

Remoção de nitrogênio em efluente com baixa relação C/N: uma revisão

Nitrogen removal in effluent with low C/N ratio: a review


• **Data de entrada:**
08/04/2021

• **Data de aprovação:**
23/08/2022

Mário Berni De Marque^{1*} | Luiz Antônio Daniel¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.043>

ORCID ID

De Marque MB  <https://orcid.org/0000-0002-0578-572X>

Daniel LA  <https://orcid.org/0000-0002-1765-4209>

Resumo

A eutrofização de recursos hídricos causada por lançamento de esgoto com compostos nitrogenados tem se tornado uma preocupação cada vez maior na área de saneamento. Desta forma, diversos sistemas de tratamento foram criados e estudados para promover a remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados de efluentes com baixa relação C/N – característico de esgoto sanitário e efluentes de tratamento anaeróbio – por meio de diferentes vias de conversão da amônia em gás nitrogênio. Assim, por meio de buscas em sites de pesquisas acadêmicas com palavras-chave do tema, esta revisão tem por objetivo descrever as principais vias de conversão de amônia em gás nitrogênio em sistemas de tratamento e levantar experiências e aplicações reais de 7 sistemas de tratamento diferentes, sendo eles: Modified Ludzack-Ettinger (MLE), Processo Wurmman (PW), University Cape Town (UCT), Bardenpho (BDP), Alimentação distribuída (AD), Nitrificação Parcial seguida de Anammox (NP-Amx) e Desnitrificação Parcial seguida de Anammox (DP - Amx). A análise dos diferentes estudos e aplicações demonstrou que a remoção de nitrogênio pode ser otimizada ao ajustar parâmetros de projeto e promover condições favoráveis aos microrganismos de interesse. Por fim, certos aspectos devem ser considerados na proposição de novos sistemas para remoção biológica de nitrogênio (RBN), como economia de energia, favorecimento das comunidades bacterianas de interesse, conciliar com a geolocalização dos sistemas e otimizar processos para serem operados de forma simples e eficaz.

Palavras-chave: Pós-tratamento. Tratamento terciário. Remoção biológica de nitrogênio. Esgoto sanitário. Aplicações reais.

Abstract

The eutrophication of water resources caused by the release of sewage with nitrogen compounds has become an increasing concern in sanitation. Several treatment systems have been designed and studied towards promoting the removal of organic matter and nitrogen compounds from effluents with a low C/N ratio, characteristic of sanitary sewage and anaerobic treatment effluents, through different ways of converting ammonia to nitrogen gas. Based on searches in academic research sites with keywords on the subject, this review addresses the main ways of converting ammonia to nitrogen gas in treatment systems and the real experiences and applications of 7 different treatment systems, namely Modified Ludzack-Ettinger (MLE), Wurmman Process (WP), University Cape Town (UCT), Bardenpho (BDP), Distributed Feeding (DF), Partial Nitrification followed by Anammox (PN-Amx) and Partial Denitrification followed by Anammox (PD - Amx). The analysis of different studies and applications has revealed

¹ Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) - São Carlos - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** mariodmarque@gmail.com.

nitrogen removal can be optimized by adjusting design parameters and promoting favorable conditions for the microorganisms of interest. Certain aspects such as energy savings, favoring of bacterial communities of interest, reconciliation with the geolocation of systems, and optimization of processes to be operated in a simple and effective way must be considered in proposals of new systems for biological nitrogen removal.

Keywords: Post-treatment. Tertiary treatment. Biological nitrogen removal. Sanitary sewage. Real applications.

1 INTRODUÇÃO

A digestão anaeróbia não é um conceito novo em tratamento de esgoto, sendo aplicada em inúmeros modelos de reatores e sistemas para remoção de matéria orgânica e outros poluentes de esgoto doméstico e efluentes industriais (STRONACH; RUDD; LESTER, 1986; MCCARTY, 1981; CHERNICHARO, 1997; ZEEMAN; LETTINGA,; HULSHOFF 1991; SEGHEZZO et al., 1998; FORESTI, 2001; STAZI; TOMEI, 2018). Diversas vantagens são desfrutadas desse processo, quando comparado ao tratamento aeróbio, como: baixa geração de lodo; produção de biogás; é econômico quanto à implementação e operação; pouca demanda energética pela não necessidade de aeradores e outros aparatos eletromecânicos (LETTINGA et al., 1980; JORDÃO; PESSÔA, 1995; MCCARTY; BAE; KIM, 2011; TONETTI et al., 2018).

Apesar de suas diversas vantagens retratadas, foram relatadas algumas limitações da digestão anaeróbia no tratamento de esgoto sanitário, devido ao remanescente de matéria orgânica no seu efluente e pela diminuta remoção de macronutrientes, como por exemplo, o nitrogênio (NGO et al., 2018; FORESTI; ZAIAT; VALERO, 2006; AIYUK et al., 2006; SCHMIDT; AHRING, 1996).

O nitrogênio pode estar presente no efluente sanitário em sua forma orgânica, íon amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e/ou nitrato (NO_3^-), sendo o segundo em maior abundância (SEDLAK 1991; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005; MOTA; VON SPERLING, 2009) e, quando lançados em corpos hídricos, podem causar sérios impactos

ambientais negativos, como o fenômeno de eutrofização (ESTEVES, 1988; CONLEY et al., 2009).

A eutrofização pode ser definida como incremento de nutrientes no meio aquático, os quais subsidiam o crescimento de produtores primários (como por exemplo fitoplânctons e macrófitas aquáticas) (RAST et al. 1989) e tem por consequência a supressão do oxigênio da água – pela degradação da matéria orgânica e pelo consumo do oxigênio por comunidades bacterianas – e floração de macrófitas aquáticas, algas, cianobactérias, dentre outros vegetais (RAST, 1989; CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006), causando diversos problemas como produção de cianotoxinas, mudança na biodiversidade aquática, aumento do custo para tratamento da água (caso o corpo hídrico seja utilizado para abastecimento humano), redução da transparência da água, dentre outros impactos negativos com relação a aspectos ecológicos, sociais e econômicos (FERREIRA; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JUNIOR. 2015; DODDS; SMITH, 2016).

Visando mitigar tais impactos, diversos sistemas de biorreatores foram criados e aplicados, com intuito de promover a remoção biológica de nitrogênio (RBN) do efluente final proveniente da digestão anaeróbia, utilizando e alternando ambientes aeróbios, anóxicos e anaeróbios para favorecer processos bioquímicos de interesse, a serem aprofundados no referencial teórico desta revisão (KAZMI, 2011; WALIA; KUMAR; MEHROTRA, 2020; ZHANG et al., 2020; ERSAHIN et al. 2019; NIMESHCHANDRA; NAVINCHANDRA; DESAI, 2019; SILVA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2018; NGO et al., 2018).

Assim, nesta revisão, serão elencados e examinados 7 sistemas para promover a remoção biológica do nitrogênio presente em efluentes residuários, sendo eles: (1) modified Ludzac-Ettinger (MLE); (2) processo Wurmman (PW); (3) UCT; (4) Bardenpho; (5) alimentação distribuída; (6) nitrificação parcial, seguido por Anammox (NP-Anammox) e (7) desnitrificação parcial seguido de Anammox (DP-Anammox).

Para elaboração do referencial teórico, descrição dos sistemas de RBN e levantamento de trabalhos experimentais realizados no tema (entre os anos 2010 e 2020), foram utilizados os sites de busca acadêmica Google Acadêmico, SciELO e Portal da CAPES com palavras-chave como “remoção de nitrogênio”, “pós-tratamento”, “esgoto sanitário”, “baixa relação C/N”, “nitrificação”, “desnitrificação”, “via curta”, “Anammox”, “sistema de RBN”, dentre outras correlatas, interpondo-as e nos idiomas português e inglês.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A remoção de nitrogênio de águas residuárias pode ser realizada por processos físico-químicos ou pela via biológica, sendo a segunda mais eficaz e, relativamente, mais barata (SIEGRIST, 1996; AHN, 2006). Em reatores para tratamento de esgoto, a principal forma de remover o nitrogênio é pela transformação do nitrogênio amoniacal em gás nitrogênio (RITTMANN; MCCARTY, 2012; METCALF; EDDY, 2016).

Diversas vias podem guinar a remoção do nitrogênio em meio líquido, a depender dos parâmetros e da qualidade do efluente que se tem e que se deseja promover com o tratamento (KHAN et al., 2011; VON SPERLING, 1996). Desta forma, possíveis vias de conversão são apresentadas na Fig. 1 e detalhadas nos itens a seguir. A Tabela 1 sumariza as faixas de valores recomendados de parâmetros para os principais processos de RBN apresentados.

