

## II-580 - REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM EFLUENTES: PRINCIPAIS TÉCNICAS EXISTENTES, CARACTERÍSTICAS, OPORTUNIDADES E DESAFIOS PARA O TRATAMENTO TERCIÁRIO DE EFLUENTES

### **Henrique Reismann**

Graduando em Engenharia Civil na Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

### **Bruna Vieira**

Engenheira Ambiental e Mestre em Ciências e Tecnologia Ambiental.

### **Tânia Maria Rodrigues**

Engenheira Ambiental e Sanitária, MBA em Gestão de Processos BPM.

**Endereço:** Rua Bahia, 720 ap. 101 - Higienópolis- São Paulo – SP - CEP: 01244-000 - País - Cel: +55 (11) 97300-6754 - e-mail: [henrique.reismann@usp.br](mailto:henrique.reismann@usp.br)

### **RESUMO**

Nutrientes como nitrogênio e fósforo, quando adicionados ao ambiente aquático através de atividades humanas, podem causar desequilíbrio na proliferação de biomassa no ambiente, desencadeando o processo de eutrofização artificial. Essa eutrofização causa um desequilíbrio no ecossistema aquático com o aumento da floração de algas, cianobactérias e macrófitas aquáticas que podem causar a obstrução do fluxo de embarcações; alteração na diversidade das comunidades algais presentes no meio devido à mudança na disponibilidade de nutrientes, podendo ocorrer maior desenvolvimento de espécies potencialmente tóxicas; diminuição de teores de oxigênio dissolvido, tendo como consequência a diminuição da diversidade biológica. Todas estas alterações impactam na qualidade da água para abastecimento por implicar em aumento no custo do tratamento da água, além de causar risco à saúde pública. Conseqüentemente, a remoção de nutrientes através de técnicas adequadas de tratamento de efluentes se faz necessária para minimizar tais implicações. Neste sentido, o presente trabalho resgata as principais técnicas de tratamento de efluentes que visam a remoção de nitrogênio e fósforo. São elas, remoção físico química e adsorção, Wetlands e remoção biológica.

**PALAVRAS-CHAVE:** Remoção de Nutrientes, Remoção de Nitrogênio e Remoção de Fósforo, Wetlands, Remoção Biológica, Precipitação Química e Adsorção.

### **INTRODUÇÃO**

Nutrientes como o nitrogênio e o fósforo são adicionados normalmente no ambiente aquático, através do escoamento superficial e carga proveniente das águas subterrâneas. Entretanto, as atividades humanas intensificam esse processo. Fontes tipicamente antropogênicas incluem os esgotos sanitários não tratados e fertilizantes provenientes do uso agrícola (Smol, 2008). Este excesso de nutrientes em ambiente aquático causa um desequilíbrio na proliferação de biomassa no ambiente, desencadeando o processo de eutrofização artificial.

A eutrofização artificial causa uma série de alterações no ecossistema aquático, dentre elas: Aumento da floração de algas, cianobactérias e macrófitas aquáticas que podem causar a obstrução do fluxo de embarcações; alteração na diversidade das comunidades algais presentes no meio devido à mudança na disponibilidade de nutrientes, podendo ocorrer maior desenvolvimento de espécies potencialmente tóxicas; diminuição de teores de oxigênio dissolvido, tendo como consequência a diminuição da diversidade biológica, uma vez que poucas espécies sobrevivem a condições adversas; presença de sabor e odor desagradável e aumento da turbidez da água devido ao aumento de carga orgânica; liberação de gases como metano, gás sulfídrico, amônia, além dos elementos ferro, fósforo e manganês devido à decomposição anaeróbia que ocorre no fundo dos corpos hídricos (Braga et al., 2005; Köse&Kivanç, 2011; Yang et al., 2013).

Todas estas alterações impactam na qualidade da água para abastecimento por implicar em aumento no custo do tratamento da água, além de causar risco à saúde pública. Conseqüentemente, a remoção de nutrientes através de técnicas adequadas de tratamento de efluentes se faz necessária para minimizar tais implicações (Braga et al., 2005; Karageorgiuet al., 2007). Neste sentido, o presente trabalho resgata as principais técnicas de tratamento de efluentes que visam a remoção de nitrogênio e fósforo.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### CONTEXTUALIZAÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO NO MEIO AMBIENTE E O PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO

Eutrofização é o termo designado para descrever uma série de ocorrências em ambientes aquáticos devido ao aumento da disponibilidade de nutrientes. Dentre esta, destacam-se: aumento da produtividade, simplificação de comunidades bióticas e redução da capacidade do metabolismo de organismos se adaptarem aos níveis de nutrientes impostos nos sistemas aquáticos, resultando na diminuição da estabilidade destes ecossistemas (Wetzel, 2001).

Quando acontece naturalmente, a eutrofização é gradual e muito lenta, entretanto, no processo artificial, quando este é acentuado pelas ações antrópicas, há um aumento desordenado na produção de biomassa, impossibilitando a sua incorporação pelo sistema aquático com a mesma velocidade, provocando, assim, um desequilíbrio ecológico (Souza, 1993; Margalef, 2005).

Nutrientes como o nitrogênio e o fósforo são adicionados normalmente no ambiente aquático, através do escoamento superficial e carga proveniente das águas subterrâneas. Entretanto, as atividades humanas intensificam este processo. Fontes tipicamente antropogênicas incluem os esgotos sanitários não tratados e fertilizantes provenientes do uso agrícola (Smol, 2008).

O processo de proliferação excessiva de matéria vegetal é contínuo enquanto existirem nutrientes necessários a esse crescimento. Quando ocorre a falta destes nutrientes, há uma paralização no crescimento e a população vegetal morre. A matéria orgânica morta deposita-se no fundo dos lagos, o que permite o desenvolvimento de organismos heterotróficos, que promovem o consumo excessivo de oxigênio que acaba por se esgotar, dando origem a condições de anaerobiose (Oliveira, 2004).

O conceito de nutriente limitante é aquele que controla a máxima quantidade de biomassa vegetal, sendo o que atinge um valor mínimo antes dos outros. Em razão da eutrofização dos corpos d'água depender principalmente das cargas de nutrientes, a limitação destes implicará no fator proliferação de plantas em um dado ecossistema, que será proporcional à razão de fornecimento do nutriente. Além disso, o controle da eutrofização será associado à restrição da carga deste nutriente limitante para o ecossistema (Wetzel, 2001). Segundo Esteves (2011) e Schindler (2009) na maioria das águas continentais o fósforo é o principal fator limitante de produtividade de biomassa. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas.

Considerando a importância determinante das concentrações de nutrientes nas características dos sistemas aquáticos, muitos estudiosos da área categorizam lagos de acordo com sua concentração de nutrientes (principalmente fósforo, mas também se utiliza nitrogênio e outros elementos) e biomassa algal, que é frequentemente estimada pela concentração de clorofila-a (Smol, 2008).

Uma importante forma de classificação é através do Índice de Estado Trófico (IET), que promove o agrupamento de dados, visando orientar a tomada de decisões e auxiliar na gestão de recursos hídricos. Esse índice fornece uma visão sobre como nutrientes, disponibilidade de luz e outros fatores estimulam o desenvolvimento da biomassa de algas e contribuem para o aumento das condições de enriquecimento de sistemas aquáticos. Segundo Smol (2008), sistemas aquáticos com baixa concentração de nutriente limitante e produção primária são classificados como oligotróficos, enquanto alta concentração de nutriente limitante e produção primária refere-se a ambientes eutróficos e a situação intermediária se classifica como mesotrófico.

Há também níveis tróficos intermediários aos citados anteriormente, que são utilizados para caracterizar os corpos d'água com maior particularidade, classificando-os em: ultraoligotrófico, oligomesotrófico, mesoeutrófico, eutrófico e hipereutrófico (Von Sperling, 2005), conforme pode ser observado na Tabela 1.

