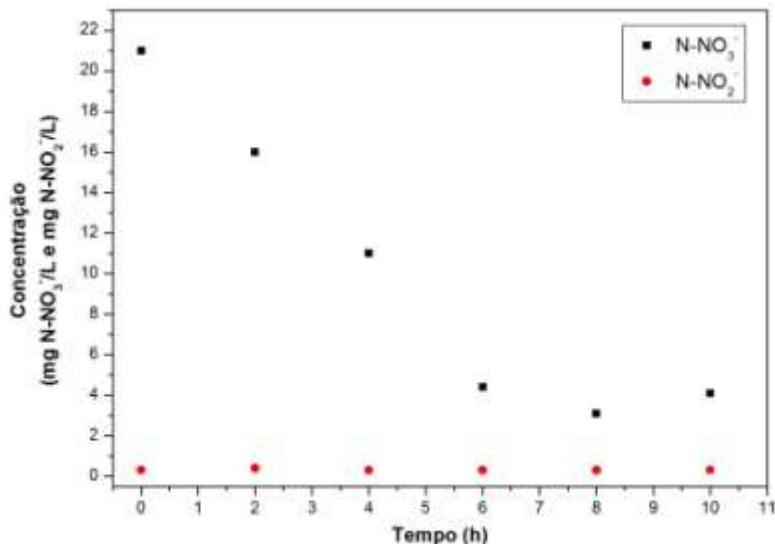


Figura 21 – Evolução da concentração de nitrogênio na forma de nitrato e nitrito após a segunda alimentação do meio de cultura realizada ao mesmo recipiente de geração de inóculo para uso reator R01

Em reações biológicas, outra forma nitrogenada importante a ser observada é a amônia, já que o nitrito pode ser convertido a esse produto por alguns microrganismos. Porém, a concentração de amônia do meio se manteve próxima a zero em ambas as bateladas.

Este ensaio demonstra qualitativamente a presença de microrganismos desnitrificantes no bambu verde (*bambusa tuldoídes*). Soares (2000) cita que bactérias desnitrificantes estão naturalmente presentes em diversos ambientes. Geralmente, esses microrganismos são facultativos e utilizam o nitrato como aceptor final de elétrons na ausência de oxigênio molecular.

4.2 OPERAÇÃO CONTÍNUA

4.2.1 R01

A Figura 22 ilustra graficamente as curvas referentes à carga de nitrogênio aplicada, à concentração de nitrato de entrada e saída e à remoção de nitrato que foram observadas ao longo do tempo de operação do reator R01.

À medida que a carga de nitrogênio aplicada a esse reator foi sendo elevada ao longo do tempo, sua eficiência de remoção de nitrato apresentou uma tendência de queda. Nos primeiros 14 dias de operação contínua, essa grandeza se manteve na faixa de 75 a 90%, com exceção do 4º dia que apresentou o valor de 51%. Nesse período, a carga média aplicada ao equipamento foi de aproximadamente $45 \text{ g N-NO}_3^-/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ e o TRH sempre se situou acima de 10 horas.

A partir do 15º dia, a carga de nitrogênio começou a ser elevada através do aumento da vazão volumétrica. Nos 30 dias seguintes, a carga média aplicada subiu de 45 para $80 \text{ g N-NO}_3^-/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ e a eficiência de remoção média foi de aproximadamente 70%. Durante esse período, o TRH médio do equipamento foi de 7,2 horas para uma concentração de nitrato de entrada na faixa de $25 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$.

Após esse período, a concentração desse íon na solução de alimentação foi diminuída para em torno de $20 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$. Apesar de nesse momento a carga de nitrogênio aplicada ao reator ter diminuído, a vazão volumétrica continuou a ser aumentada para compensar essa redução. Quando o TRH do equipamento atingiu 5 horas (20 L/h), a eficiência de remoção de nitrato era de, em média, 50% para uma carga de nitrogênio aplicada na faixa de $90 \text{ a } 106 \text{ g N-NO}_3^-/\text{m}^3 \cdot \text{d}$.

Com relação ao crescimento do biofilme no meio suporte avaliado nesse reator, pode-se dizer que após aproximadamente 60 dias de operação os microrganismos já cobriam toda a superfície externa do bambu verde. Apesar da velocidade de crescimento celular ser elevada no processo de desnitrificação, não houve a necessidade de retrolavar o leito do reator em função de sua elevada porosidade (0,62).

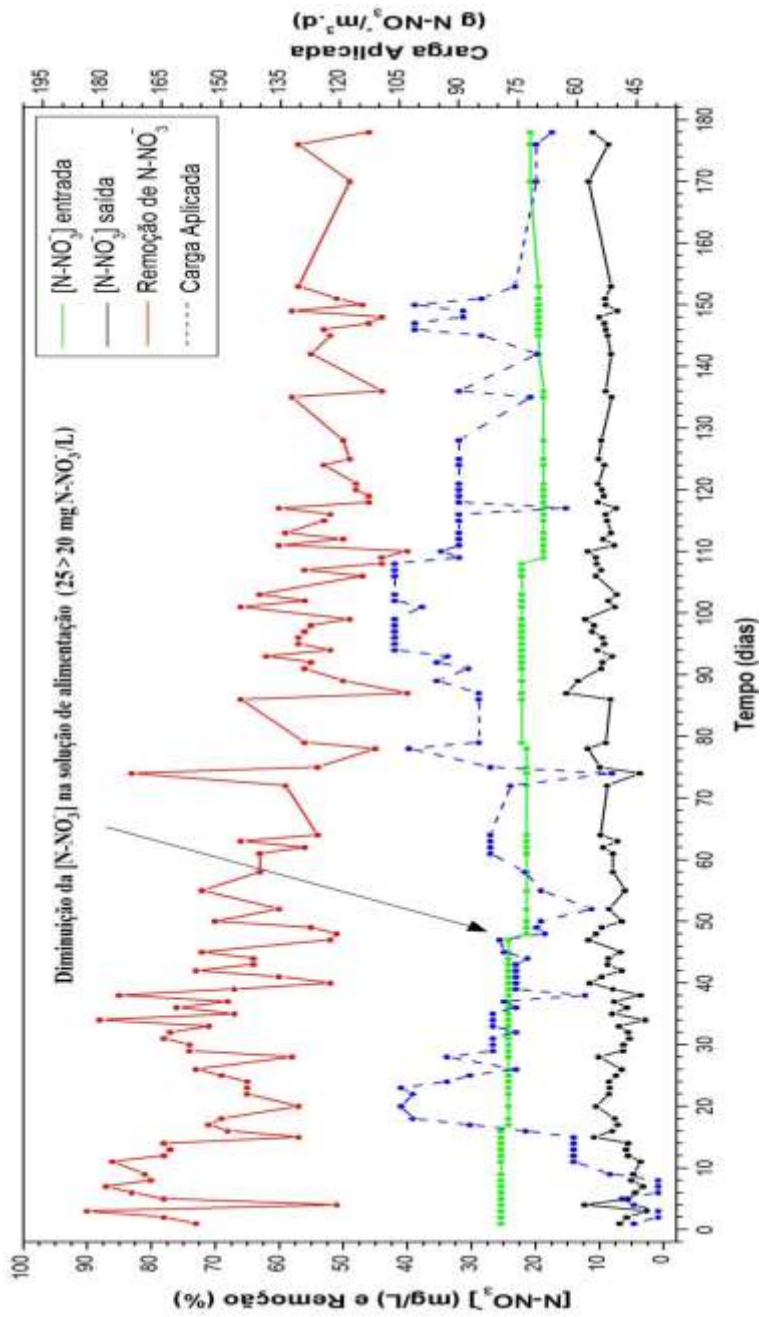


Figura 22 – Carga de nitrogênio aplicada e eficiência de remoção de nitrato de reator R01 durante o período de operação

A Figura 23 mostra os dados relativos à DQO total de entrada e saída e às demais determinações físico-químicas monitoradas no efluente do reator R01. Como no início da operação contínua a relação C/N da solução de alimentação foi mantida em 2,3 (g C/g N), a quantidade de matéria orgânica residual do efluente desse reator se manteve elevada até aproximadamente o 40º dia de funcionamento. Após esse período, a diminuição progressiva da relação C/N da solução de alimentação proporcionou a redução da DQO residual do efluente. Mesmo assim, boa parte da matéria orgânica que ainda restava era proveniente da deterioração do material suporte orgânico.

À medida que o TRH do reator R01 foi sendo diminuído através do aumento da vazão volumétrica, uma melhora nas características físico-químicas do efluente desnitrificado foi sendo observada. Porém, embora a redução da cor aparente e turbidez tenha sido significativa, as características organolépticas da água não eram satisfatórias para fins de potabilização. Isso ocorria em função de que os anéis de bambu verde iam se desgastando ao longo do tempo, liberando resinas orgânicas e outros materiais solúveis ao meio. Essas substâncias dissolvidas eram as maiores responsáveis pelo odor característico de bambu que era exalado pelo efluente desse reator.

Além de carbono, fósforo também é um nutriente necessário ao processo de desnitrificação biológica (RICHARD, 1989). A análise desse composto no efluente indicou sempre um residual na faixa de 0,05 a 0,15 mg P-PO₄⁻³/L. Neste estudo, a demanda por esse elemento foi suprida pelo fósforo contido no meio suporte orgânico. Porém, nos últimos 51 dias de operação do reator R01 fosfato de sódio monobásico passou a ser adicionado na solução de alimentação desse equipamento. No entanto, nenhuma mudança em relação à eficiência de remoção de nitrato foi observada nesse período, a qual continuou se mantendo na faixa de 50%.

Após aproximadamente 180 dias de operação contínua, boa parte do material suporte orgânico que se encontrava na parte superior do reator R01 estava deteriorado. A resistência mecânica dos anéis de bambu ficou comprometida, principalmente pelo desprendimento das fibras existentes nas camadas internas desse material.

Análises de amônia e nitrito foram realizadas ao longo de todo o tempo de estudo, indicando apenas traços desses elementos na saída desse reator anóxico.

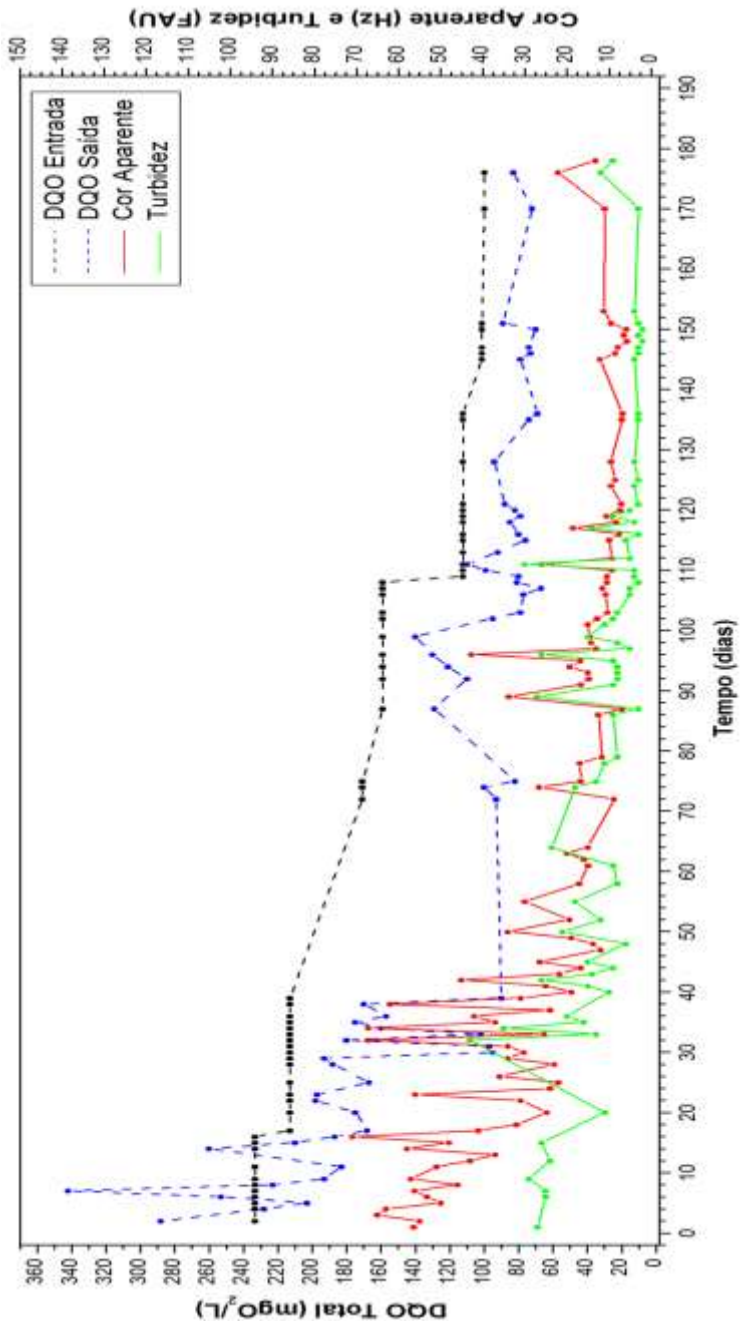


Figura 23 – Matéria orgânica total de entrada e saída e características físico-químicas do efluente do reator R01 durante o período de funcionamento

4.2.2 R02

Na Figura 24 podem-se visualizar os dados relativos à carga aplicada, e também à remoção de nitrogênio observada durante o período de operação do reator R02.

Nos primeiros 17 dias após a partida do reator R02, uma baixa carga de nitrogênio foi aplicada a este equipamento, mantendo seu TRH sempre acima de 10 horas. Nessas condições, a eficiência de remoção de nitrato variou entre 85 e 99% para uma carga média de $40 \text{ g N-NO}_3^-/\text{m}^3\cdot\text{d}$, e concentração de nitrato de entrada na faixa de $20 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$.

No decorrer dos 73 dias que se sucederam, a carga de nitrogênio aplicada ao reator R02 foi sendo gradativamente elevada através do aumento da vazão volumétrica. Dessa forma, no 90º dia de operação contínua, essa variável atingiu o valor de $160 \text{ g N-NO}_3^-/\text{m}^3\cdot\text{d}$ e o TRH do equipamento ficou situado em torno de 3 horas. Durante todo esse intervalo de tempo, a eficiência de remoção de nitrato do reator oscilou entre 63 e 98%, sendo que em boa parte desse período esse valor ficou acima de 75%.

A partir do 91º dia de operação, a concentração de nitrato na solução de alimentação foi reduzida para aproximadamente $13 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$. Porém, a vazão volumétrica do reator R02 continuou a ser elevada até o TRH ficar situado entre 2 a 2,5 horas ($40 - 50 \text{ L/h}$). Nessas condições a carga média de nitrogênio aplicada era de $132 \text{ g N-NO}_3^-/\text{m}^3\cdot\text{d}$ e a eficiência de remoção de nitrato de equipamento ficou em torno de 75%.