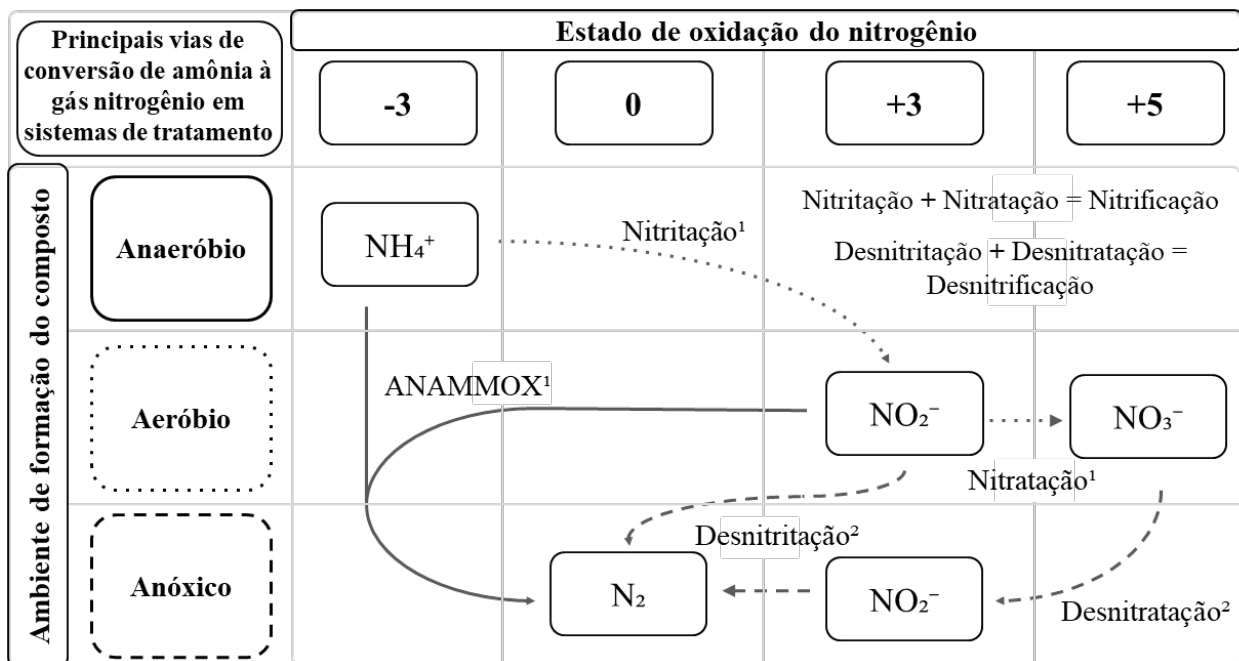


Figura 1 - Principais vias de conversão da amônia em sistemas de remoção biológica de nitrogênio

¹ Utilização de carbono de origem inorgânica para síntese celular; ² Utilização de carbono de origem orgânica para síntese celular.

Fonte: Autoria própria

Tabela 1- Sumário com valores recomendados para fatores de interferência em processos de remoção biológica de nitrogênio

Processos	Faixa de valores recomendados			
	OD ¹ (mg.L ⁻¹)	pH	C/N ²	Temperatura (°C)
Nitritação	0,5 a 1,3	7,5 a 8,0	< 1,0	30 a 40
Nitrificação	2,5 a 4,0	7,0 a 8,0	< 1,0	28 a 33
Desnitrificação	< 0,5	6,5 a 8,0	2,5 a 5,0	20 a 40
NDS ³	1,0 a 2,0	-	2,7 a 4,9	20 a 30
Anammox	< 0,2	7,7 a 8,3	< 2,0	30 a 40

¹ Oxigênio Dissolvido; ² Relação Carbono/Nitrogênio referente a miligrama de Demanda Química de Oxigênio (DQO) por miligrama de Nitrogênio Total (NT); ³ Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas

Fonte: Rittmann e Langeland (1985), Antoniou et al. (1990), Villaverde, Garcia-Encina e Fdz-Polanco (1997), Zhu e Chen (2001), Helmer-Madhok et al. (2002), Kim, Lee e Keller (2006), Chamchoi et al. (2008) e Hamlin et al. (2008)

Ressalta-se que o objetivo do artigo é elencar e abordar a remoção de nitrogênio de efluentes com baixa relação entre carbono e nitrogênio, i.e., efluentes que já passaram por processo de remoção de matéria orgânica em que se observa residual orgânico ou efluentes em que sua origem apresenta valores baixos de relação C/N, característica essa comumente observada em esgoto doméstico e efluente de digestão anaeróbia (MA et al., 2011; LIU et al., 2018; HU et al., 2019).

A seguir, para embasar o estudo dos diversos sistemas de remoção de nitrogênio em efluentes com baixa relação C/N (valores inferiores a 20, como esgoto sanitário e efluente de tratamento prévio), são apresentadas as principais vias de conversão do nitrogênio amoniacal em gás nitrogênio utilizadas em sistema de RBN.

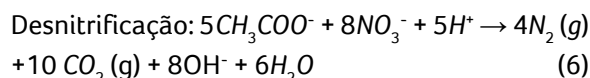
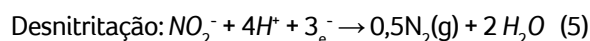
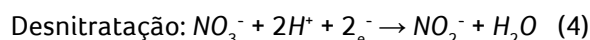
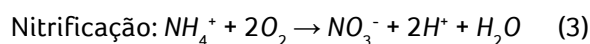
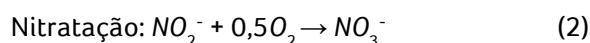
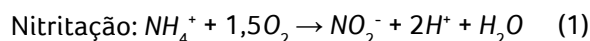
2.1 Nitrificação e desnitrificação convencionais

Nos processos de RBN convencionais (ou via longa), a amônia é oxidada a nitrito e, em seguida, a nitrato, reações essas chamadas de nitritação e nitratação, respectivamente (AHN, 2006; MA et al, 2008). Ao atingir sua forma mais oxidada, o nitrogênio em forma de nitrato é reduzido a gás nitrogênio, utilizando carbono orgânico como doador de elétrons (KNOWLES, 1982; TIEDJE, 1988).

A nitritação é realizada pelas bactérias oxidadoras de amônia (BOA), principalmente, dos gêneros Nitrosomonas, Nitrosococcus, Nitrosos-

pira, Nitrosolobus e Nitrosovibrio (MOTA; VON SPERLING, 2009; CALIJURI, CUNHA, MOCCELLIN, 2013), enquanto a nitratação feita por bactérias oxidadoras de nitrito (BON), em maior parte dos gêneros Nitrobacter, Nitrococcus e Nitrosipina (TESKE et al., 1994; DAIMS; LÜCKE; WAGNER, 2016). A desnitrificação é realizada, em sua maioria, pelos gêneros Alcaligenes, Paracoccus, Pseudomonas, Thiobacillus e Thiosphaera (CIUDAD, 2007; AHN, 2006), que são bactérias aeróbias facultativas, ou seja, na ausência de oxigênio, podem variar entre nitrato e nitrito como receptor de elétrons (RITTMANN; MCCARTY, 2012; HAMLIN et al., 2008).

As reações bioquímicas de nitrificação autotrófica e desnitrificação heterotrófica (utilizando acetato como doador de elétrons), bem como as etapas globais, estão representadas pelas Eq. 1 a 6 (LEMOINE; JOUENNE; JUNTER, 1988; MATĚJŮ et al., 1992; HENZE et al., 2008).



Em sistemas para RBN, a nitrificação e desnitrificação em etapas subsequentes é amplamente discutida e analisada (KUENEN; ROBERTSON, 1994; GONÇALVES et al., 2001; ERSAHIN et al., 2019). Apesar de intensamente aplicado, esse modelo possui limitações operacionais quanto à necessidade de promover elevadas taxas de recirculação entre as unidades – com taxa de recirculação igual a 3 entre compartimentos aerados e anóxicos, o máximo de remoção teórica que o sistema pode alcançar é de 80% –, ao tipo de matéria orgânica disponível e, quando necessário, à adição de uma fonte exógena de carbono para desnitrificação (BAEZA; GABRIEL; LAFUENTE, 2004; RAJASULOCHANA; PREETHY, 2016; ZHANG et al., 2020b).

Outros fatores também podem causar interferência nos processos, como temperatura, relação carbono/nitrogênio (C/N), oxigênio dissolvido (OD), pH, etc. (FOCHT; CHANG, 1975; ANTONIOU et al., 1990; KIM; LEE; KELLER, 2006; ZHANG et al., 2018; CUI et al., 2019).

2.2 Nitrificação e desnitrificação pela via curta

Para simplificar os sistemas e reduzir as demandas energética e operacional, diversos estudos buscam realizar a RBN pela via curta, ou seja, pela nitrificação (Eq. 1), seguida de desnitrificação (Eq. 5) (GUO et al., 2010; MA et al., 2009). Tal modelo operacional pode diminuir em 25% a demanda de oxigênio fornecida ao sistema e reduzir em 40% a geração de lodo (ZHU; CHEN, 2002; SUN et al., 2010).

Para tal, faz-se necessário inibir a ação das BON, impedindo a geração do nitrato a partir do nitrito (ZENG et al., 2010) moldando o sistema de acordo com parâmetros de projeto como temperatura, fornecimento de oxigênio dissolvido no meio e pH (MULDER; VAN KEMPEN, 1997; PENG; ZHU, 2006; ZHANG et al., 2019; ZHANG et al., 2019b), como explicitado na Tabela 1.

