



Programa de Pós-Graduação Lato Sensu
Especialização em Gestão Ambiental
Campus Nilópolis

Luciano Dias Xavier

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE AMÔNIA E FOSFATO ATRAVÉS DE
TRATAMENTO TERCIÁRIO DE UMA ETE**

Nilópolis, RJ

2011

Luciano Dias Xavier

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE AMÔNIA E FOSFATO ATRAVÉS DE
TRATAMENTO TERCIÁRIO DE UMA ETE**

Trabalho de Conclusão do Curso de Pós-graduação Lato Sensu em Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência Tecnologia do Rio de Janeiro – IFRJ – Campus Nilópolis como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Especialista em Gestão Ambiental.

Orientadora: Prof. D. Sc. Karla Gomes de Alencar Pinto

Nilópolis, RJ

2011

X3a Xavier, Luciano Dias

Avaliação da remoção de amônia e fosfato através de tratamento terciário de uma ETE / Luciano Dias Xavier. – Nilópolis, RJ: IFRJ, 2011.
63 f.; 30 cm.

Orientador: Karla Gomes de Alencar Pinto.

Trabalho de conclusão de curso (pós-graduação) - Instituto Federal do Rio de Janeiro - IFRJ, Gestão Ambiental, 2011.

1. Remoção de poluentes. 2. Meio ambiente – impacto ambiental. I. Pinto, Karla Gomes de Alencar. II. Instituto Federal do Rio de Janeiro. III. Título.

CDU 628.316

Luciano Dias Xavier

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE AMÔNIA E FOSFATO ATRAVÉS DE
TRATAMENTO TERCIÁRIO DE UMA ETE**

Trabalho de Conclusão do Curso de Pós-graduação Lato Sensu em Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro – IFRJ – Campus Nilópolis como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Especialista em Gestão Ambiental.

Data de aprovação: 21 de Dezembro de 2011

Prof. D. Sc. Karla Gomes de Alencar Pinto (orientadora)

IFRJ – Campus Nilópolis

Prof. D. Sc. Luiza Helena Francescutti Murad

IFRJ – Campus Nilópolis

Prof. D. Sc. Paulo Roberto de Assis Passos

IFRJ – Campus Maracanã

Nilópolis - RJ

2011

Dedico este trabalho ao meu pai Xavier (In Memoriam).

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me dado a vida e forças pra continuar.

Agradeço a minha mãe e meu pai pelo apoio e confiança em mim.

Agradeço aos meus irmãos e minha irmã pelo companheirismo e cumplicidade.

Agradeço a amizade dos meus companheiros de estudo e de trabalho.

Agradeço a atenção e gentileza de professores como: Karla Pinto, Luiza Helena, Manoel Ricardo.

Agradeço também aos que por descuido esqueci-me de mencionar.

"Há três coisas na vida que nunca voltam atrás:
a flecha lançada,
a palavra pronunciada
e a oportunidade perdida."
-- Provérbio Chinês

XAVIER, L. D. Avaliação da remoção de amônia e fosfato através de tratamento terciário de uma ETE. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Programa de Pós Graduação Lato Sensu em Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ), Campus Nilópolis, RJ, 2011.

RESUMO

Toda e qualquer atividade humana produz impactos sobre o meio ambiente e os recursos naturais, além de gerar resíduos como parte de seu produto final. Com a crescente exigência da sociedade, como um todo, pela manutenção e melhoria das condições ambientais, as autoridades de empresas públicas e privadas são obrigadas a investir em atividades capazes de compatibilizar o desenvolvimento às limitações da exploração dos recursos naturais. Nessas condições, há que se tratarem os esgotos urbanos que são hoje os principais poluidores dos mananciais hídricos. Os esgotos domésticos são responsáveis pelo aporte de compostos orgânicos nos corpos aquáticos que por processos de oxidação biológica, contribuem para a formação de quantidades elevadas de nitratos e fosfatos como produtos finais. Logo, os esgotos domésticos são uma grande fonte de nutrientes, como nitrogênio e fósforo para os corpos aquáticos. Corpos aquáticos com altas concentrações de nitrogênio e fósforo contribuem agressivamente para processos de eutrofização. Existem métodos de remoção biológica de nutrientes, como forma de tratamento terciário para Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's), assim como métodos químicos, que permitem a recuperação do efluente coletado, como agregado condicionador de solos, como é o caso do fosfato de magnésio e amônio hexa-hidratado, conhecido como Estruvita. Este trabalho apresenta como objetivo geral, a remoção de nitrogênio amoniacal e ortofosfato do efluente da estação de tratamento de esgoto do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia – Campus Nilópolis através da adição de magnésio na forma de $Mg(OH)_2$ para a precipitação da estruvita. Foram realizados estudos em volumes de amostra de 250 mL, com excessos estequiométricos de 100 e 200% em pH 8,0 e 9,0, com o auxílio de NaOH para correção do pH, com velocidades de agitação de 250 e 350 rpm e tempos de reação de 30 a 120 minutos. Concluiu-se que nos experimentos realizados foi possível se obter a melhor remoção de nitrogênio amoniacal e ortofosfato quando se trabalhou em pH 9,0 com excesso de magnésio de 200 % a 350 rpm. Outras velocidades de agitação não foram testadas devido a inviabilidade física e econômica em escala piloto. Obteve-se 17,22 % de remoção de amônia e 71,92 % de remoção de fosfato. No caso da suplementação de fósforo para obter maior formação de estruvita (1,5042 g de precipitado final), obteve-se 72,22 % de remoção de amônia e 71,97 % de remoção de fosfato.

Palavras-chave: Nitrogênio Amoniacal; Fosfato; Remoção de Nutrientes; Estruvita.

XAVIER, L. D. Avaliação da remoção de amônia e fosfato através de tratamento terciário de uma ETE. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Programa de Pós Graduação Lato Sensu em Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ), Campus Nilópolis, RJ, 2011.

ABSTRACT

Any human activity produces impacts on the environment and natural resources, and generate waste as part of their final product. With the growing demand of society as a whole, the maintenance and improvement of environmental conditions, the authorities of public and private companies are required to invest in activities capable of harmonizing the development of limitations on the exploitation of natural resources. Under these conditions, we have to treat urban sewage that are now the biggest polluters of water sources. Domestic sewage are responsible for the input of organic compounds in water bodies, which in biological oxidation processes, contribute to the formation of large amounts of nitrates and phosphates as end products. Thus, the domestic sewage is a major source of nutrients like nitrogen and phosphorus to water bodies. Water bodies with high concentrations of nitrogen and phosphorus contribute to eutrophication processes aggressively. There are methods of biological nutrient removal, as a form of tertiary treatment for Wastewater Treatment Plants (WWTP), as well as chemical methods, which allow recovery of the effluent collected as aggregated soil conditioner, as is the case of magnesium ammonium phosphate hexahydrate, known as struvite. This paper presents the general objective, the removal of ammonia nitrogen and orthophosphate from the effluent from wastewater treatment plant of the Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia - Campus Nilópolis by the addition of magnesium in the form of $Mg(OH)_2$ for the precipitation of struvite. Studies in sample volumes of 250 mL, with stoichiometric excess of 100 and 200% at pH 8.0 and 9.0, with the aid of NaOH for pH correction, with agitation speeds of 250 and 350 rpm and reaction time of 30 to 120 minutes. It was concludes than in the experiments was to obtain the best possible removal of ammonia nitrogen and orthophosphate when working at pH 9.0 with excess magnesium from 200% to 350 rpm. Other speeds of agitation were not tested due to physical and economic feasibility in pilot scale. It was obtained 17.22% removal of ammonia and 71.92% removal of phosphate. In the case of phosphorus supplement for increased formation of struvite (1.5042 g of precipitate final), we obtained 72.22% removal of ammonia and 71.97% removal of phosphate.

Keywords: Ammonia Nitrogen; Phosphate, Nutrient Removal, Struvite.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 2.1 Composição do esgoto doméstico. Fonte: Adaptado de MELO & MARQUES (2000).....	6
Figura 2.2 Diagrama pE – pH para nitrogênio inorgânico em sistema aquoso. Fonte: Adaptado de SAWYER <i>et al.</i> (2002).	8
Figura 2.3 Ciclo do nitrogênio na natureza. Fonte: Adaptado de MANAHAN (2009).....	11
Figura 2.4 Modelo para fósforo no meio aquático. Fonte: Adaptado de CHAPRA (1997). ...	19
Figura 2.5 Relação entre taxa de Nitrificação e Tempo de Residência Celular (SRT) em horas. Fonte: Adaptado de FERREIRA (2000).....	21
Figura 2.6 Degradação biológica de fósforo na região anaeróbia. Fonte: BASSIN & DEZOTTI (2008).....	23
Figura 2.7 – Representação esquemática da remoção biológica de fósforo. Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2002) e HOFFMANN <i>et al.</i> (2004).	24
Figura 2.8 Cristais de estruvita de estrutura ortorômbica. Fonte: DOYLE & PARSONS (2002).....	26
Figura 2.9 Difrátograma padrão da estruvita. Fonte: OHLINGER <i>et al.</i> (1998).	27
Figura 2.10 Configuração da planta comercial para recuperação de estruvita da Ostara.	31
Figura 3.1 Fluxograma do projeto: (1)Gradeamento grosseiro, (2) lodo ativado por aeração prolongada, (3) calha parshall e (4) precipitado gerado ao final.....	33
Figura 4.1 Remoção de amônia sob agitação de 250 rpm.....	37
Figura 4.2 Remoção de amônia sob agitação de 350 rpm.....	38
Figura 4.3 Remoção de ortofosfato sob agitação de 250 rpm.	39
Figura 4.4 Remoção de ortofosfato sob agitação de 350 rpm.	39
Figura 4.5 Precipitado formado.	40
Figura 4.6 Precipitado final formado.	41
Figura 4.7 Remoções de Fosfato e Amônia no experimento com suplementação de fósforo .	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 Formas predominantes de nitrogênio sob diferentes condições.....	10
Tabela 2.2 Classificações do fósforo.	18
Tabela 2.3 Custos estimados da recuperação de fósforo com estruvita na corrente sobrenadante de digestores.....	30
Tabela 3.1 Caracterização do afluente e efluente do IFRJ.....	32
Tabela 4.4.1 Amostra do IFRJ.....	36
Tabela 4.2 Razão molar adotada para análise.	36
Tabela 4.3 Concentrações de Amônia (mg/L) sob agitação de 250 rpm.	37
Tabela 4.4 Concentrações de Amônia (mg/L) sob agitação de 350 rpm.	38
Tabela 4.5 Concentrações de fosfato (mg/L) sob agitação de 250 rpm.....	38
Tabela 4.6 Concentrações de fosfato (mg/L) sob agitação de 350 rpm.....	39
Tabela 4.7 Remoções de Amônia e Fosfato.	41

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 ESGOTO SANITÁRIO.....	4
2.2 NITROGÊNIO.....	7
2.2.1 Legislação referente ao nitrogênio	13
2.3 FÓSFORO	15
2.3.1 Legislação referente ao fósforo.....	19
2.4 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NUTRIENTES	20
2.4.1 Remoção biológica de nitrogênio.....	20
2.4.1.1 Nitrificação.....	20
2.4.1.2 Desnitrificação.....	22
2.4.2 Remoção biológica de fósforo	22
2.5 REMOÇÃO QUÍMICA DE FÓSFORO.....	24
2.5.1 ESTRUVITA	25
3. MATERIAL E MÉTODOS	32
3.1 ANÁLISE DA ETE ESTUDADA	32
3.2 PROCEDIMENTO	34
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
CONCLUSÃO.....	43
REFERÊNCIAS.....	45

1. INTRODUÇÃO

O homem primitivo utilizava os recursos da natureza como meio de sobrevivência, na forma de utensílios de caça, de cozinha, alimento, vestimentas. Este relacionamento com o mundo ao seu redor e a transmissão de tais conhecimentos aos seus descendentes, ocasionava o desenvolvimento de uma educação ambiental. Com o advento do homem moderno alteraram-se drasticamente as razões, a demanda e a utilização da natureza. No começo, a relação do homem com o meio ambiente estava relacionada a questões de sobrevivência, como a proteção contra ataques da natureza e o aproveitamento de suas riquezas naturais. Com o passar do tempo, a relação do homem com o meio ambiente ultrapassa questões de sobrevivência, mostrando-se como fonte de beleza, status pessoal, arte, religião, enfim, outros valores que passam a fazer parte das civilizações. Com a evolução da humanidade e a urbanização, ocorre uma mudança brusca na percepção do meio ambiente, onde a natureza passa por um processo de exploração, tornando-se útil e lucrativa à satisfação dos desejos e necessidades das pessoas, próprias a seu tempo e espaço (ZAJACZKOWSKI, 2002).

Toda e qualquer atividade humana produz impactos sobre o meio ambiente e os recursos naturais, além de gerar resíduos como parte de seu produto final, impactos esses que se transformam, muitas vezes, em problemas de difícil solução. Com a crescente exigência da sociedade, como um todo, pela manutenção e melhoria das condições ambientais, as autoridades de empresas públicas e privadas são obrigadas a investir em atividades capazes de compatibilizar o desenvolvimento às limitações da exploração dos recursos naturais. Dentre os recursos, os hídricos, que até a geração passada eram considerados fartos, tornaram-se limitantes e comprometidos, em virtude da alta poluição em algumas regiões, necessitando, portanto de rápida recuperação.

Sousa Júnior (2004) informa que uma parcela significativa dos conflitos ambientais modernos são consequências da industrialização e do incentivo ao consumo capitalista, trazendo repercussões adversas no tocante à qualidade e quantidade dos recursos hídricos – meio de transporte e muitas vezes, destino final dos resíduos produzidos pelas atividades humanas.

O homem e o ambiente apresentam uma relação complexa, pois o ambiente se apresenta como fonte de riqueza e bens de consumo para a humanidade, que, no entanto,

acaba por levar à escassez dos recursos naturais. Em ambientes urbanos, a água é o recurso natural mais valioso, devido ao fato de que sem o seu fornecimento, não existem comunidades, populações, indústrias, comércio, escolas. Logo, a demanda por água é um importante item estratégico, visto que sua disponibilidade acarreta consequências ao progresso do meio urbano. Ao passo que o desenvolvimento urbano está associado a uma maior demanda por água que invariavelmente, depois de utilizada, retorna aos corpos d'água sob a forma de águas residuais, comumente denominadas de esgotos. Os corpos d'água que servem de receptores finais ao fim deste ciclo, como rios e lagos, conseguem estabelecer uma depuração natural do seu meio, no entanto, este processo é limitado e lento. Conseqüentemente, o tratamento destas águas residuais antes de retornarem aos corpos receptores finais é de extrema importância, pois a carga poluidora impacta maciçamente a vida aquática ali presente, além de sobrecarregar o processo de depuração natural. Portanto, o tratamento dos esgotos urbanos ajuda a reduzir a poluição e degradação dos mananciais hídricos, tão necessários para o desenvolvimento humano (TOMIELLO, 2008; VON SPERLING, 2005).

De acordo com estudos da Organização Mundial de Saúde (OMS, 2008) para cada dólar investido em saneamento, ocorre uma economia de pelo menos quatro vezes mais na saúde local. Podendo-se perceber então, que investimentos aplicados na coleta e tratamento de águas residuárias retratam conseqüentemente, investimentos partilhados na área sanitária, como a redução de doenças de veiculação hídrica.

A expansão dos serviços de coleta, transporte e tratamento dos esgotos é um desafio para o setor de administração pública, pois é ponto de discussão crucial para o desenvolvimento de condições sanitárias adequadas para a vida humana, ao mesmo tempo em que representa gastos elevados para sua implantação, tornando-se menor prioridade de investimento nacional, principalmente nas regiões mais pobres na periferia das metrópoles (SOARES *et al.*, 2005).

O lançamento do esgoto bruto sem o devido tratamento nos corpos receptores aumenta as chances da proliferação de doenças de veiculação hídrica, reduz a biodiversidade aquática, afetando as comunidades próximas. Com o tratamento dos esgotos domésticos pretende-se modificar suas características físico-químicas e biológicas a ponto de atender a legislação ambiental pertinente ao seu lançamento nos corpos receptores, de tal forma a não prejudicar o meio ambiente.