Também foi observada uma tendência de queda na eficiência de remoção de nitrato do reator R02 em função do aumento progressivo da carga de nitrogênio. Porém, a redução não foi tão acentuada quanto aquela observada para o reator R01.

Uma grande quantidade de lodo biológico já podia ser visualizada na parte superior do reator R02 após aproximadamente 45 dias de funcionamento. Nesse local, o que se via era que boa parte dessas células ficava depositada em cima do material suporte, situado 10 cm abaixo do nível da água. Esses microrganismos eram removidos no momento em que algum tipo de perturbação no reator ocorria, seja pelo despreendimento das bolhas de gás acumuladas no leito, ou então, em função dos pulsos de vazão aplicados para aumento de carga. Mesmo com a elevada quantidade de células acumuladas no reator R02, não foi necessário efetuar em nenhum momento a retrolavagem do leito.

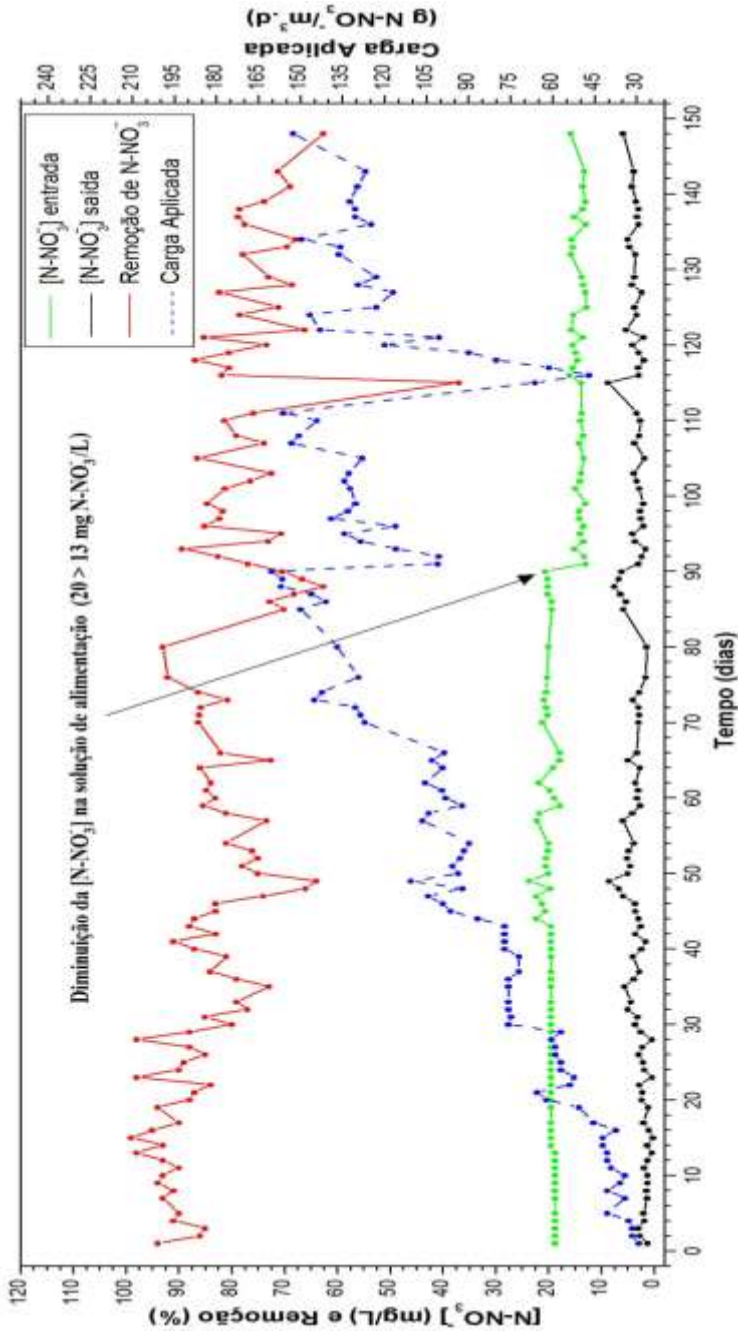


Figura 24 – Carga de nitrogênio aplicada e eficiência de remoção de nitrato do reator R02 durante o período de operação

A redução brusca na eficiência de remoção de nitrogênio observada no 115º dia, ocorreu em função de uma queda repentina do pH da solução de alimentação, a qual era preparada utilizando água proveniente da rede de abastecimento público. Tal valor caiu para 4,0 e essa solução passou a alimentar o reator durante, pelo menos, 12 horas. Conseqüentemente, a remoção de nitrogênio despencou de 76 para 37% e a concentração de nitrato de saída atingiu o valor de 8,7 mg N-NO₃⁻/L.

Como medida corretiva, o pH da solução de alimentação foi neutralizado com uma solução 1 mol/L de NaOH, e a carga de nitrogênio aplicada ao reator foi diminuída através da redução da vazão volumétrica. A partir daí, essa variável passou a ser aumentada novamente de maneira progressiva, atingindo o mesmo patamar que estava anteriormente em sete dias.

Os gráficos referentes às características físico-químicas do efluente reator R02 durante seu período de operação, incluindo a DQO total de entrada e saída, estão ilustrados na Figura 25.

Nos primeiros 30 dias de operação desse reator, quando a relação C/N da solução de alimentação foi mantida em 1,5 (g C/g N) e a concentração de nitrato na solução de alimentação era de 20 mg N-NO₃⁻/L, a DQO total média do efluente se situou em torno de 50 mgO₂/L. Progressivamente, a dosagem de etanol foi sendo diminuída. Dessa forma, no fim do mês de janeiro, quando a relação C/N estava em aproximadamente 1,2 (g C/g N) e a concentração de nitrato de entrada em 13 mg N-NO₃⁻/L, a DQO total residual caiu para menos de 30 mgO₂/L. Desses valores, a fração dissolvida da matéria orgânica representava aproximadamente 65%.

Após atingir a capacidade máxima de tratamento (40 – 50 L/h), as características físico-químicas do efluente do reator R02 se mostraram adequadas para fins de potabilização. A cor aparente e a turbidez se situaram, respectivamente, na faixa de 20 Hz e 10 FAU. Tais valores estão ligeiramente acima do limite máximo permitido em águas, estabelecidos pela portaria MS 518 de 25 de março de 2004. Além disso, a água desnitrificada nesse equipamento não apresentava o odor forte e característico de bambu que o efluente do reator R01 possuía.

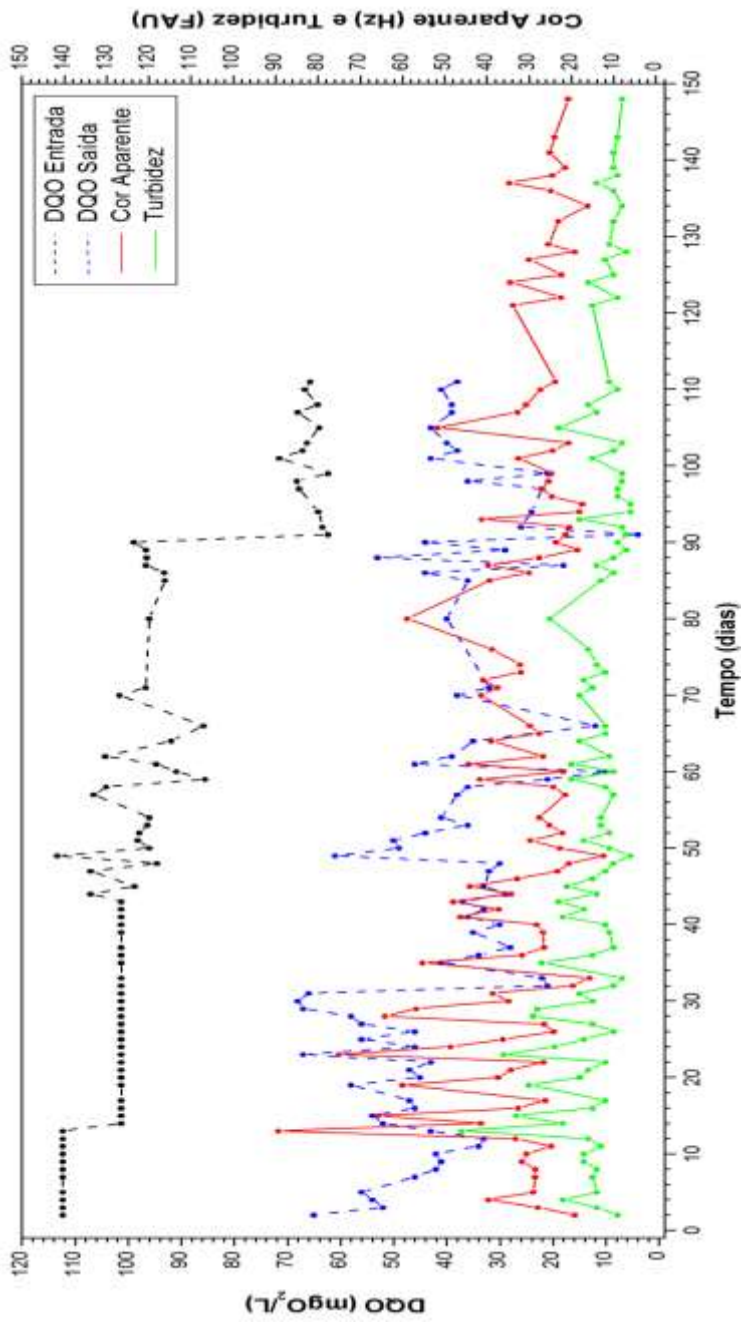


Figura 25 – Matéria orgânica total de entrada e saída e características físico-químicas do efluente do reator R02 durante o período de funcionamento

Análises de fósforo feitas periodicamente na água de saída do reator R02, sempre indicaram um residual desse nutriente que variou na faixa de 0,05 a 0,12 mg P-PO₄⁻³/L.

Baseado na relação estequiométrica proposta pela Equação 3, a dosagem de fósforo (P-PO₄⁻³) utilizada na solução de alimentação representou uma proporção molar N:P igual a 22,6:1. Tal valor está acima da relação proposta por Von Sperling (2002), onde o autor cita que, em geral, a fração orgânica das células bacterianas pode ser representada pela fórmula C₆₀H₈₇O₂₃N₁₂P, indicando uma relação molar N:P de 12:1.

Ensaio regulares de nitrito e amônia foram realizados no efluente desse equipamento durante todo o período de operação. Os resultados obtidos sempre indicaram quantidades inferiores a 1 mg/L de ambas as substâncias.

4.2.2.1 Perfil de concentração axial do reator R02

No dia 19/02/2010, quando o reator R02 operava com uma carga de nitrogênio de 147 g N-NO₃⁻/m³.d e uma vazão volumétrica de 40 L/h, alíquotas do efluente foram coletadas nos pontos de amostragem instalados ao longo da altura do equipamento. Logo em seguida, as amostras tiveram a concentração de nitrato determinada. A Tabela 11 mostra os resultados.

Tabela 11 – Concentração de N-NO₃⁻ ao longo da altura do reator R02

| Altura do Reator (cm) | N-NO ₃ ⁻ (mg/L) |
|-----------------------|---------------------------------------|
| 0 | 15,3 |
| 35 | 4,8 |
| 70 | 4,2 |
| 105 | 3,7 |
| 140 | 3,6 |

Através da análise desses dados, pode-se presumir que nessas condições operacionais esse reator anóxico possui comportamento homogêneo. Isto implica dizer que a mesma eficiência de remoção de nitrato não seria obtida caso o reator tivesse apenas 35 cm de altura.

Operando com um TRH de 2,5 h e concentração de nitrato de entrada igual a 15,3 mg N-NO₃⁻/L, um residual de 3,6 mg N-NO₃⁻/L ainda foi observado na saída do reator. Nessas condições, o equipamento apresentou uma eficiência de remoção igual a 77%. A Figura 26 ilustra o perfil de concentração de nitrato do reator R02 no período em que estava operando próximo a sua capacidade máxima.

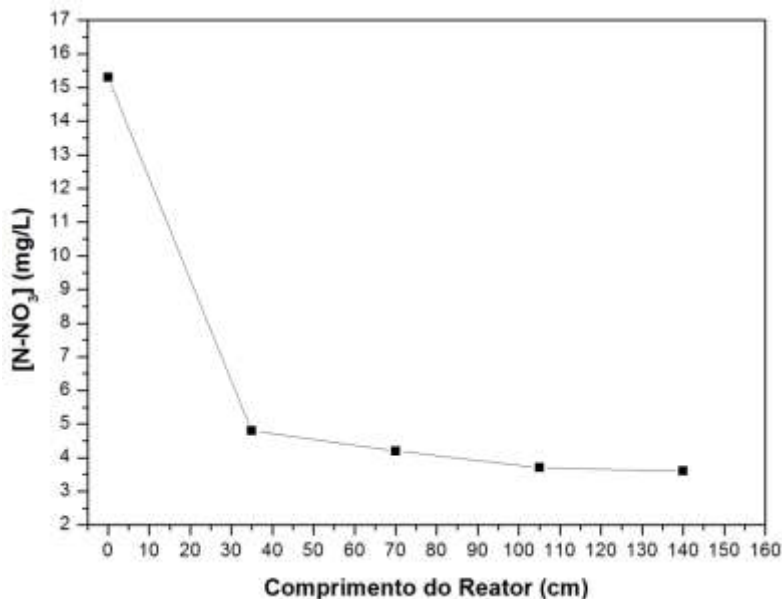


Figura 26 - Perfil de concentração de nitrato ao longo da altura total do reator R02 (TRH = 2,5 h; v = 56,6 cm/h)

4.2.3 R03

A progressão da carga de nitrogênio aplicada ao reator R03 se deu de forma mais rápida, visto que esse equipamento operou continuamente por apenas 95 dias. Sendo assim, o TRH foi mantido acima de 10 horas somente durante os primeiros 9 dias após a partida desse equipamento. Nesse período, a carga média de nitrogênio aplicada ao reator foi de 38 g N-NO₃⁻/m³.d e sua eficiência de remoção oscilou entre 88 e 94%. A Figura 27 ilustra os resultados relativos à remoção de nitrato e também à carga de nitrogênio aplicada ao reator R03 durante seu período de operação.