Apesar de sensível e complexo, realizar tal procedimento vem se mostrando viável, pelas variações de diferentes fatores biológicos e operacionais que influenciam as atividades metabólicas envolvidas, propiciando ambientes adequados aos microrganismos (ZENG et al., 2013; GE et al., 2014; ZHANG et al., 2018; YUAN et al., 2020).

2.3 Nitrificação e desnitrificação simultâneas

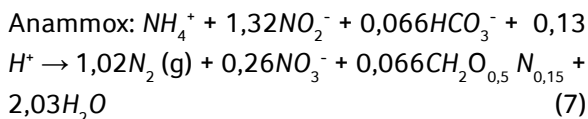
Quando a aplicação da nitrificação e desnitrificação ocorre em uma única unidade, o processo é chamado de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) (KELLER et al., 1997; SILVA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2018). Tal método visa incentivar a troca de substratos entre os processos, diminuindo a aplicação de recursos externos, múltiplas unidades e recirculações (AHN, 2006; CANTO et al., 2008), simplificando e barateando a operação dos sistemas de tratamento (MÜNCH; LANT; KELLER, 1996).

Contudo, esse procedimento requer severos cuidados, pois são sistemas sensíveis a grandes variações de carga orgânica e pH (HE; XUE; WANG, 2009), além de necessitar de controle fino no fornecimento de oxigênio ao meio para manter o processo com alta eficiência (CHIU et al., 2007).

2.4 Anammox

Descoberta na década de 90, uma outra via de RBN é pelo processo Anammox (do inglês *anaerobic ammonia oxidation*) (MULDER et al., 1995), que consiste na transformação do nitrogênio amoniacal em nitrogênio gasoso a partir do íon amônia e nitrito em ambiente anóxico (KARTAL; KUENEN; VAN LOOSDRECHT, 2010; CAO et al., 2019). As principais bactérias oxidadoras de amônia anaeróbia (BOAn) são *Candidatus brocadia*, *Candidatus kueningenia*, *Candidatus jettenia* e *Candidatus scalindua* (KUENEN, 2008), e a reação,

com síntese celular, proposta por Strous Kuenen e Jetten (1999), é representada pela Eq. 7.



As vantagens desse processo são a baixa produção de lodo, alta eficiência teórica de remoção de nitrogênio total do meio e a dispensa da aplicação de componentes exógenos e, dependendo do sistema usado, não necessita promover recirculação do efluente, barateando e simplificando o processo (ZHANG et al., 2019c; LI et al., 2020). Entretanto, esse processo possui certas dificuldades operacionais, como manter os microrganismos vivos em meio contendo carbono biodegradável e variações das condições ideais (temperatura, pH, OD, relação entre nitrito e amônia próxima de 1) (SCHEEREN et al., 2011).

3 DESCRIÇÃO DOS SISTEMAS PARA RBN E APLICAÇÕES REAIS

Diversos sistemas de tratamento em fluxo contínuo aproveitam as vantagens de ambientes anaeróbios, anóxicos e aeróbios para promover a remoção de matéria orgânica – destaca-se o ambiente anaeróbio – e compostos nitrogenados – destacam-se os ambientes aeróbio e anóxico – (CHERNICHARO, 2006), sendo aplicada a sistemas de etapa única (único reator) ou em múltiplas etapas (arranjo de 2 ou mais reatores).

Dentre os processos de etapa única, podem-se citar: (1) NDS, processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas, podendo ser aplicada nas rotas convencionais ou curtas; (2) processo CANON, que consiste na remoção completamente autotrófica do nitrogênio pelo nitrito (do

inglês, *Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*); (3) OLAND (*Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification*) é um processo que limita as reações pelo fornecimento de oxigênio ao meio, buscando a via autotrófica de remoção de nitrogênio (PAREDES et al, 2007; BAGCHI; BISWAS; NANDY, 2012). Sistemas em etapa única buscam simplificar a operação, baratear o tratamento e reduzir o uso de insumos ao sistema; entretanto, são sistemas mais instáveis e requerem demasiada atenção e controle dos parâmetros de projeto para manter o bom funcionamento.

Em sistemas de múltiplas etapas, as vias de conversão do nitrogênio são desvinculadas e favorecidas de acordo com as características e especificidades de cada processo, buscando providenciar melhores condições ambientais para os organismos envolvidos. Deste modo, é possível garantir maior estabilidade do sistema e desvinculação de parâmetros de projeto entre as unidades de tratamento como tempo de detenção hidráulico, oxigênio dissolvido, tempo de retenção celular, dentre outros (AHN, 2006).

Dadas as vantagens de operação em sistemas de múltiplas etapas, a seguir, serão descritos 7 sistemas que utilizam alternância de ambiente para promover a RBN de efluentes com baixa relação C/N e, em seguida, serão apresentadas experiências e aplicações relatadas na academia utilizando esses diferentes sistemas de tratamento.

3.1 Modified Ludzack-Ettinger (MLE)

Criado por Ludzack e Ettinger em 1962, foi o primeiro sistema projetado com intuito de promover a RBN, composta por uma região anóxica pré região aeróbia, com recirculação do lodo gerado (Fig. 2a). Tal sistema se mostrou sensível a relações C/N elevadas devido à competição das bac-

térias autotróficas nitrificantes e heterotróficas no compartimento aerado

Por isso, em 1973, Barnard (1973) propôs uma mudança ao modelo MLE, adicionando uma recirculação interna da fase líquida, direcionando maior quantidade de nitrato no ambiente anóxico, incrementando a taxa de desnitrificação e, conseqüentemente, maior remoção de matéria orgânica e nitrogênio total.

3.2 Processo Wurmman (PW)

O sistema proposto por Wurmman (1964) consiste na aplicação da zona de aeração a montante, seguida de zona anóxica com recirculação do lodo final (Fig. 2b). Tal procedimento favorece a nitrificação do nitrogênio amoniacal na primeira etapa do tratamento, seguido por uma unidade que possibilite a desnitrificação.

Neste processo, a desnitrificação pode ocorrer com 3 receptores de elétrons: (1) com a matéria orgânica remanescente do processo aeróbio, (2) via respiração endógena e (3) com fonte externa de carbono, sendo acetato, metanol, glicose e sacarose os principais utilizados (LEE; WELANDER, 1996; DONG et al., 2012).

3.3 University Cape Town (UCT)

Desenvolvido na África do Sul, na Universidade de Cape Town, a qual dá o nome ao sistema (UCT), o processo consiste em 3 estágios, com ambientes anaeróbio, anóxico e aeróbio, em sequência, com recirculação da fase líquida do efluente aeróbio para o reator anóxico e recirculação do lodo para o início do sistema (Fig. 2c).

Desse processo, surgiram diversas variações com intuito de aperfeiçoar e obter maiores taxas de remoção de nitrogênio, dentre elas: (1) MUCT (*Modified University of Cape Town*), que consiste

em compartimentar as fases, utilizar mais unidades para tratamento, realocar recirculações, etc.; (2) VIP (*Virginia Initiative Plant*), implementando recirculação extra do reator anóxico para o reator anaeróbio e destinando o lodo do decantador para o reator anóxico, ao invés de voltar para o início e (3) processos generalizados chamados de A2O (Anaerobic-Anoxic-Oxic), os quais utilizam a mesma sequência de fases, porém com tipos de reatores diferentes, recirculações variadas e/ou alterações em parâmetros de projeto no sistema (LU et al., 2016; WANG et al., 2020).

3.4 Bardenpho (BDP)

O mesmo cientista que aperfeiçoou o sistema MLE, James Barnard, na década de 70, desenvolveu o processo Bardenpho (nome criado pelas 3 primeiras letras das palavras Barnard, *denitrification e phosphorus*) (BARNARD, 1976). O sistema é composto por 4 estágios, sendo eles alternados entre ambientes anóxicos e aeróbios contendo recirculações do segundo estágio (aerado) para o primeiro (anóxico) e do lodo final para o início do sistema (Fig. 2d).

Além da remoção do nitrogênio, o processo (ao qual também leva o nome) é capaz de remover biologicamente o fósforo presente no afluente, pela assimilação do nutriente à biomassa que ocorre na última etapa do sistema (aerada), realizando o descarte da mesma.

3.5 Alimentação distribuída (AD)

A RBN via alimentação distribuída consiste em utilizar regiões pré-anóxicas antes das regiões aeróbias, contendo de 2 a 4 pares de regiões (Fig. 2e)

Nesse sistema, a última parcela que receberá o afluente na zona anóxica é crítica e deve ser bem controlada, pois o nitrato produzido na última zona aeróbia terá maior influência

na concentração do mesmo no efluente final (METCALF; EDDY, 2016).

3.6 Nitrificação Parcial seguida de Anammox (NP-Amx)

Neste sistema em duas etapas, a oxidação da amônia ocorre via nitrificação parcial (NP), oxidando-a a nitrito, seguido de processo Anammox, gerando o nitrogênio gasoso (Fig. 2f). Desta maneira, vantagens são notadas por diminuir o fornecimento de oxigênio ao meio e pela não necessidade de recirculação, diminuindo os gastos operacionais do sistema (LIU; GU; LIU, 2018). Além disso, Strous et al. (1998) apontam a máxima remoção teórica de amônia da água em 89%, utilizando apenas a nitrificação parcial seguida de Anammox.