Como consequências do tratamento do esgoto, obtêm-se melhorias nas condições sanitárias locais, conservação dos recursos naturais, eliminação de focos de poluição e contaminação, redução de doenças ocasionadas pela água contaminada por dejetos, redução dos recursos aplicados no tratamento de doenças, uma vez que grande parte delas está relacionada com a falta de uma solução adequada de esgotamento sanitário, diminuição dos custos no tratamento de água para abastecimento, que seriam ocasionados pela poluição dos mananciais (CASTRO *et al.*, 2007).

Após a revolução industrial, na segunda metade do século XIX, ocorreu uma forte elevação da taxa de crescimento populacional, conseqüentemente houve uma maior demanda produtiva do setor agrícola para fazer frente à crescente população humana que precisava ser alimentada. Para se desenvolverem mais rápido e garantir a qualidade do alimento final, a indústria de fertilizantes utilizou tanto o nitrogênio como o fósforo na concepção de seus produtos químicos, devido ao fato dos dois elementos serem nutrientes essenciais e limitantes ao crescimento vegetal. Todavia, o meio ambiente nem sempre está apto a assimilar o excesso do nitrogênio e fósforo utilizados na composição dos fertilizantes sintéticos, sendo esse excesso carregado para os rios, lagos e lençóis de água subterrânea, intensificando processos de eutrofização, comprometendo assim a qualidade das águas (BRAGA *et al.*, 2005).

Existem métodos de remoção biológica de nutrientes, como forma de tratamento terciário para Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's), assim como métodos químicos, que permitem a recuperação do efluente coletado, como agregado condicionador de solos, como é o caso do fosfato de magnésio e amônio hexa-hidratado, conhecido como Estruvita. Com vistas as informações supracitadas, este trabalho apresenta como objetivo geral, a remoção de nitrogênio amoniacal e ortofosfato do efluente da estação de tratamento de esgoto do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia – Campus Nilópolis através da adição de magnésio para formação de estruvita.

Objetivos específicos relacionados ao trabalho são: avaliação da eficiência de remoção de amônia e fósforo do efluente, variando relações estequiométricas dos reagentes, pH, velocidade de agitação e tempo de reação.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ESGOTO SANITÁRIO

O aumento populacional em conjunto com o desenvolvimento industrial e tecnológico levou a uma geração em larga escala, de resíduos de origens sólida, líquida e gasosa para o planeta (BRAGA *et al.*, 2005; FRAIHA, 2006).

Águas residuais ou esgoto, é o termo usado para caracterizar os despejos provenientes de diversos usos das águas, tais como as de uso doméstico, comercial, industrial, as de utilidades públicas, de áreas agrícolas, de superfície, de infiltração, pluviais, e outros efluentes sanitários (BRAGA *et al.*, 2005; JORDÃO & PESSÔA, 2011; VON SPERLING, 2005).

Os esgotos sanitários apresentam em sua constituição parcelas de despejos domésticos, uma parcela de águas pluviais, águas de infiltração, além de ocasionalmente, uma parcela de despejos industriais, apresentando características bem definidas, podendo ser pouco ou não significativa quando comparada aos esgotos domésticos (JORDÃO & PESSÔA, 2011; FERREIRA & ANDREOLI, 1999).

Segundo a definição da norma brasileira NBR 9648 (ABNT, 1986), “esgoto doméstico é o despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas”.

Os esgotos industriais são originados de qualquer utilização da água para fins industriais, conseqüentemente adquirindo características próprias ao longo do processo industrial empregado em cada setor. Logo, para cada indústria deve ser realizado uma análise criteriosa de suas características, em decorrência dos respectivos efluentes gerados diferirem até mesmo em processos industriais similares. Torna-se necessário uma análise das cargas lançadas, pois pode estar vinculada à presença de substâncias recalcitrantes indesejáveis ao tratamento biológico realizado posteriormente pela prestadora de serviços sanitários, podendo inibir ou incapacitar de maneira irreversível o sistema de tratamento de efluentes local (JORDÃO & PESSÔA, 2011; NETO & CAMPOS, 1999).

A rede coletora de esgotamento sanitário não está capacitada para a admissão de excessivas cargas poluidoras de efluentes industriais que podem inutilizar o tratamento nas Estações de Tratamento de Efluentes (ETE's) ou Estações de Tratamento de Águas

Residuais (ETAR's), devido a sua toxicidade e capacidade recalcitrante. Assim sendo, algumas indústrias optam por construir ETE's em sua área industrial, tratando seus próprios efluentes antes de lançá-los na rede coletora de esgotamento sanitário, reduzindo o volume e a carga poluidora disposta (VON SPERLING, 2005; NUVOLARI, 2003; FERREIRA & ANDREOLI, 1999).

Os efluentes líquidos possuem poluentes característicos, que ao serem despejados em corpos hídricos causam a alteração de sua qualidade e conseqüentemente a sua poluição (degradação) (JORDÃO & PESSÔA, 2011).

Fazendo-se uma análise histórica, percebe-se que o desenvolvimento urbano e industrial ocorreu ao longo dos rios, devido à disponibilidade de água para abastecimento e a possibilidade de utilizar o rio como corpo receptor dos dejetos. O fato preocupante é o aumento tanto das populações quanto das atividades industriais e o número de vezes que um mesmo rio recebe dejetos urbanos e industriais, a seguir servindo como manancial para a próxima cidade ribeirinha (VON SPERLING, 2005).

A poluição hídrica pode ser definida como qualquer alteração física, química ou biológica da qualidade de um corpo hídrico, capaz de ultrapassar os padrões estabelecidos para a classe, conforme o seu uso preponderante, de acordo com a CONAMA 357/05. Considera-se a ação dos agentes: físicos materiais (sólidos em suspensão) ou formas de energia (calorífica e radiações); químicos (substâncias dissolvidas ou com potencial solubilização) e biológicos (microrganismos) (JORDÃO & PESSÔA, 2011; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2002).

A quantidade de esgoto sanitário produzido em uma comunidade está diretamente relacionada com: qualidade e custo da água fornecida na rede distribuidora; cobertura da rede de coleta e estações de tratamento de esgotos; presença de ligações clandestinas de águas pluviais na rede coletora de esgotos; custo do padrão de vida atrelado ao atual desenvolvimento da comunidade; uso e ocupação do solo, entre outros (BRAGA *et al.*, 2005).

O esgoto coletado pela rede pública deve passar por um tratamento adequado em uma ETE de tal modo que possa se adequar a legislação ambiental vigente, sem causar danos ao corpo receptor final. O tratamento biológico adequado consegue degradar a matéria orgânica e os demais poluentes, que constituirão o lodo de esgoto (JORDÃO & PESSÔA, 2011; FERREIRA & ANDREOLI, 1999).

Esgotos acumulados e não tratados podem conter compostos tóxicos, microrganismos patogênicos, atrair vetores e gerar maus odores colocando em risco a saúde pública. O lançamento de efluentes sanitários nos corpos receptores, assim como de qualquer carga poluidora, deve ser considerado em seus efeitos cumulativos ao longo do tempo. Uma análise isolada de um determinado sistema de esgoto torna-se insuficiente para uma avaliação de seus efeitos sobre o curso d'água, sendo sempre necessário considerar os demais lançamentos na mesma bacia hidrográfica (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2002).

De acordo com Von Sperling (2005), quando se deseja avaliar a qualidade dos esgotos domésticos lançados em rede pública, os principais parâmetros utilizados são: os sólidos, indicadores de matéria orgânica (DBO, DQO, COT), nitrogênio, fósforo e indicadores de contaminação fecal. Os esgotos domésticos apresentam em sua composição cerca de 99,99 % em peso de água, sendo a fração restante, de cerca de 0,01% e que demandará tratamento, representada por sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, conforme ilustrado na Figura 2.1.



Figura 2.1 Composição do esgoto doméstico. Fonte: Adaptado de MELO & MARQUES (2000).

De acordo com Sawyer *et al.* (2002) e Esteves (2011), os esgotos domésticos são responsáveis pelo aporte de compostos orgânicos nos corpos aquáticos que por processos de oxidação biológica, contribuem para a formação de quantidades elevadas de nitratos e fosfatos como produtos finais. Logo, os esgotos domésticos são uma grande fonte de nutrientes, como nitrogênio e fósforo para os corpos aquáticos. Corpos aquáticos com altas

concentrações de nitrogênio e fósforo contribuem agressivamente para processos de eutrofização.

2.2 NITROGÊNIO

De acordo com Von Sperling (2005), o nitrogênio é um elemento indispensável ao crescimento e desenvolvimento de qualquer ser vivo, e é devido a esta característica, que quando encontrado em grandes quantidades, pode ocasionar o desenvolvimento exacerbado dos organismos locais, principalmente de algas, que desencadeiam o bloqueio parcial, ou em casos extremos, o bloqueio total da passagem de luz solar, através da turvação do meio líquido. Ao término de seu ciclo de vida, as algas mortas depositam-se no fundo do meio aquático, onde ocorre sua degradação por bactérias heterotróficas aeróbias. Com a redução do oxigênio disponível, bactérias anaeróbias continuam a degradação, resultando em gases, flotação do material outrora depositado e aumento da concentração de material em suspensão, caracterizando o fenômeno denominado como eutrofização (DEZOTTI, 2008; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Os compostos nitrogenados são um dos principais constituintes dos esgotos domésticos, podendo ser encontrados na forma de:

- Nitrogênio molecular (N_2), presente em 79 % da atmosfera;
- Nitrogênio orgânico, dissolvido e em suspensão;
- Amônia livre (NH_3) e ionizada (NH_4^+);
- Nitrito (NO_2^-);
- Nitrato (NO_3^-).

De acordo com Baird & Cann (2011), para se ter noção da distribuição e predominância dos vários estados de oxidação de um mesmo elemento químico em água, podem ser utilizados diagramas do tipo pE – pH, onde a escala pE representa o logaritmo negativo da base 10 da concentração efetiva (atividade) de elétrons na água. Valores baixos de pE indicam que os elétrons das substâncias dissolvidas estão disponíveis no meio aquoso, caracterizando ambientes anaeróbios. Valores altos de pE indicam que poucos elétrons das substâncias dissolvidas estão disponíveis no meio aquoso, caracterizando ambientes oxigenados. O diagrama pE – pH para o nitrogênio inorgânico em um sistema

aquoso está representado na Figura 2.2. As linhas sólidas no diagrama indicam combinações de pE e pH onde as concentrações das duas espécies, indicadas em cada lado da linha, são iguais. Regiões sombreadas no diagrama representam condições extremas em que a própria água é oxidada ou reduzida, formando O₂ ou H₂, respectivamente:

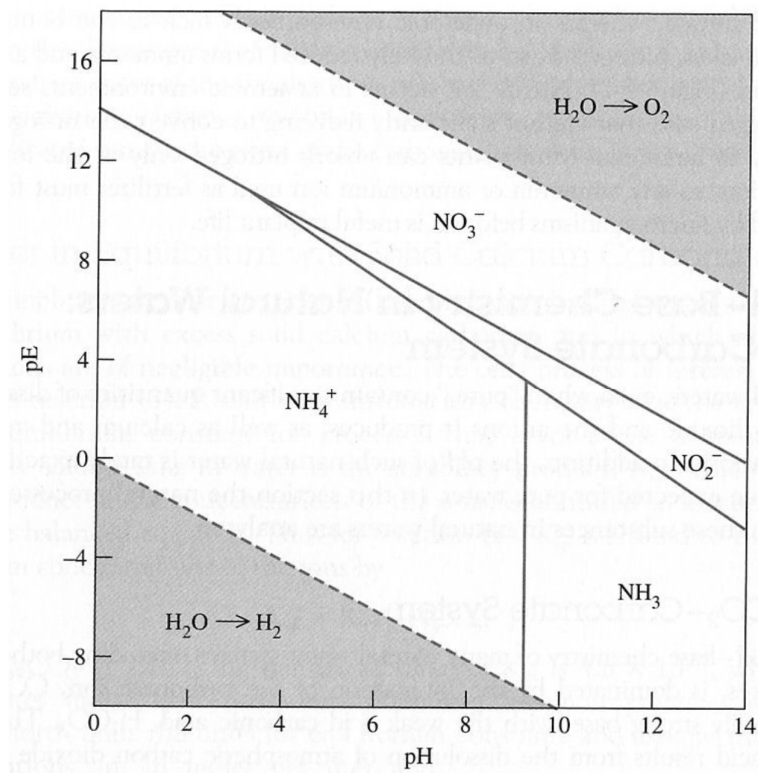
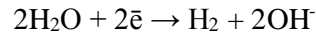
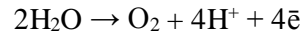


Figura 2.2 Diagrama pE – pH para nitrogênio inorgânico em sistema aquoso. Fonte: Adaptado de SAWYER *et al.* (2002).

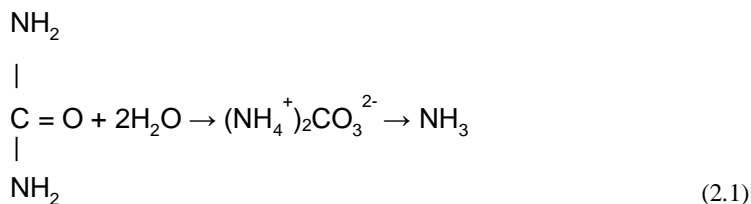
O nitrogênio está presente na composição de proteínas, ácidos nucleicos, vitaminas, enzimas e hormônios, sendo importante no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Apesar da abundância de nitrogênio gasoso na atmosfera, somente um grupo seletivo de microrganismos consegue utilizá-lo (AGRA, 2009).

A composição de compostos nitrogenados num corpo d'água pode influenciar a diversidade e atividade biológica da fauna e flora daquele meio aquático, pois o nitrogênio é o quarto principal elemento (após carbono, oxigênio e hidrogênio) presente nos seres vivos, representando 5% do peso seco nos mesmos (ESTEVEVES, 2011; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2002).

O nitrogênio molecular pode ser encontrado em altas concentrações nos ambientes aquáticos, apesar de sua solubilidade na água ser relativamente baixa. Tal fato é consequência de dois fatores principais: baixa temperatura, que proporciona aumento da solubilidade do nitrogênio e processos de desnitrificação que resultam na formação do nitrogênio molecular (ESTEVEVES, 2011).

Em ambientes aeróbios, como na superfície de lagos, o nitrogênio existe na forma mais oxidada, o nitrato (NO_3^-), enquanto em ambientes anaeróbios, como no fundo dos lagos estratificados, o nitrogênio existe em suas formas completamente reduzidas, amônia (NH_3) e íon amônio (NH_4^+). O íon nitrito (NO_2^-) ocorre em ambientes anaeróbios, como solos alagados, que não são redutores o suficiente para converter todo o nitrogênio em amônia, sendo considerado a fase intermediária entre a forma mais reduzida (NH_3) e a mais oxidada (NO_3^-) do nitrogênio (BAIRD & CANN, 2011).

De acordo com Von Sperling (2005), compostos nitrogenados nas formas de nitrogênio orgânico e amônia são característicos de esgotos domésticos brutos. O nitrogênio orgânico origina-se de grupamentos amina, enquanto a amônia origina-se da uréia, que devido a sua rápida hidrólise é raramente encontrada no esgoto bruto, de acordo com a equação 2.1 abaixo:



A identificação da forma predominante de nitrogênio no meio aquático pode fornecer informações sobre o estágio da poluição resultante do lançamento de esgoto a montante. Nitrogênio na forma orgânica e de amônia está associado à poluição recente, enquanto uma poluição mais antiga está associada ao nitrogênio na forma de nitrato, de acordo com a Tabela 2.1 (VON SPERLING, 2005).

Tabela 2.1 Formas predominantes de nitrogênio sob diferentes condições.

Condição	Forma predominante do nitrogênio
Esgoto bruto	Nitrogênio orgânico
	Amônia
Poluição recente em um curso d'água	Nitrogênio orgânico
	Amônia
Estágio intermediário da poluição em um curso d'água	Nitrogênio orgânico
	Amônia
	Nitrito (em menores concentrações)
Poluição remota em um curso d'água	Nitrato
	Nitrato
Efluente de tratamento sem nitrificação	Nitrogênio orgânico (em menores concentrações)
	Amônia
Efluente de tratamento com nitrificação	Nitrato
Efluente de tratamento com nitrificação/denitrificação	Concentrações mais reduzidas de todas as formas de nitrogênio

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2005).