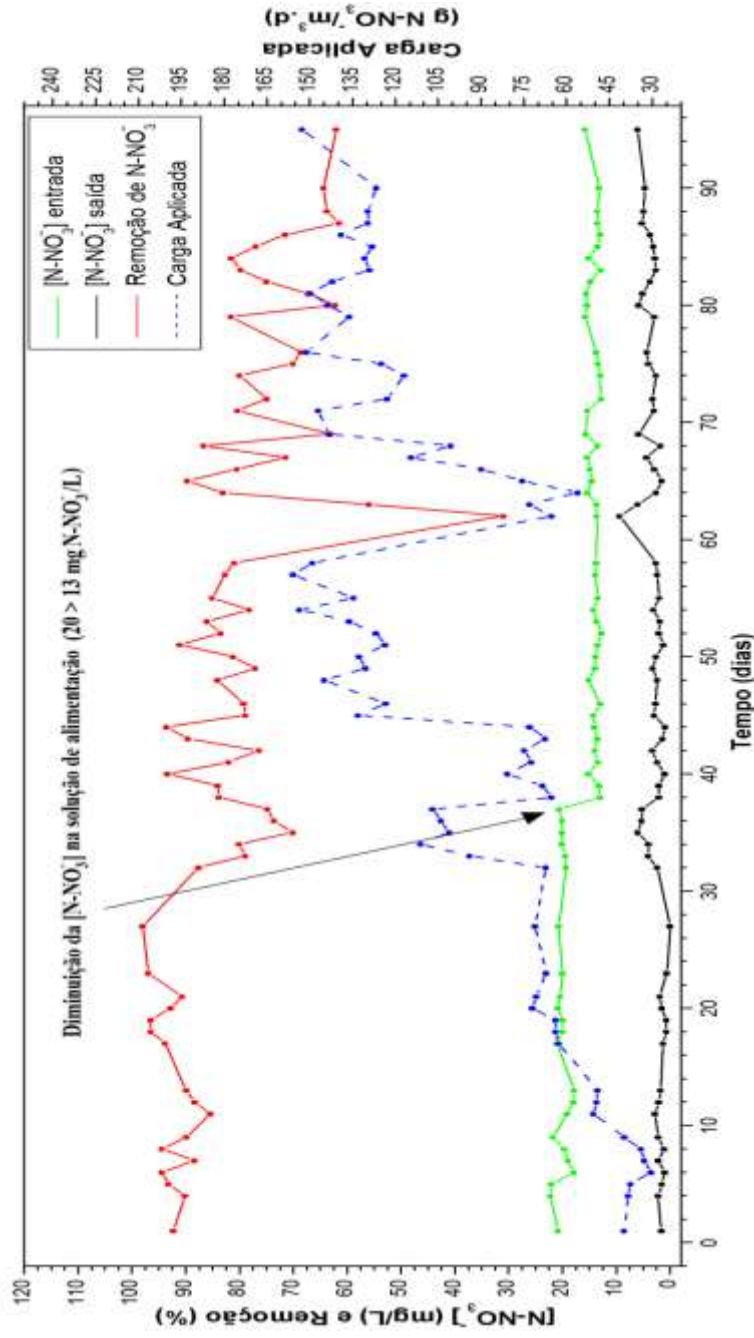


Figura 27 – Carga de nitrogênio aplicada e eficiência de remoção de nitrato de reator R03 durante o período de operação

A carga de nitrogênio aplicada foi sendo elevada progressivamente através do aumento da vazão volumétrica do reator, até atingir o valor de $107 \text{ g N-NO}_3^-/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ no 37º dia de operação. No dia seguinte, a concentração de nitrato na solução de alimentação foi reduzida para $13 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$ porém, a vazão do equipamento ainda continuou a ser aumentada.

Em 45 dias de funcionamento o reator R03 já tinha atingido praticamente sua capacidade máxima, operando a uma vazão de 40 L/h e TRH de 2,5 horas. A carga máxima de nitrogênio aplicada ao equipamento foi atingida no 57º dia de operação, alcançando o valor de $156 \text{ g N-NO}_3^-/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ para uma eficiência de remoção de nitrato da ordem de 83%.

Durante certo período de tempo, o reator R03 operou simultaneamente ao reator R02. Sendo assim, a queda na eficiência de remoção de nitrato observada no 62º dia, se deu pelo mesmo motivo relatado outrora: a queda brusca de 7,0 para 4,0 do pH da água da rede de abastecimento público, a qual era utilizada no preparo da solução de alimentação. Após o problema ter sido solucionado, a carga de nitrogênio aplicada ao equipamento foi reduzida para $65 \text{ g N-NO}_3^-/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ através da redução para 20 L/h da vazão volumétrica. Esse valor foi sendo elevado novamente de maneira progressiva, sendo que 7 dias após o problema ter ocorrido, a carga de nitrogênio já se situava no mesmo patamar que estava anteriormente.

Assim como foi observado para os reatores R01 e R02, com o aumento da carga de nitrogênio pôde-se notar uma tendência de queda da eficiência de remoção de nitrato do reator R03. Porém, no momento em que atingiu a capacidade máxima de operação, esse reator ainda apresentava um bom índice de remoção desse íon (cerca de 80%).

A Figura 28 apresenta os dados referentes às características físico-químicas monitoradas na saída desse equipamento. A DQO total do efluente do reator R03 oscilou entre 17 e $52 \text{ mgO}_2/\text{L}$ durante todo o período de operação. Porém, no fim do mês de janeiro, após a concentração de nitrato ter sido reduzida para $13 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$, a quantidade de matéria orgânica residual foi de, em média, $28 \text{ mgO}_2/\text{L}$. Nesse ponto, a relação C/N mantida na solução de alimentação era de aproximadamente 1,2 (g C/g N). Assim como foi observado para o reator R02, a fração solúvel da DQO do efluente do reator R03 representava aproximadamente 60% do valor total dessa grandeza.

Quando estava operando próximo à capacidade máxima (40 L/h), a cor aparente e a turbidez do efluente desse reator se situaram um pouco acima dos valores máximos permitidos pela legislação vigente

(MS 518). Tais resultados se assemelham muito com aqueles observados para o reator R02, onde o outro suporte sintético (PVC) foi avaliado.

A adesão do biofilme neste material suporte se deu em toda a sua extensão, principalmente nas cavidades externas que esse enchimento possuía ao longo do comprimento de sua circunferência. À medida que a espessura do biofilme ia aumentando, as células mais externas eram removidas através do cisalhamento provocado pelo fluxo volumétrico do reator. Em função da elevada porosidade do material suporte, não houve a necessidade de se efetuar a retrolavagem do leito durante todo o período de operação do reator R03.

Assim como nos demais reatores avaliados no estudo, os níveis de nitrito e amônia da água desnitrificada também foram mensurados periodicamente, indicando apenas quantidades residuais dessas substâncias. Além disso, análises de fósforo do efluente do reator R03 sempre indicaram uma quantidade deste elemento na faixa de 0,10 mg P-PO₄⁻³/L.

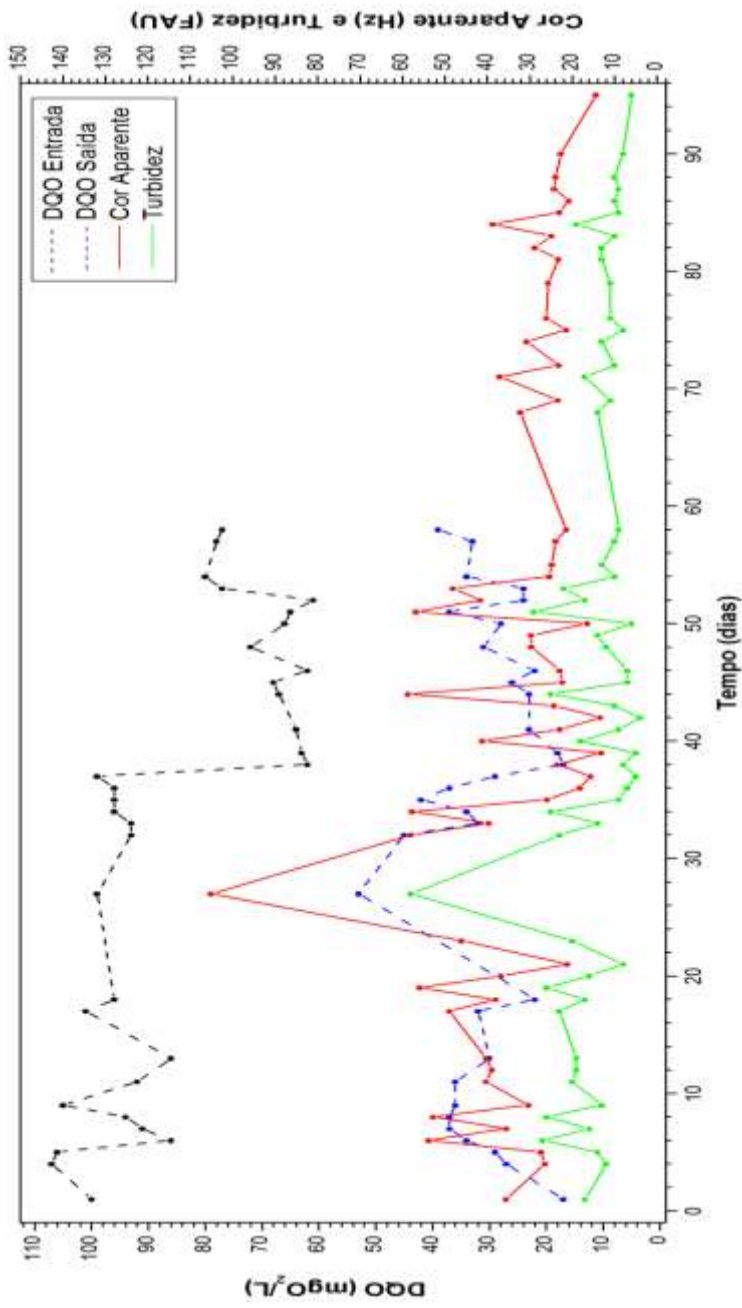


Figura 28 – Matéria orgânica total de entrada e saída e características físico-químicas do efluente do reator R03 durante o período de funcionamento

4.2.3.1 PCR quantitativo em tempo real

No momento em que o reator R03 estava estabilizado e operando próximo a sua capacidade máxima (TRH \approx 2,5 h), uma alíquota de 250 mL do seu efluente foi coletada na saída do equipamento, e submetida a uma análise de PCR quantitativo em tempo real. Nesse momento, a carga de nitrogênio aplicada ao reator era de aproximadamente 130 g N-NO₃/m³.d e a eficiência de remoção de nitrato estava em torno de 80%.

Os resultados indicam que nas condições avaliadas, a quantidade de bactérias totais presentes era de $4,7 \times 10^7$ células/mL, enquanto que a concentração das nitrato-redutoras era igual a $2,5 \times 10^4$ células/mL. Segundo McCarty (1972), a massa média de uma célula seca é aproximadamente 2×10^{-10} mg. Tomando esse valor como referência, pode-se estimar que a concentração total de SSV no efluente de saída do reator R03 se situava na faixa de 9 mg SSV/L.

4.2.4 Comparativo operacional entre os reatores

Não foram observadas diferenças operacionais significativas entre os reatores R02 e R03. Sendo assim, as maiores discrepâncias técnicas foram verificadas entre o reator preenchido com o suporte orgânico (R01) e os equipamentos contendo os materiais de enchimento sintéticos (R02 e R03).

Para o reator R01, a remoção de nitrato ficou em torno de 50% para um TRH mínimo de 5 horas e carga aplicada de nitrogênio de pouco mais de 100 g N-NO₃⁻/m³.d. Já os reatores R02 e R03 atingiram sua capacidade operacional máxima, alcançando um TRH mínimo de aproximadamente 2 horas (\approx 50 L/h). Nessas condições, a carga de nitrogênio aplicada aos equipamentos preenchidos com os materiais sintéticos se situava na faixa de 155 g N-NO₃⁻/m³.d, e sua eficiência de remoção de nitrato frequentemente atingia índices de 80%. Operando com metade do TRH observado para o reator R01, esses dois equipamentos apresentaram 30% a mais de remoção de nitrato para uma carga aplicada de nitrogênio 50% maior.

Porém, em relação à eficiência de remoção de nitrato dos reatores, uma semelhança operacional entre os três foi observada. À medida que a carga de nitrogênio foi sendo progressivamente elevada, a eficiência de remoção dos equipamentos foi caindo. Embora os reatores R02 e R03 também tenham apresentado esse comportamento, tal fenômeno foi muito mais acentuado para o reator R01.

Outro aspecto observado durante a operação do reator R01 foi a perda de massa do suporte orgânico. Esse fator fez com que o bambu verde flutuasse gradativamente até atingir a superfície. Fato que não ocorreu com os outros dois materiais poliméricos avaliados no estudo. Porém, em relação às características físicas dos materiais suporte, uma semelhança operacional foi observada entre os reatores R01 e R02: a formação e acúmulo de produtos gasosos no leito desses equipamentos. À medida que eram produzidas, as bolhas de gás ficavam retidas no interior dos materiais de enchimento e, aos poucos, iam coalescendo até tornarem-se grandes o suficiente para atingir a superfície. Apesar de o PVC não flutuar como o bambu ($\mu = 1,5 \text{ g/mL}$), nesse trajeto as bolhas acabavam arrastando algumas células aderidas ao biofilme desse suporte sintético, removendo também as que ficavam depositadas em sua parte superior. Tal fenômeno não foi observado para o reator R03, visto que os anéis de Pall possuíam diversas aberturas laterais e internas, o que possibilitou a rápida dispersão das bolhas de gás.

Outra diferença significativa entre o reator R01 e os demais, diz respeito às características físico-químicas da água desnitrificada, principalmente às suas propriedades organolépticas. O odor característico do bambu verde era muito pronunciado no efluente do equipamento preenchido com esse material. Isso se deve ao fato de que boa parte das resinas e outras substâncias contidas no bambu verde são solúveis em água, oferecendo certamente uma maior dificuldade no seu pós-tratamento para fins de potabilização (TRITT *et al*, 1993).

4.2.5 Pós-tratamento da água desnitrificada

Após deixar os reatores biológicos, o efluente desnitrificado era conduzido para um sedimentador piloto. Esse equipamento foi operado durante todo o período de funcionamento do sistema operacional (15/06/2009 – 15/03/2010), sendo que sempre foi observada a remoção de uma pequena quantidade de nitrato na sua água de saída. Esse valor variou na faixa de 0,5 a 2 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$, dependendo do TRH que o sedimentador estava submetido.

O filtro aerado foi operado somente durante os 20 dias úteis do mês de janeiro de 2010. Apesar do processo de polimento da água não ter sido objeto de investigação desse estudo, alguns resultados promissores em relação à qualidade da água filtrada puderam ser observados. A Tabela 12 traz os valores das características físico-químicas monitoradas na água de entrada e saída do filtro aerado. Esses

resultados representam a média de todas as análises que eram realizadas diariamente, ao longo das 8 horas de duração da carreira de filtração.