Li et al. (2020) abordam também as dificuldades quanto ao processo, dentre elas a inibição das bactérias oxidadoras de nitrito, o controle da aeração do sistema e parâmetros como relação carbono/nitrogênio, temperatura, fonte de carbono orgânico, dentre outros que podem interferir na ação biológica das comunidades bacterianas.

3.7 Desnitrificação Parcial seguida de Anammox (DP - Amx)

A Desnitrificação Parcial (DP) seguida de Anammox é uma outra alternativa para remoção de nitrogênio do meio. Neste processo, pode-se utilizar efluente de sistemas de tratamento aerado (como

lodos ativados, lagoas aeradas, dentre outros), devido a sua alta taxa de nitrato no efluente, assim direcionando para a desnitrificação parcial, a qual reduzirá o nitrato a nitrito e, em seguida, direcionado para o processo Anammox, ou, como representado na Fig. 2g, a nitrificação pode ocorrer como última etapa do sistema, necessitando de recirculação do efluente nitrificado à primeira parte do tratamento para promover a desnitrificação parcial, ou desnitrificação (ZHANG et al., 2019b).

Observa-se que, quando ambientes aeróbios são a primeira parte do tratamento, o efluente com nitrogênio nitrificado segue para ambientes anóxicos onde a falta de carbono orgânico limita a desnitrificação total. Alternativas para adicionar fontes de carbono exógeno são: metanol, etanol, acetato, dentre outros ou esgoto *in natura* ou pelos próprios organismos, via respiração endógena, com grandes tempos de detenção hidráulico (VON SPERLING, 2007).

Nos casos em que o ambiente anóxico está a montante, se faz necessário o uso de recirculações entre os compartimentos/unidades provenientes de ambientes aerados, para que o nitrogênio oxidado seja reduzido a gás.

Dentre os sistemas retratados, nota-se diversidade quanto aos números de reatores necessários, demanda de oxigênio, necessidade de recirculação, dentre outros fatores. Desta forma, na Tabela 2, é apresentada uma comparação entre os sistemas retratados e principais fatores de operação e configuração.

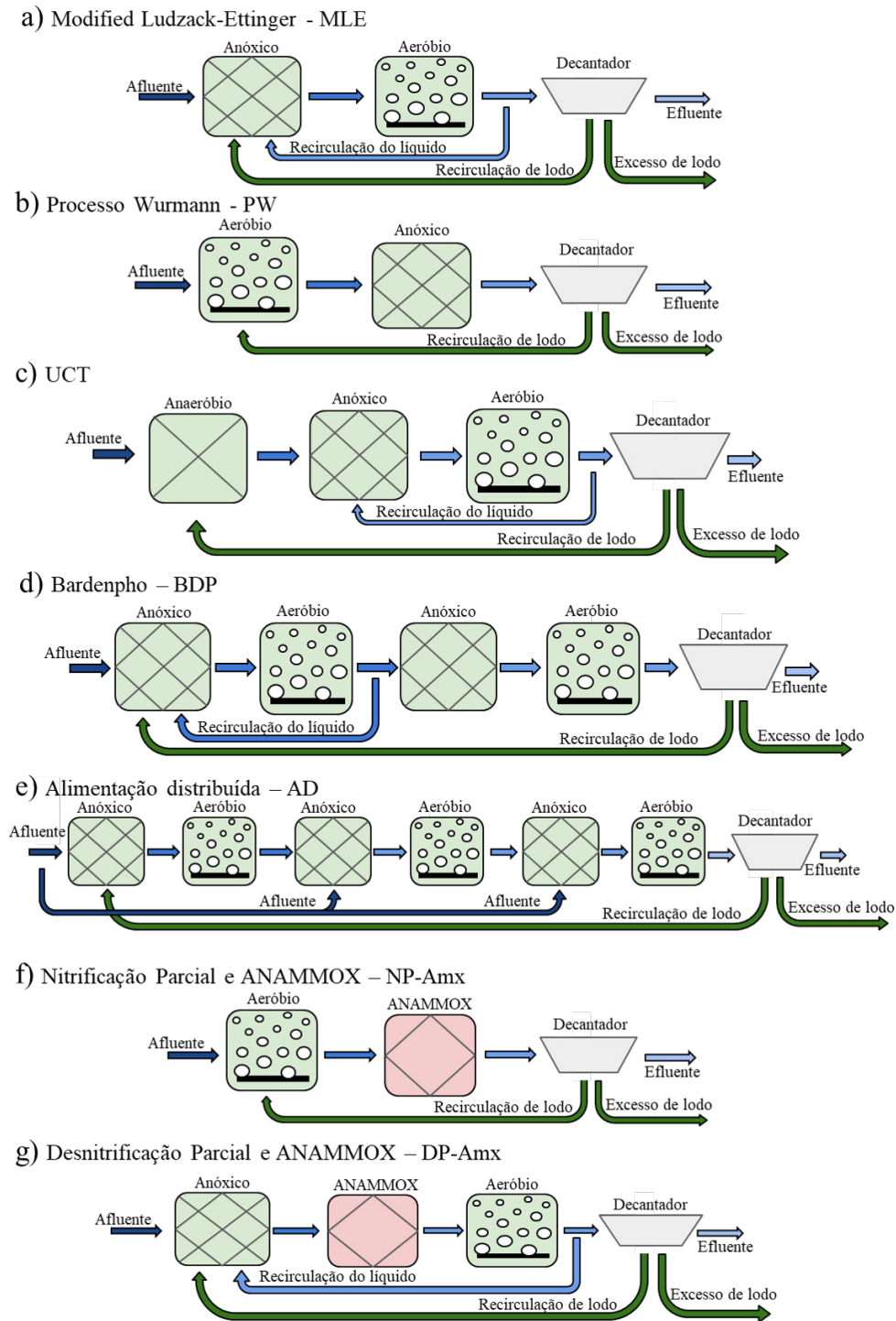


Figura 2 - Representação dos sistemas (a) modified Ludzack-Ettinger, (b) Processo Wurmman, (c) University Cape Town, (d) Bardenpho, (e) Alimentação distribuída, (f) Nitrificação Parcial - Anammox e (g) Desnitrificação Parcial - Anammox

Fonte: Autoria própria

Tabela 2 - Resumo dos fatores aplicados em diferentes sistemas para RBN

Parâmetros e fatores	MLE ¹	PW ²	UCT	BDP ³	AD ⁴	NP-AMX ⁵	DP-AMX ⁶
Alimentação	Esgoto	Esgoto	Esgoto	Esgoto	Esgoto	Esgoto	Esgoto
Número de reatores	2	2	3	4	6 (opcional)	2	3
Sequência de fases	X ⁷ - O ⁸	O - X	A ⁹ - X - O	X - O - X - O	X - O - X - O - X - O	O - X	X - X - O
Lodos Ativados	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Recirculação da fase líquida	Sim	Não	Sim	Sim	Não	Não	Sim
Fornecimento de oxigênio	Médio	Médio	Médio	Alto	Alto	Baixo	Médio
Fonte externa de DQO	Não	Sim	Não	Opcional	Opcional	Não	Não
Biomassa	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida
Possíveis substratos no efluente do sistema	Nitrato; nitrito	Amônia; nitrato	Nitrato; nitrito	Nitrato	Nitrato	Amônia; Nitrito; Nitrato	Nitrato
Complexidade de operação	Baixa	Baixa	Média	Alta	Média	Alta	Alta

¹ Modified Ludzack-Ettinger; ² Processo Wurmman; ³ Bardenpho; ⁴ Alimentação distribuída; ⁵ Nitrificação Parcial e Anammox; ⁶ Desnitrificação Parcial e Anammox; ⁷ X: ambiente anóxico; ⁸ O: ambiente aeróbio; ⁹ A: ambiente anaeróbio

Fonte: Sun et al. (2010), Metcalf e Eddy (2016) e Show et al. (2020).

3.8 Experiências e aplicações reais

Diversas experiências e estudos sobre sistemas para promover a RBN foram encontrados na literatura cujo enfoque foi aplicar e compreender os impactos de diferentes condições operacionais, fatores de interferência e parâmetros de projetos – dentre eles, TDH, taxa de recirculação, forne-

cimento de oxigênio, biomassa, tipo de reatores, dentre outros – para remoção de nitrogênio em efluente com baixa relação C/N.

Desta forma, estes estudos foram elencados e estão apresentados na Tabela 3, agregados em tipo de sistema utilizado no experimento.