Analicamente, nitrogênio orgânico e amônia podem ser determinados juntos, e são chamados Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). Valores de NTK entre 20 e 70 mg/L são geralmente encontrados na montante de estações de tratamento de esgotos domésticos. Valores elevados de NTK podem ser encontrados em efluentes industriais, como do setor alimentício e fertilizantes (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Altas concentrações do íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas na biota aquática, pois para realizar a oxidação de uma miligrama de íon amônio são necessários cerca de 4,3 miligramas de oxigênio dissolvido no meio, ocasionando a depleção do oxigênio disponível. Em pH básico, o íon amônio se transforma em amônia (NH₃ livre, gasoso), que dependendo de sua concentração pode ser tóxica para os organismos aquáticos (ESTEVES, 2011).

Concentrações de amônia iguais ou acima de 0,25 mg/L afetam o crescimento de peixes, embora a concentração letal (CL₅₀ – que mata 50% dos indivíduos) seja igual ao dobro deste valor (0,50 mg/L) (GUIMARÃES & NOUR, 2001).

Todas as formas de nitrogênio são bioquimicamente inter-convertíveis e compõem o ciclo do nitrogênio, onde ocorre intensa participação de bactérias promovendo a nitrificação – oxidação bacteriana de amônio a nitrito e posteriormente nitrato, com o

consumo do oxigênio dissolvido e alcalinidade do meio aquoso – e a desnitrificação – redução bacteriana de nitrato a nitrogênio molecular (ESTEVES, 2011; VON SPERLING, 2005; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

O ciclo do nitrogênio na natureza apresenta grande participação de microrganismos, estando dividido em quatro etapas principais: fixação do nitrogênio atmosférico em nitratos, amonificação, nitrificação e desnitrificação, de acordo com a Figura 2.3 (ESTEVES, 2011; BRAGA *et al.*, 2005; MANAHAN, 2009).

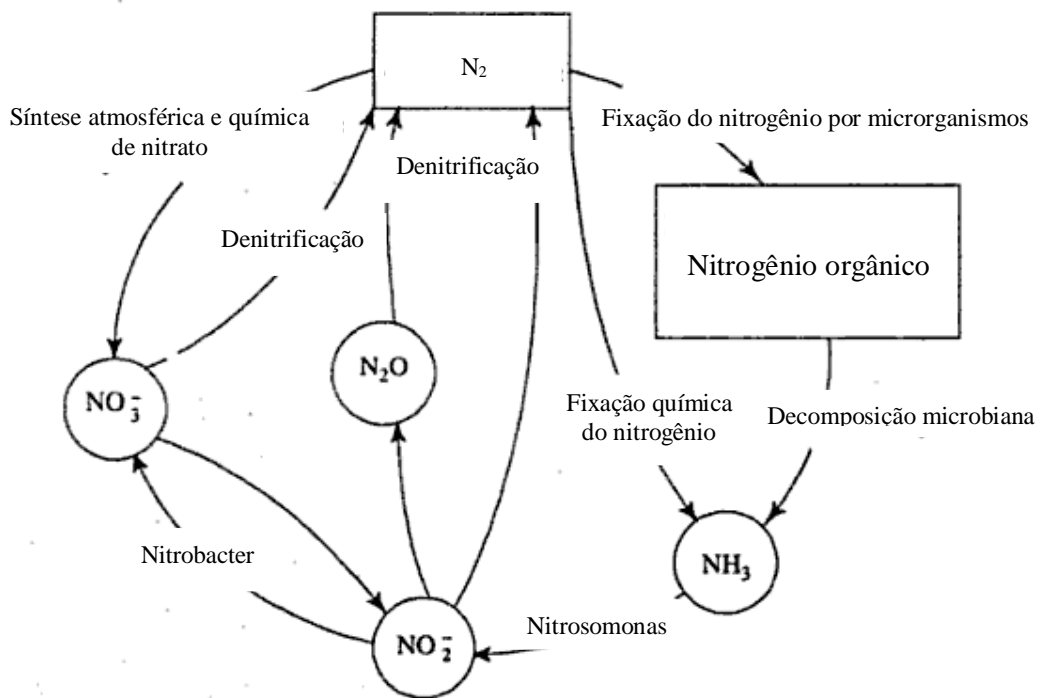


Figura 2.3 Ciclo do nitrogênio na natureza. Fonte: Adaptado de MANAHAN (2009).

A fixação do nitrogênio atmosférico é realizada por meio de organismos simbióticos fixadores de nitrogênio, com destaque para bactérias do gênero *Rhizobium*, que vivem em associação com raízes vegetais leguminosas, algas cianofíceas e outras espécies de bactérias. O nitrogênio fixado passa por uma rápida dissolução na água do solo, estando prontamente disponível para as plantas na forma de nitrato, que é posteriormente transformado em grandes moléculas que contem nitrogênio e outras moléculas orgânicas nitrogenadas (SOUZA, 2008).

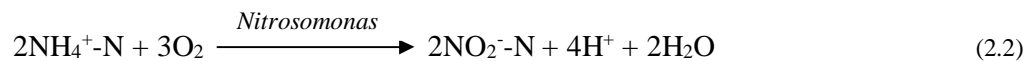
A amonificação é a formação da amônia durante o processo de decomposição anaeróbia e aeróbia da matéria orgânica dissolvida e particulada. A oxidação biológica destes compostos sequencialmente a nitrito e nitrato é a fase da nitrificação. A nitrificação é realizada por microrganismos autotróficos quimiossintetizantes, cuja principal fonte de carbono advém do dióxido de carbono e sua fonte energética advém da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia (SANTOS, 2009; VON SPERLING, 2002).

De acordo com Von Sperling (2002), a nitrificação envolve a redução do pH do meio, consumindo a alcalinidade, além do consumo de oxigênio dissolvido do meio, denominado demanda nitrogenada, demanda de oxigênio na fase nitrogenada ou demanda de segundo estágio, pois se manifesta em uma fase posterior à das reações de desoxigenação carbonácea. Isto se deve ao fato das bactérias nitrificantes apresentarem uma taxa de crescimento mais lenta do que as bactérias heterotróficas ávidas por matéria orgânica, ocasionando maiores tempos necessários para o fenômeno de nitrificação no meio.

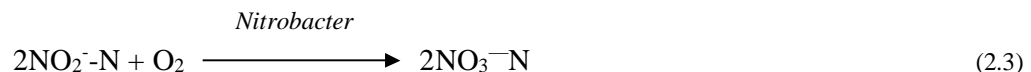
No caso de esgotos domésticos, a demanda de oxigênio necessária para oxidação de compostos nitrogenados é pequena em relação ao valor da demanda de oxigênio para a matéria carbonácea. No caso de efluentes de origem industrial, com elevado teor de nitrogênio amoniacal, pode ocorrer o contrário, isto é, a demanda nitrogenada superar a carbonácea. (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

O parâmetro de demanda de oxigênio na fase nitrogenada deve ser considerado no projeto do sistema de aeração, em processos aeróbios de tratamento, como no caso de sistemas de lodo ativado, influenciando o seu rendimento final (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

A transformação de amônia em nitritos é realizada por bactérias, como as do gênero *Nitrosomonas*, de acordo com a reação abaixo:



A oxidação de nitrito a nitrato é realizada por bactérias, como as do gênero *Nitrobacter*, de acordo com a reação abaixo:

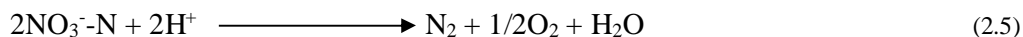


A reação global pode ser simplificada como exibido abaixo:



A desnitrificação envolve o retorno do nitrato à forma de nitrogênio gasoso sob ação de bactérias, como as do gênero *Pseudomonas*, prevalecendo principalmente em condições anaeróbias, situação essa encontrada no meio aquático geralmente em sedimentos (ESTEVEES, 2011; VON SPERLING, 2002).

De acordo com Von Sperling (2002), a desnitrificação envolve o consumo de H^+ do meio reacional, aumentando a capacidade tamponante do meio, além da estabilização da matéria orgânica na ausência de oxigênio, de acordo com a reação abaixo:



2.2.1 Legislação referente ao nitrogênio

A Norma Técnica 202 (NT-202) Revisão 10, publicada em 1986 pelo INEA (Instituto Estadual do Ambiente), estabelece critérios e padrões para o lançamento de efluentes líquidos, como parte integrante do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras – SLAP. Esta Norma Técnica aplica-se aos lançamentos diretos ou indiretos de efluentes líquidos, provenientes de atividades poluidoras, em águas interiores ou costeiras, superficiais ou subterrâneas do Estado do Rio de Janeiro, através de quaisquer meios de lançamento, inclusive da rede pública de esgotos. Em seu item 4.8 define como limite máximo para nitrogênio total, a concentração de 10,0 mg/L.

A resolução CONAMA 357, de 17 de Março de 2005, publicada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), classifica as águas de território brasileiro em função da salinidade e dos usos aplicados aos corpos líquidos, assim como estabelece padrões para lançamento de efluentes. No artigo 10, é expresso que os valores máximos estabelecidos para os parâmetros relacionados em cada uma das classes de enquadramento deverão ser obedecidos nas condições de vazão de referência. Porém, existem ressalvas em relação aos valores máximos admissíveis das formas químicas de nitrogênio e fósforo que poderão ser alterados em função das condições naturais, ou quando estudos ambientais específicos, que considerarem também os efeitos da poluição difusa, comprovarem que os novos limites

não acarretarão prejuízos para os usos previstos no enquadramento do corpo de água. As águas doces de classes 1 e 2 que apresentarem o nitrogênio como fator limitante para eutrofização, assumem que o valor de nitrogênio total após oxidação, não deverá superar 1,27 mg/L em ambientes lênticos, e 2,18 mg/L em ambientes lóticos. No artigo 34 são definidos padrões de lançamento de efluentes, onde é exposto o parâmetro nitrogênio amoniacal total com valor de 20,0 mg/L.

A Resolução CONAMA nº 357 estabelece níveis de nitrato abaixo de 10,0 mg/L para a água potável, por causa da fácil e rápida redução de nitrato a nitrito no sistema digestório do ser humano, representando um risco para a saúde pública, devido a possibilidade de formação de cânceres gástricos por nitrosaminas e nitrosamidas (SHRIMALI & SINGH, 2001).

Águas subterrâneas apresentam maiores preocupações em relação a contaminação por nitrato, devido a utilização de aquíferos para usos diversos. A remoção de íons nitrato de aquíferos é muito cara, tornando o manancial inadequado para o abastecimento humano (BAIRD & CANN, 2011).

Poços de água oriundos de zonas rurais sofrem a influência de esgotos humanos depositados em sistemas sépticos e lixiviação do solo enriquecido por fertilizantes para os corpos de água (ASLAN & CAKICI, 2007).

No estômago do ser humano, o nitrato pode ser reduzido a nitrito, que se combina com a hemoglobina, oxidando o Fe^{2+} a Fe^{3+} , alterando o transporte de oxigênio às células do corpo, originando a metemoglobinemia. Tal enfermidade é crítica em crianças e mulheres grávidas, ocasionando uma coloração azulada de pele, chamada Síndrome do Bebê Azul (SHRIMALI & SINGH, 2001; McADAM & JUDD, 2007; BAIRD & CANN, 2011).

Por sua vez, a resolução CONAMA 397 surge em 03 de Abril de 2008, alterando limites estabelecidos como padrão de lançamento de efluentes pela CONAMA 357, onde foi estabelecido que o parâmetro nitrogênio amoniacal total não é mais aplicável em sistemas de tratamento de esgotos sanitários; somente para efluentes industriais foi mantido o valor original de 20,0 mg/L.

De acordo com Costa (2008), ao se levantar dados sobre a concentração média de nitrogênio presente nos esgotos sanitários típicos do Brasil, o padrão anteriormente estabelecido pela Resolução CONAMA 357 não poderia ser alcançado com a implementação dos processos convencionais de tratamento atualmente utilizados no Brasil,

obrigando assim, a implementação de sistemas de tratamento terciário de esgotos, que apresentam mais complexidade e oneram o custo envolvido no processo. Tal obstáculo vai de encontro ao que é estabelecido pela Lei nº 11.445/2007 que estabelece a Política Nacional de Saneamento, onde fica alocado o conceito de metas progressivas e a necessidade de universalização dos serviços de saneamento no Brasil.

É interessante notar que a resolução CONAMA 397 surge um ano depois do lançamento do PAC (Programa de Aceleração do Crescimento) em 2007. Muitas das estações de tratamento de esgoto previstas no PAC, boa parte delas localizadas em pequenos municípios do interior do país, seriam inviabilizadas pelo elevado custo imposto pelo padrão até então exigido pela CONAMA 357. E as atuais ETE's deveriam acrescentar uma fase terciária ao seu sistema, onerando a sua operação e manutenção.

Outro dado interessante é que na CONAMA 397, em seu segundo artigo, ficou definido que se criaria um grupo de trabalho para, no prazo máximo de 180 dias, apresentar propostas complementares sobre condições e padrões de lançamento de efluentes para o setor de saneamento, o que de fato, não aconteceu. Entretanto, em 13 de Maio de 2011, surge a Resolução CONAMA 430, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005, porém não é citada nenhuma alteração nos limites de lançamento para efluentes dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários para nitrogênio amoniacal.

Preferiu-se expandir o crescimento e desenvolvimento nacional sem pensar em expandir plenamente o setor de saneamento brasileiro, permitindo-se assim, um efluente ainda de duvidosa qualidade, trazendo certamente consequências danosas aos corpos receptores.

2.3 FÓSFORO

O fósforo, assim como o nitrogênio, é um nutriente essencial para todos os seres vivos, principalmente os microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica presente nos efluentes líquidos. É requisitado pelos seres vivos em pequenas quantidades, no entanto, elevações de sua concentração no meio aquático podem conduzir a um crescimento exagerado de plantas, floração de algas, podendo causar fenômenos de eutrofização (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2002; VON SPERLING, 2005; ANDREOLI & CARNEIRO, 2005).

O fósforo atua no metabolismo dos seres vivos, armazenando energia – sob a forma de ATP (Adenosina trifosfato) – e na composição da membrana celular, formando uma estrutura fosfolipídica que garante proteção a célula. Toda forma de fósforo presente em águas naturais, tanto na forma iônica como na forma complexada, é encontrado sob a forma de fosfato (ODUM & BARRETT, 2007).

O principal reservatório natural de fósforo é a litosfera, destacando-se as rochas fosfatadas e depósitos sedimentados ao longo do tempo. Processos de erosão acarretam o desprendimento do fósforo armazenado, sob a forma de fosfatos, onde parte é dispersada para as correntes marítimas a grandes profundidades ou consumida pela comunidade aquática (BRAGA *et al.*, 2005; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Em regiões de clima tropical, o metabolismo dos organismos aquáticos sofre um aumento considerável, fazendo com que ocorra uma rápida assimilação dos íons fosfato, que são prontamente incorporados à biomassa (ESTEVEVES, 2011).

O fornecimento de fósforo para corpos d'água superficiais pode ser de fontes artificiais (quando oriundo de efluentes domésticos e industriais não tratados) e naturais: material particulado presente na atmosfera, fosfato resultante da decomposição de matéria orgânica alóctone, além de fosfato proveniente dos minerais presentes nas rochas da bacia de drenagem, como a apatita (ODUM & BARRETT, 2007).

O fósforo é considerado o maior responsável pela eutrofização artificial ou cultural (quando decorrente da ação antrópica), pois normalmente na natureza é encontrado em baixas quantidades, sendo um nutriente limitante para a ocorrência de eutrofização, concentrações superiores a 0,03 mg/L já caracterizam um lago como eutrófico (BAIRD & CANN, 2011; ESTEVEVES, 2011; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2002).

De acordo com Azevedo (2005), a eutrofização artificial desencadeia modificações adversas na qualidade da água, destacando-se a diminuição de oxigênio dissolvido no meio, a perda das características estéticas do ambiente, aumento da incidência de florações de cianobactérias e algas, morte de organismos aquáticos. No Brasil, verifica-se uma predominância destas florações no fitoplâncton em muitos ambientes aquáticos durante os períodos de acúmulo de maior biomassa e/ou densidade.

O aumento dos casos de florações de cianobactérias em mananciais de abastecimento de água é preocupante para a vida humana, devido ao fato de tais microrganismos serem responsáveis pela introdução de toxinas (cianotoxinas) no meio aquático que afetam a saúde humana (SOTERO-SANTOS *et al.*, 2005).