Tabela 12 – Valores médios referentes às características físico-químicas água de entrada e saída do filtro aerado durante seu período de funcionamento

| Variável | Entrada Média | Saída Média | VMA* (MS 518) |
|--|---------------|-------------|---------------|
| Cor Aparente (Hz) | 27 | 7 | 15 |
| Turbidez (FAU) | 10 | 3 | 5 |
| DQO (mgO ₂ /L) | 35 | <10 | - |
| Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ /L) | 2,3 | 2,7 | 10 |
| Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ /L) | 0,114 | 0 | 1 |
| Amônia (mg N-NH ₃ /L) | 0,05 | 0 | 1,5 |
| pH | 7,4 | 7,8 | 6,0 – 9,5 |

*Valor Máximo Admissível em Águas Potáveis

Através desses resultados, pode-se observar que praticamente toda a matéria orgânica residual do efluente foi oxidada no filtro aerado, restando uma quantidade de DQO na água inferior ao limite de detecção do método de análise utilizado (10 mgO₂/L).

A filtração do efluente em leito de carvão ativo granular e areia proporcionou a melhora das características físico-químicas, resultando em uma redução de 20 Hz e 7 FAU de sua cor aparente e turbidez, respectivamente.

A oxidação dos traços de amônia e nitrito observados na água de entrada do filtro acarretou em um ligeiro aumento da concentração de nitrato da água filtrada. Contudo, é preferível que o nitrogênio se encontre na forma de nitrato ao fim do processo, pois seu limite máximo permitido em águas potáveis é maior do que os VMAs estabelecidos para as outras duas formas nitrogenadas.

Com o intuito de avaliar a qualidade microbiológica da água filtrada, no dia 20/01/2010 uma alíquota de 1000 mL foi coletada na saída do filtro aerado, e submetida a um processo de desinfecção química utilizando hipoclorito de sódio. A dosagem desse oxidante foi suficiente para gerar uma concentração de 2 mg/L de cloro livre na solução. Após uma hora de tempo de contato sob constante agitação, ainda foi observado uma concentração residual de 0,76 mg Cl₂/L na

água desinfetada. O processo de desinfecção também proporcionou uma ligeira melhora das características físico-químicas da água, ocasionado pela oxidação das células microbianas.

No teste microbiológico qualitativo de plaqueamento conduzido com a água desinfetada, não foi verificado o crescimento de nenhuma colônia de microrganismos, mesmo após 48 horas de incubação a 35 °C.

4.3 ENSAIO CINÉTICO

4.3.1 Aclimação do lodo biológico pré-lavado

Apesar de ter sido submetido previamente ao processo de lavagem, o lodo biológico utilizado no ensaio cinético ainda continha um residual de matéria orgânica dissolvida. Dessa forma, antes da adição dos 50 mL do meio de cultura para efetuar o processo de aclimação dos microrganismos, a concentração de DQO solúvel do volume de solução (1,15 L) era de 140 mgO₂/L.

Para fins de acompanhamento do processo, no procedimento de ativação dos microrganismos desnitrificantes somente a concentração de nitrito foi monitorada. A Tabela 13 traz os resultados obtidos.

Tabela 13 – Concentração de N-NO₃⁻ e N-NO₂⁻ durante o período de aclimação dos microrganismos para uso no ensaio cinético

| Tempo (h) | N-NO₃⁻ (mg/L) | N-NO₂⁻ (mg/L) |
|----------------------|--|--|
| 0,0 | 20,30 | 0,028 |
| 4,0 | - | 0,195 |
| 14,5 | - | 1,010 |
| 21,0 | - | 1,940 |
| 25,0 | - | 2,510 |
| 28,0 | - | 2,970 |
| 38,0 | - | 4,970 |
| 43,0 | - | 6,020 |
| 49,0 | - | 6,930 |
| 52,0 | - | 7,560 |

Continuação

| Tempo (h) | N-NO₃⁻ (mg/L) | N-NO₂⁻ (mg/L) |
|----------------------|--|--|
| 60,0 | - | 9,200 |
| 71,5 | - | 11,830 |
| 87,0 | - | 14,600 |
| 94,0 | - | 13,800 |
| 100,5 | - | 12,000 |
| 110,0 | - | 5,800 |
| 114,5 | - | 0,840 |
| 120,0 | 0,26 | 0,046 |

O período de ativação dos microrganismos desnitrificantes durou 120 horas, quando 99% do nitrato inicial foi consumido. O tempo total de desnitrificação para este procedimento foi cerca de 30 horas maior do que aquele observado na operação similar conduzida na etapa de geração do inóculo (item 4.1).

O comportamento da concentração de nitrito também se mostrou semelhante àquele observado no processo de geração do inóculo. Através da análise da Figura 29, pode-se observar que ela atingiu um valor máximo após 87 horas. A partir desse ponto, a taxa de consumo desse intermediário foi bem maior do que a de sua formação, consumindo-o por completo em 33 horas.

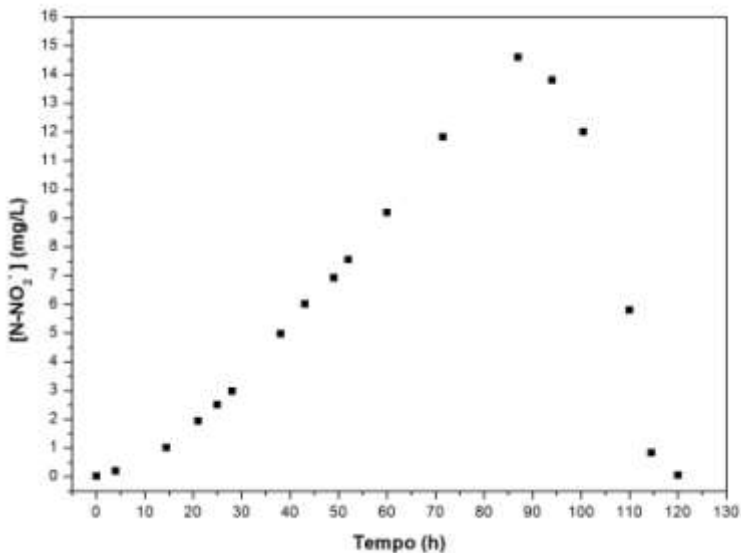


Figura 29 – Concentração de nitrogênio na forma de nitrito ao longo do tempo de duração do processo de aclimação do lodo biológico

4.3.2 Ensaio cinético de desnitrificação biológica

O ensaio cinético de desnitrificação biológica foi conduzido logo após o término do procedimento de aclimação dos microrganismos, fazendo-se uma nova alimentação do meio de cultura ao reator batelada. Os resultados obtidos estão descritos na Tabela 14.

Tabela 14 – Concentração de N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, DQO dissolvida e N₂ durante o ensaio cinético de desnitrificação biológica utilizando o lodo biológico previamente aclimatado

| Tempo (h) | N-NO ₃ ⁻ (mg/L) | N-NO ₂ ⁻ (mg/L) | DQO _{dissolv.} (mgO ₂ /L) | N ₂ (mL) |
|-----------|---------------------------------------|---------------------------------------|---|---------------------|
| 0,0 | 21,60 | 0,049 | 217 | 0 |
| 2,0 | 21,80 | 0,059 | 200 | 4 |
| 5,0 | 19,10 | 0,040 | 221 | 6 |
| 8,0 | 16,00 | 0,052 | 189 | 16 |

Continuação

| Tempo (h) | N-NO₃⁻ (mg/L) | N-NO₂⁻ (mg/L) | DQO_{dissolv.} (mgO₂/L) | N₂ (mL) |
|----------------------|--|--|---|-------------------------------|
| 10,0 | 14,80 | 0,038 | 195 | 17 |
| 13,0 | 11,30 | 0,033 | 172 | 17 |
| 16,0 | 9,00 | 0,022 | 201 | 19 |
| 19,0 | 6,10 | 0,016 | 177 | 19 |
| 25,5 | 1,30 | 0,013 | 156 | 23 |
| 28,3 | 0,25 | 0,014 | 136 | 24 |

O ensaio cinético durou aproximadamente 28 horas, quando houve a redução de 99% da concentração de nitrato inicial. No procedimento similar conduzido durante a etapa de geração do inóculo, o tempo de desnitrificação foi de aproximadamente 8 horas, porém, somente 85% da quantidade inicial de nitrato foi consumida.

Os dados referentes ao consumo de DQO indicam uma redução de aproximadamente 81 mgO₂/L da concentração desse substrato. Convertendo essa quantidade da matéria orgânica em termos de concentração de etanol, chega-se ao valor de 39 mgEtOH/L. Número esse que é muito próximo da quantidade estequiométrica de 43 mgEtOH/L, sugerida pela Equação 3 para reduzir completamente os 21,6 mg N-NO₃⁻/L iniciais.

O volume de nitrogênio gasoso produzido ao fim da reação biológica foi igual a 22 mL, valor esse já corrigido para as CNTP. Essa quantidade é um pouco maior do que aquela proposta pela mesma Equação 3, que indica a formação de 18,6 mL de gás na mesmas condições de temperatura e pressão.

Outro aspecto importante em relação ao ensaio cinético diz respeito ao nitrito. Assim como observado na etapa de geração do inóculo, a concentração desse intermediário permaneceu constante e próxima a zero durante todo o ensaio, indicando que após a ativação das bactérias redutoras desse íon não se observa mais seu acúmulo no meio. A Figura 30 ilustra os gráficos referentes aos resultados da Tabela 14.

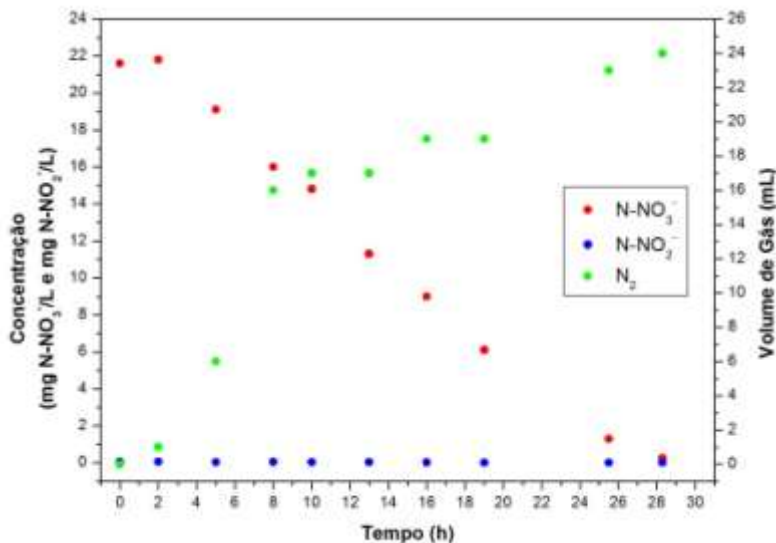


Figura 30 – Variáveis monitoradas ao longo do tempo de duração do ensaio cinético de desnitrificação biológica

Em decorrência da aclimação do lodo biológico, o período da fase *lag* do ensaio cinético foi bem menor, durando apenas 2 horas. Além disso, o tempo para a desnitrificação completa foi de aproximadamente 28 horas. Quase 100 horas a menos do que o observado no processo preliminar de aclimação e crescimento de células específicas do lodo biológico. Porém, o tempo de duração do ensaio cinético foi cerca de 20 horas maior do que o verificado para o procedimento similar, conduzido na etapa de geração do inóculo (item 4.1).

A velocidade específica de consumo de nitrogênio no ensaio cinético foi de aproximadamente 1,13 mg N-NO₃⁻/gSSV.h. Supondo que a atividade dos microrganismos desnitrificantes no procedimento de geração de inóculo fosse a mesma, poder-se-ia estimar uma concentração de SSV no inóculo de aproximadamente 2,5 gSSV/L.

4.4 CARACTERIZAÇÃO BOTÂNICA DO BAMBU VERDE UTILIZADO NO ESTUDO

Através de análise taxonômica realizada em laboratório, concluiu-se que o bambu verde utilizado no estudo, tanto para uso como

material suporte do Reator R01, quanto para geração do inóculo contendo os microrganismos desnitrificantes, faz parte da espécie *bambusa tuldoídes*. No Anexo 5 deste trabalho encontra-se o Laudo de Determinação de Espécie Vegetal, obtido através da análise de amostra coletada diretamente do bambuzal de onde as varas foram retiradas.

5 CONCLUSÕES

- O bambu verde (*bambusa tuldoídes*) pode ser usado como fonte de microrganismos desnitrificantes para o inóculo dos reatores biológicos. Porém, seu uso como material suporte no interior de reatores anóxicos é limitado. A degradação dessa biomassa acaba liberando substâncias químicas à água; o que acaba tornando mais difícil o pós-tratamento para fins de potabilização;
- É possível estabelecer um processo contínuo de desnitrificação biológica heterotrófica de águas naturais, utilizando reatores anóxicos de leito fixo e fluxo ascendente e etanol como fonte externa de carbono orgânico;
- Os reatores R02 e R03 atingiram a capacidade máxima operacional, chegando a vazões próximas a 50 L/h e TRHs na faixa de 2 horas. A carga máxima de nitrogênio aplicada a esses dois equipamentos foi de, respectivamente, 160,25 e 155,82 g N-NO₃⁻/m³.d. Operando nessas condições, os reatores R02 e R03 apresentaram eficiência de remoção de nitrato de, respectivamente, 70,7% e 82,7%. A cor aparente e turbidez média do efluente na saída desses reatores foram de, respectivamente, 24 Hz e 10 FAU.
- A carga máxima de nitrogênio aplicada ao reator R01 chegou a 106,08 g N-NO₃⁻/m³.d. Seu TRH mínimo foi de aproximadamente 5 horas, operando a vazões volumétricas na faixa de 20 L/h. Nessas condições, o reator R01 apresentou uma eficiência de remoção média de nitrato da ordem de 50% e a cor aparente e turbidez média do efluente se situaram em torno de 15 Hz e 7 FAU;
- Os anéis de Pall utilizados como material suporte no reator R03 apresentaram um melhor desempenho operacional em relação aos outros enchimentos avaliados. Além de esse reator ter proporcionado uma eficiência média de remoção de nitrato maior em relação à carga de nitrogênio aplicada, características construtivas desse suporte permitiram obter uma melhor performance em relação à fixação de biofilme;
- É possível submeter o efluente desnitrificado dos reatores R02 e R03 a um processo físico-químico de tratamento de água, para fins

de potabilização. O filtro aerado instalado na planta piloto foi capaz de oxidar a matéria orgânica residual, reduzindo a DQO média de 35 mgO₂/L para valores abaixo de 10 mgO₂/L. Além disso, o processo de filtração ainda possibilitou a redução da cor e turbidez do efluente para valores de, em média, 7 Hz e 3 FAU, respectivamente;

- A água filtrada, submetida ao processo de desinfecção química com hipoclorito de sódio, não apresentou o crescimento de nenhuma colônia de microrganismos em placas de Ágar Trípico de Soja, mesmo após 48 horas de incubação a 35 °C.