Tabela 3 - Aplicações de sistemas para remoção biológica de nitrogênio

Sistema	Reator (processo)	Sequência de fase e recirculações ¹	TR ²	TDH (total) ⁴	NT ⁵	Amônia ⁶	DQO ⁷	C/N ⁸	OD ⁹ no O	Temp ¹⁰	Principais conclusões (referência)
			%	horas	Remoção em % (entrada em mg.L ⁻¹)		DQO/NT	mgO ₂ .L ⁻¹	°C		
AD	RC (np)	A(a)/X(rA)/O/ X(a)/O/X(a)/ O (LAX1)	-	- (8)	83,8 (50,3)	99,2 (48,8)	- (254)	3,03	1,5-2	20	Para a RBN via nitrito, a alternância entre fases aeróbias e anóxicas e ajuste fino do TDH proporcionou a estimulação das bactérias oxidadoras de amônia e inibição das bactérias oxidadoras de nitrito, o que promoveu o acúmulo de nitrito no sistema (GE et al., 2014).
DP-Amx	SBR (dp) / UASB (amx)	X/A	-	1 (ciclo)/ 0,5 (1,5)	95 (82,5)	96 (62,5)	86 (191)	2,32	-	19-28	O processo DP-AMX manteve estável após longo tempo de operação (224 dias). O Processo Anammox foi a principal via de remoção de nitrogênio total e o gênero dominante neste processo foi <i>Candidatus Brocadia</i> (CAO et al., 2019).

continua...

Tabela 3 - Continuação...

Sistema	Reator (processo)	Sequência de fase e recirculações ¹	TR ²	TDH (total) ⁴	NT ⁵	Amônia ⁶	DQO ⁷	C/N ⁸	OD ⁹ no O	Temp ¹⁰	Principais conclusões (referência)
			%	horas	Remoção em % (entrada em mg.L ⁻¹)			DQO/NT	mgO ₂ .L ⁻¹	°C	
DP-Amx	SBR (np) / SAD - UASB (amxdn)	(X(a)/O)/A(a)	-	1,5/3/2,7 (7,2)	97,1 (54,8)	99 (54,8)	78 (171,1)	3,12	1	19-28/30	Bactérias Anammox e bactérias desnitrificantes possuem relação sinérgica para remoção de nitrogênio em efluentes com baixa relação C/N (DENG et al., 2020).
MLE	EABF (n/d)	X/O (rX)	550	8/4 (12)	86,9 (80,85)	97,6 (75,2)	85,3 (219,5)	1,2	3,5	23,5	Pelo sequenciamento genético, os gêneros <i>Thiobacillus</i> e <i>Denitratisoma</i> foram dominantes no ambiente anóxico e o gênero <i>Saprospiraceae</i> foi dominante no ambiente aeróbio. Ademais, os gêneros Nitrosomonadaceae, Nitrospira, Ferritrophicum e Acidovorax foram as comunidades dominantes no ciclo do nitrogênio e do ferro (HU et al., 2019).
MLE	RC (np)	X/O (rX, LA)	200/50	2,4/7,1 (9,5)	70,3 (78,2)	99 (76,9)	- (232,6)	2,97	0,52	21	A nitrificação foi obtida controlando baixos níveis de OD (0,4 a 0,7 mg/L) e pode ser destruída elevando o OD para 2 a 3 mg/L. Após redução do OD para níveis desejados, são necessários elevados tempos de retenção celular para acumular nitrito significativamente. O acúmulo de nitrito pode prejudicar a sedimentabilidade do lodo (MA et al., 2009).
MLE	RC (np/d)	X/O (rX, LA)	200/100	6/6 (12)	14,8 (60)	97,7 (60)	- (360)	6	4	28	O sucesso da nitrificação foi atingida pela transição da nitrificação total para nitrificação parcial, controlando o OD no sistema. A baixa concentração de OD e existência de biofilme contribuiu para melhor eficiência da NDS na remoção de nitrogênio (XU et al., 2016).
MLE	RC (np/d)	X/O (rX, LA)	200/100	6,6/6,6 (13,2)	42,6 (60)	87,6 (60)	- (360)	6	1,5	28	
MLE	RC (np/d)	X/O (rX, LA)	200/100	7,2/7,2 (14,4)	69,5 (60)	94,6 (60)	92 (360)	6	1	28	
MLE	RC (np/d)	X/O (rX, LA)	200/100	7,2/7,2 (14,4)	83,1 (60)	95,4 (60)	92 (360)	6	1	28	
MLE (mod)	RC (n/d) / OSA	A/X(a)/O (rX, LA)	147/80	6/-/- (-)	78,5 (39,2)	97,08 (26,0)	- (269)	6,86	2-3	-	O incremento da relação C/N favorece a remoção de nitrito via desnitrificação (NIKPOUR et al., 2020).
MLE (mod)	WC (n/d)	X/O (rX)	300	2,1/6,4 (8,5)	49,8 (52,76)	83,5 (50,20)	87,7 (308)	3,2	3,02-4,34	-	As melhores taxas de remoção de nitrogênio, amônia, nitrito e matéria orgânica foram alcançadas onde havia maior diversidade e riqueza microbiana (LAI et al., 2020).
NP-Amx	ABR (np) / UASB (amx)	O (LA) / A	-	4,6/1,4 (6)	88,4 (45,87)	- (44,3)	- (44,4)	0,97	0,2	27-30	A nitrificação pode ser iniciada rapidamente com incremento de biomassa e limitação de oxigênio (<0,2 mg/L). Ademais, a razão de nitrito e amônia no efluente do reator de nitrificação pode ser mantida em aproximadamente 1,0 com ajuste da taxa de aeração (MA et al., 2011)
NP-Amx	CAR (np) / CSTR (amx)	(X/O)/A	-	-	90 (36,4)	- (35,8)	45 (42)	1,15	3,8	7-16	Mesmo em temperaturas baixas (<10 °C), manteve-se excelente remoção de nitrogênio. O processo Anammox foi o limitante na remoção de nitrogênio (LIU et al., 2018).

continua...

Tabela 3 - Continuação...

Sistema	Reator (processo)	Sequência de fase e recirculações ¹	TR ²	TDH (total) ⁴	NT ⁵	Amônia ⁶	DQO ⁷	C/N ⁸	OD ⁹ no O	Temp ¹⁰	Principais conclusões (referência)
			%	horas	Remoção em % (entrada em mg.L ⁻¹)			DQO/NT	mgO ₂ .L ⁻¹	°C	
NP-Amx	SBR (np) / UASB (amx)	A1/O/X/A2 (rA2)	100	0,17/2,25/0,75/0,8 (4)	91,7 (-)	99 (66,9)	- (284)	4,25	1,5	25	A taxa de conversão da amônia e a taxa de acumulação de nitrato seguiram cinética de ordem zero. Ademais, foi proposta uma equação para calcular o tempo de aeração ideal para sistemas de aeração intermitente (TANG et al., 2016).
PW (mod)	RC (np)	A/O/X (LA, LAX)	100/100	4/4/8 (16)	95,60 (56,19)	- (55,41)	96,53 (180,14)	3,19	2	22	As bactérias predominantes no sistema de RBN foram <i>Rhodocyclaceae</i> , <i>Saprosiraceae</i> e <i>Comamonadaceae</i> . Ademais, o incremento da relação C/N demonstrou piora na remoção de DQO e interferiu na remoção de Nitrogênio total (ZHANG et al., 2018).
PW (mod)	RC (np)	A/O/X (LA, LAX)	100/100	4/4/8 (16)	97,24 (51,52)	- (50,71)	96,99 (207,08)	4	2	22	
PW (mod)	RC (np)	A/O/X (LA, LAX)	100/100	4/4/8 (16)	91,4 (33,19)	- (32,3)	89,74 (170,6)	5,14	2	22	
PW (mod)	RC (np)	A/O/X (LA)	100	3,1/3,9/7 (14)	92 (30,19)	95,8 (29,9)	72,9 (133,1)	4,41	1,0-2,0	-	O processo de nitrificação foi impulsionado ao adicionar meio suporte suspensos para as comunidades bacterianas (ZHAO et al. 2018).
UCT	RC (n/d)	A/O/X (LA)	100	2/2/4 (8)	65,4 (50)	89,2 (50)	- (300)	6	0,4	28	Sob concentrações baixas de OD e curtos TDHs, a amônia foi removida via NDS na fase aeróbia e via desnitrificação do nitrato na fase anóxica (LIU et al., 2013).
UCT	RC (n/d)	A/O/X (LA)	100	2/4/2 (8)	90,0 (50)	95,1 (50)	- (300)	6	1,2	28	
UCT	RC (n/d) / MBR	A/X(rA)/O (LAX)	100/400	8,1/3,9/8,1 (20,1)	31,5 (99,2)	80,1 (-)	72,9 (411)	4,14	-	20	O decaimento da relação C/N (10 para 5) resultou em diminuição da remoção de nitrogênio. Ao operar sistemas com baixa relação C/N, estratégias podem ser tomadas para aprimorar a remoção de nitrogênio como adição de fonte externa de carbono e ajuste de recirculações (MANNINA et al., 2016).
UCT	RC (n/d) / MBR	A/X/O (rX, LA)	200/200	2,5/3,5/6 (12)	84,6 (56,6)	99 (40,1)	95,5 (264,8)	4,68	3	27-30	O desempenho do tratamento não foi afetado pela variação do TDH da fase aeróbia de 6 para 12 horas. A melhor condição de operação foi observada com TDH de 12 horas e recirculação interna e externa de 200% (FALAHTI-MARVAST; KARIMI-JASHNI, 2015).
UCT	RC (np)	A/X1(rA)/X2/O (rX2, LAX2)	120/300/80	0,9/0,9/1,7/2,6 (6)	83 (71,1)	99 (70,3)	75 (157,8)	2,07	0,3-0,5	23-28	O curto TDH e baixas concentrações de OD favoreceram a nitratação. Ademais, foi obtida clara correlação entre o número e a porcentagem de bactérias oxidadoras de amônia com acúmulo de nitrato (ZENG et al., 2013).
UCT (mod)	RC (n/d) / BAF (n)	A/X/O(LA)/O(rX)	100/200	0,8/5/1,7/0,5 (8)	77,0 (72,1)	99,6 (68,1)	87,1 (357,2)	4,95	1,5-2/5-6	15	O incremento da recirculação proporcionou maior eficiência na remoção de nitrogênio do sistema, entretanto, elevou significativamente o gasto energético (CHEN et al., 2011).
UCT (mod)	RC (n/d) / BAF (n)	A/X/O(LA)/O(rX)	100/100	0,8/5/1,7/0,5 (8)	64,9 (70,9)	99,6 (67)	87,6 (359,1)	5,06	1,5-2/5-6	15	

continua...