**Tabela 1 - Caracterização qualitativa entre os principais níveis tróficos.**

Item	Níveis tróficos				
	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Biomassa	Bastante baixa	Reduzida	Média	Alta	Bastante alta
Fração de algas verdes e/ou cianofíceas	Baixa	Baixa	Variável	Alta	Bastante alta
Macrófitas	Baixa ou ausente	Baixa	Variável	Alta ou baixa	Baixa
Dinâmica de produção	Bastante baixa	Baixa	Média	Alta	Alta, instável
Dinâmica de oxigênio na camada superior	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável em torno da supersaturação	Frequentemente supersaturado	Bastante instável, de supersaturação à ausência
Dinâmica de oxigênio na camada inferior	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável abaixo da saturação	Abaixo da saturação à completa ausência	Bastante instável, de supersaturação à ausência
Prejuízo aos usos múltiplos	Baixo	Baixo	Variável	Alto	Bastante alto

**Fonte:** Von Spelling, 2005 (adaptado).

Considerando o fósforo como elemento limitante para a ocorrência da eutrofização artificial, o nível trófico de rios e reservatórios pode ser relacionado com as concentrações de fósforo total, para ambientes lênticos (lagos, lagoas, represas) e lóticos (rios, nascentes, ribeiras, riachos), conforme apresentado na Tabela 2.

**Tabela 2 – Níveis tróficos em rios e reservatórios de acordo com a concentração de fósforo total presente no ambiente.**

<b>Nível</b>	<b>Ambientes lênticos P<sub>total</sub> (mg/L)</b>	<b>Ambientes lóticos P<sub>total</sub> (mg/L)</b>
<b>Ultraoligotrófico</b>	<0,008	<0,013
<b>Oligotrófico</b>	0,008 - 0,019	0,013 - 0,035
<b>Mesotrófico</b>	0,019 – 0,052	0,035 – 0,137
<b>Eutrófico</b>	0,052 – 0,120	0,137 – 0,296
<b>Supereutrófico</b>	0,120 - 0,233	0,296 - 0,640
<b>Hipereutrófico</b>	> 0,233	> 0,640

Fonte: CETESB, 2015.

No nível hipereutrófico, é observado um aumento excessivo da biomassa aquática (algas e macrófitas majoritariamente), ocasionando, como mencionado anteriormente, o desequilíbrio do ecossistema. Pelas questões apresentadas, o fósforo tornou-se um importante componente no Índice de Qualidade de Águas (IQA). O IQA é um índice utilizado para avaliar a qualidade da água bruta visando seu uso para abastecimento público, após tratamento. O índice é calculado a partir dos dados de nove parâmetros de qualidade de água e seus respectivos pesos, que foram fixados em função de sua importância e influência na qualidade de água (ANA, 2015).

#### **TRATAMENTO DE EFLUENTES**

Segundo a norma brasileira NBR ISO 24511 (ABNT, 2013), o esgoto pode ser definido como “águas provenientes de qualquer combinação de atividades domésticas, industriais ou comerciais, de escoamento superficial e de eventuais águas de infiltração, podendo incluir águas pluviais drenadas que serão lançadas no meio ambiente ou no sistema de esgoto” sendo cada uma destas parcelas definidas pela mesma norma da seguinte maneira (ABNT, 1986):

- Esgoto doméstico: despejo líquido resultante do uso de água para higiene e necessidades fisiológicas humanas;
- Esgoto industrial: despejo líquido resultante dos processos industriais, respeitados os padrões de lançamento estabelecidos;
- Água de infiltração: água proveniente do subsolo, indesejável ao sistema separador e que penetra nas canalizações;
- Contribuição pluvial: parcela do deflúvio superficial inevitavelmente absorvida pela rede de esgoto sanitário.

Os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água. A fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. Devido a esta fração de 0,1% que há necessidade de se tratar os esgotos (Von Sperling, 2005).

Os níveis de tratamento de efluentes podem ser classificados considerando os materiais que se deseja remover da água em tratamento preliminar, primário, secundário e terciário. O tratamento preliminar objetiva apenas a remoção de sólidos grosseiros, enquanto o tratamento primário visa a remoção de sólidos sedimentáveis e, por consequência, remove também parte da matéria orgânica. No tratamento secundário predomina-se a remoção de matéria orgânica e, eventualmente, nutrientes (Nitrogênio e Fósforo) e, neste nível, utilizam-se principalmente mecanismos biológicos. O tratamento terciário será aquele que objetiva a remoção de poluentes específicos (incluindo tóxicos e materiais não biodegradáveis), assim como a remoção complementar de poluentes (principalmente os nutrientes nitrogênio e fósforo) não suficientemente removidos no tratamento secundário onde podem ser empregados processos físicos, químicos ou biológicos (Von Sperling, 2005).

O fluxograma a seguir (Figura 3) apresenta as etapas em um sistema convencional de tratamento de efluentes. Ressalta-se, entretanto, que um sistema de tratamento de efluentes possibilita diferentes configurações em relação às técnicas utilizadas em cada etapa, dependendo essencialmente das características do efluente a ser tratado e da disponibilidade de recursos e área de implantação.

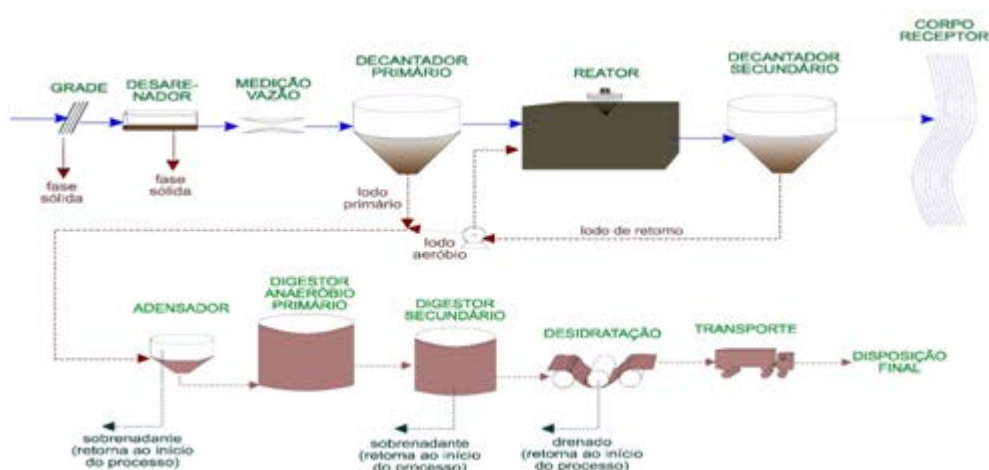


Figura 1 – Sistema convencional de tratamento de efluentes.

Fonte: Von Sperling, 2005.

## RESULTADOS

### TÉCNICAS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO - CARACTERÍSTICAS, VANTAGENS E DESAFIOS

#### Remoção físico química de nitrogênio e fósforo

O método de precipitação química (também conhecido como cristalização) em efluentes envolve a adição de um sal de um metal bivalente ou trivalente, causando a precipitação de um fosfato de metal insolúvel, que é separado por sedimentação, na forma de um ortofosfato de metal (Rittmann et al., 2011). A técnica possui como principais vantagens a sua flexibilidade de aplicação, agilidade do processo, facilidade de controle operacional e tolerância a compostos biologicamente tóxicos. Embora seja a técnica mais empregada na indústria atualmente, a alta demanda por insumos químicos e a produção de lodo com alta concentração de metais pesados encarecem o processo (Maroneze et al., 2014).

Em geral, o sulfato de alumínio é considerado o melhor precipitante, seguido de ferro (III), ferro (II), cálcio e magnésio. O ferro e o alumínio têm sido os sais mais utilizados para a precipitação de fósforo, em virtude do custo e eficiência de remoção (cerca de 95%) (Yeoman et al., 1988). Entretanto, o lodo gerado dificilmente poderá ser reutilizado, e o destino mais comum são os aterros sanitários. Já os sais de cálcio e magnésio surgem como alternativa por possuírem também baixo custo de aquisição, além de facilidade de manuseio. Afora a remoção de fósforo, o cálcio pode ainda atuar na clarificação do efluente. Outra vantagem no uso do cálcio e magnésio como agente precipitante

de fósforo é o interesse nos fosfatos de cálcio e magnésio precipitados para uso na agricultura como fertilizantes. Embora alguns resultados mostram eficiência de até 95% de remoção de fósforo para a técnica de precipitação com cálcio, este, em geral, ainda apresenta valores de eficiência de remoção menores do que os obtidos para alumínio e ferro, considerando as mesmas condições. Similarmente ao cálcio, o magnésio também apresenta valores de eficiência de remoção inferiores aos de ferro e alumínio (Maroneze et al., 2014).