6 SUGESTÕES FUTURAS

Como sugestão para trabalhos futuros, os seguintes tópicos ainda podem ser abordados:

- Aumento da carga de nitrogênio aplicada aos reatores contínuos preenchidos com suportes sintéticos de alta porosidade. Dessa forma, será possível avaliar a remoção máxima de nitrato desses equipamentos, reduzindo ao mínimo seu TRH;
- Realizar mais experimentos utilizando diversas concentrações de lodo desnitrificante, bem como variar a temperatura dos ensaios a fim de obter os parâmetros cinéticos desses microrganismos;
- Estudar a microbiota do inóculo e a composição química do bambu verde (*bambusa tuldoídes*);
- Efetuar estudos referentes à fluidodinâmica dos reatores tubulares de fluxo ascendente, a fim de obter modelos matemáticos que possam simular tanto o perfil de velocidade, quanto o de concentração ao longo da altura e raio desses reatores.

REFERÊNCIAS

ÁGUILA, P. S. d. *Águas subterrâneas*. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2003.

APHA. AWWA. WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21 ed. Washington: Centennial ed., 2005.

ASLAN, S.; CAKICI, H. Biological denitrification of drinking water in a slow sand filter. *J. Hazard. Mater.*, v. 148, n. 1-2, p. 253-258, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. *Caderno de recursos hídricos: Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil*. Brasília: ANA-CDOC, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Norma de qualidade da água para consumo humano. Portaria n. 518, de 25 de março de 2004. *Diário Oficial da União*, Brasília, p. 266–270, n. 59, seção 1, 26 mar. 2004.

CANTER, L. W. *Nitrates in groundwater*. New York: CRC, 1996.

CAPUCCI, E.; et al. *Poços tubulares e outras captações de água subterrânea: orientação aos usuários*. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001.

CHERNICHARO, C. A. de L (Coord.). PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BASICO (BRASIL). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: PROSAB, 544p., 2001.

DA SILVA, M. L. B.; ALVAREZ, P. J. J. Enhanced anaerobic biodegradation of Benzene-Toluene-Ethylbenzene-Xylene-Ethanol mixtures in bioaugmented aquifer columns. *Appl. Environ. Microbiol.*, v. 70, n. 8, p. 4720-4726, 2004.

FERNÍCOLA, N. G. G. de; AZEVEDO, F. A. de. Metemoglobinemia e nitrato nas águas. *Rev. Saúde Públ.* São Paulo, v. 15, n. 2, p. 242-248, 1981.

FETTER, C. W. *Applied Hydrogeology*. 3rd. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1998.

GROS, H.; SCHNOOR, G.; RUTTEN, P. Biological denitrification process with hydrogen-oxidizing bacteria for drinking water treatment. *Water Supply*, v. 6, n. 3, p. 193-198, 1988.

HALL, T. *Water treatment processes and practices*. 2nd ed. WRC publication, 1997.

HESPANHOL, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. *Estud. Av.*, v. 22, n. 63, p. 131-158, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa nacional de saneamento básico*. Rio de Janeiro: IBGE CD-ROM, 2002a.

IRITANI, M. A.; EZAKI, S. *As águas subterrâneas do estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Estado do Meio Ambiente – SMA, 2008.

JETTEN, M.S.M; et al. *The anaerobic oxidation of ammonium*. *FEMS Microbiol. Rev.*, v. 22, p. 421-437, 1999.

KAPOOR, A.; VIRARAGHAVAN, T. Nitrate removal from drinking water – review. *J. Environ. Eng.*, v. 123, n. 4, p. 371-380, 1997.

KIM, S. In.; et al. Denitrification of drinking water using biofilms formed by *Paracoccus denitrificans* and microbial adhesion. *Environ. Eng. Sci.*, v. 21, n. 3, p. 283-290, 2004.

LEE, L. Y.; ONG, S. L.; NG, W. J. Denitrification of nitrate wastewater using packed-bed columns. *Water Environ. Res.*, v. 76, n. 5, p. 388-393, 2004.

MATEJU, V.; et al. Biological water denitrification: a review. *Enzyme Microb. Technol.*, v. 14, n. 3, p. 170-183, 1992.

McCARTY, P. L. *Stoichiometry of biological reactions*. In: INTERNATIONAL CONFERENCE TOWARD A UNIFIED CONCEPT OF BIOLOGICAL WASTE TREATMENT DESIGN. 1972, Atlanta. Proceedings... p. 85-151, 1972.

NOUR, E. A. A.; et al. Tratamento de esgoto sanitário por filtro anaeróbio utilizando o bambu como meio suporte. p. 210-231. In:_____. *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*: coletânea de trabalhos técnicos. CAMPOS, J. R. (Coord.). São Carlos, Projeto PROSAB, 348p., 2000.

OP DEN CAMP, H. J. M.; JETTEN, M. S. M.; STROUS, M.; In: BOTHE, H.; FERGUSON, S. J.; NEWTON, W. E. *Biology of the nitrogen cycles*. 1. ed., Amsterdam: Ed. Elsevier, 452p., 2007.

RICHARD, Y. R. Denitrification of water for human consumption. *Prog. Water Technol.*, v. 12, p. 173-191, 1980.

RICHARD, Y. R. Operating experiences of full-scale biological and ion-exchange denitrification plants in France. *J. Inst. Water Environ. Manag.*, v. 3, n. 2, p. 154-167, 1989.

RIO DE JANEIRO (Estado). Departamento de Recursos Minerais
Águas subterrâneas. Disponível em:
<http://www.drm.rj.gov.br/projeto_frame.asp?chave=6>. Acesso em: 19
abr. 2010.

ROGALLA, F.; et al. Large-scale biological nitrate and ammonia
removal. *J. Inst. Water Environ. Manag.*, v. 4, n. 4, p. 319-329, 1990.

SCHIERHOLT NETO, G. F. *Desenvolvimento de uma flora de
microrganismos oxidadores anaeróbios de amônia utilizando inóculo
proveniente de dejetos de suínos*, Dissertação de mestrado, Universidade
Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Química e
Engenharia de Alimentos, 2007.

SCHMIDT, R.; LONGHI-WAGNER, H. M. Flora Ilustrada do Rio
Grande do Sul: A tribo Bambuseae (Poaceae, Bambusoideae) no Rio
Grande do Sul, Brasil. *R. Bras. Bioci.*, v. 7, n. 1, p. 71-128, 2009.

SHAPLEIGH, J. P. The denitrifying prokaryotes. In:____. *The
Prokaryotes: a handbook on the biology of bacteria: ecophysiology and
biochemistry*. 3rd ed. New York: Springer, cap. 23, p. 769-792, 2006.

SHRIMALI, M.; SINGH, K. P. New methods of nitrate removal from
water. *Environ. Pollut.*, v. 112, n. 3, p. 351-359, 2001.

SMITH, L. B.; DIETER, C. W.; KLEIN, R. M. Gramíneas. In:____.
REITZ, R. (ed.). *Flora Ilustrada Catarinense*. Itajaí: Herbário Barbosa
Rodrigues, 1981.

SOARES, M. I. M. Biological denitrification of groundwater. *Water, Air,
Soil Pollut.*, v. 123, n. 1-4, p. 183-193, 2000.

SUZUKI, M. T.; TAYLOR, L. T.; DELONG, E., F. Quantitative analysis of small-subunit rRNA genes in mixed microbial populations via 59-nuclease assays. *Appl. Environ. Microbiol.*, v. 66, n. 11, p. 4605-4614, 2000.

TONETTI, A. L.; et al. O emprego do filtro de areia no pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbio. *SANARE. Revista técnica da Sanepar*, Curitiba, v. 21, n.21, p. 42-52, jan./jun. 2004.

TRITT, W. P. The anerobic treatment of slaughterhouse wastewater in fixed-bed reactors. *Bioresour. Technol.*, v. 41, n. 3, p. 201-207, 1992.
TRITT, W. P.; et al. Bamboo as a support material in anaerobic reactors. *World J. Microbiol. Biotechnol.*, v. 9, n. 2, p. 229-232, 1993.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA). *Process design manual: Nitrogen control*. Washington, 1993.

VON SPERLING, M. *Lodos ativados*. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2 ed., 2002.

VRTOVŠEK, J.; ROŠ, M. Denitrification of groundwater in the biofilm reactor with a specific biomass support material. *Acta Chim. Slov.*, v. 53, p. 396-400, 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (OMS). *Health hazards from nitrates in drinking water, 1984*. Copenhagen, 102 p., 1985.

ZIMBRES, E. *Guia avançado sobre água subterrânea*. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pro.br/>>. Acesso em: 19 abr. 2010.

ZOBY, J.L.G.; MATOS, B. *Águas subterrâneas no Brasil e sua inserção na política nacional de recursos hídricos*. In: CONGRESSO

BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12, Florianópolis,
2002. Anais... Florianópolis: ABAS CD-ROM, 2002.

ANEXOS

Anexo 1 – Cronograma operacional do reator R01 durante o período de seu funcionamento contínuo (15/06/2009 a 09/12/2009)