Tabela 3 - Continuação...

Sistema	Reator (processo)	Sequência de fase e recirculações ¹	TR ²	TDH (total) ⁴	NT ⁵	Amônia ⁶	DQO ⁷	C/N ⁸	OD ⁹ no O	Temp ¹⁰	Principais conclusões (referência)
			%	horas	Remoção em % (entrada em mg.L ⁻¹)			DQO/NT	mgO ₂ .L ⁻¹	°C	
UCT (mod)	RC (n/d) / BAF (n)	A/X/O(LA) /O(rX)	100/400	0,8/5/1,7/0,5 (8)	87,0 (73,3)	99,6 (69,9)	86,8 (387,2)	5,28	1,5-2/5-6	15	O incremento da recirculação proporcionou maior eficiência na remoção de nitrogênio do sistema, entretanto, elevou significativamente o gasto energético (CHEN et al., 2011).
UCT (mod)	RC (n/d) / BAF (n)	A/X/O(LA) /O(rX)	100/300	0,8/5/1,7/0,5 (8)	82,0 (70,6)	99,7 (67,2)	89,5 (374,1)	5,3	1,5-2/5-6	15	
UCT (mod)	RC (n/d) / MBR	A/X1(rA)/O1(rX1)/X2/O2(LA)	150/250/75	2,2/2,9/4,0/2,2/2,2 (13,5)	75,70 (39,91)	99 (39,91)	- (258,69)	6,48	-	-	A adição de Fe(II) ao tanque anóxico resultou em melhores eficiências de remoção de TN e TP do que aquelas alcançadas pela adição de Fe(II) ao tanque pós-anóxico (ZHANG et al., 2020).
UCT (mod)	RC (np)	X1/A(a)/X2/O (rX2, LA)	300/80	0,8/1,7/2,5/5,0 (10)	60 (73,7)	95 (69,4)	- (177,5)	2,53	1,5-2,5	22	A combinação de curtos TDHs com baixas concentrações de OD foi eficaz para promover a nitrificação, como reportado em (d). Baixo OD não prejudicou a sedimentabilidade do lodo (ZENG et al., 2010).
UCT (mod)	RC (np)	X1/A(a)/X2/O (rX2, LA)	400/80	1,3/2,5/3,8/7,5 (15,1)	42 (73,7)	51 (69,4)	- (177,5)	2,53	0,3-0,5	22	
UCT (mod)	RC (np)	A/X/O (rX, LA)	-/-	2,3/2,3/4,6 (9,2)	47 (73,7)	95 (69,4)	- (177,5)	2,53	0,1-2,5	22	Configuração de sistema com zona pré-anóxica obteve melhores resultados quando comparado com o mesmo sistema sem zona pré-anóxica. Acúmulo de nitrito foi obtido por meio de baixo TDH na fase aerada e baixo fornecimento de OD (0,3 a 0,5 mg/L) (ZENG et al., 2011).
UCT (mod)	RC (np)	X1/A(a)/X2/O (rX2, LA)	-/-	0,8/1,7/2,5/5,0 (10)	60,7 (73,7)	95 (69,4)	- (177,5)	2,53	0,1-2,5	22	

¹ quando não indicado, a alimentação (a) ocorre no primeiro compartimento; ² Taxas de Recirculações e de LA respectivamente com a sequência de fases; ⁴ Tempo de Detenção Hidráulico respectivamente por fase; ⁵ Nitrogênio Total; ⁶ Nitrogênio Amônia; ⁷ Demanda Química de Oxigênio; ⁸ Relação Carbono/Nitrogênio referente ao afluente; ⁹ Oxigênio Dissolvido; ¹⁰ Temperatura.

A - anaeróbio; X - anóxico; O - aeróbio; LA - lodos ativados (quando não indicado, o lodo retorna ao início do processo); np - via nitrificação parcial; dp - via desnitrificação parcial; amx - via Anammox; n - nitrificação; d - desnitrificação; a - alimentação (quando não indicado, ocorre na primeira fase); r - recirculação do efluente (indicando o local destinado); mod - modificado.

UCT - University of Cape Town; MBR - Membrane Bio-Reactor; MLE - Modifield Ludzack Ettinger; OSA - Oxid Settling Anaerobic Process; BAF - Biological Aerated Filter; ABR - Anaerobic Baffled Reactor; UASB - Up-flow Anaerobic Sludge Blanket; SBR - Sequencing Batch Reactor; SAD - Simultaneous Anammox and Denitrification; CAR - Columnar Airlift Reactor; RC - Reator Compartmentado; BAS - Biofiltro Aeróbio Submerso.

Nota-se que diversos fatores interferem na eficiência de remoção dos compostos nitrogenados, dentre eles, o TDH, as recirculações da fase líquida, fornecimentos de oxigênio e disponibilidade de carbono na relação C/N.

O TDH é um parâmetro de projeto que deve ser aplicado nos sistemas, buscando favorecer a comunidade bacteriana de interesse. Desta forma, baixos TDHs, apesar de desejados para otimizar o tratamento, podem não ser vantajosos para re-

moção dos substratos – como observado no experimento de Liu et al. (2013) e Marvast e Jashni (2015), na Tabela 3 –, enquanto elevados TDHs inviabilizam o tratamento pela demanda de recursos para instalação dos sistemas (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

Para gerar acúmulo de nitrito no sistema – seja para remoção do nitrogênio pela via curta (nitrificação e desnitrificação), NDS ou Anammox – os trabalhos de Ma et al. (2009), Zeng et al. (2010),

Zeng et al. (2011), Ma et al. (2011), Zeng et al. (2013), Ge et al. (2014) e Xu et al. (2016) (Tabela 3) constataram que curtos TDHs e baixas concentrações de OD favoreceram o processo de nitrificação, cuja taxa de conversão segue cinética ordem zero (TANG et al., 2016).

A presença de matéria orgânica no meio favorece processos que a utilizam como receptores de elétrons no metabolismo, promovendo também maiores eficiências de remoção de carbono. Com relação à desnitrificação, Mannina et al. (2016) e Nikpour et al. (2020) constataram que o incremento da relação C/N favorece o processo de redução do nitrato a gás nitrogênio. Os estudos apontam como estratégias a adição de fontes externas de carbono, ajustes de recirculações ou incremento de TDHs.

Contudo, quando sistemas que buscam favorecer bactérias autotróficas, como caso das nitrificantes e das Anammox, esse substrato pode propiciar o crescimento de bactéria heterotróficas que competirão por espaço e substrato no interior do reator (GE et al., 2014; DENG et al., 2020). Por isso, se faz necessário o controle desta variável para promover o processo de interesse.

Ma et al. (2009) indicaram que o acúmulo de nitrito (em condições com baixo OD) pode prejudicar a sedimentabilidade do lodo presente no reator; entretanto, Zeng et al. (2010) constataram que o baixo OD não prejudicou a sedimentabilidade do lodo.

Analisando o aspecto da recirculação, Chen et al. (2011) constataram que o incremento da taxa de recirculação da fase líquida do meio aerado para o anóxico aumentou a eficiência de remoção de nitrogênio total, quando aplicado a 100, 200 e 300% e uma leve queda em 400%. Apesar da alta eficiência, os autores observaram que a demanda energética para elevadas taxas de recirculação desfavorece o sistema como um todo, devido ao alto consumo de energia elétrica, quando

aplicado em maiores escalas. Resultados similares foram obtidos por Marvast e Jashni (2015) e Zhang et al. (2020).

Em análise microbiológica, os trabalhos de Zhang et al. (2018) e Hu et al. (2019) constataram predominância do gênero *Saprospiraceae*, além dos gêneros *Rhodocyclaceae*, *Comamonadaceae*, *Thiobacillus* e *Denitratisoma*. Contudo, Lai et al. (2020) afirmam que as melhores taxas de remoção de compostos nitrogenados ocorrem quando há maior riqueza e diversidade microbiana.

O fornecimento de oxigênio ao meio varia conforme o processo que se busca favorecer, ou seja, a remoção via nitrificação seguida de desnitrificação, demanda mais oxigênio do que por NDS, remoção via nitrito ou sistemas que utilizam do processo Anammox, como constatam Zanetti et al. (2012).