Para a remoção de nitrogênio através de processos físico químicos, utiliza-se a volatilização da amônia livre (NH<sub>3</sub>) através da elevação de pH (alcançada através de adição de cal), complementada por processos de transferência de gases (ex. torre de aeração) (VON SPERLING, 2005)

### **Adsorção**

O processo de adsorção refere-se à transferência de um soluto em fase líquida para um adsorvente em fase sólida (Rittmann et al., 2011). O mecanismo de remoção está baseado no desequilíbrio das forças de atração, que são responsáveis pela adsorção. Desta forma, a adsorção física pode ocorrer a partir das interações de van der Waals e a adsorção química, através de ligações entre a molécula de adsorvente e a espécie adsorvida (Dabrowski, 2001).

A técnica de adsorção já é utilizada em processos de tratamento de efluentes desde 1950, com adição de carvão ativado durante o processo de coagulação, seguido de remoção por sedimentação e filtração; e, desde então, a técnica de adsorção vem sendo utilizada para o tratamento de água e efluentes, utilizando uma variada gama de adsorventes (Rittmann et al., 2011). Segundo Ali et al. (2012), os materiais utilizados para adsorção podem ser de origem orgânica natural, ou seja, materiais com alto teor de carbono, como plantas, animais, resíduos de frutas, casca de arroz, algas, musgo de turfa, queratina etc.; orgânica industrial, como produtos e subprodutos de indústrias de petróleo, fertilizantes, papel e celulose; e inorgânica, como: solo, argila, minérios, rochas, zeólitas e óxidos e hidróxidos de metais.

Com os avanços da tecnologia de adsorção, também se iniciaram a busca de alternativas de mais baixo custo para utilização como adsorventes, visto que alguns destes materiais apresentam custo elevado. Neste sentido, resíduos agrícolas, materiais marinhos, solos e subprodutos industriais vêm sendo amplamente estudados para adsorção de metais, compostos orgânicos não biodegradáveis e fósforo, em substituição aos substratos convencionalmente utilizados (Ali et al., 2012).

A vantagem do uso de resíduos e subprodutos para a adsorção é a possibilidade de usos mais nobres a materiais que comumente seriam descartados em aterros sanitários. Após a utilização, estes materiais, que em sua maioria constituem-se de compostos orgânicos, com a carga adicional de fósforo devido ao processo de adsorção, possuem ainda elevado potencial de reutilização como componentes em fertilizantes e compostagem.

Os desempenhos desses materiais são elevados, apresentando, geralmente, eficiência de remoção na ordem de 90%. Além disso, considera-se o processo de adsorção uma técnica simples e de fácil operação. Os equipamentos para a adsorção consistem, normalmente, em colunas de leitos recheado, operados em regime hidráulico de fluxo pistonado (Maroneze et al., 2014).

Os materiais mais utilizados para adsorção de fósforo são: minerais e rochas como areia dolomita, zeólitas, bauxita, solos, sedimentos marinhos, subprodutos industriais, materiais à base de ferro, entre outros (Westholm, 2006). Para a remoção de nitrogênio, a adsorção é um processo bastante eficiente, entretanto a utilização de materiais de resinas trocadoras iônicas para o tratamento de efluentes é economicamente inviável. Por isso, cada vez mais estuda-se o desempenho alguns minerais naturais, como as zeólitas e algumas argilas, que possuem grande capacidade de troca catiônica. Estudos recentes têm demonstrado a eficiência de adsorventes naturais na remoção de amônia de diferentes efluentes brutos, tais como esgotos domésticos e sintéticos, chorume de aterros sanitários, efluentes de laticínios e dejetos suínos. (Higarashiet al, 2008).

### **Wetland Construídas**

São terrenos alagados conhecidos como brejos, pântanos ou outros que desenvolvem uma vegetação adaptada a vida em solos alagados. Neles a água, o solo e os vegetais formam um ecossistema equilibrado, degradando a matéria orgânica, reciclando os nutrientes e conseqüentemente melhorando a qualidade da água (ANJOS, 2003). Wetlands Construídas têm mostrado grande potencial para 4 aplicações:



1. Pré-tratamento de águas para diversas finalidades como pré-tratamento de ETAs,
2. Tratamento secundário e terciário de esgoto urbano.
3. Abastecimento de água industrial e urbana
4. Purificação de grandes volumes de água para serem enquadradas em rios de Classe 2.

Apesar da aparente simplicidade, o descrever os processos físicos e químicos que ocorrem dentro do ecossistema de uma Wetland é bastante complexo. A configuração de uma Wetland é tal que possibilita a existência de ambas regiões e processos tanto anaeróbios quanto aeróbios. Na região mais próxima à superfície, a concentração de oxigênio dissolvido é mais elevada em comparação com o leito da Wetland. Dessa forma, a superfície com maiores concentrações de oxigênio, forma uma zona oxidada com predominância de processos aeróbios com maior potencial de redução, favorecendo atividade microbiológica heterotrófica. Ao passo que o leito, com menores concentrações de oxigênio, se configura em uma zona reduzida que favorece processos anóxicos com menor potencial de redução, de atividade microbiológica autotrófica. Com a presença das macrófitas, esse equilíbrio entre zonas superficiais e zonas próximas ao leito, é alterado. Macrófitas tem a capacidade de criarem micro zonas aeradas ao redor de seus rizomas, criando um micro ambiente aeróbio ao redor dos rizomas, normalmente próximos ao leito e portanto em zona anaeróbia. Tem-se em suma, três zonas: uma zona oxidada próximo a superfície com permanente disponibilidade de oxigênio, uma zona reduzida mais distante da superfície em que há sempre déficit de oxigênio, e uma zona intermediária com propriedades de zonas oxidadas e propriedades de zonas reduzidas (Reddy and Patrik, 1984). Ademais, existem micro zonas aeradas próximo aos rizomas de macrófitas. Essa diferenciação de zonas é o fator dominante na distinção dos processos que ocorrem na Wetland.

Além de se ter uma classificação de zonas mais ou menos oxigenadas variando conforme a proximidade ao leito, essa classificação é dinâmica. Um pulso d'água, que pode vir a ser um eventual aumento na vazão afluente a Wetland, acarreta em significativo aumento da lâmina d'água, e subsequente aumento da zona anaeróbia. Uma zona anaeróbia maior pode causar crescimento menos expressivo da biota, traduzido em menores taxas de remoção de nutrientes. Dessa forma, um aumento na lâmina d'água aumenta a região anaeróbia. Em contrapartida, a redução ou obstrução temporária do afluente, causa um aumento da zona aerada com reações tipicamente heterotróficas.

#### Parâmetros de Controle

O controle de uma Wetland requer atenção para alguns fatos. O tempo de detenção hidráulico a fim de garantir tempo suficiente para as reações de descontaminação ocorrerem adequadamente, a vegetação mais apropriada para crescer de acordo com as especificidades de cada afluente, o meio suporte que fornece as condições físicas e químicas ideais para o tratamento requerido, a carga hidráulica e a carga orgânica aplicadas para e o tipo de alimentação que basicamente pode se dar de 3 formas, melhores discutidas mais adiante.

#### Mecanismos de Remoção de Nitrogênio

A Wetland é um excelente mecanismo de remoção de nitrogênio. O nitrogênio orgânico, presente no afluente bruto, sofre um processo de mineralização ou amonificação, em que nitrogênio orgânico, é convertido em nitrogênio amoniacal. Uma vez nitrogênio amoniacal, três principais processos químicos, físicos ou biológicos podem ocorrer: (1) conversão da amônia em nitrogênio orgânico ao ser absorvido pela vegetação e microrganismos. (2) Volatilização da amônia a partir de PH maiores que 8, no entanto, para a reação de volatilização da amônia ser considerada eficiente, o PH deve ser ainda mais elevado. (3) Por fim, oxidação da amônia a nitritos e nitratos em condições aeróbias, posteriormente reduzido a nitrogênio gasoso, em condições anaeróbias, e finalmente evaporação para a atmosfera. Esse último mecanismo de nitrificação e desnitrificação é frequentemente o mais expressivo em termos de remoção de nitrogênio.

A seguir, segue ilustração (Figura 2) do ciclo natural do nitrogênio que ocorre em uma Wetland, em que é possível visualizar esquematicamente as reações de nitrificação, desnitrificação, volatilização e fixação de N pela planta. Nota-se que a difusão de íons entre zonas aeróbias e anaeróbias é um importante mecanismo de transporte.

## Nitrogen transformations in wetlands.

SON indicates soluble organic nitrogen  
(from Mitsch and Gosselink 1993).