| Data | Dia | Vazão (L/h) | IDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---|
| 15/jun | 1 | 7,5 | 13,3 | 6,8 | 56,4 | 27 | - | 73 | 2,3 | 25,4 | 45,65 |
| 16/jun | 2 | 6,5 | 15,4 | 5,7 | 55,0 | - | 288 | 78 | 2,3 | 25,4 | 39,56 |
| 17/jun | 3 | 6,5 | 15,4 | 2,6 | 65,0 | - | - | 90 | 2,3 | 25,4 | 39,56 |
| 18/jun | 4 | 7,5 | 13,3 | 12,3 | 63,0 | - | 228 | 51 | 2,3 | 25,4 | 45,65 |
| 19/jun | 5 | 8,0 | 12,5 | 5,6 | 50,0 | - | 203 | 78 | 2,3 | 25,4 | 48,69 |
| 20/jun | 6 | 6,5 | 15,4 | 4,4 | 53,2 | 25 | 253 | 83 | 2,3 | 25,4 | 39,56 |
| 21/jun | 7 | 6,5 | 15,4 | 3,2 | 56,2 | 25 | 342 | 87 | 2,3 | 25,4 | 39,56 |
| 22/jun | 8 | 6,5 | 15,4 | 5,0 | 46,0 | - | 223 | 80 | 2,3 | 25,4 | 39,56 |
| 23/jun | 9 | 8,5 | 11,8 | 4,7 | 57,1 | 29 | 193 | 81 | 2,3 | 25,4 | 51,73 |
| 25/jun | 11 | 10,0 | 10,0 | 3,6 | 51,0 | - | 183 | 86 | 2,3 | 25,4 | 60,86 |
| 26/jun | 12 | 10,0 | 10,0 | 5,5 | 43,0 | 24 | - | 78 | 2,3 | 25,4 | 60,86 |
| 27/jun | 13 | 10,0 | 10,0 | 5,8 | 37,0 | - | - | 77 | 2,3 | 25,4 | 60,86 |
| 28/jun | 14 | 10,0 | 10,0 | 5,5 | 58,0 | - | 260 | 78 | 2,3 | 25,4 | 60,86 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | TDH (h) | [N-NO ₃] ⁻ (mg/L) | Cor Aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ ⁻ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] ⁻ Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ ⁻ /m ³ .dia) |
|--------|-----|----------------|------------|---|-------------------------|-------------------|------------------------------|---|------------------------------|--|---|
| 29/jun | 15 | 10,0 | 10,0 | 10,8 | 48,0 | 26 | 210 | 57 | 2,3 | 25,4 | 60,86 |
| 30/jun | 16 | 12,0 | 8,3 | 8,0 | 71,0 | - | 187 | 68 | 2,3 | 25,4 | 73,04 |
| 01/jul | 17 | 15,0 | 6,7 | 7,1 | 41,0 | - | 168 | 71 | 2,2 | 24,2 | 87,08 |
| 02/jul | 18 | 17,5 | 5,7 | 7,6 | 32,0 | - | - | 69 | 2,2 | 24,2 | 101,60 |
| 04/jul | 20 | 18,0 | 5,5 | 10,5 | 24,8 | 11 | 175 | 57 | 2,2 | 24,2 | 104,50 |
| 06/jul | 22 | 17,5 | 5,7 | 8,5 | 31,0 | - | 198 | 65 | 2,2 | 24,2 | 101,60 |
| 07/jul | 23 | 18,0 | 5,5 | 8,4 | 56,0 | - | 197 | 65 | 2,2 | 24,2 | 104,50 |
| 08/jul | 24 | 16,0 | 6,3 | 8,5 | 24,0 | - | - | 65 | 2,2 | 24,2 | 92,89 |
| 09/jul | 25 | 15,0 | 6,7 | 7,4 | 22,0 | - | 167 | 69 | 2,2 | 24,2 | 87,08 |
| 10/jul | 26 | 13,0 | 7,7 | 6,5 | 36,0 | - | - | 73 | 2,2 | 24,2 | 75,47 |
| 12/jul | 28 | 16,0 | 6,3 | 10,1 | 23,0 | - | 188 | 58 | 2,2 | 24,2 | 92,89 |
| 13/jul | 29 | 14,0 | 7,1 | 6,3 | 34,0 | - | 193 | 74 | 2,2 | 24,2 | 81,28 |
| 14/jul | 30 | 14,0 | 7,1 | 6,2 | 30,2 | - | 95 | 74 | 2,2 | 24,2 | 81,28 |
| 15/jul | 31 | 14,0 | 7,1 | 5,3 | 34,0 | - | 97 | 78 | 2,2 | 24,2 | 81,28 |
| 16/jul | 32 | 13,0 | 7,7 | 5,5 | 67,3 | 43 | 180 | 77 | 2,2 | 24,2 | 75,47 |
| 17/jul | 33 | 14,0 | 7,1 | 6,9 | 25,4 | 13 | 102 | 71 | 2,2 | 24,2 | 81,28 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | IDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---|
| 18/jul | 34 | 14,0 | 7,1 | 2,8 | 67,2 | 35 | 160 | 88 | 2,2 | 24,2 | 81,28 |
| 19/jul | 35 | 14,0 | 7,1 | 8,0 | 37,0 | 16 | 175 | 67 | 2,2 | 24,2 | 81,28 |
| 20/jul | 36 | 13,0 | 7,7 | 5,7 | 42,0 | 20 | 157 | 76 | 2,2 | 24,2 | 75,47 |
| 21/jul | 37 | 13,5 | 7,4 | 7,7 | 24,0 | - | - | 68 | 2,2 | 24,2 | 78,38 |
| 22/jul | 38 | 10,0 | 10,0 | 3,6 | 62,0 | - | 170 | 85 | 2,2 | 24,2 | 58,06 |
| 23/jul | 39 | 13,0 | 7,7 | 7,9 | 31,0 | - | 90 | 67 | 2,2 | 24,2 | 75,47 |
| 24/jul | 40 | 13,0 | 7,7 | 11,5 | 18,9 | 10 | - | 52 | 2,2 | 24,2 | 75,47 |
| 25/jul | 41 | 13,0 | 7,7 | 9,6 | 25,0 | 15 | - | 60 | 2,2 | 24,2 | 75,47 |
| 26/jul | 42 | 13,0 | 7,7 | 6,5 | 45,1 | 26 | - | 73 | 2,2 | 24,2 | 75,47 |
| 27/jul | 43 | 13,0 | 7,7 | 8,7 | 21,8 | 14 | - | 64 | 2,2 | 24,2 | 75,47 |
| 28/jul | 44 | 12,5 | 8,0 | 8,6 | 16,7 | 9 | - | 64 | 2,2 | 24,2 | 72,57 |
| 29/jul | 45 | 13,5 | 7,4 | 6,7 | 26,4 | 15 | - | 72 | 2,2 | 24,2 | 78,38 |
| 31/jul | 47 | 13,7 | 7,3 | 11,7 | 12,0 | - | - | 52 | 2,2 | 24,2 | 79,54 |
| 01/ago | 48 | 13,3 | 7,5 | 10,5 | 13,8 | 6 | - | 51 | 2,0 | 21,3 | 68,15 |
| 02/ago | 49 | 13,7 | 7,3 | 9,6 | 19,0 | - | - | 55 | 2,0 | 21,3 | 70,20 |
| 03/ago | 50 | 13,5 | 7,4 | 6,5 | 34,0 | 21 | - | 70 | 2,0 | 21,3 | 69,17 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | TDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---|
| 05/ago | 52 | 11,0 | 9,1 | 8,5 | 19,4 | 12 | - | 60 | 2,0 | 21,3 | 56,36 |
| 08/ago | 55 | 13,5 | 7,4 | 6,0 | 30,0 | 18 | - | 72 | 2,0 | 21,3 | 69,17 |
| 11/ago | 58 | 14,3 | 7,0 | 7,9 | 17,0 | 8 | - | 63 | 2,0 | 21,3 | 73,27 |
| 14/ago | 61 | 16,0 | 6,3 | 7,9 | 14,9 | 9 | - | 63 | 2,0 | 21,3 | 81,98 |
| 15/ago | 62 | 16,0 | 6,3 | 9,4 | 16,0 | - | - | 56 | 2,0 | 21,3 | 81,98 |
| 16/ago | 63 | 16,0 | 6,3 | 7,2 | 20,0 | - | - | 66 | 2,0 | 21,3 | 81,98 |
| 17/ago | 64 | 16,0 | 6,3 | 9,8 | 15,0 | 23,6 | - | 54 | 2,0 | 21,3 | 81,98 |
| 25/ago | 72 | 15,0 | 6,7 | 8,8 | 8,8 | - | 93 | 59 | 2,0 | 21,3 | 76,86 |
| 27/ago | 74 | 10,0 | 10,0 | 3,7 | 26,6 | 18 | 100 | 83 | 2,0 | 21,3 | 51,24 |
| 28/ago | 75 | 16,0 | 6,3 | 9,9 | 16,7 | 13 | 82 | 54 | 2,0 | 21,3 | 81,98 |
| 31/ago | 78 | 20,0 | 5,0 | 11,8 | 16,9 | 11 | - | 45 | 2,0 | 21,3 | 102,48 |
| 01/set | 79 | 16,0 | 6,3 | 9,0 | 11,7 | 8 | - | 56 | 1,8 | 22,1 | 84,86 |
| 08/set | 86 | 16,0 | 6,3 | 8,3 | 12,5 | 9 | - | 66 | 1,8 | 22,1 | 84,86 |
| 09/set | 87 | 16,0 | 6,3 | 15,1 | 6,9 | 3 | 129 | 40 | 1,8 | 22,1 | 84,86 |
| 11/set | 89 | 18,0 | 5,5 | 13,3 | 33,8 | 27 | - | 50 | 1,8 | 22,1 | 95,47 |
| 13/set | 91 | 16,5 | 6,0 | 9,7 | 16,7 | 9 | - | 56 | 1,8 | 22,1 | 87,52 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | IDH (h) | [N:NO ₃] ⁻ (mg/L) | Cor Aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N:NO ₃ ⁻ (%) | Relação C/N de Entrada | [N:NO ₃] ⁻ Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N:NO ₃ ⁻ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|--|-------------------|----------------|---------------------------|---|------------------------|--|--|
| 14/set | 92 | 18,0 | 5,5 | 9,5 | 14,8 | 8 | 110 | 55 | 1,8 | 22,1 | 95,47 |
| 15/set | 93 | 17,5 | 5,7 | 8,0 | 15,0 | 8 | - | 62 | 1,8 | 22,1 | 92,82 |
| 16/set | 94 | 20,0 | 5,0 | 10,3 | 19,3 | 8 | 121 | 52 | 1,8 | 22,1 | 106,08 |
| 17/set | 95 | 20,0 | 5,0 | 9,2 | 16,8 | 9 | - | 57 | 1,8 | 22,1 | 106,08 |
| 18/set | 96 | 20,0 | 5,0 | 9,5 | 15,7 | 10 | 130 | 57 | 1,8 | 22,1 | 106,08 |
| 19/set | 97 | 20,0 | 5,0 | 11,1 | 13,0 | 5 | - | 56 | 1,8 | 22,1 | 106,08 |
| 20/set | 98 | 20,0 | 5,0 | 10,8 | 14,2 | 8 | - | 55 | 1,8 | 22,1 | 106,08 |
| 21/set | 99 | 20,0 | 5,0 | 12,2 | 14,6 | 15 | 140 | 49 | 1,8 | 22,1 | 106,08 |
| 23/set | 101 | 18,7 | 5,3 | 7,6 | 15,0 | 11 | - | 66 | 1,8 | 22,1 | 99,18 |
| 24/set | 102 | 20,0 | 5,0 | 8,6 | 12,8 | 9 | 95 | 56 | 1,8 | 22,1 | 106,08 |
| 25/set | 103 | 20,0 | 5,0 | 7,3 | 10,3 | 8 | 79 | 63 | 1,8 | 22,1 | 106,08 |
| 28/set | 106 | 20,0 | 5,0 | 10,5 | 10,8 | 5 | 77 | 47 | 1,8 | 22,1 | 106,08 |
| 29/set | 107 | 20,0 | 5,0 | 9,7 | 11,5 | 5 | 67 | 56 | 1,8 | 22,1 | 106,08 |
| 30/set | 108 | 20,0 | 5,0 | 10,4 | 10,5 | 3 | 81 | 44 | 1,8 | 22,1 | 106,08 |
| 01/out | 109 | 20,0 | 5,0 | 10,5 | 10,5 | 4 | 80 | 44 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 02/out | 110 | 21,0 | 4,8 | 11,8 | 9,3 | 4 | 99 | 40 | 1,5 | 18,7 | 94,35 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | TDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor Aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ /m ² .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---|
| 03/out | 111 | 20,0 | 5,0 | 7,7 | 26,0 | 30 | 110 | 60 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 04/out | 112 | 20,0 | 5,0 | 9,4 | 9,3 | 5 | - | 50 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 05/out | 113 | 20,0 | 5,0 | 8,2 | - | - | 92 | 59 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 07/out | 115 | 20,0 | 5,0 | 8,8 | 9,9 | 6 | 76 | 53 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 08/out | 116 | 20,0 | 5,0 | 9,0 | 7,6 | 3 | 80 | 52 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 09/out | 117 | 14,0 | 7,1 | 7,4 | 18,5 | 14 | - | 60 | 1,5 | 18,7 | 62,90 |
| 10/out | 118 | 20,0 | 5,0 | 10,2 | 8,3 | 4 | 85 | 46 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 11/out | 119 | 20,0 | 5,0 | 9,3 | 10,6 | 9 | 79 | 46 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 12/out | 120 | 20,0 | 5,0 | 9,6 | 7,4 | 5 | 82 | 48 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 13/out | 121 | 20,0 | 5,0 | 10,2 | 7,1 | 3 | 88 | 48 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 16/out | 124 | 20,0 | 5,0 | 9,2 | 9,5 | 4 | - | 53 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 17/out | 125 | 20,0 | 5,0 | 10,1 | 8,5 | 3 | - | 49 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 20/out | 128 | 20,0 | 5,0 | 9,7 | 9,5 | 4 | 94 | 50 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 27/out | 135 | 16,0 | 6,3 | 8,1 | 6,9 | 3 | 74 | 58 | 1,5 | 18,7 | 71,88 |
| 28/out | 136 | 20,0 | 5,0 | 9 | 6,8 | 3 | 69 | 44 | 1,5 | 18,7 | 89,86 |
| 03/nov | 142 | 15,0 | 6,5 | 8,2 | - | - | - | 55 | 1,3 | 19,5 | 70,13 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | TDH (h) | [N-NO ₃] ⁻ (mg/L) | Cor aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ ⁻ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] ⁻ Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ ⁻ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|--|-------------------|----------------|---------------------------|---|------------------------|--|--|
| 06/nov | 145 | 18,0 | 5,6 | 8,7 | 12,1 | 4 | 79 | 52 | 1,3 | 19,5 | 84,15 |
| 07/nov | 146 | 21,6 | 4,6 | 9,0 | 8,5 | 3 | 73 | 53 | 1,3 | 19,5 | 100,98 |
| 08/nov | 147 | 21,6 | 4,6 | 9,2 | 7,9 | 3 | 74 | 46 | 1,3 | 19,5 | 100,98 |
| 09/nov | 148 | 19,0 | 5,3 | 10,0 | 5,7 | 2 | - | 44 | 1,3 | 19,5 | 88,83 |
| 10/nov | 149 | 19,0 | 5,3 | 7,2 | 6,5 | 3 | - | 58 | 1,3 | 19,5 | 88,83 |
| 11/nov | 150 | 21,6 | 4,6 | 9,0 | 5,9 | 2 | 70 | 47 | 1,3 | 19,5 | 100,98 |
| 12/nov | 151 | 18,0 | 5,5 | 9,1 | 9,5 | 3 | 89 | 51 | 1,3 | 19,5 | 84,15 |
| 14/nov | 153 | 16,2 | 6,2 | 8,2 | 11,2 | 4 | - | 57 | 1,3 | 19,5 | 75,74 |
| 01/dez | 170 | 14,1 | 7,1 | 11,7 | 11,0 | 3 | 72 | 49 | 1,2 | 20,8 | 70,39 |
| 07/dez | 176 | 14,1 | 7,1 | 8,6 | 22,1 | 12 | 83 | 57 | 1,2 | 20,8 | 70,39 |
| 09/dez | 178 | 13,3 | 7,5 | 11,0 | 13,2 | 9 | - | 46 | 1,2 | 20,8 | 66,39 |

Anexo 2 – Cronograma operacional do reator R02 durante o período de seu funcionamento contínuo (19/10/2009 a 15/03/2010)