Os limnologistas que estudam a formação de florações de cianobactérias afirmam que os principais fatores que afetam o processo de floração são: a carga de nutrientes, o tempo de retenção da água, a estratificação e a temperatura. Nos reservatórios brasileiros de água para abastecimento público, encontram-se ambientes propícios para o crescimento intenso de cianobactérias durante o ano todo (AZEVEDO, 2005).

De acordo com Baird & Cann (2011), um dos casos mais famosos do mundo de poluição hídrica, é o Lago Erie nos anos 60, devido ao aporte excessivo de íons fosfato, decorrentes do uso de detergentes, esgotos brutos e lixiviados ricos em fertilizantes a base de fósforo de zonas rurais próximas, que ocasionou a formação do fenômeno de eutrofização. Para solucionar o problema, milhões de dólares foram gastos em projetos de construção e operação de ETEs, a fim de evitar o aporte de fósforo oriundo de esgotos domésticos, além da redução das concentrações de fosfatos presentes nos detergentes sintéticos nos Estados próximos ao lago.

Von Sperling (2005) classifica os fosfatos nas seguintes formas: inorgânica (polifosfatos e ortofosfatos – advindos de produtos químicos domésticos, como detergentes) e orgânica (combinados com matéria orgânica – origem fisiológica).

Ortofosfatos são encontrados no solo, detergentes, fertilizantes, na degradação da matéria orgânica em esgotos domésticos. Disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. Polifosfatos são formados por dois ou mais átomos de fósforo, se transformando em ortofosfatos lentamente por hidrólise. O fósforo orgânico, proveniente de material orgânico é convertido a ortofosfatos no tratamento de esgoto, sendo também convertido após digestão oxidativa (VON SPERLING, 2005).

Outra forma de classificação utilizada é quanto a sua forma como sólido, podendo ser dividido em fósforo solúvel ou particulado. O fósforo solúvel é predominantemente inorgânico (polifosfatos e ortofosfatos), aliados a uma pequena parcela de fósforo orgânico. O fósforo particulado está todo na forma orgânica particulada dos esgotos. A Tabela 2.2 apresenta algumas destas classificações utilizadas para as formas de fósforo. (VON SPERLING, 2005; APHA, 2005).

A liberação do íon fosfato no corpo aquático está relacionado com o oxigênio dissolvido do meio, ocorrendo mais facilmente em regiões de anaerobiose, como no fundo de lagos estratificados termicamente, e facilitado na presença de íons de ferro na forma reduzida (Fe^{2+}). Em regiões aeróbias, o fosfato é precipitado no meio, passando a ser

encontrado majoritariamente na forma particulada. O fósforo orgânico é convertido para sua forma inorgânica através de decomposição bacteriana por enzimas (fosfatases) (FERREIRA *et al.*, 2005).

Tabela 2.2 Classificações do fósforo.

Formas de P	Classificação	Propriedades
Inorgânico	Ortofosfato	Prontamente disponível para o metabolismo biológico sem necessidade de conversão
	Polifosfato	Transforma-se lentamente em ortofosfato por hidrólise
Orgânico	Ortofosfato orgânico	Converte-se em ortofosfato ao longo do tempo por mineralização
Solúvel	Inorgânico / Orgânico	Material que passa por uma membrana de 45 µm
Particulado	Inorgânico / Orgânico	Material que fica retido por uma membrana de 45 µm
Reativo	Inorgânico	Sem necessidade de digestão oxidativa para teste colorimétrico
Não reativo	Orgânico	Com necessidade de digestão oxidativa para teste colorimétrico

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2005); APHA (2005).

Knapik (2009) implementou e calibrou um modelo de qualidade de água, QUAL2E, para definir e simular metas progressivas de remoção de carga orgânica, focando no enquadramento do corpo hídrico na legislação ambiental vigente, a Resolução CONAMA 357/05. Considerou-se que o fósforo orgânico era oriundo da morte de algas, sendo posteriormente convertido em fósforo inorgânico, prontamente disponível para produção primária pelas algas, de acordo com a Figura 2.4.

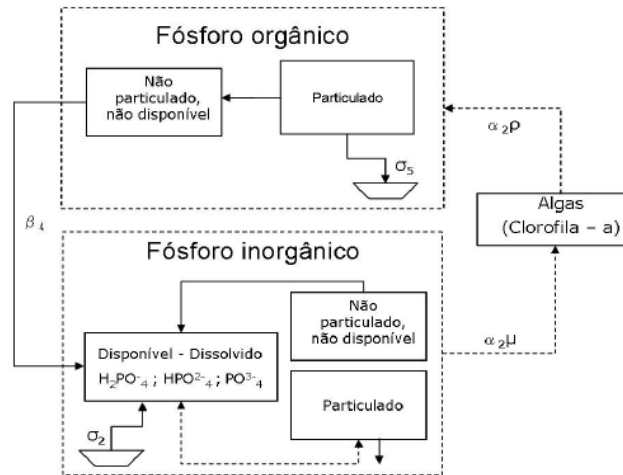


Figura 2.4 Modelo para fósforo no meio aquático. Fonte: Adaptado de CHAPRA (1997).

2.3.1 Legislação referente ao fósforo

A Norma Técnica 202 (NT-202) - R-10, em seu item 4.8 define como limite máximo para fósforo total, a concentração de 1,0 mg/L como padrão para o lançamento de efluentes líquidos.

A resolução CONAMA 357/05 por sua vez, estabelece limites de fósforo total, tanto para ambientes lênticos, lóticos e intermediários a ambos. No caso de ambientes lóticos e de ambientes intermediários, os limites são de 0,1 mg/L de fósforo total, para classes 1 e 2, e de 0,15 mg/L para classe 3. Nas classes de águas salinas ocorre uma preocupação implícita com o despejo de detergentes sintéticos, visto o aparecimento do parâmetro de polifosfatos, definidos como a diferença entre fósforo ácido hidrolisável total e fósforo reativo total.

A resolução CONAMA 397/08 não faz referências ao padrão de lançamento para fósforo total, apenas ao nitrogênio amoniacal como descrito anteriormente. Enquanto a Resolução CONAMA 430/11 também não introduz nenhuma mudança nos valores para lançamento.

2.4 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NUTRIENTES

A Remoção Biológica de Nutrientes (RBN) é um conceito de extremo interesse nos últimos anos, estando inserido na elaboração de projetos de novas ETEs, assim como, envolvido nas estações existentes que buscam aliar tal tecnologia a sua matriz operacional, devido a sua eficiência (ZENG *et al.*, 2004; VON SPERLING, 2002).

2.4.1 Remoção biológica de nitrogênio

A remoção biológica de nitrogênio (BNR) nos efluentes domésticos é realizada por dois processos distintos que podem ou não ocorrer no mesmo reator biológico: nitrificação e desnitrificação (ZENG *et al.*, 2004).

Von Sperling (2002) destaca que a nitrificação não resulta efetivamente na remoção do nitrogênio presente no meio, estando atrelado a uma conversão de sua forma reduzida (amônia) para uma forma mais oxidada (nitrato).

De acordo com Sant'anna Junior (2010), no tratamento biológico por sistema de lodos ativados, ocorre uma assimilação de nitrogênio pelo lodo biológico, que passa a compor de 4 a 6% de sua composição em base seca.

2.4.1.1 Nitrificação

A nitrificação é dividida em duas etapas: nitritação (conversão de amônia a nitrito) e nitratação (conversão de nitrito a nitrato). A nitritação é realizada predominantemente por bactérias do gênero *Nitrosomonas*, enquanto a nitratação é realizada predominantemente por bactérias do gênero *Nitrobacter*. (BASSIN & DEZOTTI, 2008; SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

As *Nitrosomonas* apresentam a amônia como substrato limitante ao seu crescimento, porém apresentam uma taxa de crescimento lenta, o que torna a etapa de nitritação limitante ao processo de nitrificação, razão pela qual o parâmetro de tempo de residência celular deve ser controlado no sistema, como ilustrado na Figura 2.5 (VON SPERLING, 2002).

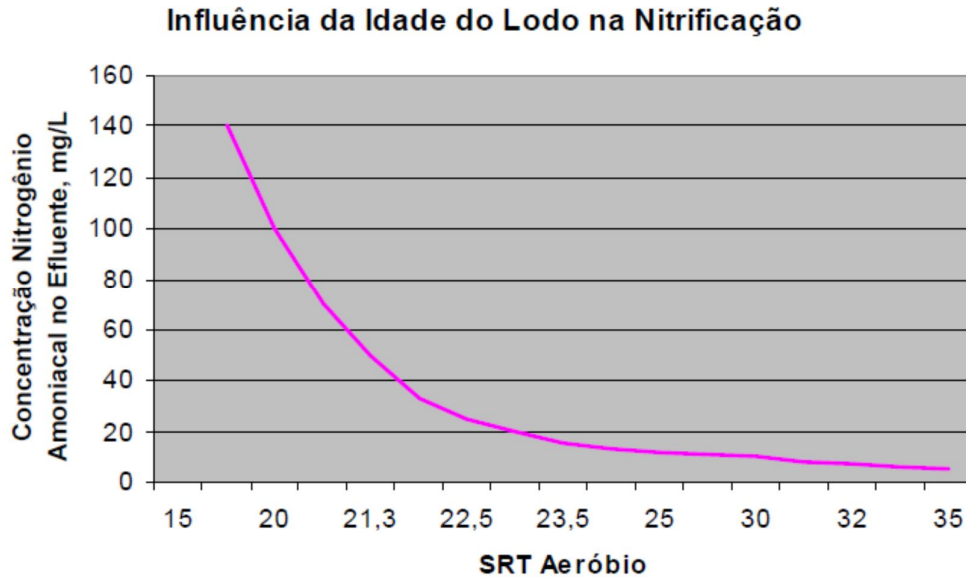


Figura 2.5 Relação entre taxa de Nitrificação e Tempo de Residência Celular (SRT) em horas. Fonte: Adaptado de FERREIRA (2000).

As Nitrobacter possuem o nitrito como substrato limitante, porém possuem uma taxa de crescimento elevada, que resulta na rápida degradação de nitrito no meio, tornando inexistente o seu acúmulo (BASSIN & DEZOTTI, 2008).

A nitrificação envolve consumo de oxigênio livre e liberação de H^+ , consumindo a alcalinidade do meio, devido a esta característica, pode ser necessária a suplementação de um agente alcalinizante, como: carbonato de cálcio, bicarbonato de sódio, entre outros (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Von Sperling (2002) cita fatores ambientais que podem influenciar o processo de nitrificação, como: temperatura, pH, oxigênio dissolvido e substâncias inibidoras ou tóxicas.

Figueroa & Silverstein (1992) ao estudarem o efeito de material particulado orgânico em processos de nitrificação, observaram que altas concentrações de matéria orgânica, aumentando a proporção Carbono:Nitrogênio (C:N) do meio reacional, exercem influência na competição entre organismos heterotróficos e autotróficos (nitrificantes) por oxigênio e nutrientes.

Tchobanoglous *et al.* (2002) sugerem baixas razões de DBO:NTK como condições ótimas para nitrificação em sistemas com biofilmes, pois a taxa de nitrificação é afetada pela razão $(\text{DBO:NTK})^{-0,44}$.

2.4.1.2 Desnitrificação

O processo de desnitrificação é realizado por bactérias heterotróficas anaeróbias facultativas, que utilizam nitratos formados na nitrificação como aceptores de elétrons e carbono orgânico como doador de elétrons. Possuem destaque as bactérias do gênero *Pseudomonas*, capazes de reduzir o nitrato a nitrogênio molecular (FERREIRA, 2000).

O nitrito e o nitrato são os principais fornecedores de oxigênio para respiração microbiana no processo de desnitrificação. Logo, o ambiente necessário para a desnitrificação é um meio rico em nitratos e com ausência de oxigênio – condições anóxicas (GEBARA, 2006).

Zenatti (2007) cita que para que ocorra uma desnitrificação eficiente deve-se ter um meio biológico com um substrato oxidável e uma concentração adequada de nitratos.

Algumas vantagens adquiridas com a desnitrificação são: Economia de oxigênio; preservação da capacidade tampão que anteriormente fora reduzida, devido a liberação de íons H^+ pelo processo de nitrificação; maior operacionalidade no decantador secundário, pois altas concentrações de nitrato tendem a formar um lodo ascendente na decantação secundária; controle do processo de eutrofização nos corpos receptores ao fim do processo (PICKBRENNER, 2002).

Fatores ambientais podem influenciar o processo de desnitrificação, como: temperatura, pH, oxigênio dissolvido e substâncias inibidoras ou tóxicas, relação DQO:N (PICKBRENNER, 2002). Nair *et al.* (2007) e Sousa & Foresti (1999) citam outros parâmetros como: alta intensidade luminosa, tempo de retenção celular e concentração de nitrato.

2.4.2 Remoção biológica de fósforo

Geralmente a concentração de fósforo total presente nos esgotos domésticos encontram-se na faixa de 5 a 25 mg/L, onde cerca de mais de 50% encontra-se na sua forma inorgânica, em decorrência do uso de produtos de limpeza (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Roques (1980) *apud* Sant'anna Junior (2010) cita que o fósforo encontrado na forma particulada pode apresentar uma remoção de 10 a 30 % na decantação primária, formando um lodo primário com 1,5 % de fósforo em base seca.

A remoção biológica de fósforo (BPR) é formada por duas etapas, sendo uma região de zona anaeróbia e outra aeróbia. A presença de uma zona anaeróbia e substrato prontamente disponível, servem como um seletor biológico para o desenvolvimento de organismos armazenadores de quantidades elevadas de fósforo na forma de polifosfato (VON SPERLING, 2002).

Os organismos armazenadores utilizam o polifosfato como reserva energética intracelular sob a forma de ATP, que é quebrado, propiciando a absorção de ácidos graxos voláteis e alcóois (substrato), geração de reserva energética na forma de polihidroxibutirato (PHB), além da liberação de fósforo inorgânico (fosfato) para o meio líquido. As bactérias facultativas responsáveis por este processo são denominadas bactérias polifosfato (Poli-P) (Figura 2.6) (BASSIN & DEZOTTI, 2008).

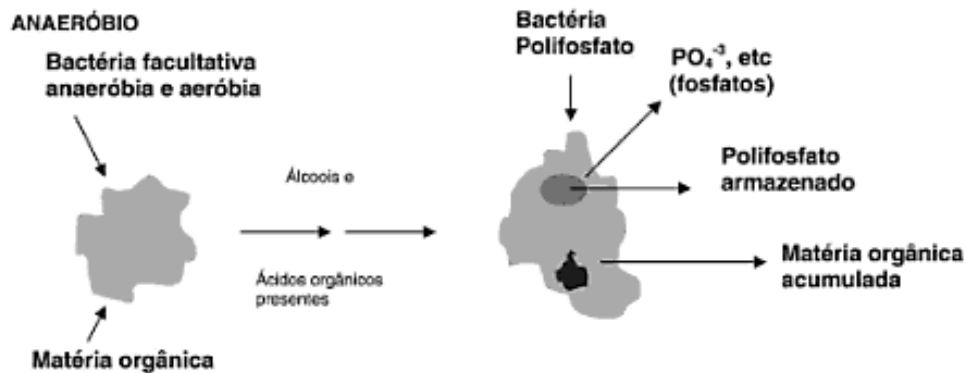


Figura 2.6 Degradação biológica de fósforo na região anaeróbia. Fonte: BASSIN & DEZOTTI (2008).

O desenvolvimento das bactérias poli-P é determinado pela quantidade de substrato absorvido na fase anaeróbia, determinado pela limitação de substrato ou fósforo disponível no meio necessário para o processo (FARIA, 2006).

Na região aeróbia, ocorre a oxidação da matéria orgânica, armazenada sob a forma de PHB, pelas bactérias polifosfato. O fósforo inorgânico solúvel presente no meio reacional, anteriormente liberado pelas próprias bactérias, é utilizado para formação de ATP (Figura 2.7).