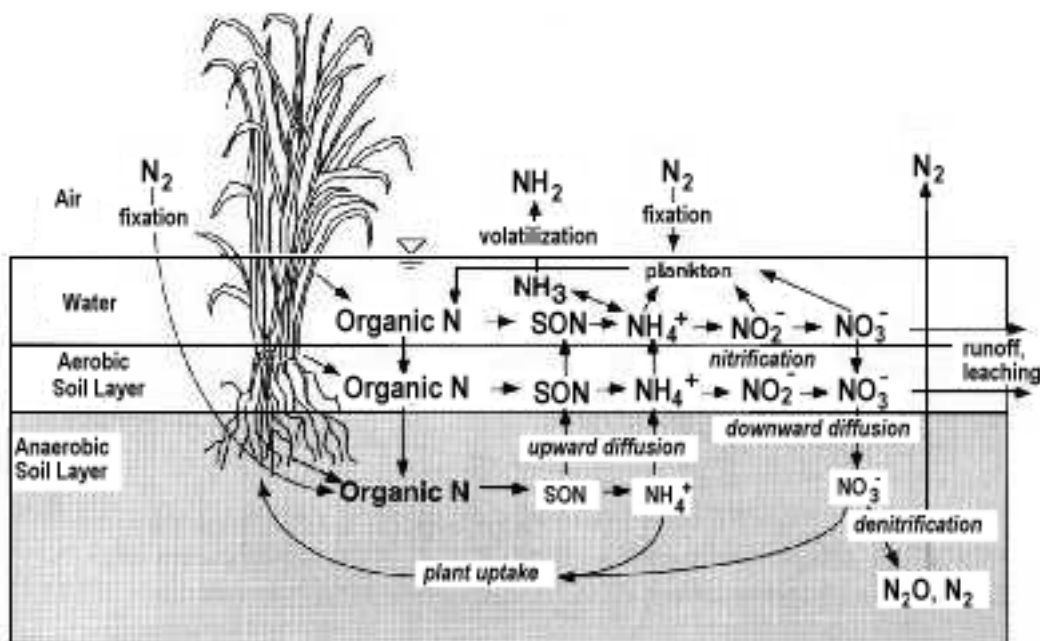


Figure 5-8 p 128 In *WETLANDS* pp. 114-147 by W. Mitsch and J. Gosselink. Copyright © 1993 by John Wiley & Sons, Inc. This material is used by permission from John Wiley & Sons, Inc.

Figura 2 – Ciclo do Nitrogênio em Wetlands

Em suma, as principais rotas de redução da matéria nitrogenada são (VON SPERLING, 2007):

1. Oxidação da matéria nitrogenada em que amônia é oxidada a nitritos e estes a nitratos. O processo é autotrófico e aeróbio.
2. Assimilação do nitrato e da amônia pelas plantas e microrganismos.
3. Desnitrificação em que o nitrato é oxidado a nitrogênio gasoso. O nitrogênio gasoso pode ser assimilado por algumas bactérias ou então se dissipa para a atmosfera em forma de nitrogênio gasoso. Esta reação ocorre em meios anóxicos e com presença de matéria orgânica.
4. Adsorção da amônia a rizosfera das macrófitas. No entanto, essa capacidade de adsorção não é considerada uma forma de remoção permanente (COOPER et al. 1997)
5. Volatilização da amônia

O fator limitante na remoção de matéria nitrogenada em Wetlands, é a taxa com a qual a amônia alcança uma condição aeróbia para que essa possa ser oxidada a nitrato. Uma vez resolvido a oferta de nitrato para a desnitrificação, o próximo parâmetro limitante é a temperatura (Mitsch, 2007). A desnitrificação tem como principais reagentes matéria orgânica e nitrato, e principais produtos gás carbônico, água e nitrogênio gasoso. A desnitrificação gera como produto também, mesmo que em menor escala, o óxido nitroso, que é gás contribuinte ao efeito estufa. Essa geração de óxido nitroso pode ser mitigada, quando em temperaturas abaixo de 20 °C e em Wetlands de fluxo intermitente ou descontínuo (Mitsch, 2007).



Em condições ácidas, a reação de desnitrificação é inibida, dessa forma, além de ser necessário limitar substâncias ácidas na composição do afluente à Wetland, é necessário controlar a decomposição de matéria orgânica no leito da Wetland, visto que essa decomposição pode gerar condições ácidas (Mitsch, 2007).

### Mecanismos de Remoção de Fósforo

O fósforo pode estar em forma orgânica ou inorgânica, solúvel ou não solúvel. A parcela solúvel e inorgânica do fósforo, ou ortofosfatos, é a utilizável pelos microrganismos, a exemplo dos: fosfato  $PO_4^{3-}$ , fosfato ácido  $HPO_4^{2-}$  e difosfato ácido  $H_2PO_4^-$ .

Diferente do nitrogênio ou carbono, fósforo em efluentes de Wetlands não pode ser controlado por processos metabólicos a exemplo da volatilização do gás nitrogênio, sendo assim, há uma tendência de acúmulo de fosforo no sistema (Mitsch, 1994). Fósforo orgânico é decomposto em fosfato, que são assimilados por plantas ou microrganismos, se em meio aeróbico, o fosfato pode ser mineralizado juntamente com íons, se em meio anaeróbico, o fosfato é resolubilizado. A seguir, segue representação (Figura 3) do ciclo de fósforo presente em Wetlands, contendo o processo de precipitação e adsorção, assimilação por microrganismos e vegetação e solubilização. Nota-se que não há volatilização do fósforo, o que confirma a tese de que o fósforo tende a acumular no sistema.

Phosphorus transformation in wetland sediments (from Mitsch and Gosselink 1993).

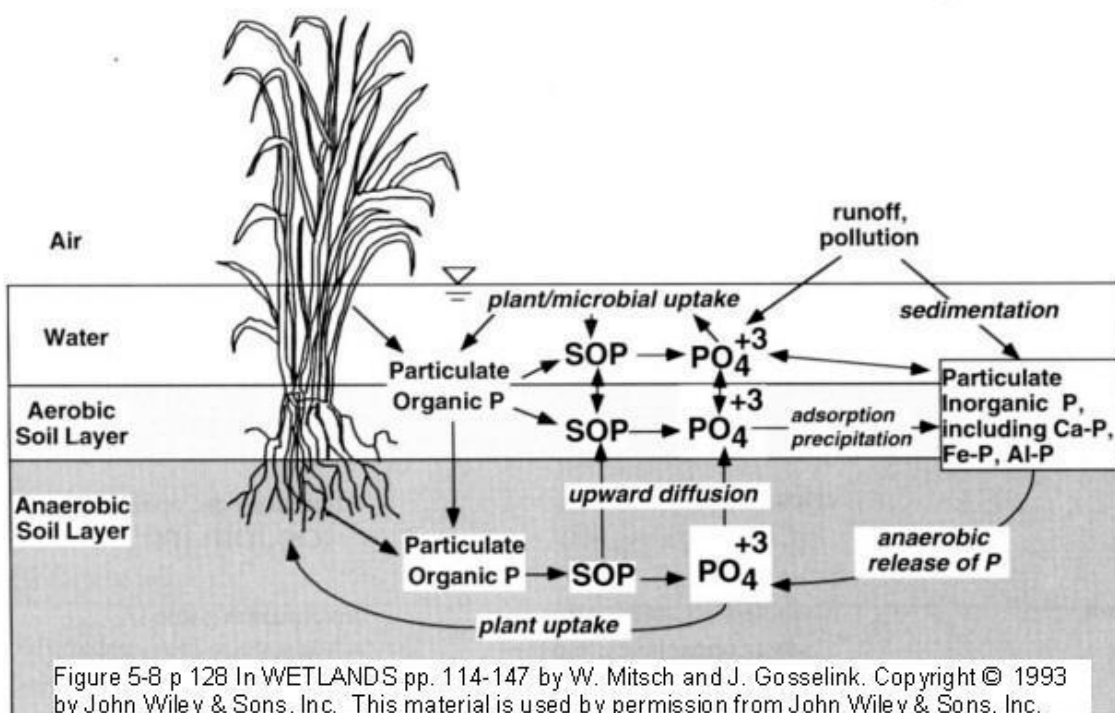


Figura 3 – Ciclo do Fósforo em Wetlands

São dois os principais processos de remoção de fósforo em efluentes de Wetlands:

1. Adsorção e precipitação do Fosfato. Dependem dos minerais presentes no meio suporte (Fe, Al, Ca), PH e área superficial dos grãos (DRIZO et al, 2000). Esse mecanismo deve ser controlado a fim de evitar a colmatação.
2. Assimilação dos ortofosfatos pelas plantas para seu crescimento. Esse mecanismo é acentuado na fase de floração e crescimento da planta. Caso não é feito o corte da planta, esse fósforo assimilado retorna para o sistema.