| Data | Dia | Vazão (L/h) | TDH (h) | [N:NO ₃] (mg/L) | Cor Aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N:NO ₃ (%) | Relação C/N de Entrada | [N:NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N:NO ₃ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---|
| 19/out | 1 | 6,5 | 15,0 | 1,2 | - | - | - | 94 | 1,5 | 18,7 | 29,20 |
| 20/out | 2 | 7,0 | 14,0 | 2,7 | 25,4 | 12 | 65 | 86 | 1,5 | 18,7 | 31,45 |
| 21/out | 3 | 7,0 | 14,0 | 3,0 | 27,9 | 14 | 52 | 85 | 1,5 | 18,7 | 31,45 |
| 22/out | 4 | 7,3 | 13,7 | 1,8 | 39,6 | 22 | 54 | 91 | 1,5 | 18,7 | 32,80 |
| 23/out | 5 | 9,0 | 11,1 | 2,0 | 29,0 | 14 | 56 | 90 | 1,5 | 18,7 | 40,44 |
| 25/out | 7 | 7,6 | 13,2 | 1,3 | 28,6 | 15 | 46 | 93 | 1,5 | 18,7 | 34,15 |
| 26/out | 8 | 9,0 | 11,1 | 1,4 | 28,5 | 14 | 42 | 91 | 1,5 | 18,7 | 40,44 |
| 27/out | 9 | 8,0 | 12,5 | 1,2 | 31,7 | 17 | 41 | 94 | 1,5 | 18,7 | 35,94 |
| 28/out | 10 | 7,6 | 13,2 | 1,2 | 30,6 | 17 | 42 | 93 | 1,5 | 18,7 | 34,15 |
| 29/out | 11 | 8,7 | 11,5 | 1,9 | 24,8 | 13 | 34 | 90 | 1,5 | 18,7 | 39,09 |
| 30/out | 12 | 9,0 | 11,1 | 1,2 | 33,2 | 16 | 33 | 93 | 1,5 | 18,7 | 40,44 |
| 31/out | 13 | 9,0 | 11,1 | 0,4 | 89,3 | 46 | 43 | 98 | 1,5 | 18,7 | 40,44 |
| 01/nov | 14 | 9,0 | 11,1 | 1,3 | 41,4 | 22 | 52 | 93 | 1,5 | 19,5 | 42,08 |
| 02/nov | 15 | 9,0 | 11,1 | 0,2 | 65,7 | 33 | 54 | 99 | 1,3 | 19,5 | 42,08 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | IDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor Aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ ⁻ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ ⁻ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|---|------------------------|-------------------------------------|--|
| 03/nov | 16 | 8,0 | 12,5 | 1,0 | 32,6 | 15 | 46 | 95 | 1,3 | 19,5 | 37,40 |
| 04/nov | 17 | 9,7 | 10,3 | 2,0 | 26,2 | 12 | 47 | 90 | 1,3 | 19,5 | 45,35 |
| 06/nov | 19 | 10,8 | 9,3 | 1,1 | 60,0 | 30 | 58 | 94 | 1,3 | 19,5 | 50,49 |
| 07/nov | 20 | 13,3 | 7,5 | 2,3 | 37,3 | 18 | 45 | 88 | 1,3 | 19,5 | 62,18 |
| 08/nov | 21 | 14,0 | 7,1 | 2,2 | 34,3 | 16 | 47 | 87 | 1,3 | 19,5 | 65,45 |
| 09/nov | 22 | 11,5 | 8,7 | 2,8 | 26,6 | 12 | 43 | 84 | 1,3 | 19,5 | 53,76 |
| 10/nov | 23 | 11,2 | 9,0 | 0,4 | 75,0 | 36 | 67 | 98 | 1,3 | 19,5 | 52,36 |
| 11/nov | 24 | 12,2 | 8,2 | 1,8 | 48,6 | 24 | 46 | 90 | 1,3 | 19,5 | 57,04 |
| 12/nov | 25 | 12,2 | 8,2 | 2,1 | 36,2 | 17 | 56 | 89 | 1,3 | 19,5 | 57,04 |
| 13/nov | 26 | 12,6 | 7,9 | 2,9 | 24,2 | 10 | 46 | 85 | 1,3 | 19,5 | 58,91 |
| 14/nov | 27 | 12,6 | 7,9 | 2,2 | 26,5 | 15 | 56 | 88 | 1,3 | 19,5 | 58,91 |
| 15/nov | 28 | 12,9 | 7,7 | 0,4 | 64,1 | 29 | 58 | 98 | 1,3 | 19,5 | 60,31 |
| 16/nov | 29 | 12,2 | 8,2 | 2,5 | 56,7 | 28 | 67 | 88 | 1,3 | 19,5 | 57,04 |
| 17/nov | 30 | 16,2 | 6,2 | 3,6 | 34,9 | 15 | 68 | 80 | 1,3 | 19,5 | 75,74 |
| 18/nov | 31 | 16,0 | 6,3 | 3,1 | 38,6 | 18 | 66 | 85 | 1,3 | 19,5 | 74,80 |
| 19/nov | 32 | 16,2 | 6,2 | 5,0 | 19,7 | 10 | 21 | 77 | 1,3 | 19,5 | 75,74 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | IDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ ⁻ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ ⁻ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|---|------------------------|-------------------------------------|--|
| 20/nov | 33 | 16,2 | 6,2 | 4,4 | 15,7 | 8 | 22 | 79 | 1,3 | 19,5 | 75,74 |
| 22/nov | 35 | 16,2 | 6,2 | 5,6 | 55,2 | 27 | 41 | 73 | 1,3 | 19,5 | 75,74 |
| 23/nov | 36 | 16,2 | 6,2 | 3,8 | 31,7 | 15 | 34 | 79 | 1,3 | 19,5 | 75,74 |
| 24/nov | 37 | 15,4 | 6,5 | 2,8 | 26,5 | 10 | 28 | 84 | 1,3 | 19,5 | 72,00 |
| 26/nov | 39 | 15,4 | 6,5 | 4,0 | 26,7 | 11 | 35 | 81 | 1,3 | 19,5 | 72,00 |
| 27/nov | 40 | 16,5 | 6,1 | 2,4 | 28,3 | 12 | 30 | 87 | 1,3 | 19,5 | 77,14 |
| 28/nov | 41 | 16,5 | 6,1 | 1,6 | 46,2 | 22 | 36 | 91 | 1,3 | 19,5 | 77,14 |
| 29/nov | 42 | 16,5 | 6,1 | 3,5 | 37,2 | 17 | 33 | 83 | 1,3 | 19,5 | 77,14 |
| 30/nov | 43 | 16,5 | 6,1 | 2,5 | 47,9 | 23 | 37 | 88 | 1,3 | 19,5 | 77,14 |
| 01/dez | 44 | 16,2 | 6,2 | 2,9 | 34,2 | 14 | 29 | 87,0 | 1,3 | 22,3 | 86,73 |
| 02/dez | 45 | 19,5 | 5,1 | 3,5 | 44,0 | 21 | 33 | 83,0 | 1,3 | 20,6 | 96,35 |
| 03/dez | 46 | 19,5 | 5,1 | 3,6 | 32,8 | 15 | - | 83,0 | 1,3 | 21,2 | 99,11 |
| 04/dez | 47 | 19,5 | 5,1 | 5,8 | 23,3 | 12 | 32 | 74,0 | 1,3 | 22,3 | 104,40 |
| 05/dez | 48 | 19,5 | 5,1 | 6,7 | 20,6 | 10 | 30 | 66,0 | 1,2 | 19,7 | 92,22 |
| 06/dez | 49 | 19,5 | 5,1 | 8,5 | 12,4 | 6 | 61 | 64,0 | 1,2 | 23,6 | 110,50 |
| 07/dez | 50 | 19,5 | 5,1 | 5,0 | 22,7 | 11 | 49 | 75,0 | 1,2 | 20,0 | 93,60 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | TDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor Aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ ⁻ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ ⁻ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|---|------------------------|-------------------------------------|--|
| 08/dez | 51 | 19,5 | 5,1 | 4,5 | 29,7 | 17 | 50 | 78,0 | 1,2 | 20,5 | 95,73 |
| 09/dez | 52 | 19,0 | 5,3 | 5,1 | 22,2 | 11 | 44 | 75,0 | 1,2 | 20,4 | 93,02 |
| 10/dez | 53 | 19,0 | 5,3 | 4,8 | 25,2 | 13 | 36 | 76,1 | 1,2 | 20,1 | 91,58 |
| 11/dez | 54 | 18,7 | 5,3 | 3,8 | 27,5 | 13 | 41 | 81,0 | 1,2 | 20,0 | 89,76 |
| 14/dez | 57 | 20,0 | 5,0 | 5,9 | 21,5 | 10 | 38 | 73,4 | 1,2 | 22,2 | 106,47 |
| 15/dez | 58 | 20,0 | 5,0 | 4,1 | 24,3 | 12 | 36 | 81,1 | 1,2 | 21,7 | 104,13 |
| 16/dez | 59 | 21,6 | 4,6 | 2,6 | 41,6 | 20 | 21 | 85,4 | 1,2 | 17,8 | 92,32 |
| 17/dez | 60 | 21,6 | 4,6 | 3,2 | 21,9 | 10 | 10 | 83,1 | 1,2 | 18,9 | 98,16 |
| 18/dez | 61 | 21,0 | 4,8 | 3,0 | 44,3 | 20 | 46 | 84,8 | 1,2 | 19,7 | 99,47 |
| 19/dez | 62 | 20,2 | 4,9 | 3,5 | 26,7 | 11 | 39 | 83,9 | 1,2 | 21,7 | 105,39 |
| 21/dez | 64 | 21,6 | 4,6 | 2,7 | 39,0 | 18 | 35 | 85,9 | 1,2 | 19,1 | 99,27 |
| 22/dez | 65 | 24,0 | 4,2 | 4,9 | 27,6 | 12 | - | 72,6 | 1,2 | 17,9 | 103,01 |
| 23/dez | 66 | 23,0 | 4,3 | 3,2 | 29,8 | 12 | 12 | 82,1 | 1,2 | 17,9 | 98,68 |
| 27/dez | 70 | 25,0 | 4,0 | 2,9 | 41,3 | 18 | 38 | 86,3 | 1,2 | 21,2 | 127,01 |
| 28/dez | 71 | 26,6 | 3,7 | 2,8 | 37,5 | 15 | 32 | 86,1 | 1,2 | 20,1 | 128,60 |
| 29/dez | 72 | 26,6 | 3,7 | 2,9 | 40,9 | 17 | - | 85,8 | 1,2 | 20,4 | 130,38 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | TDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor Aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ /m ² .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---|
| 30/dez | 73 | 29,0 | 3,5 | 4,0 | 32,0 | 12 | - | 80,8 | 1,2 | 20,8 | 145,00 |
| 31/dez | 74 | 29,0 | 3,5 | 2,8 | 32,1 | 14 | - | 86,3 | 1,2 | 20,4 | 142,25 |
| 02/jan | 76 | 26,6 | 3,7 | 1,6 | 38,8 | 16 | - | 92,1 | 1,2 | 20,3 | 129,30 |
| 06/jan | 80 | 28,5 | 3,5 | 1,4 | 58,8 | 25 | 40 | 93,0 | 1,2 | 20,0 | 136,80 |
| 11/jan | 85 | 32,2 | 3,0 | 5,8 | 39,3 | 13 | 36 | 70,1 | 1,2 | 19,4 | 149,91 |
| 12/jan | 86 | 30,2 | 3,3 | 5,3 | 30,0 | 10 | 44 | 72,7 | 1,2 | 19,4 | 140,90 |
| 13/jan | 87 | 30,2 | 3,3 | 6,4 | 39,7 | 14 | 18 | 68,2 | 1,2 | 20,1 | 146,06 |
| 14/jan | 88 | 32,5 | 3,0 | 7,5 | 27,6 | 10 | 53 | 62,7 | 1,2 | 20,1 | 156,84 |
| 15/jan | 89 | 32,4 | 3,1 | 6,7 | 18,6 | 7 | 29 | 66,7 | 1,2 | 20,1 | 156,45 |
| 16/jan | 90 | 32,4 | 3,1 | 6,1 | 23,6 | 9 | 44 | 70,4 | 1,2 | 20,6 | 160,25 |
| 17/jan | 91 | 32,4 | 3,1 | 3,0 | 21,3 | 7 | 4 | 76,9 | 1,2 | 13,0 | 100,99 |
| 18/jan | 92 | 31,7 | 3,2 | 2,3 | 20,6 | 8 | 26 | 82,6 | 1,2 | 13,2 | 100,57 |
| 19/jan | 93 | 32,0 | 3,1 | 1,6 | 41,2 | 18 | - | 89,4 | 1,2 | 15,1 | 115,92 |
| 20/jan | 94 | 40,0 | 2,5 | 3,6 | 18,2 | 6 | 24 | 73,1 | 1,2 | 13,4 | 128,48 |
| 21/jan | 95 | 40,0 | 2,5 | 4,1 | 17,4 | 6 | - | 70,7 | 1,2 | 14,0 | 134,33 |
| 22/jan | 96 | 36,0 | 2,8 | 2,0 | 24,6 | 9 | - | 85,1 | 1,2 | 13,4 | 115,97 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | TDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor Aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---|
| 23/jan | 97 | 41,0 | 2,4 | 2,5 | 27,1 | 9 | 22 | 82,3 | 1,2 | 14,1 | 138,98 |
| 24/jan | 98 | 39,0 | 2,6 | 2,6 | 25,4 | 8 | 36 | 81,7 | 1,2 | 14,2 | 132,98 |
| 25/jan | 99 | 41,8 | 2,4 | 2,0 | 24,7 | 8 | 21 | 84,6 | 1,2 | 13,0 | 130,29 |
| 27/jan | 101 | 37,0 | 2,7 | 2,8 | 32,5 | 15 | 43 | 81,2 | 1,2 | 14,9 | 132,26 |
| 28/jan | 102 | 40,0 | 2,5 | 3,3 | 24,4 | 10 | 38 | 76,4 | 1,2 | 14,0 | 134,24 |
| 29/jan | 103 | 40,0 | 2,5 | 3,8 | 20,7 | 8 | 40 | 72,5 | 1,2 | 13,8 | 132,65 |
| 31/jan | 105 | 40,0 | 2,5 | 1,8 | 51,7 | 23 | 43 | 86,5 | 1,2 | 13,3 | 128,00 |
| 02/fev | 107 | 45,0 | 2,2 | 3,7 | 32,7 | 14 | 39 | 73,9 | 1,4 | 14,2 | 153,10 |
| 03/fev | 108 | 46,8 | 2,1 | 2,8 | 30,7 | 16 | 39 | 79,1 | 1,4 | 13,4 | 150,48 |
| 05/fev | 110 | 43,2 | 2,3 | 2,6 | 27,3 | 9 | 41 | 81,3 | 1,4 | 13,9 | 144,15 |
| 06/fev | 111 | 47,5 | 2,1 | 3,3 | 23,8 | 11 | 38 | 75,9 | 1,4 | 13,7 | 156,10 |
| 10/fev | 115 | 20,0 | 5,0 | 8,7 | - | - | - | 37,0 | 1,4 | 13,8 | 66,29 |
| 11/fev | 116 | 12,2 | 8,2 | 2,9 | - | - | - | 81,9 | 1,4 | 16,0 | 46,91 |
| 12/fev | 117 | 16,6 | 6,0 | 3,0 | - | - | - | 80,5 | 1,4 | 15,4 | 61,29 |
| 13/fev | 118 | 23,0 | 4,3 | 1,9 | - | - | - | 86,9 | 1,4 | 14,5 | 80,06 |
| 14/fev | 119 | 25,2 | 4,0 | 2,9 | - | - | - | 80,5 | 1,4 | 14,9 | 89,94 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | TDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor Aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---|
| 15/fev | 120 | 32,4 | 3,1 | 4,1 | - | - | - | 73,4 | 1,4 | 15,4 | 119,86 |
| 16/fev | 121 | 31,0 | 3,2 | 2,0 | 33,8 | 15 | - | 85,2 | 1,4 | 13,5 | 100,54 |
| 17/fev | 122 | 38,0 | 2,6 | 5,3 | 22,5 | 9 | - | 66,2 | 1,4 | 15,7 | 143,01 |
| 19/fev | 124 | 40,0 | 2,5 | 3,6 | 34,5 | 16 | - | 76,5 | 1,4 | 15,3 | 147,07 |
| 20/fev | 125 | 40,0 | 2,5 | 3,7 | 22,4 | 10 | - | 71,1 | 1,4 | 12,8 | 122,91 |
| 22/fev | 127 | 37,5 | 2,7 | 2,3 | 30,0 | 12 | - | 82,3 | 1,4 | 13,0 | 116,95 |
| 23/fev | 128 | 40,3 | 2,5 | 4,2 | 19,2 | 7 | - | 68,6 | 1,4 | 13,4 | 129,37 |
| 24/fev | 129 | 37,4 | 2,7 | 3,7 | 25,4 | 11 | - | 73,0 | 1,4 | 13,7 | 123,00 |
| 27/fev | 132 | 36,0 | 2,8 | 3,5 | 23,1 | 10 | - | 77,8 | 1,4 | 15,8 | 136,22 |
| 28/fev | 133 | 36,7 | 2,7 | 4,7 | - | - | - | 69,5 | 1,4 | 15,4 | 135,73 |
| 01/mar | 134 | 40,0 | 2,5 | 5,0 | 16,1 | 8 | - | 67,9 | 1,4 | 15,6 | 149,53 |
| 03/mar | 136 | 40,3 | 2,5 | 2,9 | 24,9 | 10 | - | 77,5 | 1,4 | 12,9 | 124,66 |
| 04/mar | 137 | 36,0 | 2,8 | 3,2 | 34,7 | 14 | - | 78,8 | 1,4 | 15,1 | 130,42 |
| 05/mar | 138 | 40,3 | 2,5 | 2,9 | 24,5 | 9 | - | 78,5 | 1,4 | 13,5 | 130,46 |
| 06/mar | 139 | 42,5 | 2,4 | 3,4 | 21,5 | 10 | - | 73,8 | 1,4 | 13,0 | 132,37 |
| 08/mar | 141 | 40,0 | 2,5 | 4,2 | 25,1 | 10 | - | 68,9 | 1,4 | 13,5 | 129,65 |
| 10/mar | 143 | 40,0 | 2,5 | 3,8 | 24,0 | 9 | - | 71,2 | 1,4 | 13,2 | 126,72 |
| 15/mar | 148 | 40,3 | 2,5 | 5,9 | 20,7 | 8 | - | 62,6 | 1,4 | 15,8 | 152,58 |