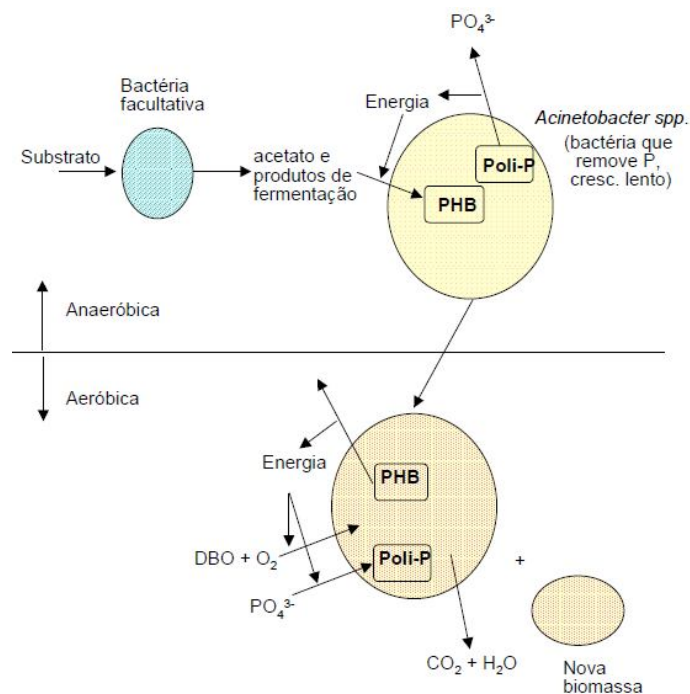


Figura 2.7 – Representação esquemática da remoção biológica de fósforo. Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2002) e HOFFMANN *et al.* (2004).

É importante ressaltar que ocorre uma absorção de fosfato proporcionalmente maior do que quando ocorreu sua liberação em meio anaeróbio, esta propriedade das bactérias é denominada “phosphorous luxury uptake”. O principal gênero de bactérias citado na literatura é o das *Acinetobacter* (BASSIN & DEZOTTI, 2008).

Fatores ambientais e de projeto influenciam a remoção biológica de fósforo, podendo-se citar: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, teor de nitrato e fósforo no efluente, concentração de ácidos graxos voláteis, idade do lodo, concentração de sólidos suspensos, condições anaeróbicas (VON SPERLING, 2002; BASSIN & DEZOTTI, 2008; SANT’ANNA JUNIOR, 2010).

2.5 REMOÇÃO QUÍMICA DE FÓSFORO

Devido a frequentes problemas operacionais e a complexidade dos processos envolvidos, a remoção biológica de fósforo torna-se uma alternativa de difícil escolha em muitas plantas de tratamento de efluentes, favorecendo a escolha por métodos físico-

químicos para a eliminação do fosfato presente (NELSON *et al.*, 2003; DOYLE & PARSONS, 2002).

Métodos físico-químicos para remoção de fósforo foram desenvolvidos antes dos métodos biológicos. A adição de hidróxido de cálcio permite formar precipitados de fosfato de cálcio ou apatita, podendo ser diferenciados por processos de separação sólido-líquido, como sedimentação (BAIRD & CANN, 2011).

Processos para remoção de fósforo baseados em precipitação química foram deixados de lado na escolha de projetos de remoção biológica de fósforo devido a desvantagens como: exigir a demanda elevada de produtos químicos necessários ao equilíbrio termodinâmico, devido a uma baixa cinética, acarretando custos elevados de processo e aumento da salinidade (condutividade iônica) do efluente, tornando seu reuso complicado (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999; BASSIN & DEZOTTI, 2008).

O interesse por processos que levem não somente a remover o fósforo, mas também recuperá-lo tem crescido nos últimos anos. Destacando-se notavelmente nesta área, a precipitação na forma de fosfato de amônia e magnésio (estruvita), pois permite recuperar simultaneamente nitrogênio amoniacal e fósforo presentes no efluente (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

A grande vantagem dessa rota em recuperar o fósforo é que paralelamente também se recupera a amônia nos produtos obtidos (sulfato de amônio e estruvita), podendo ser utilizado como fertilizante nas culturas vegetais (SCHILLING, 2008).

2.5.1 Estruvita

A precipitação de nitrogênio e fósforo na forma de estruvita apresenta-se como uma alternativa atraente para o tratamento de águas residuárias com altos teores de nitrogênio amoniacal e ortofosfato, como é o caso de: plantas de tratamento por remoção biológica de fósforo com resultados insatisfatórios comparados com a legislação ambiental para despejos em corpos hídricos; fase líquida de processos de digestão anaeróbia de lodo; efluentes de origem suína; efluentes de semicondutores; lixiviados de aterros sanitários, como o Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ) e urina humana (RYU & LEE, 2010; MOERMAN *et al.*, 2009; MARTÍ *et al.*, 2010; PASTOR *et al.*, 2010; DOYLE & PARSONS, 2002; RONTELTAP *et al.*, 2007; SCHILLING, 2008; SUZUKI *et al.*, 2006; SUZUKI *et al.*, 2007).

Wollaston foi o primeiro pesquisador que relatou a presença de um sal de fosfato em cálculo renal. Posteriormente em 1845, descobriu-se este mesmo sal em reservas de guano e denominou-o de estruvita em homenagem ao geógrafo e geólogo Heinrich Christian Gottfried Von Struve (1772-1851) (RIEU, 2005).

A estruvita, ou fosfato de magnésio e amônio hexahidratado ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), apresenta estrutura cristalina ortorrômbica de coloração branca (Figura 2.8), com baixa solubilidade em água. Sua identificação qualitativa é possível através da técnica de Difração de raios X (DRX) por comparação entre intensidade, picos produzidos e a base de dados para a estrutura cristalina (Figura 2.9) (DOYLE & PARSONS, 2002; OHLINGER *et al.*, 1999).

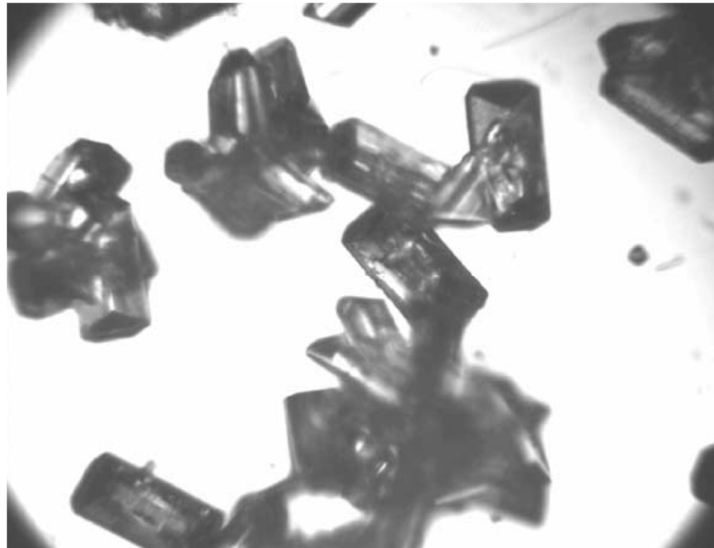


Figura 2.8 Cristais de estruvita de estrutura ortorrômbica. Fonte: DOYLE & PARSONS (2002).

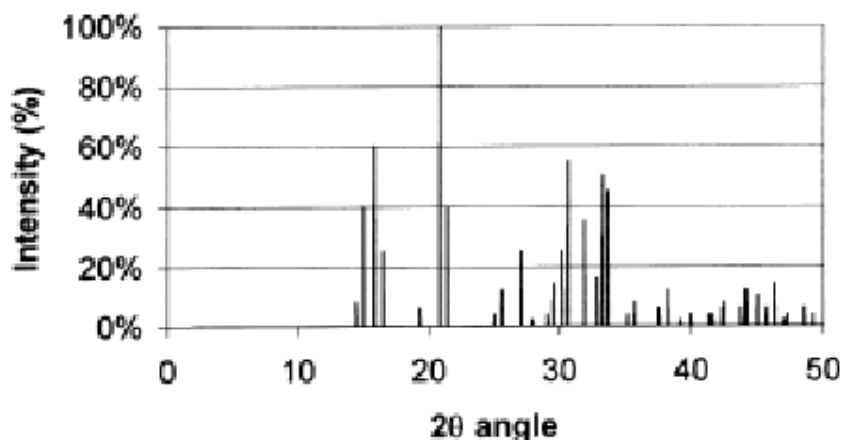
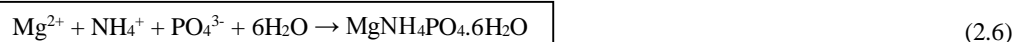


Figura 2.9 Difratograma padrão da estruvita. Fonte: OHLINGER *et al.* (1998).

A estruvita é formada por concentrações equimolares de fósforo, magnésio e amônia de acordo com a equação 2.6 abaixo (DOYLE & PARSONS, 2002; SCHILLING, 2008):



Durante processos de compostagem, ricos em nitrogênio amoniacal, a precipitação de estruvita é induzida pela adição de magnésio e fosfato, que se apresentam em concentrações reduzidas no meio. A mitigação das emissões gasosas de compostos nitrogenados, com destaque para as emissões de NH_3 , foi relatada na compostagem de setores alimentícios e manejo suíno (JEONG & HWANG, 2005; LEE *et al.*, 2009).

Países produtores de fósforo, como os Estados Unidos da América e China restringem seus limites de exportação no intuito de conservar suas próprias reservas naturais, o que acaba por levar a um aumento no comércio das minas fosfatadas, tornando o fósforo, uma importante moeda de barganha comercial para o desenvolvimento agrícola de uma população (FUKUMOTO *et al.*, 2011).

Devido a sua baixa solubilidade em soluções de pH neutro, a estruvita é um excelente fertilizante de lenta liberação que não "queima" raízes, quando é aplicado, que é comum com os tradicionais fertilizantes amônio-fosfatados (HU *et al.*, 1996).

Esse comportamento de liberação lenta é ideal para a agricultura costeira, uma vez que reduz o escoamento de nutrientes e, portanto, reduz o impacto do processo de

nitrificação em águas costeiras. Além disso, o fósforo recuperado pela estruvita pode ser utilizado como um substituto para as minas de fosfato usadas globalmente pela indústria de fertilizantes para a agricultura (SHU et al., 2006).

A estruvita pode ser usada diretamente na horticultura e agricultura, podendo ser aplicada no setor de piscicultura, como na conservação de populações de trutas e salmões, devido a sua facilidade de manuseio, distinta dos tradicionais problemas relacionados ao uso de lodo (WILSON *et al.*, 2009 *apud* WANG *et al.*, 2010).

De acordo com De-Bashan & Bashan (2004), a estruvita também pode ser utilizada em detergentes, cosméticos, alimentação animal, painéis resistentes ao fogo, e cimento.

A formação da estruvita é influenciada por parâmetros, como: temperatura, pH, supersaturação dos solutos, tipo de fonte de magnésio empregado, intensidade da mistura e atividade iônica (BOUROPOULOS & KOUTSOUKOS, 2000; MOERMAN et al., 2009; OHLINGER et al., 1999).

Dentre os fatores citados acima, merece destaque o pH, considerado como o fator chave no controle de formação da estruvita, sendo citado na literatura como faixa ótima de pH de 8,0 a 11,0 (PASTOR *et al.*, 2010; DOYLE & PARSONS, 2002; KIM *et al.*, 2007).

O aumento do pH favorece a diminuição da solubilidade da estruvita até pH 9,0, quando ocorre a perda de amônia na forma gasosa para o meio (DOYLE & PARSONS, 2002; NELSON *et al.*, 2003).

Doyle e Parsons (2002) citam que o tempo necessário para precipitação de estruvita na corrente sobrenadante de um digestor anaeróbico em torno de pH 7 leva dias para ocorrer, enquanto que em pH 8, é possível ocorrer em menos de 1 hora.

O pH pode ser alterado por meio da dosagem de uma base, comumente na forma de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, NaOH ou $\text{Mg}(\text{OH})_2$. A vantagem da administração de uma base, como o hidróxido de magnésio, é a suplementação de um dos elementos constituintes da estruvita, além do aumento do pH, favorecendo a redução da solubilidade da estruvita (VON MÜNCH & BARR, 2001).

Outro método de ajuste de pH é a aeração, pois remove dióxido de carbono e, portanto, altera a distribuição química do carbonato das águas, resultando em um aumento do pH (DOYLE & PARSONS, 2002).

Altas concentrações de amônia e fosfóro solúvel são ideais para a formação da estruvita, no entanto, a presença de sólidos em suspensão totais (Resíduos Não Filtráveis

Total – RNFT) com concentrações acima de 1 g/L interferem no processo, pois acabam por levar a precipitação desse sólidos em detrimento dos componentes da estruvita, inibindo a formação da mesma (DE-BASHAN & BASHAN, 2004; SCHUILING & ANDRADE, 1999).

A temperatura influencia a solubilidade da estruvita e a presença de cálcio pode inibir a formação da estruvita devido a competição pela formação de precipitados de fosfato (BOUROPOULOS & KOUTSOUKOS, 2000; BATTISTONI *et al.*, 1997).

A precipitação da estruvita proporciona um valor agregado a ETE, pois permite atender a legislação brasileira no que tange ao padrão de lançamento de nutrientes no efluente final, além de agregar valor ao produto final formado, pois a estruvita possui função como fertilizante e condicionador de solos, permitindo-se assim, compensar os gastos com investimento na tecnologia (SCHILLING, 2008).

Estudos desenvolvidos na fase líquida (sobrenadante) em processos de digestão anaeróbia, através da precipitação da estruvita, mostraram que mais de 90% de fósforo dissolvido pode ser recuperado, obtendo-se eficiências de recuperação de fósforo total na faixa de 50-80% (JAFFER *et al.*, 2002; VON MUNCH & BARR, 2001; MARTÍ *et al.*, 2010; DE-BASHAN & BASHAN, 2004).

A estruvita também pode ser utilizada para a remoção de amônia em lixiviados de aterro sanitário, contudo a alta concentração de sais do efluente pode causar redução da eficiência de um posterior tratamento biológico e também, atrelado ao fato de que os lixiviados de aterros sanitários tendem a ter baixas concentrações de fosfato e magnésio quando comparados à concentração de amônia, e por isso o custo da adição destes componentes para a viabilização da precipitação da estruvita é a maior desvantagem para a aplicação desta tecnologia. Estudos realizados confirmam que até 90% de toda a amônia contida no lixiviado pode ser eliminada através da precipitação da estruvita utilizando-se excesso de 75% de fosfato, 200 % de magnésio e com pH de precipitação no valor de 9 (SCHILLING, 2008).

Martí *et al.* (2010) construíram uma planta piloto de cristalização de estruvita, utilizando diferentes estratégias operacionais na linha de tratamento de lodo. Os precipitados formados eram formados por estruvita, fosfatos de cálcio e calcita.

Suzuki *et al.* (2006) construíram um reator de cristalização de estruvita, alimentado por meio de efluentes da suinocultura por 3,5 anos. O sistema de ajuste do pH foi elaborado através de aeração artificial. A suplementação de magnésio para a formação da

estruvita foi realizada através da adição de 30% de $MgCl_2$. Em termos de rendimento máximo, 171 g de estruvita foram obtidas a partir de $1m^3$ de água residuária de suinocultura. A estruvita recuperada necessitou apenas de secagem ao ar antes do uso, uma vez que possuía uma pureza de aproximadamente 95%, mesmo sem lavar.

Segundo estudo de Shu *et al.* (2006), a cristalização de estruvita é uma alternativa mais rentável do que a pura precipitação química com sais de ferro. Por exemplo, em uma ETE com vazão diária de $1000 m^3$, considerando uma recuperação de 100 % de fósforo na forma de estruvita, obteríamos 3,65 toneladas de estruvita ao ano. Conforme demonstrado na Tabela 2.3, a geração de 10 kg de estruvita por dia é suficiente para fertilizar 26 hectares de terra arável. Isso levaria a um aumento de 188 toneladas na produção de grãos secos ao ano, o que daria um lucro adicional na receita operacional de AUD \$ 13600.

Tabela 2.3 Custos estimados da recuperação de fósforo com estruvita na corrente sobrenadante de digestores.

Vazão (m^3 / dia)	1000	55000
Estruvita (ton / ano)	3,65	200,75
Terra fertilizada (ha)	26	1451
Produtividade de trigo sem fósforo (ton / ano)	41	2254
Produtividade de trigo com fósforo (ton / ano)	229	12610
Renda adicional devido ao fósforo (AUD \$ / ano)	13600	750000

Fonte: SHU *et al.*, 2006.