4 CONCLUSÃO

Com o levantamento bibliográfico desta revisão, foi possível identificar as principais vias de conversão da amônia em nitrogênio gasoso e estas aplicadas em diversos sistemas para promover a remoção biológica de nitrogênio em efluentes com baixa relação C/N (como por exemplo esgoto sanitário e efluentes de digestão anaeróbia).

Valores baixos da relação C/N ($C/N < 10$) favorecem as vias de conversão do nitrogênio amoniacal em gás nitrogênio, em que é requerida baixa quantidade ou ausência de matéria orgânica, como por exemplo a nitrificação e desnitrificação pela via curta ou processo Anammox. No entanto, maiores valores da relação C/N ($C/N > 10$) podem dispensar o uso de carbono externo ao sistema – por meio de recirculações ou alimentações distribuídas – para favorecer a síntese celular e/ou para as reações bioquímicas em que a matéria orgânica é utilizada como doadora de elétrons, como caso da desnitrificação.

Pela análise dos estudos elencados, foi observado que, ao longo do tempo, os trabalhos buscaram otimizar a operação dos sistemas, reduzir os gastos em energia e recursos externos ao próprio efluente e aprofundar nos processos e particularidades de interesse de cada sistema operado, em conjunto com as vias de conversão de nitrogênio escolhidas. Ressalta-se a importância de haver diferentes sistemas para RBN pois, segundo Khan et al. (2011), não existe um melhor sistema que atenda a todas as necessidades, e sim diversas opções para atender diferentes demandas de tratamento.

Desta forma, alguns aspectos devem ser levados em consideração na formulação de novos sistemas de RBN, sendo eles: (1) economia de energia, propiciando sistemas que não necessitem de elevadas recirculações da fase líquida e/ou menor fornecimento de oxigênio ao meio; (2) sistemas que conciliem a remoção de outros nutrientes como o fósforo e poluentes emergentes; (3) favorecimento do TRC das comunidades bacterianas de crescimento lento, como é o caso das bactérias autotróficas; (4) conciliar sistemas de tratamento com os locais onde são implantados, usufruindo dos recursos e técnicas para melhor aproveitamento do tratamento e (5) otimizar sistemas cujos os processos são complexos para serem operados de forma simples e proporcionar maior adesão da tecnologia.

Assim, aprofundar na compreensão das diversas formas de tratamento, bem como as interferências dos parâmetros de projetos nos sistemas, torna-se fundamental para elaboração de novos sistemas com elevadas eficiências de remoção de nitrogênio dos efluentes com baixa relação C/N.

5 AGRADECIMENTOS

Às pessoas e estrutura do Laboratório de Tratamento Avançado e Reúso de Águas (LATAR) do Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS) da

Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) da Universidade de São Paulo (USP) pelo apoio técnico.

6 FONTE DE FINANCIAMENTO

Esta pesquisa foi financiada pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), no processo 19/25630-3.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Introdução: De Marque MB; **Referencial teórico:** De Marque MB; **Investigação:** De Marque MB; **Redação – Primeira versão:** De Marque MB; **Redação – Revisão e Edição:** De Marque MB e Daniel LA; **Aquisição de Financiamento:** Daniel LA; **Supervisão:** Daniel LA.

8 REFERÊNCIAS

- AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, D. K.; VAN HAANDEL, A.; VERSTRAETE, W. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates—A review, *Bioresource Technology*, Volume 97, Issue 17, 2006, Pages 2225-2241, ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.05.015>.
- AHN, Young-Ho. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. *Process Biochemistry*, v. 41, n. 8, p. 1709-1721, 2006.
- ANTONIOU, P.; HAMILTON, J.; KOOPMAN, B.; JAIN, R.; HOLLOWAY, B.; LYBERATOS, G.; SVORONOS, S.A. Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water Research*, Volume 24, Issue 1, 1990, Pages 97-101, ISSN 0043-1354, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90070-M](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90070-M).
- BAEZA, J.A; GABRIEL, D.; LAFUENTE, J. Effect of internal recycle on the nitrogen removal efficiency of an anaerobic/anoxic/oxic (A2/O) wastewater treatment plant (WWTP). *Process Biochemistry*, Volume 39, Issue 11, 2004, Pages 1615-1624, ISSN 1359-5113, [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00300-5](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00300-5).
- BAGCHI, S.; BISWAS, R.; NANDY, T.; Autotrophic Ammonia Removal Processes: Ecology to Technology, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42:13, 1353-1418, 2012. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.556885>
- BARNARD, J. L. Biological denitrification. *Water Pollution Control*, v. 72, n. 6, p. 705-720, 1973.
- BARNARD, James L. A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. *Water Sa*, v. 2, n. 3, p. 136-144, 1976.

- CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F.; MOCCELLIN, J. **Fundamentos Ecológicos e Ciclos Naturais**. Capítulo 7. Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão, org: Maria do Carmo Calijuri Davi Gasparini Fernandes Cunha. Elsevier Editora Ltda. 2013
- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. A. S.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: Ed. Rima. 109 p. vol. 1. 2006
- CANTO, C. S. A.; RODRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Feasibility of nitrification/denitrification in a sequencing batch biofilm reactor with liquid circulation applied to post-treatment. **Bioresource Technology**, Volume 99, Issue 3, 2008, Pages 644-654, ISSN 0960-8524, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.12.040>.
- CAO, Shenbin; DU, Rui; PENG, Yongzhen; LI, Baikun; WANG, Shuying. Novel two stage partial denitrification (PD)-Anammox process for tertiary nitrogen removal from low carbon/nitrogen (C/N) municipal sewage. **Chemical Engineering Journal**. Volume 362. 2019. Pages 107-115. ISSN 1385-8947. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.160>.
- CHAMCHOI, N.; NITISORAVUT, S.; SCHMIDT, J. E. Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification. **Bioresource Technology**, v.99, p.3331-3336, 2008.
- CHEN, Y.; PENG, C.; WANG, J.; LIU, Y.; ZHANG, L.; PENG, Y. Effect of nitrate recycling ratio on simultaneous biological nutrient removal in a novel anaerobic/anoxic/oxic (A2/O)-biological aerated filter (BAF) system. **Bioresource Technology**. Volume 102, Issue 10. 2011. Pages 5722-5727. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.02.114>.
- CHERNICHARO, C. A. L. Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. Reviews in **Environmental Science and Bio/Technology**, 5(1), 73-92, 2006. doi:10.1007/s11157-005-5683-5
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFGM, v. 5, 1997.
- CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; BRESSANI RIBEIRO, T. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. Reviews in **Environmental Science and Bio/Technology**, 14(4), 649-679, 2015. doi:10.1007/s11157-015-9377-3
- CHIU, Y. LEE, L. CHANG, C. CHAO, A. C. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Volume 59, Issue 1, 2007, Pages 1-7, ISSN 0964-8305, <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2006.08.001>.
- CIUDAD, G.A.B. **Nitrificación-desnitrificación vía nitrito en reactores de discos rotatorios bajo dos modalidades de operación: continua y secuenciada**. Departamento de Engenharia Química. Instituto de Agroindústria, Universidad de La Frontera, Temuco. 2007.
- CONLEY, D. J.; PAERL, H. W.; HOWARTH, R. W.; BOESCH, D. F.; SEITZINGER, S. P.; HAVENS, K. E.; LIKENS, G. E.. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, 323(5917), 1014-1015. 2009.
- CUI, B.; YANG, Q.; ZHANG, Y.; LIU, X.; WU, W.; LI, J. Improving nitrogen removal in biological aeration filter for domestic sewage treatment via adjusting microbial community structure. **Bioresource Technology**, Volume 293, 2019, 122006, ISSN 0960-8524, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122006>.
- DAIMS, Holger; LÜCKER, Sebastian; WAGNER, Michael. A New Perspective on Microbes Formerly Known as Nitrite-Oxidizing Bacteria. Trends in **Microbiology**, Volume 24, Issue 9, 2016, Pages 699-712, ISSN 0966-842X, <https://doi.org/10.1016/j.tim.2016.05.004>.
- DENG, S.; PENG, Y.; ZHANG, L.; WU, L. Advanced nitrogen removal from municipal wastewater via two-stage partial nitrification-simultaneous anammox and denitrification (PN-SAD) process. **Bioresource Technology**. Volume 304. 2020. 122955. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122955>.
- DODDS, Walter K.; SMITH, Val H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters**, v. 6, n. 2, p. 155-164, 2016.
- ERSAHIN, M. E.; OZGUN, H.; DERELI, R. K.; VAN LIER, J. B. **Post treatment of anaerobic effluents: common applications and future perspectives for municipal wastewater treatment**, Post Treatments of Anaerobically Treated Effluents, Vinay Kumar Tyagi, Abid Ali Khan, Ng Wun Jern, Anwar Khursheed, A. A. Kazmi. 2019.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência Ltda., 1988. 575p.
- FALAHTI-MARVAST, H.; KARIMI-JASHNI, A. Performance of simultaneous organic and nutrient removal in a pilot scale anaerobic-anoxic-oxic membrane bioreactor system treating municipal wastewater with a high nutrient mass ratio, **International Biodeterioration & Biodegradation**. Volume 104, 2015, Pages 363-370, ISSN 0964-8305, <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.07.001>.
- FERREIRA, C. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Eutrofização: aspectos conceituais, usos da água e diretrizes para a gestão ambiental. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aquidabã, v.6, n.1, p.65-77, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.6008/SPC2179-6858.2015.001.0006>.
- FOCHT, D.D.; CHANG, A.C. Nitrification and Denitrification Processes Related to Waste Water Treatment. Editor(s): D. Perlman, Advances in **Applied Microbiology**, Academic Press, Volume 19, 1975, Pages 153-186, ISSN 0065-2164, ISBN 9780120026197, [https://doi.org/10.1016/S0065-2164\(08\)70428-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2164(08)70428-3).