A precipitação de fósforo ocorre, em meios ácidos, devido a um processo de mineralização do fósforo com Alumínio ou Ferro, e em meios alcalinos, devido a mineralização do fósforo com Cálcio ou Magnésio. A adsorção do fósforo ocorre com o contato de fósforo inorgânico com o meio filtrante, em condições aeróbias. Em meio anaeróbio, o material precipitado ou adsorvido tende a se solubilizar novamente e liberar fósforo a jusante. Esse componente de fósforo precipitado que volta a ser solubilizado, é bastante expressivo em Wetlands de substrato rico em Ferro ou Wetlands que recebem afluente contendo o íon Ferro  $Fe^{3+}$ , o Ferro ligado quimicamente ao fósforo, em condições anaeróbias de falta de elétrons, é reduzido a  $Fe^{2+}$  liberando o fósforo. Caso a concentração de fósforo afluente for menor que a concentração de fósforo adsorvido e precipitado, o fósforo volta a ser solubilizado e a Wetland pode gerar efluentes com concentrações de fósforo acima das concentrações afluentes.

A assimilação de ortofosfatos ocorre com a ligação do fosfato com a matéria orgânica por incorporação na biomassa. Se em condições neutras ou levemente ácidas, estudos apontam uma maior biodisponibilidade (Reddy, 1999), e consequente maior assimilação de ortofosfatos. Em compensação, se o PH da Wetland é elevado em torno de 7 até 7.6, ocorre maior precipitação de fósforo com cálcio ou magnésio. Para aumentar a precipitação de fósforo, pode-se utilizar de substrato calcário ou então lavar o substrato com cal em estágio de construção, antes de assentar o substrato na Wetland.

Vale ressaltar que o manual de Wetlands da USEPA (2000) enfatiza que a remoção de fósforo é sazonal (mais baixa durante o período de senescência das plantas) e também limitada a sorção aos sólidos afluentes que são removidos. Quanto mais carregada a concentração de fósforo no afluente, melhor sua remoção percentual.

#### Operação

A Wetland de fluxo subsuperficial, é a recomendada para a remoção de nutrientes. Para aumentar a eficiência de aeração da Wetland, sugere-se a construção de 2. Enquanto uma está funcionando, a segunda está incorporando ar e consequentemente, oxigênio. Outro cuidado operacional que deve-se ter em mente é a vida útil da Wetland, limitada principalmente pelo processo inevitável da colmatação.

Estudos americanos apontam para uma taxa de remoção de fósforo de 1 a 2 g P/m<sup>2</sup>.ano e remoção de nitrogênio de 10 a 20 g N/m<sup>2</sup>.ano (Mitsch, 2006). Para efeitos de pré-dimensionamento, em que se tem poucos dados disponíveis, Kadlec e Knight (1996) realizaram a Tabela 3, a seguir, para estimativa de área, concentrações de efluentes da Wetland e taxa de aplicação. Considera-se  $C_i$  a concentração afluente,  $C_o$  a concentração efluente,  $q$  a taxa de aplicação hidráulica em cm/dia.

Tabela 3 – Equações de Pré-Dimensionamento para estimativa de área concentrações efluentes e taxas de aplicação

**Table 19.7 Empirical equations for the estimation of outflow concentrations or wetland area based on inflow concentrations and hydraulic retention time (Correlation coefficient ( $R^2$ ) and number of wetlands used in analysis ( $n$ ) are also given.).  $C_i$ , inflow concentration ( $\text{g m}^{-3}$ );  $C_o$ , outflow concentration ( $\text{g m}^{-3}$ );  $A$ , area of wetland (ha);  $Q$ , wetland inflow, ( $\text{m}^3/\text{day}$ );  $q$ , hydraulic loading rate, ( $\text{cm}/\text{day}$ ).**

Constituent	Equation <sup>6</sup>	$r^2$ ( $n$ )
<b>BOD</b>		
Surface-flow wetlands	$C_o = 4.7 + 0.173C_i$	0.62 (440)
Subsurface-flow, soil	$C_o = 1.87 + 0.11C_i$	0.74 (73)
Subsurface-flow, gravel	$C_o = 1.4 + 0.33C_i$	0.48 (100)
<b>Suspended solids</b>		
Surface-flow wetlands	$C_o = 5.1 + 0.158C_i$	0.23 (1,582)
Subsurface-flow wetlands	$C_o = 4.7 + 0.09C_i$	0.67 (77)
<b>Ammonia nitrogen</b>		
Surface-flow wetlands	$A = 0.01Q/\exp[1.527 \ln C_o - 1.05 \ln C_i + 1.69]$	
Surface-flow marshes	$C_o = 0.336C_i^{0.728}q^{0.456}$	0.44 (542)
Subsurface-flow wetlands	$C_o = 3.3 + 0.46C_i$	0.63 (92)
<b>Nitrate nitrogen</b>		
Surface-flow marshes	$C_o = 0.093C_i^{0.474}q^{0.745}$	0.35 (553)
Subsurface-flow wetlands	$C_o = 0.62C_i$	0.80 (95)
<b>Total nitrogen</b>		
Surface-flow marshes	$C_o = 0.409C_i + 0.122q$	0.48 (408)
Subsurface-flow wetlands	$C_o = 2.6 + 0.46C_i + 0.124q$	0.45 (135)
<b>Total phosphorus</b>		
Surface-flow marshes	$C_o = 0.195C_i^{0.91}q^{0.53}$	0.77 (373)
Surface-flow swamps	$C_o = 0.37C_i^{0.70}q^{0.53}$	0.33 (166)
Surface-flow wetlands	$C_o = 0.51C_i^{1.10}$	0.64 (90)

#### Tipos de Wetland

As 3 configurações de Wetlands mais estudadas são Wetland superficial, Wetland subsuperficial de fluxo horizontal e Wetland subsuperficial de fluxo vertical. As Wetlands superficiais são recomendadas para remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos (USEPA, 2000). Já as Wetlands de fluxo subsuperficial são recomendadas para remoção de nitrogênio e fósforo e de metais pesados devido à grande variação de processos que ocorrem dentro do solo (USEPA, 2000). Wetlands de fluxo horizontal tem boa remoção de sólidos suspensos e coliformes fecais, alguma remoção de DBO, e boa remoção de nitrogênio para tratamento terciário. No entanto, para tratamento secundário, Wetlands de fluxo horizontal não conseguem assimilar quantidades boas de oxigênio para permitir a nitrificação. Wetlands de fluxo vertical tem excelente capacidade de nitrificação e tratamento secundário, boa remoção de DBO e boa remoção de coliformes. No entanto, é deficitária para remoção de Sólidos Suspensos devido ao maior risco de colmatação (Cooper, 1999). Adicionalmente, Wetlands subsuperficiais não apresentam problemas quanto a mosquitos e proliferação de insetos. Em relação aos resultados de Wetlands, tem-se bastante divergência entre pesquisadores do potencial para tratamento terciário de Wetlands, principalmente porque é um campo de pesquisa ainda bastante recente. Outro campo que ainda deve ser extensamente pesquisado e estudado é a remoção de coliformes em Wetlands. Em relação à vegetação, vários estudos e plantas pilotos se utilizam de plantas como a *Typha domingensis*, conhecida como Taboa, *Phragmites australis* conhecida como junco, *Eichornia crassipes* conhecida como aguapé, entre outras.

### Aplicações

A solução de uma Wetland para remoção de nitrogênio e fósforo é uma tecnologia inovadora e existem poucos casos de aplicação em larga escala no Brasil. No entanto, devido a seu grande potencial para remoção de nutrientes inorgânicos merece ser devidamente estudada e discutida.