Considerando que a estruvita tem valor comercial como fertilizante, a mesma poderia ser vendida para o mercado agrícola com o intuito de agregar receita junto à tecnologia. Existem várias configurações comerciais disponíveis para implementação da formação da estruvita em plantas de tratamento de esgoto, como: PHOSNIX, Rem-Nut, e Ostara (Figura 2.10) (Schröder *et al.*, 2010).

Ostara Struvite Recovery System

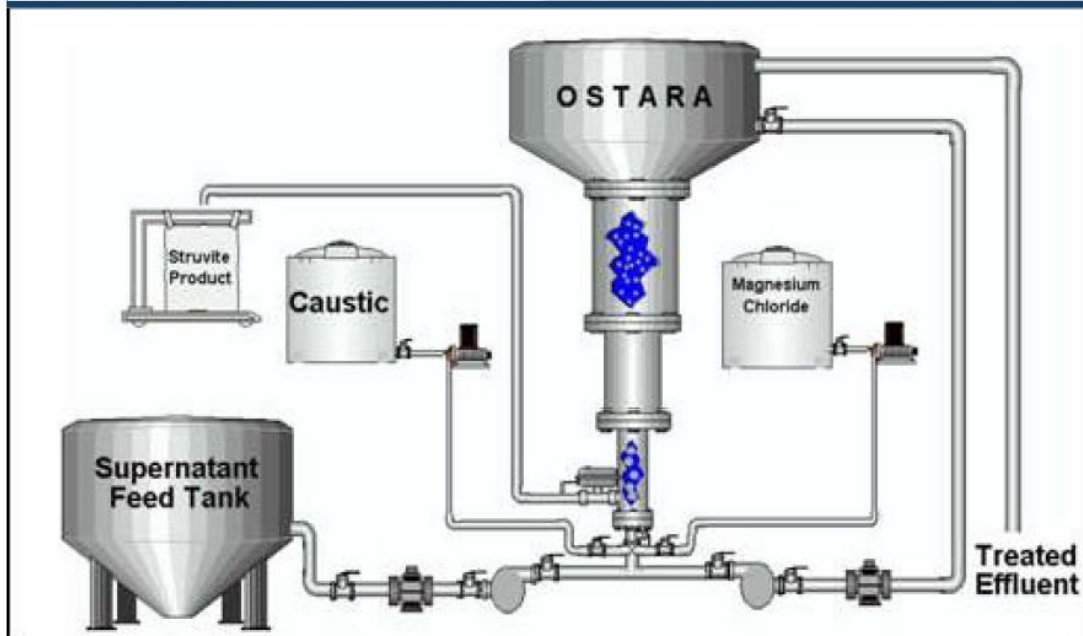


Figura 2.10 Configuração da planta comercial para recuperação de estruvita da Ostara.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ANÁLISE DA ETE ESTUDADA

O Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro – Campus Nilópolis possui vários laboratórios de biologia e química utilizados na formação e qualificação dos seus discentes. Estes laboratórios possuem sua rede de esgotamento sanitário conectada a uma ETE, responsável pelo tratamento do efluente gerado, tornando-a um importante centro experimental de pesquisa em saneamento ambiental. Atualmente pode-se avaliar que a eficiência que vem sendo obtida no tratamento de esgotos realizado na ETE não tem contemplado alguns dos padrões de lançamento estabelecidos pelas legislações vigentes. Assim como não existe uma remoção eficiente de nitrogênio amoniacal e ortofosfato realizado na ETE, que é de lodo ativado por aeração prolongada. Os valores médios obtidos nas análises com afluente e efluente, realizados pela equipe do IFRJ, no período de Novembro de 2011, coletados quinzenalmente em amostras compostas ao longo do dia, estão listados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 Caracterização do afluente e efluente do IFRJ.

	Afluente	Efluente
pH	8	7
Temperatura	24°C	23°C
Turbidez	19,8 NTU	18,5 NTU
Nitrogênio Amoniacal	59,890 mg /L	58,066 mg/L
Nitrogênio kjedahl	82,173 mg/L	44,505mg/L
DQO	109,83 mgO ₂ /L	98,63 mgO ₂ /L
Fósforo	12,71mg/L	11,96 mg/L

A baixa eficiência possivelmente é causada pela formação de um lodo intumescido, formado pelo desequilíbrio entre bactérias não filamentosas e bactérias filamentosas que atuam no processo. Outro fator de destaque é a baixa carga orgânica diária que é recebida pelo reator aeróbio, que reflete numa baixa remoção de nutrientes no tratamento e valores

superiores à razão de biodegradabilidade, desta forma, refletindo numa baixa biodiversidade no reator.

Não existe uma dinâmica de remoção de nitrogênio amoniacal na ETE do IFRJ – Nilópolis. Processos comumente utilizados são: nitrificação/desnitrificação biológica, arraste com ar (stripping) ou precipitação do efluente final na forma de estruvita. Tais processos poderiam ser utilizados em escala de bancada a fim de determinar medidas mitigadoras para o aporte de nutrientes nos corpos receptores. A estruvita apresenta-se também como alternativa viável para a remoção de ortofosfato presente no efluente da ETE.

A ETE do IFRJ pode se tornar uma unidade experimental de saneamento ambiental, servindo como importante laboratório para futuras pesquisas sanitárias na área de gestão ambiental.

Durante o período de realização deste trabalho foi realizada uma coleta composta da saída da estação, objetivando uma amostragem representativa do efluente gerado pelo tratamento.

Os experimentos foram conduzidos com o apoio do Laboratório de Águas Residuárias (lab 179), localizado ao lado da estação elevatória de esgoto bruto do IFRJ. Do canal de grades a montante desta elevatória, uma bomba submersa recalca os esgotos sanitários para a unidade de tratamento preliminar (grade) do IFRJ, da qual nova elevatória recalca os esgotos para os processos secundários – lodo ativado por aeração prolongada. As linhas de remoção do clarificado foram alvo de coleta do efluente onde se processou a aplicação controlada de $Mg(OH)_2$ para a precipitação da estruvita, de acordo com a Figura 3.1.

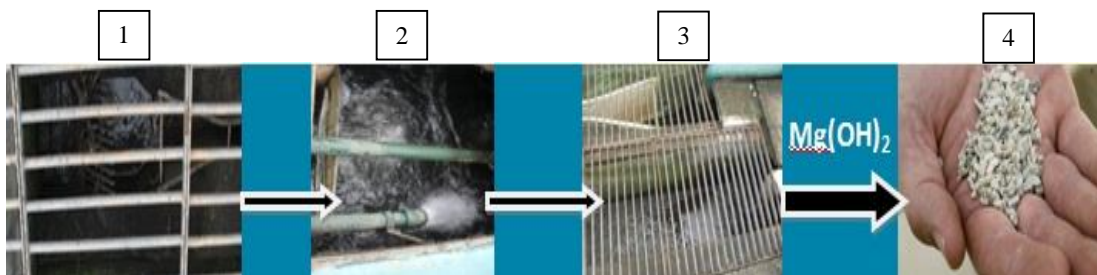


Figura 3.1 Fluxograma do projeto: (1)Gradeamento grosseiro, (2) lodo ativado por aeração prolongada, (3) calha parshall e (4) precipitado gerado ao final.

Em escala de bancada, avaliou-se as composições do esgoto tratado antes e após a aplicação do hidróxido de magnésio, em relação a carga de nutrientes, como nitrogênio amoniacal e fósforo solúvel reativo. Visando a precipitação da estruvita, definiram-se em escala de bancada, as dosagens de magnésio a serem utilizadas posteriormente nas unidades em escala piloto, avaliando-se assim as condições em que ocorre maior eficiência de remoção para nitrogênio e fósforo. Assim, após a aplicação de magnésio, amostras filtradas de sobrenadante permitiram avaliar a eventual composição do sobrenadante em relação aos seguintes constituintes: ortofosfato (4500-P C) e nitrogênio amoniacal (4500-NH₃ D). As técnicas analíticas utilizadas seguiram os procedimentos recomendados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). A análise de nitrogênio amoniacal baseava-se na detecção do gás amônia através de uma membrana permeável a gás de um eletrodo seletivo, onde a amostra em estudo era levada a pH acima de 11 e sua leitura era registrada potenciometricamente. A análise de ortofosfato baseava-se na reação com molibdato de amônia em meio ácido e presença de vanádio para formar o ácido vanadomolibdofosfórico de coloração amarela, cuja intensidade de coloração é proporcional a concentração de fosfato, medida em um espectrofotômetro. Finalizados os ensaios em bancada, definiu-se o delineamento experimental da etapa em escala piloto do IFRJ, baseado nas dosagens de magnésio.

Foram realizados estudos em volumes de amostra de 250 mL, com excessos estequiométricos de 100 e 200% em pH 8,0 e 9,0, com o auxílio de NaOH 50% para correção do pH, com velocidades de agitação de 250 e 350 rpm e tempos de reação de 120 minutos. Os estudos foram realizados em duplicata a fim de obter uma média dos resultados gerados. Utilizou-se uma metodologia semelhante a de Schilling (2008), no entanto não se realizou uma avaliação da influência da temperatura no processo, visto que seria inviável fisicamente sua operação na planta de tratamento.

3.2 PROCEDIMENTO

Utilizou-se um bécher de 600 mL onde adicionou-se 250 mL de efluente sob agitação de 50 rpm, através de um aparelho de jar test. O magnésio a ser adicionado foi preparado de forma que o volume requerido para o respectivo excesso estequiométrico não causasse efeitos de diluição na amostra. Ajustou-se o pH para 8,0 e 9,0 com NaOH 50 % medindo-se em um potenciômetro de bancada. Quando atingido o pH final desejado

aumentou-se a velocidade de agitação até a desejada e a cada 30 minutos durante 120 minutos foram retiradas alíquotas de volume necessárias para a realização de ensaios de nitrogênio amoniacal e ortofosfato.

Após o tempo de 120 minutos, desligou-se a agitação e deixou-se a amostra em repouso por 30 minutos a fim de que ocorresse sedimentação do precipitado branco formado ao fundo do recipiente. Com as análises realizadas, verificou-se a melhor condição operacional de trabalho tanto em função da remoção de nitrogênio amoniacal como em função da remoção de ortofosfato. Todos os ensaios foram realizados a temperatura ambiente de 25 °C. Outras velocidades de agitação e tempos de reação não foram testados devido a inviabilidade física e econômica em escala piloto.

A seguir levou-se o bécher para a chapa de aquecimento seguido de estufa a 100 °C, no intuito de evaporar a fase líquida e quantificar a massa da fase sólida ao fim do processo. Desprezou-se a influência da alcalinidade carbonácea na formação da estruvita, pela matriz de análise ser proveniente de esgotos sanitários.

Devido as razões molares de nitrogênio amoniacal e ortofosfato não estarem equivalentes no efluente, realizou-se novo experimento com a suplementação de fósforo na forma de KH_2PO_4 até atingir a equivalência molar e repetiu-se a metodologia anterior para a condição de maior remoção de nitrogênio amoniacal. Li *et al.* (1999) utilizaram $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ como fonte de magnésio e $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ como fonte de fosfato, no entanto ocorreu uma formação de grande quantidade de sal juntamente com a estruvita, prejudicando sua identificação, por isso a escolha do hidróxido de magnésio e do fosfato monobásico de potássio.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A amostra composta do IFRJ permitiu idealizar as dosagens de magnésio necessárias a realização dos experimentos, além de permitir observar que o fósforo presente apresentava-se como elemento limitante aos ensaios a serem realizados, de acordo com a Tabela 4.1.

Tabela 4.4.1 Amostra do IFRJ.

P solúvel reativo (mg/L)	10,22
PO₄³⁻ (mg/L)	31,32
PO₄³⁻ (mmol/L)	0,33
NH₄⁺ (mg/L)	75,05
NH₄⁺ (mmol/L)	4,17
NH₄⁺ (mmol/L) / PO₄³⁻ (mmol/L)	12,64 / 1

Utilizou-se uma solução preparada de 1,15 g/L de hidróxido de magnésio, utilizando volumes correspondentes até atingir a mesma quantidade de mols necessária, de acordo com a tabela 4.2.

Tabela 4.2 Razão molar adotada para análise.

NH₄⁺ (mmol/L) / PO₄³⁻ (mmol/L)	12,64 / 1
Mg(OH)₂ (g/L)	1,15
Mg(OH)₂ (mol/L)	0,019715
Mg(OH)₂ (mmol/L)	19,715
Excesso de magnésio de 100% (mL)	10,03
Excesso de magnésio de 200% (mL)	15,05

Avaliou-se a remoção de nitrogênio amoniacal em excesso de magnésio sob diferentes velocidades de agitação e pH diferentes. A Tabela 4.3 e a figura 4.1 mostram o

efeito da agitação de 250 rpm em pH 8,0 e 9,0, onde percebe-se que o aumento do pH associado ao aumento da dosagem de magnésio influi positivamente na remoção de amônia do meio reacional estudado. Observou-se que a condição de excesso de magnésio de 200% em pH 9,0 foi a que ofereceu a maior redução da concentração de amônia.

Tabela 4.3 Concentrações de Amônia (mg/L) sob agitação de 250 rpm.

Tempo (min)	pH 8,0 / Excesso	pH 8,0 / Excesso	pH 9,0 / Excesso	pH 9,0 / Excesso
	100%	200%	100%	200%
30	74,91	74,68	73,99	73,76
60	74,91	74,68	73,76	73,54
90	74,68	74,22	73,76	73,54
120	73,99	73,99	72,87	72,65

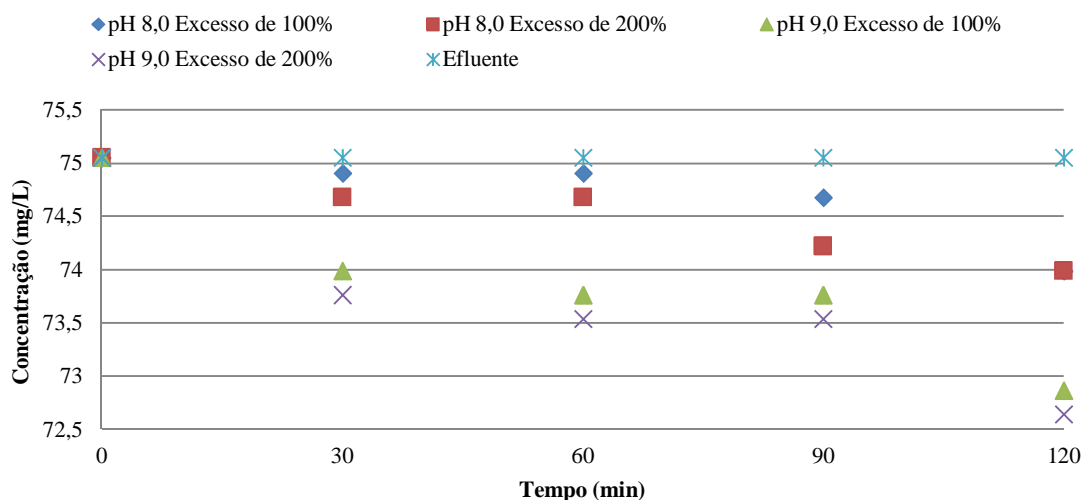


Figura 4.1 Remoção de amônia sob agitação de 250 rpm.

A Tabela 4.4 e a figura 4.2 mostram o efeito da agitação de 350 rpm em pH 8,0 e 9,0, onde percebe-se que o aumento da velocidade de agitação atua em conjunto com o pH e o aumento da dosagem de magnésio, influenciando positivamente na remoção de amônia do meio reacional estudado. Observou-se novamente que a condição de excesso de magnésio de 200% em pH 9,0 foi a que ofereceu a maior redução da concentração de amônia. O aumento da velocidade de agitação contribuiu para a redução da etapa de difusão dos íons reagentes do seio da solução para a superfície dos cristais formados.

Tabela 4.4 Concentrações de Amônia (mg/L) sob agitação de 350 rpm.