Anexo 3 – Cronograma operacional do reator R03 durante o período de seu funcionamento contínuo (11/12/2009 a 15/03/2010)

| Data | Dia | Vazão (L/h) | TDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---|
| 11/dez | 1 | 8,0 | 12,5 | 1,6 | 35,6 | 17 | 17 | 92,3 | 1,2 | 20,78 | 39,90 |
| 14/dez | 4 | 7,2 | 14,0 | 2,2 | 26,4 | 12 | 27 | 90,1 | 1,2 | 22,22 | 38,40 |
| 15/dez | 5 | 7,1 | 14,0 | 1,5 | 27,4 | 14 | 29 | 93,2 | 1,2 | 22,06 | 37,59 |
| 16/dez | 6 | 7,1 | 14,0 | 1,0 | 53,8 | 27 | 34 | 94,4 | 1,2 | 17,86 | 30,43 |
| 17/dez | 7 | 7,2 | 13,9 | 2,2 | 35,5 | 16 | 37 | 88,4 | 1,2 | 18,97 | 32,77 |
| 18/dez | 8 | 7,2 | 13,9 | 1,1 | 52,7 | 26 | 37 | 94,4 | 1,2 | 19,64 | 33,94 |
| 19/dez | 9 | 7,6 | 13,2 | 2,2 | 30,3 | 13 | 36 | 89,9 | 1,2 | 21,78 | 39,73 |
| 21/dez | 11 | 11,0 | 9,1 | 2,8 | 40,3 | 20 | 36 | 85,4 | 1,2 | 19,18 | 50,63 |
| 22/dez | 12 | 11,5 | 8,7 | 2,1 | 38,9 | 19 | - | 88,3 | 1,2 | 17,95 | 49,54 |
| 23/dez | 13 | 11,5 | 8,7 | 1,8 | 40,3 | 19 | 30 | 89,9 | 1,2 | 17,82 | 49,19 |
| 27/dez | 17 | 12,5 | 8,0 | 1,3 | 48,9 | 23 | 32 | 93,8 | 1,2 | 20,97 | 62,90 |
| 28/dez | 18 | 13,3 | 7,5 | 0,7 | 38,0 | 17 | 22 | 96,5 | 1,2 | 20,00 | 63,84 |
| 29/dez | 19 | 13,3 | 7,5 | 0,7 | 55,9 | 26 | - | 96,5 | 1,2 | 20,00 | 63,84 |
| 30/dez | 20 | 14,4 | 6,9 | 1,5 | 36,8 | 16 | - | 92,8 | 1,2 | 20,83 | 72,00 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | IDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---|
| 31/dez | 21 | 14,4 | 6,9 | 1,9 | 21,2 | 8 | - | 90,7 | 1,2 | 20,43 | 70,61 |
| 02/jan | 23 | 14,0 | 7,1 | 0,6 | 46,1 | 20 | - | 97,0 | 1,2 | 20,00 | 67,20 |
| 06/jan | 27 | 14,3 | 7,0 | 0,0 | 105,1 | 58 | 52 | 98,0 | 1,2 | 20,70 | 71,04 |
| 11/jan | 32 | 14,5 | 6,9 | 2,4 | 58,1 | 23 | 40 | 87,6 | 1,2 | 19,35 | 67,35 |
| 12/jan | 33 | 20,2 | 5,0 | 4,1 | 39,7 | 14 | 32 | 78,9 | 1,2 | 19,43 | 94,02 |
| 13/jan | 34 | 23,0 | 4,3 | 4,0 | 57,7 | 25 | 34 | 80,1 | 1,2 | 20,10 | 111,15 |
| 14/jan | 35 | 21,0 | 4,8 | 6,0 | 25,9 | 9 | 42 | 70,1 | 1,2 | 20,07 | 101,14 |
| 15/jan | 36 | 21,6 | 4,6 | 5,3 | 18,2 | 7 | 37 | 73,6 | 1,2 | 20,08 | 104,07 |
| 16/jan | 37 | 21,6 | 4,6 | 5,2 | 15,7 | 5 | 29 | 74,8 | 1,2 | 20,63 | 106,97 |
| 17/jan | 38 | 21,0 | 4,8 | 2,1 | 23,5 | 8 | 17 | 83,8 | 1,2 | 12,96 | 65,33 |
| 18/jan | 39 | 21,6 | 4,6 | 2,1 | 13,2 | 5 | 18 | 84,1 | 1,2 | 13,21 | 68,47 |
| 19/jan | 40 | 22,2 | 4,5 | 1,0 | 41,2 | 18 | - | 93,4 | 1,2 | 15,15 | 80,73 |
| 20/jan | 41 | 22,5 | 4,4 | 2,4 | 22,9 | 9 | 23 | 82,1 | 1,2 | 13,41 | 72,40 |
| 21/jan | 42 | 22,3 | 4,4 | 3,3 | 13,4 | 4 | - | 76,4 | 1,2 | 13,98 | 74,84 |
| 22/jan | 43 | 20,9 | 4,8 | 1,4 | 24,3 | 10 | - | 89,6 | 1,2 | 13,46 | 67,52 |
| 23/jan | 44 | 21,6 | 4,6 | 0,9 | 58,7 | 25 | 23 | 93,6 | 1,2 | 14,06 | 72,90 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | IDH (h) | [N:NO ₃] (mg/L) | Cor aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N:NO ₃ ⁻ (%) | Relação C/N de Entrada | [N:NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N:NO ₃ ⁻ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|---|------------------------|-------------------------------------|--|
| 24/jan | 45 | 39,0 | 2,6 | 3,0 | 22,3 | 7 | 26 | 78,9 | 1,2 | 14,22 | 133,08 |
| 25/jan | 46 | 39,6 | 2,5 | 2,7 | 22,9 | 7 | 22 | 79,2 | 1,2 | 12,98 | 123,37 |
| 27/jan | 48 | 40,0 | 2,5 | 2,4 | 29,6 | 12 | 31 | 84,1 | 1,2 | 15,09 | 144,91 |
| 28/jan | 49 | 38,9 | 2,6 | 3,2 | 29,7 | 14 | - | 77,1 | 1,2 | 13,97 | 130,46 |
| 29/jan | 50 | 40,0 | 2,5 | 2,6 | 16,4 | 6 | 28 | 81,2 | 1,2 | 13,83 | 132,77 |
| 30/jan | 51 | 38,2 | 2,6 | 1,2 | 56,8 | 29 | 37 | 91,1 | 1,2 | 13,48 | 123,61 |
| 31/jan | 52 | 41,5 | 2,4 | 2,1 | 41,7 | 17 | 24 | 83,5 | 1,2 | 12,73 | 126,76 |
| 01/fev | 53 | 41,5 | 2,4 | 1,9 | 48,1 | 22 | 24 | 86,1 | 1,4 | 13,67 | 136,14 |
| 02/fev | 54 | 45,0 | 2,2 | 3,1 | 25,4 | 10 | 34 | 78,2 | 1,4 | 14,22 | 153,58 |
| 03/fev | 55 | 41,8 | 2,4 | 2,0 | 24,8 | 13 | - | 85,1 | 1,4 | 13,42 | 134,66 |
| 05/fev | 57 | 46,8 | 2,1 | 2,4 | 23,9 | 10 | 33 | 82,7 | 1,4 | 13,87 | 155,82 |
| 06/fev | 58 | 45,4 | 2,2 | 2,6 | 21,4 | 9 | 39 | 81,0 | 1,4 | 13,68 | 149,10 |
| 10/fev | 62 | 20,0 | 5,0 | 9,4 | - | - | - | 31,0 | 1,4 | 13,62 | 65,39 |
| 11/fev | 63 | 22,3 | 4,5 | 6,0 | - | - | - | 56,0 | 1,4 | 13,64 | 72,98 |
| 12/fev | 64 | 15,2 | 6,6 | 2,6 | - | - | - | 83,1 | 1,4 | 15,38 | 56,12 |
| 13/fev | 65 | 21,6 | 4,6 | 1,5 | - | - | - | 89,7 | 1,4 | 14,56 | 75,50 |

| Data | Dia | Vazão (L/h) | IDH (h) | [N-NO ₃] (mg/L) | Cor Aparente (Hz) | Turbidez (FAU) | DQO (mgO ₂ /L) | Remoção de N-NO ₃ (%) | Relação C/N de Entrada | [N-NO ₃] Entrada (mg/L) | Carga Aplicada (g N-NO ₃ /m ³ .dia) |
|--------|-----|-------------|---------|-----------------------------|-------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---|
| 14/fev | 66 | 25,2 | 4,0 | 2,9 | - | - | - | 80,5 | 1,4 | 14,87 | 89,94 |
| 15/fev | 67 | 31,0 | 3,2 | 4,4 | - | - | - | 71,4 | 1,4 | 15,38 | 114,46 |
| 16/fev | 68 | 31,0 | 3,2 | 1,8 | 32,2 | 14 | - | 86,7 | 1,4 | 13,53 | 100,69 |
| 17/fev | 69 | 38,0 | 2,6 | 5,8 | 23,4 | 11 | - | 63,1 | 1,4 | 15,72 | 143,35 |
| 19/fev | 71 | 40,0 | 2,5 | 3,0 | 37,0 | 17 | - | 80,4 | 1,4 | 15,31 | 146,94 |
| 20/fev | 72 | 40,0 | 2,5 | 3,2 | 23,2 | 10 | - | 75,0 | 1,4 | 12,80 | 122,88 |
| 22/fev | 74 | 37,5 | 2,7 | 2,6 | 30,8 | 13 | - | 80,0 | 1,4 | 13,00 | 117,00 |
| 23/fev | 75 | 38,9 | 2,6 | 4,0 | 21,4 | 8 | - | 70,1 | 1,4 | 13,38 | 124,90 |
| 24/fev | 76 | 46,0 | 2,2 | 4,3 | 26,1 | 11 | - | 68,6 | 1,4 | 13,69 | 151,18 |
| 27/fev | 79 | 36,0 | 2,8 | 2,9 | 25,6 | 11 | - | 81,6 | 1,4 | 15,76 | 136,17 |
| 28/fev | 80 | 38,9 | 2,6 | 5,8 | - | - | - | 62,3 | 1,4 | 15,38 | 143,63 |
| 01/mar | 81 | 40,0 | 2,5 | 5,1 | 23,2 | 13 | - | 67,3 | 1,4 | 15,60 | 149,72 |
| 02/mar | 82 | 40,0 | 2,5 | 3,7 | 28,8 | 13 | - | 75,0 | 1,4 | 14,80 | 142,08 |
| 03/mar | 83 | 41,8 | 2,4 | 2,6 | 24,9 | 10 | - | 79,8 | 1,4 | 12,87 | 129,12 |
| 04/mar | 84 | 36,0 | 2,8 | 2,8 | 38,7 | 19 | - | 81,5 | 1,4 | 15,14 | 130,77 |
| 05/mar | 85 | 39,6 | 2,5 | 3,1 | 23,1 | 9 | - | 77,0 | 1,4 | 13,48 | 128,10 |
| 06/mar | 86 | 44,6 | 2,2 | 3,7 | 20,8 | 10 | - | 71,5 | 1,4 | 12,98 | 138,96 |
| 07/mar | 87 | 40,0 | 2,5 | 5,2 | 24,2 | 9 | - | 61,5 | 1,4 | 13,50 | 129,60 |
| 08/mar | 88 | 40,0 | 2,5 | 4,9 | 23,9 | 10 | - | 63,7 | 1,4 | 13,50 | 129,59 |
| 10/mar | 90 | 40,0 | 2,5 | 4,7 | 22,7 | 8 | - | 64,4 | 1,4 | 13,20 | 126,72 |
| 15/mar | 95 | 40,3 | 2,5 | 6,0 | 14,4 | 6 | - | 62,0 | 1,4 | 15,79 | 152,72 |

Anexo 4 – Cálculos referentes ao ensaio cinético de desnitrificação biológica (item 4.3.2)



a) Quantidade estequiométrica de matéria orgânica (C₂H₅OH) necessária para reduzir completamente a concentração inicial de nitrato

$$[NO_3^-] = 21,6 \frac{\text{mg N-NO}_3^-}{\text{L}} \times \frac{62 \text{ mg NO}_3^-}{14 \text{ mg N-NO}_3^-} = 95,7 \frac{\text{mg NO}_3^-}{\text{L}} \times \frac{1 \text{ mmol NO}_3^-}{62 \text{ mg NO}_3^-} = \mathbf{1,54 \frac{\text{mmol NO}_3^-}{\text{L}}}$$

$$[\text{EtOH}] = 1,54 \frac{\text{mmol NO}_3^-}{\text{L}} \times \frac{0,613 \text{ mmol EtOH}}{1 \text{ mmol NO}_3^-} = 0,94 \frac{\text{mmol EtOH}}{\text{L}} \times 46 \frac{\text{mg EtOH}}{\text{mmol EtOH}} = \mathbf{43,4 \frac{\text{mg EtOH}}{\text{L}}}$$

$$[\text{DQO}] = 43,4 \frac{\text{mg EtOH}}{\text{L}} \times \frac{96 \text{ mg DQO}}{46 \text{ mg EtOH}} = \mathbf{90,6 \frac{\text{mg DQO}}{\text{L}}}$$

b) Quantidade estequiométrica de gás (N₂) produzida

$$NO_3^- = 1,54 \frac{\text{mmol NO}_3^-}{\text{L}} \times 1,1 \text{ L} = \mathbf{1,69 \text{ mmol NO}_3^-}$$

$$N_2 = 1,69 \text{ mmol NO}_3^- \times 0,449 \frac{\text{mmol N}_2}{\text{mmol NO}_3^-} = \mathbf{0,76 \text{ mmol N}_2}$$

$$P.V=n.R.T$$

$$V = \frac{0,76 \text{ mmol} \times 0,082 \frac{\text{atm.mL}}{\text{mmol.K}} \times 298,15 \text{ K}}{1 \text{ atm}} = \mathbf{18,6 \text{ mL}}$$

CNTP (0 °C e 1 atm)

$$\frac{P_1 \cdot V_1}{T_1} = \frac{P_2 \cdot V_2}{T_2} \rightarrow V_2 = \left(\frac{1 \text{ atm} \times 18,6 \text{ mL}}{298,15 \text{ K}} \right) \times \left(\frac{273,15 \text{ K}}{1 \text{ atm}} \right) = \mathbf{17 \text{ mL}}$$

Laudo de determinação de espécime vegetal

O espécime foi determinado após serem examinadas imagens digitais e a coleta botânica com os seguintes dados:
Coletor: Samuel Bucco; Data da Coleta: 18/11/2011
Local da coleta: Rodovia Haroldo Soares Glavan; Bairro: Cacupé;
Cidade: Florianópolis - SC – Brasil, CEP: 88050-005
Coordenadas Geográficas do Local: latitude 27°32'22.21"S e longitude 48°31'40.05"O
Altura: 10 – 15 metros
Hábitos da planta: Árvore racemosa, caule cilíndrico, casca lisa verde, folhas verdes.
Ambiente: solo argiloso e mata atlântica.

Espécie: *Bambusa tuldoides* Munro

Plantas de hábito entouceirante, colmos 6- 15 m compr., nós da porção mediana do colmo com um ramo dominante do qual partem ramos secundários, inovações extravaginais; colmos adultos até 6 cm diâm., amplamente cultivada na região Sul; origem: Ásia.

Utilizada como quebra-vento, para fabricação de cestos e em construções rústicas.

Nomes populares: taquareira, bambu.

Campo Bom, 29 de novembro de 2010.

Rodney Schmidt
Biólogo CRBio n°09611–3D

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)