Na intenção de potencializar a remoção de compostos nitrogenados, pode-se usar sistemas híbridos compostos por Wetland subsuperficial de fluxo vertical seguida por Wetland subsuperficial de fluxo horizontal. Essa configuração potencializa a nitrificação em condições aeradas no fluxo vertical e a desnitrificação do esgoto em condições anóxicas no fluxo horizontal. Outra solução mais econômica seria uma Wetland Subsuperficial, projetada para manter uma faixa do leito sempre saturada, de forma a criar uma zona anaeróbia. Dessa forma, uma Wetland Subsuperficial de leito saturado pode ter tanto a região aeróbia quanto a região anóxica, tão necessária para a remoção efetiva do nitrogênio.

Outro caso de grande potencial, já ensaiado no Brasil para esgotos domésticos, é a combinação de um sistema UASB com uma Wetland Subsuperficial. Dessa forma, o UASB pode chegar a remover 70% da DBO e a Wetland seria responsável pela remoção do restante da DBO, remoção de termotolerantes e tratamento terciário com remoção de nitrogênio e fósforo.

## **REMOÇÃO BIOLÓGICA DO NITROGÊNIO E FÓSFORO**

Os métodos de tratamento de esgotos são constituídos por uma série de intervenções unitárias aplicadas na remoção de substâncias indesejáveis, ou na modificação destas substâncias em outras de forma aceitável.

A remoção de poluentes no tratamento, de maneira a adequar o lançamento a uma condição de qualidade desejável ou ao padrão de qualidade estabelecido pela legislação vigente, está adjunta aos conceitos de níveis e eficiência de tratamento. O tratamento de esgotos é comumente classificado por meio dos seguintes níveis: preliminar, primário, secundário e terciário.

Para o lançamento final no corpo receptor, é necessário prover à desinfecção das águas residuais tratadas para a remoção de organismos patogênicos ou, em determinados casos, a remoção de especificados nutrientes, como o Nitrogênio e o Fósforo, que podem, de maneira isolada ou em conjunto, potencializar a eutrofização das águas receptoras.

De modo geral, a maioria das estações existentes alcançam apenas o tratamento a nível secundário, porém, em muitas situações, é obrigatório o alcance de tratamento com o nível denominado terciário, que tem como objetivo a redução da concentração do Nitrogênio e Fósforo, fundamentado geralmente em processos biológicos realizados em duas fazes denominadas nitrificação e desnitrificação.

De acordo com Souza<sup>1</sup> apud Sperling (1996) o tratamento biológico ocorre totalmente por mecanismos biológicos, reproduzindo, de certa forma, os processos naturais que incidem em um corpo d'água, onde a matéria orgânica é convertida por mecanismos naturais em produtos mineralizados inertes, caracterizando assim o chamado fenômeno da autodepuração. Para tratamento em caso de esgotos sanitários, em paralelo a ocorrência dos fenômenos básicos, há a introdução de tecnologias com o objetivo de fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e em taxas mais elevadas.

### **Remoção biológica do Nitrogênio**

No meio ambiente, o nitrogênio pode ser encontrado na forma de nitrogênio orgânico, nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub>), amônia (NH<sub>3</sub>), amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) ou nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). As substâncias orgânicas nitrogenadas são capazes de serem degradadas por bactérias decompositoras da matéria orgânica produzindo amônia, ao mesmo tempo que o nitrogênio gasoso presente na atmosfera pode ser transformado em amônia por meio da atuação das bactérias fixadoras de nitrogênio (BASSIN, 2012 apud HENZE et al. 1997 e MADIGAN et al. 1997).

Normalmente, a eliminação do nitrogênio de uma água residuária é efetuada por duas etapas distintas. A primeira

---

<sup>1</sup> SOUSA, R. V.. Desempenho operacional do tratamento biológico de estações de tratamento de águas residuárias (remoção biológica de nutrientes), 2011. Brasília, DF.

etapa é denominada por nitrificação, a amônia passa a nitrato em condições aeróbicas tendo o oxigênio como aceptor na cadeia respiratória, admitindo a reoxidação das coenzimas e a geração de ATP. A segunda etapa é designada desnitrificação, o nitrato é transformado em nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub>) e possivelmente tem como intermediários gasosos o óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), lançados na atmosfera. A desnitrificação é conduzida em condições anoxicas, tendo como receptor de elétrons o nitrato (MADIGAN et al., 1997, UEMOTO e SAIKI, 2000).

### Nitrificação

A nitrificação é compreendida como a etapa limitante do processo de remoção do nitrogênio. O processo é realizado por meio da ação de dois grupos de bactérias. O primeiro grupo é responsável pela oxidação da amônia a nitrito, denominada nitritação, tendo a hidroxilamina (NH<sub>2</sub>OH) como composto intermediário. Já o segundo grupo provoca a conversão de nitrito ou em nitrato, designada nitratação (BASSIN, 2012 apud RAMALHO, 1983, METCALF e EDDY, 1991).

As etapas do processo de nitrificação são descritas nas Equações (1,2 e 3) (HENZE et al., 1997, MADIGAN et al., 1997).

Geração de nitrito:



Geração de nitrato:



Reação global:



Por meio da estequiometria das reações (1) e (2), observa - se que a massa de oxigênio necessária para completar essas reações é de 4,57 gO<sub>2</sub>/gN oxidado, sendo 3,43 g de oxigênio necessárias para a oxidação do nitrogênio amoniacal e 1,14 g requerida para a oxidação do nitrito (BASSIN, 2012).

As bactérias nitrificantes possuem crescimento mais lento, podendo gerar complicações na operação dos sistemas biológicos de tratamento (BASSIN, 2012 apud SORIA e CHAVARRIA, 1978, HÄNEL, 1988). Devido seu crescimento ser bastante reduzido, são necessários tempos de retenção celular relativamente elevados para que as bactérias nitrificantes sejam mantidas no interior do reator.

As bactérias oxidadoras de amônia mais conhecidas em sistemas de tratamento de esgoto pertencem aos gêneros Nitrosomonas e Nitrospira. Podem estar envolvidos, na nitritação, outros gêneros como Nitrosococcus, Nitrosovíbrio e Nitrosolobus. Já para o nitrito as principais bactérias oxidadoras constituem do gênero Nitrobacter e Nitrospira (CABEZAS et al., 2004), apesar que outros gêneros como Nitrocystis, Nitrococcus e Nitrospina sejam reportados (SABIN, 2012 apud SEDLAK, 1991, RITTMANN e McCARTY, 2001).

De acordo com Bassin<sup>2</sup> (2012) as bactérias atuantes no processo nitrificante são autotróficas, isto é, utilizam carbono inorgânico (CO<sub>2</sub>) para a síntese celular (...). As bactérias nitrificantes são aeróbias, caracterizando-se assim pelo uso de oxigênio como aceptor final de elétrons.

Para agravar o problema, a reação de nitrificação é muito mais lenta e mais sensível a perturbadores externos em comparação com a oxidação de matéria orgânica promovida pelos micro-organismos heterotróficos (BASSIN, 2012

---

<sup>2</sup> BASSIN, J. P. Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular, 2012. Rio de Janeiro.



apud CAMPOS et al., 2007).

Como todo processo biológico, a nitrificação também é sensível à presença de compostos tóxicos. (...) fatores como pH, concentração do inibidor, espécies presentes, concentração de sólidos suspensos, idade do lodo, solubilidade do inibidor e a concentração de outros cátions e moléculas presentes, influenciam o grau de inibição (BASSIN, 2012).

### Desnitrificação

Consiste na etapa seguinte à nitrificação no processo convencional de remoção de nitrogênio, sendo um processo onde micro-organismos heterotróficos anaeróbios facultativos reduzem o nitrato produzido na nitrificação a nitrogênio molecular em condições anóxicas.

Concentrações elevadas de nitrato podem repercutir na geração de nitrogênio gasoso por meio da desnitrificação, o qual pode provocar lodo ascendente na fase de decantação em sistemas convencionais de lodo ativado e com isso prejudicar a operação do sistema (BASSIN, 2012 apud VON SPERLING, 1996).

Na desnitrificação, alguns grupos de bactérias oxidam alguns substratos, que consistem em compostos de carbono orgânico tais como carboidratos, ácidos orgânicos, álcoois, aminoácidos e ácidos graxos (METCALF e EDDY, 2003).

Estes constituem fonte de energia para a produção de ATP, e os equivalentes da redução são transferidos ao nitrato, agindo como acceptor final de elétrons na cadeia respiratória ao invés de oxigênio. Nessas circunstâncias, a ocorrência da desnitrificação está relacionada à presença de um substrato oxidável e de uma concentração adequada de nitrato (VAN RIJN et al., 2006).