Tempo (min)	pH 8,0 / Excesso	pH 8,0 / Excesso	pH 9,0 / Excesso	pH 9,0 / Excesso
	100%	200%	100%	200%
30	74,87	74,29	73,43	67,15
60	72,58	73,14	69,27	65,09
90	72,30	72,30	65,09	63,84
120	72,02	70,36	65,09	62,13

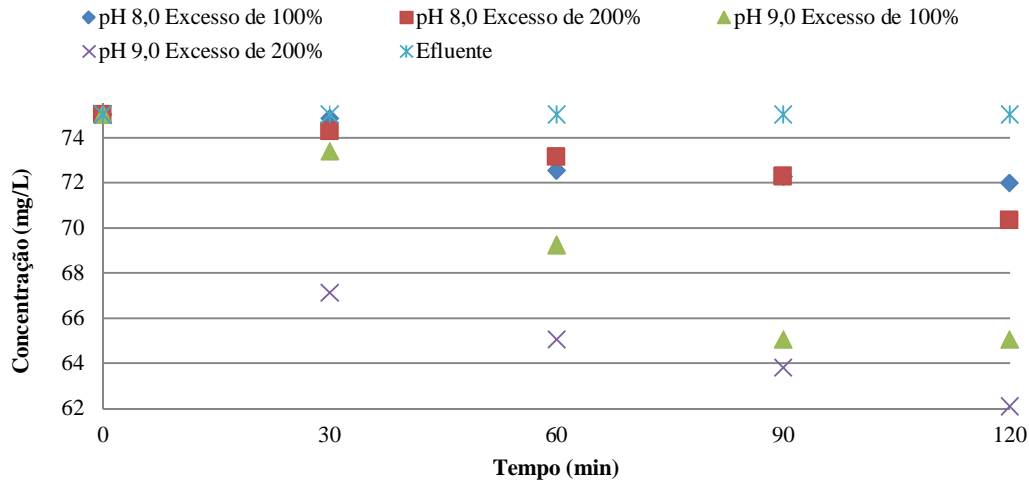


Figura 4.2 Remoção de amônia sob agitação de 350 rpm.

No entanto, a simples observação do decaimento da concentração de amônia não seria prova suficiente de que estaria se formando estruvita no meio reacional, se fazendo então necessária a avaliação da redução da concentração de ortofosfato, como pode ser observado na Tabela 4.5 e na figura 4.3, que mostra o efeito da agitação de 250 rpm em pH 8,0 e 9,0. Percebe-se um comportamento diferente das condições apresentadas na Figura 4.3, onde a partir de 60 minutos as condições de operação de pH 8,0 associado a excesso estequiométrico de 200% de magnésio e pH 9,0 associado a excesso estequiométrico de 100% de magnésio apresentaram as melhores reduções da concentração de ortofosfato.

Tabela 4.5 Concentrações de fosfato (mg/L) sob agitação de 250 rpm.

Tempo (min)	pH 8,0 / Excesso	pH 8,0 / Excesso	pH 9,0 / Excesso	pH 9,0 / Excesso
	100%	200%	100%	200%
30	14,37	11,48	12,66	13,08
60	13,62	11,05	11,26	12,98
90	13,62	10,73	11,05	12,66
120	12,23	10,51	10,19	12,66

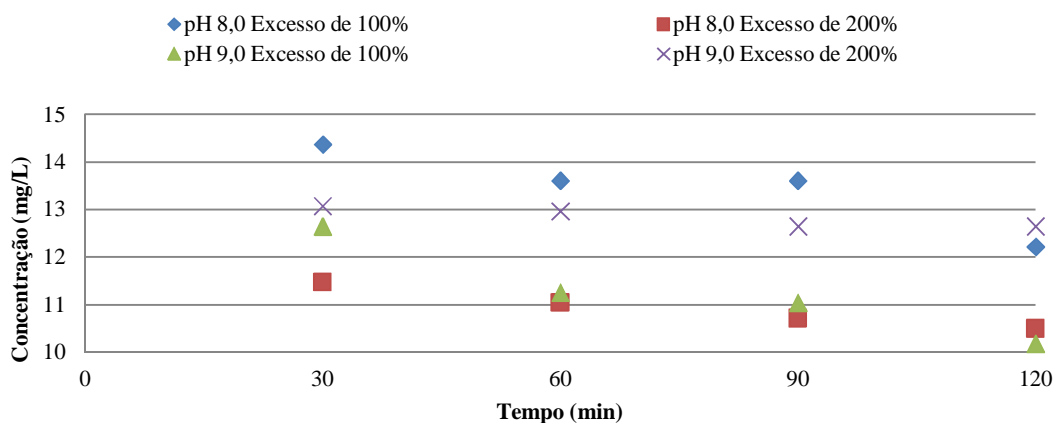


Figura 4.3 Remoção de ortofosfato sob agitação de 250 rpm.

A Tabela 4.6 e a figura 4.4 mostram o efeito da agitação de 350 rpm em pH 8,0 e 9,0. Percebe-se reduções das concentrações de ortofosfato bem próximas, no entanto a condição operacional de pH 9,0 com excesso estequiométrico de 200% foi a que apresentou maior redução.

Tabela 4.6 Concentrações de fosfato (mg/L) sob agitação de 350 rpm.

Tempo (min)	pH 8,0 / Excesso	pH 8,0 / Excesso	pH 9,0 / Excesso	pH 9,0 / Excesso
	100%	200%	100%	200%
30	13,19	12,23	11,37	11,37
60	12,01	11,05	11,37	10,73
90	11,16	10,73	10,51	9,65
120	9,87	10,73	9,87	8,80

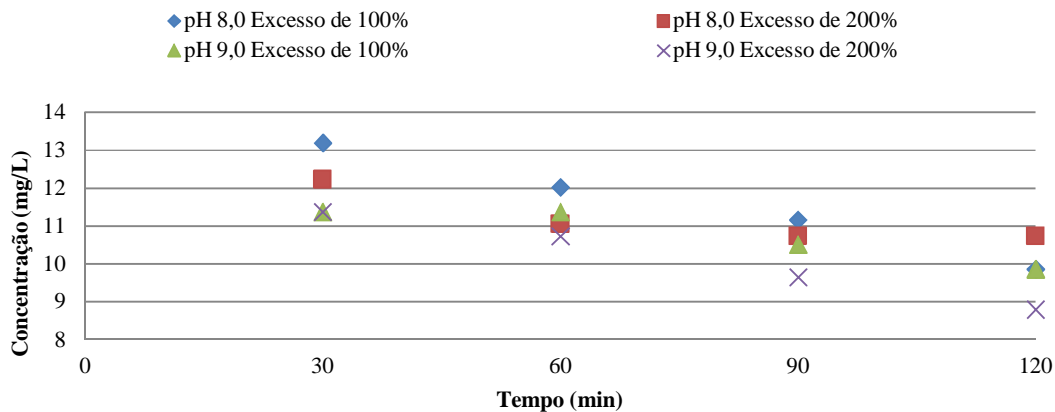


Figura 4.4 Remoção de ortofosfato sob agitação de 350 rpm.

Observou-se que a velocidade de agitação de 350 rotações por minuto (rpm) e pH 9,0 com excesso estequiométrico de magnésio de 200% foi a melhor condição para remoção de amônia e ortofosfato nos ensaios realizados. Obteve-se um precipitado ao final com massa de 1,1298 gramas (Figura 4.5). Esta quantidade de precipitado formado não é garantia de que todo o magnésio utilizado na reação tenha sido fonte para a precipitação de estruvita, podendo o mesmo ter reagido com outras substâncias contidas no efluente e precipitado sob a forma de outros produtos que não o objeto do estudo.

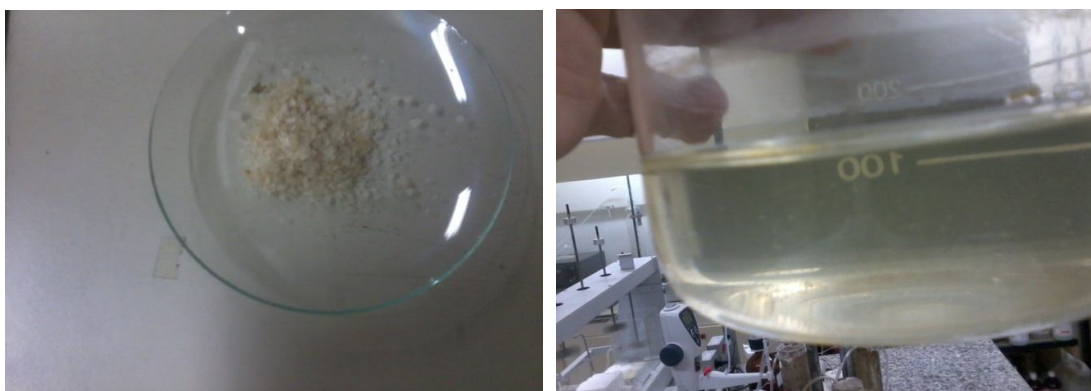


Figura 4.5 Precipitado formado.

Não foi possível determinar se o magnésio residual no efluente compromete a qualidade do mesmo. De acordo com Kim *et al.* (2007) os íons de Mg^{2+} predominantemente reagem com íons OH^- contidos nas soluções e produzem prontamente precipitados tais como $Mg(OH)_2$.

Realizou-se um ensaio posterior com a suplementação de fósforo na forma de fosfato monobásico de potássio (KH_2PO_4) até atingir a equivalência molar e repetiu-se a metodologia anterior para a condição de maior remoção de amônia e fosfato (Figura 4.6), obtendo-se as remoções apresentadas na Tabela 4.7 e Figura 4.7. Obteve-se dessa forma maior redução de amônia porém a concentração final de fosfato apresentada se tornou superior a encontrada no efluente bruto, levantando a questão de qual metodologia de ensaio deve ser adotada, visto que se não houver a suplementação de fósforo, obteve-se 17,22 % de remoção de amônia e 71,92 % de remoção de fosfato. No caso da suplementação de fósforo para obter maior formação de estruvita (1,5042 g de precipitado final), obteve-se 72,22 % de remoção de amônia e 71,97 % de remoção de fosfato.

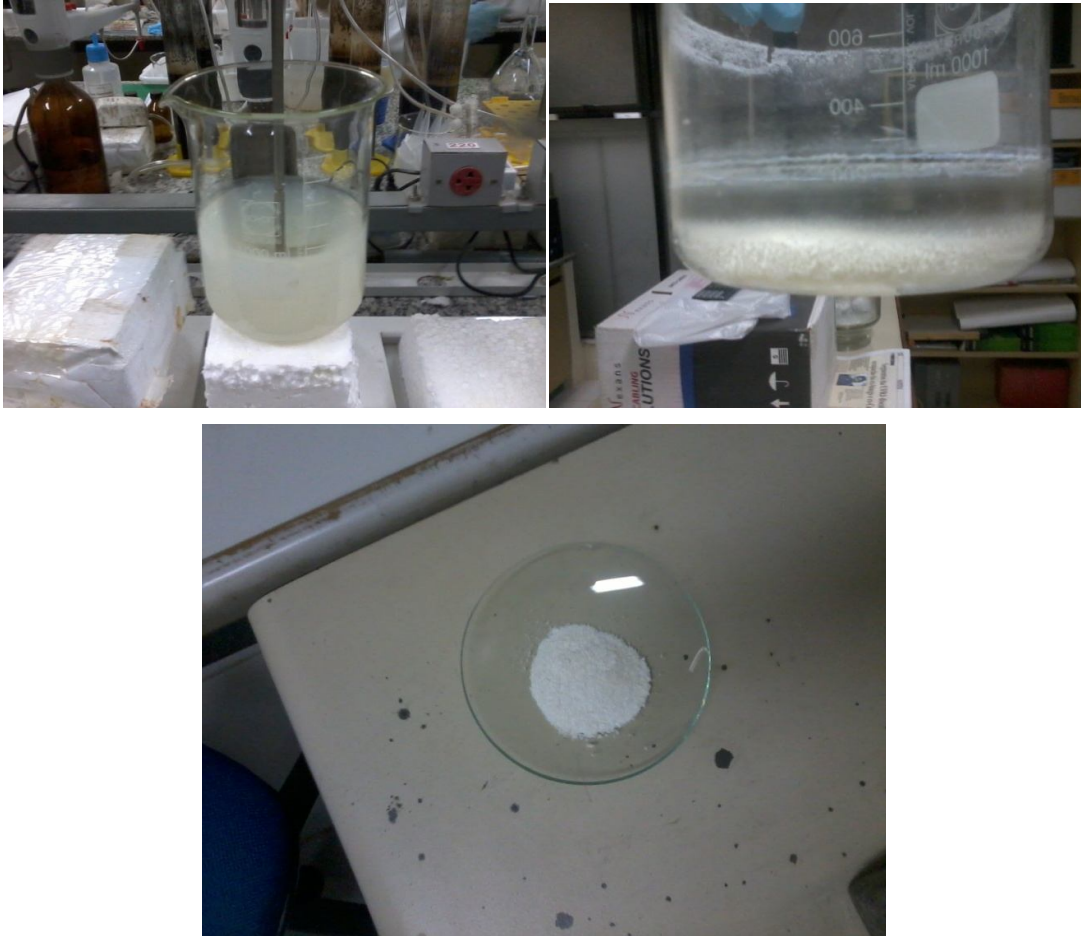


Figura 4.6 Precipitado final formado.

Tabela 4.7 Remoções de Amônia e Fosfato.

Tempo (min)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	PO ₄ ³⁻ (mg/L)
	pH 9,0 / Excesso 200%	pH 9,0 / Excesso 200%
0	75,052	396,106
30	34,150	190,887
60	21,010	115,827
90	20,929	112,370
120	20,848	111,026

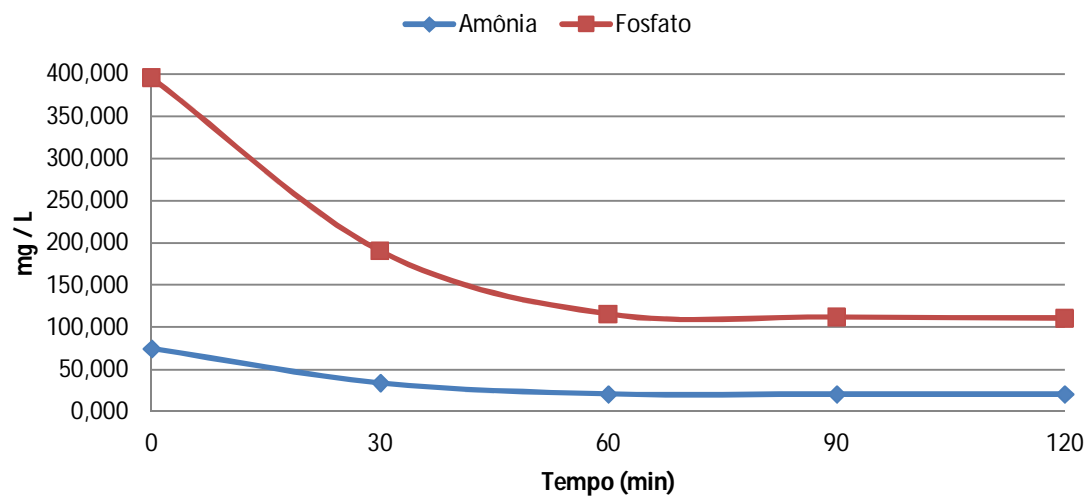


Figura 4.7 Remoções de Fosfato e Amônia no experimento com suplementação de fósforo

CONCLUSÃO

Conclui-se que nos experimentos realizados foi possível obter a remoção de nitrogênio amoniacal e ortofosfato da estação de tratamento de esgoto do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia – Campus Nilópolis pela adição de magnésio para formação de estruvita. Quando não houve a suplementação de fósforo, obteve-se 17,22 % de remoção de amônia e 71,92 % de remoção de fosfato. No caso da suplementação de fósforo para obter maior formação de estruvita (1,5042 g de precipitado final), obteve-se 72,22 % de remoção de amônia e 71,97 % de remoção de fosfato. A melhor condição operacional foi de pH 9,0 com excesso de magnésio de 200 % a 350 rpm. Outras velocidades de agitação e tempos de reação não foram testados devido a inviabilidade física e econômica em escala piloto.

Ao se trabalhar nas condições de estudo percebeu-se que diminuindo as concentrações de nitrogênio amoniacal e ortofosfato, pode-se evitar impactos ambientais como a depleção do oxigênio dissolvido do meio, bloom de algas e processo de eutrofização que acabariam por degradar o corpo receptor final, além de manter um crescimento controlado dos microrganismos ali presentes sem perturbar o equilíbrio dinâmico existente. É importante frisar que ambos os experimentos não atenderam a legislação vigente para descarga de efluentes, apesar das técnicas utilizadas, no entanto devido a estrutura física existente na instituição é possível implementar em escala real as condições utilizadas em escala de bancada necessitando-se apenas de um sistema de agitação eficiente e a utilização do leito de secagem presente na estação como um sedimentador ao fim do processo.

Observou-se que no caso da suplementação de fósforo ao meio reacional obtiveram-se maiores remoções tanto de amônia como de fosfato, no entanto a concentração de fosfato aumentou substancialmente de 31,32 mg/L para 111,026 mg/L, além do fato de se trabalhar em pH alcalino, o que demanda um tratamento posterior na planta da ETE, que poderia advir de uma etapa de polimento como uma lagoa de maturação. Contudo, a formação de estruvita talvez compensasse o investimento realizado e o posterior tratamento, ao passo que esta tem importante função de condicionador de solos, sendo possível sua aplicação no terreno da própria instituição de ensino, assim como

possibilidade até de sua comercialização. É importante frisar que ainda não existe uma regulamentação própria para o uso da estruvita, oriunda de efluente sanitário, no solo.

Pode-se ressaltar que a utilização de outras fontes de magnésio podem ser testadas em ensaios futuros, devido a termodinâmica e cinética química da reação da estruvita, podendo-se avaliar o impacto do reagente utilizado, sendo necessária a continuidade da investigação experimental neste sentido.

O presente trabalho permitiu desenvolver conhecimentos adquiridos no decorrer do curso, possibilitando a aplicação da presente metodologia como mecanismo presente em um plano de gestão ambiental da própria instituição, servindo de subsídio para a valorização da pesquisa científica como forte instrumento de contribuição para a melhoria do ambiente em que vivemos, que é um dos temas norteadores do curso de especialização em Gestão Ambiental.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9648** – Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1986, 5 p.

AGRA, C. A. **Tratamento de águas residuárias domésticas em reatores de biomassa dispersa e biomassa aderida**. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa Regional de Pós – Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, 2009.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Sanepar – FINEP, Curitiba, PR, 2005.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21^o edition, Washington, 2005.

ASLAN, S.; CAKICI, H. **Biological denitrification of drinking water In a slow sand filter**. Journal of Hazardous Materials, v. 48, p. 253-258, 2007

AZEVEDO, S. M. F. O. **South and Central America: Toxic cyanobacteria**. In: Codd, G. A. (ed.) *Cyanonet: a global network for cyanobacterial bloom and toxin risk management*. Paris: IHPUnesco, 2005. p. 115-126.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. Editora Bookman, 4^a edição, Porto Alegre, RS, 2011.

BASSIN, J. P.; DEZOTTI, M. **Tratamento primário, secundário e terciário de efluentes**. In: Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos. DEZOTTI, M. (coordenadora). Série Escola Piloto em Engenharia Química, COPPE/UFRJ, Editora e-papers, RJ, 2008.

BATTISTONI, P.; FAVA, G.; PAVAN, P.; MUSACCO, A.; CECCHI, F. **Phosphate removal in anaerobic liquors by struvite crystallization without addition of chemicals: preliminary results**. Water Research 31 (11), p. 2925–2929, 1997.

BOUROPOULUS, N. C.; KOUTSOUKOS, P. G. **Spontaneous precipitation of struvite from aqueous solution**, J. Cryst. Growth 213, p. 381–388, 2000.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M., NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**, Editora Prentice Hall, 2 ed., 2005, SP.

BRASIL; CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução n.º 357/05**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes,

e dá outras providências. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.html>. Acesso em: 30 Abr 2011.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução n.º 397/08** - Altera o inciso II do § 4 e a Tabela X do § 5, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA n.º 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=563>. Acesso em: 30 Abr 2011.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução n.º 430/11** - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 12 Nov 2011.

BRASIL. **Lei 11.445**, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o Saneamento Básico e dá outras providências. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm>. Acesso em: 30 Abr 2011.

CASTRO A. A.; COSTA A. M. L.; CHERNICHARO C. A. L.; VON SPERLING, E.; MÖLLER L. M.; HELLER L.; CASSEB M. M. S.; VON SPERLING M.; BARROS R. T. V. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**. 5 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, V. 2, 2007.

CHAPRA, S. C. **Surface Water Quality Modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997.

COSTA, B. S. **Decisão do CONAMA foi pelo bom senso**. Abes Informa, n. 67, p. 4, 2008.

DE-BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. **Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997-2003)**. Water Research 38, p. 4222-4246, 2004.

DEZOTTI, M. (coordenadora) **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos**. Série Escola Piloto em Engenharia Química, COPPE/UFRJ, Editora e-papers, RJ, 2008.

DOYLE, J. D.; PARSONS, S. A. **Struvite formation, control and recovery**. Water Research 36, p. 3925–3940, 2002.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª ed., Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

FARIA, O. L. V. **Remoção de fósforo de efluentes da parboilização de arroz por absorção biológica estimulada em reator em batelada sequencial (rbs) associada à precipitação química**. Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Agroindustrial da Universidade Federal de Pelotas, 2006.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V. **Produção e características dos biosólidos**. In: Uso e manejo de lodo de esgoto na agricultura. Rio de Janeiro: PROSAB, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999. p. 8-17.

FERREIRA, E. S. **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica**. Anais do XXVII Congresso Interamericano De Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 2000.

FERREIRA, R. M., BARROS, N. O.; DUQUE-ESTRADA, C. H.; ROLAND, F. **Lições de limnologia**. Rima Editora, 2005.

FIGUEROA, L. A.; SILVERSTEIN, J. **The Effect of Particulate Organic Matter on Biofilm Nitrification**. Water Environment Research, Vol. 64, No. 5 (Jul. - Aug., 1992), pp. 728-733. Published by: Water Environment Federation

FRAIHA, M. **Consumo hídrico em produção animal intensiva**. Anais do XIII Simpósio de Engenharia de Produção, Bauru, SP, Novembro de 2006.

FUKUMOTO, Y.; SUZUKI, K.; KURODA, K.; WAKI, M.; YASUDA, T. **Effects of struvite formation and nitrataion promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting**. Bioresource Technology 102(2), p. 1468-1474, 2011.

GEBARA, D. **Desempenho de um Reator Aeróbio de Leito Fluidizado no Tratamento de Esgoto Sanitário**, Tese Doutorado, Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, São Paulo, Brasil, 2006.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. **Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza**. Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola nº 1 – Química Ambiental, Maio de 2001.

HOFFMANN, H.; WEITZ, J.; COSTA, T. B.; WOLFF, D. B.; PLATZER, C.; COSTA, R. H. R. **Biodesfosfatação no tratamento de esgoto doméstico, uma contribuição para a proteção de recursos hídricos**. Anais do XV Congresso Brasileiro de Engenharia Química, COBEQ, Curitiba, 2004.

HU, H.; LI, X.; LIU, J.; XU, F.; LIU, J.; LIU, F. **The effect of direct application of phosphate rock on increasing crop yield and improving properties of red soil**. Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 46, p. 235–239, 1996.

JAFFER, Y.; CLARK, T. A.; PEARCE, P. **Potential phosphorus recovery by struvite formation**. Water Research, Volume 36, Issue 7, p. 1834-1842, 2002.

JEONG, Y. K.; HWANG, S. J. **Optimum doses of Mg and P salts for precipitating ammonia into struvite crystals in aerobic composting**. Bioresource Technology, v. 96, p. 1–6, 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6ª edição, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES, 2011.

KIM, D.; RYU, H. D.; KIM, M. S. **Enhancing struvite precipitation potential for ammonia nitrogen removal in municipal landfill leachate.** Journal of Hazardous Materials 146, p.81–85, 2007.

KNAPICK, H. G. **Reflexões sobre monitoramento, modelagem e calibração na gestão de recursos hídricos: estudo de caso da qualidade da água da bacia do alto Iguaçu.** Dissertação de Mestrado apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

LEE, J. E.; RAHMAN, M. M.; RA, C. S. **Dose effects of Mg and PO₄ sources on the composting of swine manure.** Journal of Hazardous Materials, 169 (1–3), p. 801–807, 2009

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L.; HAO, X. D. **Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation.** 1999. Waste Management V. 19, p. 409 – 415.

MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry.** CRC Press, 9th Edition, 2009.

MARTÍ, N.; PASTOR, L.; BOUZAS, A.; FERRER, J.; SECO, A. **Phosphorous recovery by struvite crystallization in WWTPs: Influence of the sludge treatment line operation.** Water Research 44, p. 2371-2379, 2010.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas.** In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A., Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000.

McADAM, E.; JUDD, S. **Denitrification from drinking water using a membrane bioreactor: chemical and biochemical feasibility,** Water Research, 41(18), p. 4242-4250, 2007.

MOERMAN, W.; CARBALLA, M.; VANDEKERCKHOVE, A.; DERYCKE, D.; VERSTRAETE, W. **Phosphate removal in agro-industry: Pilot-and full-scale operational considerations of struvite crystallization.** Water Research 43, p. 1887-1892, 2009.

NAIR, R. R.; DHAMOLE, P. B.; LELE, S. S.; D'SOUZA, S. F. **Biological denitrification of high strength nitrate waste using preadapted denitrifying sludge.** Chemosphere, v. 67, p. 1612-1617, 2007.

NELSON, N. O.; MIKKELSEN, R. L.; HESTERBERG, D. L. **Struvite precipitation in anaerobic swine lagoon liquid: effect of pH and Mg:P ratio and determination of rate constant.** Bioresource Technology 89, 229–236, 2003.

NETO, C. O. A.; CAMPOS, J. R. **Introdução.** In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo. José Roberto Campos (coordenador), Rio de Janeiro: PROSAB, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999. p. 1-28

NUVOLARI, A. **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola.** Editora Edgard Blucher, SP, 2003.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. Editora Thomson Pioneira, 2007.

OHLINGER, K. N.; YOUNG, T. M.; SCHROEDER, E. D. **Predicting struvite formation in digestion**. *Water Resource*, v. 26, p. 2229–2232, 1998.

OHLINGER, K. N.; YOUNG, T. M.; SCHROEDER, E. D. **Kinetics effects on preferential struvite accumulation in wastewater**. *Journal of Environmental Engineering-ASCE* 125, 730–737, 1999.

OMS – ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE, PNUD-Brasil. **Na América Latina, melhorar água dá lucro**. Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/saneamento/reportagens/index.php?id01=322&lay=san&date=10-2008>>. Acesso em: 30 Abr 2011.

PASTOR, L.; MANGIN, D.; FERRER, J.; SECO, A. **Struvite formation from the supernatants of an anaerobic digestion pilot plant**, *Bioresource Technology*, v. 101, p. 118–125, 2010.

PICKBRENNER, K. **Uso de reator seqüencial em batelada (RSB) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico**. Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

RIEU, P. **Infection lithiasis**. *Annales d’Urologie*, Volume 39, Issue 1, p.16-29, 2005.

RIO DE JANEIRO. Instituto Estadual do Ambiente – INEA - **NT-202.R-10**: critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos, aprovada pela deliberação CECA nº 1007, de 04 de dezembro 1986, publicada no DORJ de 12/12/86. Rio de Janeiro, [1986]. Disponível em: <200.20.42.68/meioambiente/arquivos/textos/textos/Classe-0200/NT%20-%20NORMA%20TÉCNICA/DOC-450/NT-0202.R-10.doc>. Acesso em: 30 Abr 2011.

RONTELTAP, M.; MAURER, M.; GUJER, W. **Struvite precipitation thermodynamics in source-separated urine**, *Water Resources*, v. 41, p. 977–984, 2007.

ROQUES, H. **Fondements théoriques du traitement biologique des eaux**, Technique et Documentation, Paris, 1980.

RYU, H.; LEE, S. **Application of struvite precipitation as a pretreatment in treating swine wastewater**. *Process Biochemistry* 45, p. 563-572, 2010.

SANT’ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento Biológico de Efluentes: Fundamentos e Aplicações**. Editora Interciência, Rio de Janeiro, 2010.

SANTOS, E. V. M. **Desnitrificação em sistemas de lodo ativado**. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, PB, 2009.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. 5 Th edition. New York: McGraw-Hill Inc., 2002.

SCHRÖDER, M.; CORDELL, D.; SMIT, A. L.; ROSMARIN, A. **Sustainable use of phosphorus**. Report 357, Plant Research International, part of Wageningen UR, The Netherlands, 2010.

SCHILLING, P. F. **Remoção de nitrogênio amoniacal na forma de estruvita de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado - Escola de Química / UFRJ, Rio de Janeiro, 2008.

SCHUILING, R. D.; ANDRADE, A. **Recovery of struvite from calf manure**. Environmental Technology, vol. 20, p. 765-768, 1999.

SHRIMALI, M.; SINGH, K. P. **New methods of nitrate removal from water**. Environmental Pollution, nº 112, p. 351-359, 2001.

SHU, L.; SCHNEIDER, P.; JEGATHEESAN, V.; JOHNSON, J. **An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant**, Bioresource Technology, vol. 97, pp. 2211–2216, 2006.

SOARES, J. M.; VALENTE, M. L. M. G.; PEREIRA, J. A. R. **Estudo de alternativas de traçado da rede coletora de esgoto sanitário e avaliação da influência na redução dos custos de construção**; Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES; Campo Grande, Mato Grosso do Sul, MS, 2005.

SOTERO-SANTOS, R. B.; SOUSA-SILVA, C. R.; VERANI, N. F.; NONAKA, K.; ROCHA, O. **Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle Tiete River, São Paulo, Brazil)**. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 64, p. 163-170, 2005.

SOUZA, F. A. **Agricultura natural/orgânica como instrumento de fixação biológica e manutenção do nitrogênio no solo. Um modelo sustentável de MDL**. Anais do 13º Congresso Brasileiro de Direito Ambiental, São Paulo, SP, Junho de 2008.

SOUSA JÚNIOR, W. C. **Gestão das águas no Brasil: reflexões, diagnósticos e desafios**. Instituto Internacional de Educação no Brasil – IEB, São Paulo, Peirópolis, 2004, 163p.

SOUSA, J. T.; FORESTI, E. **Utilização de lodo anaeróbico como fonte de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande. v.3, n.1. p. 69-73, 1999.

SUZUKI, K.; TANAKA, Y.; KURODA, K.; HANAJIMA, D.; FUKUMOTO, Y.; YASUDA, T. **The technology of phosphorous removal and recovery from swine wastewater by struvite crystallization reaction**. Japan Agriculture Resources Quart. 40, 341–349, 2006.

SUZUKI, K.; TANAKA, Y.; KURODA, K.; HANAJIMA, D.; FUKUMOTO, Y.; YASUDA, T.; WAKI, M. **Removal and recovery of phosphorous from swine wastewater by demonstration crystallization reactor and struvite accumulation device**, Bioresource Technology, v. 98, p. 1573–1578, 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. Metcalf & Eddy Inc; Ed. McGraw-Hill, 4th Edition, 2002.

TOMIELLO, E. C. **Análise dos resíduos sólidos de desarenador do tratamento preliminar de esgotos sanitários da cidade de Maringá**. Maringá, 2008. 151 p. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Estadual de Maringá.

TUNDISI, T. M.; TUNDISI, J. G. **Limnologia**. Editora Oficina de Textos, 2008.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicação para projetos e operação**. Campina grande, PB: Editora Epgraf, 1999.

VON MUNCH E.; BARR, K. **Controlled struvite crystallization for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams**. Water Resources 35, p. 151–159, 2001.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1: **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 3^a ed., 2005.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 4: **Lodos Ativados**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 2^a ed., 2002.

WANG, C. –C.; HAO, X. –D.; GUO, G. –S.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. **Formation of purê struvite at neutral pH by electrochemical deposition**. Chemical Engineering Journal 159, p. 280-283, 2010.

WILSON, G. A.; REDDENKOPP, S.; SLANEY, P.; WIGHTMAN, C. J. **The role of recovered struvite (magnesium ammonium phosphate) in trout and salmon population conservation**. In: Oral Presentation on International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams, Vancouver, Canada, pp. 10–13, Maio de 2009.

ZAJACZKOWSKI, H. **Educação ambiental: necessidade e prática transformadora**. Editora Mimeo, 2002.

ZENATTI, D. C. **Avaliação da nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em reator em batelada seqüencial aerado com biomassa imobilizada**. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2007.

ZENG, R. J.; YUAN, Z.; KELLER, J. **Improved understanding of the interactions and complexities of biological nitrogen and phosphorus removal processes**. Reviews in Environmental Science & Bio/Technology (2004) 3: 265–272, Springer, 2004.