A redução do nitrato acontece em etapas sequenciais, conforme a Equação (4). Durante esta sequência de transformação de nitrato para nitrogênio gasoso, passando pelos óxidos gasosos, o estado de oxidação do nitrogênio passa de +5 para 0 (MADIGAN et al., 1997).



A completa conversão de nitrato a nitrogênio molecular se processa através de uma microbiota desnitrificante constituída de diversos grupos de micro-organismos (MANSELL e SCHROEDER, 1998). Exemplos de alguns gêneros de bactérias desnitrificantes são *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Hiphomicrobium*, *Chromobacterium*, *Halobacterium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Azospirillum*, *Rhodospseudomonas*, *Thiobacillus*, *Vibrio*, *Xanthomonas* e *Klebsiella* (RITTMAN e LANGELAND, 1985).

O funcionamento do processo de desnitrificação pode ser comprometido pela atuação das populações microbianas, que por sua vez, podem sofrer interferências derivadas de mudanças nas condições ambientais, como temperatura, pH, concentração de oxigênio dissolvido, fonte de carbono, concentração de nitrato, relação carbono orgânico/nitrogênio, tempo de retenção celular, presença de substâncias inibidoras e altas intensidades de luz (NAIR et al., 2007; BARAK et al., 1998).

### **Remoção biológica do fósforo**

A remoção biológica de fósforo pode ser desempenhada de modo eficiente pelo processo EBPR (Enhanced biological phosphorus removal). Os organismos responsáveis pela remoção de fósforo são conhecidos como organismos acumuladores de polifosfato (polyphosphate-accumulating organisms - PAO), possuem uma fisiologia complexa, que envolve a formação e o consumo de polímeros intracelulares (polifosfato, glicogênio e polihidroxialcanoatos) (VAN LOOSDRECHT et al., 1997a).

A seleção de PAO pode ser alcançada em sistemas mantidos em condições anaeróbias e aeróbias alternadas. Em anaerobiose, os PAO são aptos a metabolizar fontes de carbono facilmente biodegradáveis, como os ácidos graxos voláteis (AGV) e armazená-los como polímeros intracelulares, a exemplo de polihidroxialcanoatos (PHA) (SABIN, 2012). A energia exigida para metabolizar os AGV e para a subsequente formação de PHA é adquirida por meio da quebra das cadeias de polifosfato e liberação de fosfato da célula para o meio líquido.



Na fase aeróbia seguinte, caso o aceptor de elétrons esteja presente e o substrato externo esteja ausente, os PAO utilizam o PHA acumulado como fonte de energia para absorver o fosfato, recuperar as reservas de glicogênio e polifosfato, e crescer. Devido ao crescimento das bactérias, a remoção líquida de fósforo do sistema é positiva, visto que lodo em excesso rico em polifosfato é removido do reator (VAN LOOSDRECHT et al., 1997a).

Uma interessante característica dos organismos implicados na remoção biológica de fósforo é o fato de seu crescimento não estar relacionado diretamente com a disponibilidade de substrato. O uso primário do substrato (PHA) é designado à recuperação das reservas de polifosfato e glicogênio e manutenção celular. O crescimento resulta justamente da diferença entre a taxa de consumo de PHA e o consumo desse substrato intracelular para os processos mencionados acima (MURNLEITNER et al., 1997).

### **Sistemas convencionais**

O processo biológico mais utilizado no tratamento de águas residuárias é o processo de lodo ativado. O sistema se baseia em uma mistura de micro-organismos, mantidos em suspensão, agindo conjuntamente com o intuito de elevar a decomposição de compostos orgânicos e inorgânicos.

Durante o processo, as bactérias se reproduzem ao se nutrir de compostos presentes nas águas residuárias e, com isso, o lodo é produzido. Parte deste lodo, usualmente denominado por lodo em excesso, deve ser descartado ou digerido posteriormente em digestores de lodo e desaguado em leitos de secagem ou em equipamentos mecânicos antes da disposição final.

De maneira básica estão envolvidas duas etapas neste processo: um sistema de aeração e um decantador secundário. Na primeira etapa, no tanque de aeração, é inserido ar tanto para fornecer oxigênio necessário para oxidação quanto para misturar a água residuária a ser tratada com a biomassa. Após isso, a mistura é conduzida para um decantador onde o lodo ativado poderá sedimentar e ser separado do efluente tratado por gravidade. Parte do lodo sedimentado retorna ao tanque de aeração para manter uma concentração de biomassa apropriada e o efluente clarificado é geralmente descartado em corpos d'água receptores.

Segundo Bassin (2012), ao longo dos anos diversos sistemas biológicos compactos foram desenvolvidos, desejando superar algumas limitações próprias dos sistemas convencionais. Alguns dos principais sistemas compactos aplicados no tratamento de águas residuárias são:

- Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket) e reator de leito de lodo expandido (EGSB - Expanded Granular Sludge Blanket);
- Filtros biológicos aerados (BAF - Biological Aerated Filters);
- Contactores biológicos rotativos (RBC - Rotating Biological Contactors);
- Reatores airlift com biofilme em suspensão (BAS - Biofilm Airlift Suspension reactors);
- Bioreatores com membranas (MBR - Membrane Reactors);
- Reator em batelada sequencial (SBR - Sequencing batch reactor);
- Reatores de leito móvel com biofilme (MBBR - Moving-bed biofilm reactor);
- Lodo granular aeróbio (AGS - Aerobic granular sludge).

### **CONCLUSÕES**

O tratamento biológico acontece inteiramente por mecanismos biológicos. A interação dos micro-organismos entre si e com o ecossistema contribui com fundamentos teóricos para os processos aplicados em técnicas biológicas. Posto que, os processos com técnicas biológicas incidem em importantes ecossistemas para aperfeiçoamento de métodos e conhecimentos. Avanços revolucionários de métodos moleculares ocorridos nas últimas duas décadas vêm melhorando o entendimento dos processos biológicos de tratamento de águas residuárias, ao mesmo tempo que auxiliam na melhoria de sua estabilidade e eficiência (DAIMS et al., 2006, RITTMANN, 2006).

A técnica de precipitação química possui como principais vantagens a sua flexibilidade de aplicação, agilidade do processo, facilidade de controle operacional e tolerância a compostos biologicamente tóxicos. Embora seja a técnica mais empregada na indústria atualmente, a alta demanda por insumos químicos e a produção de lodo

com alta concentração de metais pesados encarecem o processo. (Maroneze et al., 2014).

A vantagem da adsorção é a possibilidade de usos mais nobres a materiais que comumente seriam descartados em aterros sanitários. Após a utilização, estes materiais, que em sua maioria constituem-se de compostos orgânicos, com a carga adicional de fósforo devido ao processo de adsorção, possuem ainda elevado potencial de reutilização como componentes em fertilizantes e compostagem.

Wetlands são excelente tecnologia para remoção de tratamento terciário, principalmente no quesito remoção de nitrogênio. Sua configuração física única permite no mesmo sistema ambientes ambos anaeróbios e aeróbios, ideais para a remoção de compostos nitrogenados. Adicionalmente, tem custo de operação mais baixos que outras tecnologias convencionais por não precisar de aeração ou de aplicação de coagulantes químicos. No entanto, segundo manual de Wetlands da USEPA (2000), a remoção de fósforo é sazonal (mais baixa durante o período de senescência das plantas) e também limitada a sorção aos sólidos afluentes que são removidos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALI, I.; ASIM, M. & KHAN, T.A. 2012. *Low cost adsorbents for the removal of organic pollutants from wastewater*. *Journal of Environmental Management*, v. 130, p. 170-183, 2012.
2. ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Índice de Qualidade de Água. Disponível em <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-idade-aguas.aspx>>. Acesso em 06 de Junho de 2017.
3. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 24511. 2012. Atividades relacionadas aos serviços de água potável e de esgoto - diretrizes para a gestão dos prestadores de serviços de esgoto e para a avaliação dos serviços de esgoto. Rio de Janeiro, 2012. 68 p.
4. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9648. 1986. Estudo de Concepção de Sistemas de Esgoto Sanitário. Rio de Janeiro, 1986. 5 p.
5. BARAK, Y.; TAL, Y.; VAN RIJN, J., 1998, “*Light-mediated nitrite accumulation during denitrification by Pseudomonas sp. Strain JR12*”, *Applied and Environmental Microbiology*, v. 64, n. 3.
6. BASSIN, J. P.. Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular. Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação à Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2012. 230 f.
7. BRAGA, B.; HESPANHOL, I., CONEJO, J. G.; MIERZWA, J. C. de; BARROS M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N. & EIGER, S. 2005. *Introdução à Engenharia Ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável / 2 ed.* Prentice Hall, São Paulo, 2005.
8. CABEZAS, A., ETCHEBEHERE, C., MUXÍ, L., 2004, “*Quantification of autotrophic nitrifying bacteria in wastewater treatment systems*”. *Proceedings of “Anaerobic Digestion”, 10th World Congress*, Montreal, Canada.
9. CAMPOS, J.L., GARRIDO-FERNÁNDEZ, J.M., MOSQUERA-CORRAL, A., MÉNDEZ, R., 2007, “*Stability of a nitrifying activated sludge reactor*”, *Biochemical Engineering Journal*, v. 35.
10. CETESB COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. 2015. Índice do Estado Trófico. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/04.pdf>>. Acesso em 06 de Junho de 2017
11. CHEIS, D. Remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, no tratamento de esgotos. Revista TAE – Especializada em Tratamento de Águas e Efluentes. Edição 18. São Paulo: abril de 2014. Disponível em: <<http://www.revistatae.com.br/noticiaInt.asp?id=7454>>.
12. COPASA - COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS. Processos de tratamento. [20??]. Disponível em: <<http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/esgotamento-sanitario/processos-de-tratamento>>.
13. DABROWSKI, A. 2001. *Adsorption—from theory to practice*. *Advances in Colloid and Interface Science*, v. 93, p. 135-224, 2001.
14. DAIMS, H., TAYLOR, M.W., WAGNER, M., 2006, “*Wastewater treatment: a model system for microbial ecology*”, *Trends in Biotechnology*, v. 24.
15. ESTEVES, F.A. 2011. *Fundamentos de limnologia*. 3ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.
16. HÄNEL, K., 1988, *Ellis Horwood series in water and wastewater technology biological treatment of sewage by the activated sludge process*. New York: Ellis Horwood Limited.
17. HENZE, M., HARREMOËS, P., LA COUR JANSEN, J., ARVIN, E., 1997, *Biological and Chemical Wastewater Treatment*. 2ª ed., Berlin: Springer.
18. Higarashi, M.M.; Kunz, A. & Mattei, R.M. Aplicação de adsorção para remover amônia de efluentes

- suinícolas pré-tratados. *Quim. Nova*, Vol. 31, No. 5, 1156-1160, 2008
19. KARAGEORGIU, K.; PASCHALIS, M. & ANASTASSAKIS G. N. 2007. *Removal of phosphate species from solution by adsorption onto calcite used as natural adsorbent. Journal of Hazardous Materials A139* (2007) 447–452. 2007.
  20. KÖSE, T. E & KIVANÇ, B. 2011. *Adsorption of phosphate from aqueous solutions using calcined waste eggshell. Chemical Engineering Journal* 178 (2011) 34– 39. 2011.
  21. MACHADO, G. B.. Processos de Tratamento de Esgoto Sanitário. PRS - Portal Resíduos Sólidos. Coqueiros, PA: abril de 2014. Disponível em: <<http://www.portalresiduossolidos.com/processos-de-tratamento-de-esgoto-sanitario/>>.
  22. MADIGAN, T.M.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J., 1997, *Brock biology of microorganisms*. 8ª ed., New York: Prentice Hall.
  23. MANSELL, B.O.; SCHROEDER, E.D., 1998, “*Biological denitrification in a continuous flow membrane reactor*”, *Water Science and Technology*, v. 38, n. 1.
  24. MARGALEF, R. 2005. *Ecología*. Editora Omega: Barcelona. 951p.
  25. MARONEZE, M. M.; ZEPKA, L. Q.; VIEIRA, J. G.; QUEIROZ, M. I. & LOPES, E. J. 2014. A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais. *Revista Ambiente e Água* vol. 9 n. 3. p 445-458 - Jul. / Sep 2014.
  26. METCALF & EDDY, 1991, *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3ª ed., New York: McGraw Hill.
  27. METCALF & EDDY, 2003, *Wastewater engineering: treatment and reuse*, 4ª ed., New York: McGraw Hill.
  28. MURNLEITNER, E., KUBA, T., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J., 1997, “*An integrated metabolic model for the aerobic and denitrifying biological phosphorus removal*”, *Biotechnology and Bioengineering*, v. 54.
  29. NAIR, R.R., DHAMOLE, P.B., LELE, S.S., D’SOUZA, S.F., 2007, “*Biological denitrification of high strength nitrate waste using preadapted denitrifying sludge*”, *Chemosphere*, v. 67, n. 8.
  30. OLIVEIRA, J. F. 2004. *Qualidade de Água para Consumo Humano*. Lidel. pp. 259-276;335-345. Plano Nacional da Água. (2003). Capítulo 6.
  31. RAMALHO, R.S., 1983, *Introduction to wastewater treatment processes*. 2ª ed., San Diego: Academic Press Inc.
  32. RITTMANN, B.E., 2006, “*Microbial ecology to manage processes in environmental biotechnology*”, *Trends in Biotechnology*, v. 24.
  33. RITTMANN, B.E., LANGELAND, W.E., 1985, “*Simultaneous denitrification with nitrification in single channel oxidation ditches*”, *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 45.
  34. RITTMANN, B. E.; MAYER, B.; WESTERHOFF, P. & EDWARDS, M. 2011. *Capturing the lost phosphorus*. *Chemosphere*, v. 84, p. 846-853, 2011.
  35. SCHINDLER, D.W., Hecky, R.E.; FINDLAY, D.L.; STANTON, M.P.; PARKER, B.R.; PATERSON, M.; BEATY, K.G.; LYNG, M. & KASIAN, S.E.M. 2008. *Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole ecosystem experiment. Proceedings of the National Academy of Sciences*. Vol. 105, p.11254-11258, 2008.
  36. SMOL, J.P. 2008. *Pollution of Lakes and Rivers – A paleoenvironmental perspective*. 2ª Ed. Blackwell Publishing. 383 p.
  37. SORIA, F.L., CHAVARRIA, J.M., 1978, *Técnicas de defensa del medio ambiente*. v. 2, Editorial Labor S/A.
  38. SOUSA, R. V.. Desempenho operacional do tratamento biológico de estações de tratamento de águas residuárias (remoção biológica de nutrientes): série histórica 2008 – 2010. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Católica de Brasília, 2011. 26 f.
  39. SOUZA, M.O.; RAINHA, K.P.; CASTRO, E.V.R.; CARNEIRO, M.T.W.D.; FERREIRA R.Q. 2015. Análise exploratória das concentrações dos metais Na, Ca, Mg, Sr E Fe em extrato aquoso de petróleo, determinados por ICP OES, após otimização empregando planejamento de experimentos. *Quimica Nova*, Vol. 38, No. 7, 980-986. 2015.
  40. UEMOTO, H.; SAIKI, H., 2000, “*Nitrogen removal by tubular gel containing Nitrosomonas europaea and Paracoccus denitrificans*”, *Applied and Environmental Microbiology*, v. 62.
  41. VAN RIJN, J.; TAL, Y.; SCHREIER, H. J., 2006, “*Denitrification in recirculating systems: Theory and applications*”, *Aquacultural Engineering*, v. 34.
  42. VON SPERLING, M. 2005. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 3ª Edição, 2005.
  43. WETZEL, R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. 3ed. San Diego, USA : Elsevier : Academic

- Press, 2001.*
44. WESTHOLM, L.J. 2006. *Substrates for phosphorus removal—Potential benefits for on-site wastewater treatment. Department of Public Technology, Malardalen University, P.O. Box 883, SE-721 23. 2006.*
  45. YANG, S.; DING, D.; ZHAO, Y.; HUANG, W.; ZHANG, Z.; LEI, Z. & YANG Y. 2013. *Investigation of phosphate adsorption from aqueous solution using Kanuma mud: Behaviors and mechanisms Journal of Environmental Chemical Engineering (2013) 355–362. 2013.*
  46. YEOMAN, S.; STEPHENSON, T.; LESTER J.N. & PERRY, R. 1988. *The Removal of Phosphorus during Wastewater Treatment: A Review. Environmental Pollution 49 p. 183-233. 1988.*
  47. MITSCH, WILLIAM J.; GOSSELINK, JAMES G. 2007. *Wetlands 4ed. 582p.*