- FORESTI, E. Perspectives on anaerobic treatment in developing countries. **Water Sci. Technol.** 1 October 2001; 44 (8): 141–148. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0485>
- FORESTI, E.; ZAIAT, M., VALERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. Reviews in **Environ. Sci. and Bio/Technol.**, v. 5, n. 1, p. 3-19, 2006.
- GE, S.; PENG, Y.; QIU, S.; ZHU, A.; REN, N. Complete nitrogen removal from municipal wastewater via partial nitrification by appropriately alternating anoxic/aerobic conditions in a continuous plug-flow step feed process. **Water Research**, 55, 95-105. 2014.
- GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C.A.L.; NETO, C.O.A., SOBRINHO, P.A.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme.** In: CHERNICHARO, C.A.L. (coordenador). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. PROSAB/FINEP, 1ª ed. Rio de Janeiro: Segrac, 2001.
- GUO, Cheng Hong; STABNIKOV, Viktor; IVANOV, Volodymyr. The removal of nitrogen and phosphorus from reject water of municipal wastewater treatment plant using ferric and nitrate bioreductions. **Bioresource technology**, v. 101, n. 11, p. 3992-3999, 2010.
- HAMLIN, H.J.; MICHAELS, J. T.; BEAULATON, C. M.; GRAHAM, W. F.; DUTT, W.; STEINBACH, P.; LOSORDO, T. M.; SCHRADER, K. K.; MAIN, K. L. Comparing denitrification rates and carbon sources in commercial scale upflow denitrification biological filters in aquaculture. **Aquaculture Engineering**, v. 38, 2008. p. 79-92.
- HE, Sheng-bing; XUE, Gang; WANG, Bao-zhen. Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of Hazardous Materials**. Volume 168. Issues 2–3. 2009. Pages 704-710. ISSN 0304-3894. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.099>.
- HELMER-MADHOK, C.; SCHMID, M.; FILIPOV, E.; GAUL, T.; HIPPEN, A.; ROSENWINKEL, K.H.; SEYFRIED, C.F.; WAGNER, M.; KUNST, S. (2002) Deammonification in biofilm systems: population structure and function. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 1-2, p. 223-231.
- HENZE, M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; EKAMA, G.A.; BRDJANOVIC, D. **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design.** London: IWA Publishing, p. 112, 139, 2008.
- HU, Z.; LIU, J.; ZHENG, W.; LI, D.; LIU, Y.; YAO, H. Highly-efficient nitrogen removal from domestic wastewater based on enriched aerobic/anoxic biological filters and functional microbial community characteristics. **Journal of Cleaner Production**, 238, 117867. 2019.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** Rio de Janeiro: ABES, 3. ed. 1995.
- KARTAL, B.; KUENEN, J.G. v; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Sewage treatment with anammox. **Science**, v. 328, n. 5979, p. 702-703, 2010.
- KELLER, J.; SUBRAMANIAM, K.; GÖSSWEIN, J.; GREENFIELD, P.F. Nutrient removal from industrial wastewater using single tank sequencing batch reactors. **Water Science and Technology**, Volume 35, Issue 6, 1997, Pages 137-144, ISSN 0273-1223, [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00104-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00104-2).
- KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V. K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1232–1251, 2011. Elsevier B.V.
- KIM, Dong-jin; LEE, Dong-ig; KELLER, Jürg. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. **Bioresource Technology**, Volume 97, Issue 3, 2006, Pages 459-468, ISSN 0960-8524, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.03.032>.
- KNOWLES, Roger. **Denitrification. Microbiological reviews**, v. 46, n. 1, p. 43, 1982.
- KUENEN, J.G. Anammox bacteria: from discovery to application. **Nat. Rev. Microbiol.**, 6 (4) 2008, pp. 320-326.
- KUENEN, J. G.; ROBERTSON, L. A. Combined nitrification-denitrification processes, **FEMS Microbiology Reviews**, Volume 15, Issue 2-3, October 1994, Pages 109–117, <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.1994.tb00129.x>
- LAI, C.; SUN, Y.; GUO, Y.; CAI, Q.; YANG, P. Removal of organic and nitrogen in a novel anoxic fixed-bed/aerobic fluidized-moving bed integrated with a constructed wetland bio-reactor (A/O-FMCW). In **E3S Web of Conferences** (Vol. 167, p. 01001). EDP Sciences. 2020.
- LEE, N. M.; WELANDER, T. The effect of different carbon sources on respiratory denitrification in biological wastewater treatment. **Journal of fermentation and bioengineering**, v. 82, n. 3, p. 277-285, 1996.
- LEMOINE, D., JOUENNE, T.; JUNTER, G.A. Reduction of nitrate by *Pseudomonas putrefaciens* entrapped in composite agar layer/microporous membrane structures. **Biotechnol Lett** 10, 399–402. 1988. <https://doi.org/10.1007/BF01087437>
- LETTINGA, G., VAN VELSEN, A.F.M., HOBMA, S.W., DE ZEEW, W. AND KLAPWIJK, A. Use of the Up-flow Sludge Blanket (USB) concept for biological waste water treatment, specially for anaerobic treatment. **Biotechn. Bioeng.**, 22, 699–734, 1980.
- LETTINGA, G.; HULSHOFF, L. W. P. UASB-Process Design for Various Types of Wastewaters. **Water Sci Technol** 1 October 1991; 24 (8): 87–107. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0220>

- LI, J.; LI, J.; PENG, Y.; WANG, S.; ZHANG, L.; YANG, S.; LI, S. Insight into the impacts of organics on anammox and their potential linking to system performance of sewage partial nitrification-anammox (PN/A): A critical review. **Bioresource Technology**. Volume 300. 2020. 122655. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122655>.
- LIU, Y.; GU, J.; LIU, Y. Energy self-sufficient biological municipal wastewater reclamation: Present status, challenges and solutions forward. **Bioresource Technology**. Volume 269. 2018. Pages 513-519. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.104>.
- LIU, G.; XU, X.; ZHU, L.; XING, S.; CHEN, J. Biological nutrient removal in a continuous anaerobic-aerobic-anoxic process treating synthetic domestic wastewater. **Chemical Engineering Journal**. Volume 225. 2013. Pages 223-229. ISSN 1385-8947. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.01.098>.
- LIU, W., YANG, D., SHEN, Y. WANG, J. Two-stage partial nitrification-anammox process for high-rate mainstream deammonification. **Appl Microbiol Biotechnol**. 102, 8079-8091. 2018. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9207-y>
- LU, L.; QIU, L.; ZHANG, S.; WANG, J.; XIE, K. Research Progress of Nitrogen and Phosphorus Removal in Municipal Sewage. In: **2015 4th International Conference on Sustainable Energy and Environmental Engineering**. Atlantis Press, 2016. p. 512-516.
- LUDZACK, F. J.; ETTINGER, M. B. Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. **Journal Water Pollution Control Federation**, p. 920-931, 1962.
- MA, B.; ZHANG, S.; ZHANG, L.; PENG, Y.; WANG, J.; WANG, S.; PENG, Y. The feasibility of using a two-stage autotrophic nitrogen removal process to treat sewage. **Bioresource Technology**. Volume 102. Issue 17. 2011. Pages 8331-8334. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.017>.
- MA, J.; PENG, Y.; WANG, L.; WANG, S. Effect of temperature on denitrification and profiles of pH during the process. **China Environmental Science**, v. 28, n. 11, 2008
- MA, Y.; PENG, Y.; WANG, S.; YUAN, Z.; WANG, X. Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant. **Water Research**, 43(3), 563-572. 2009.
- MANNINA, G.; CAPODICI, M.; COSENZA, A.; DI TRAPANI, D. Carbon and nutrient biological removal in a University of Cape Town membrane bioreactor: Analysis of a pilot plant operated under two different C/N ratios. **Chemical Engineering Journal**, 296, 289-299. 2006.
- MATĚJŮ, Vít; ČIŽINSKÁ, Simona; KREJČÍ, Jakub; JANOCH, Tomáš. Biological water denitrification—A review. **Enzyme and Microbial Technology**, Volume 14, Issue 3, 1992, Pages 170-183, ISSN 0141-0229, [https://doi.org/10.1016/0141-0229\(92\)90062-5](https://doi.org/10.1016/0141-0229(92)90062-5).
- MCCARTY, P.L., One hundred years of anaerobic treatment. En *Anaerobic Digestion*. Eds. Hughes, D.E. et.al., **Elsevier Biomedical Press**, Amsterdam, New York, Oxford. 1981. 3- 22p.
- MCCARTY, Perry L.; BAE, Jaeho; KIM, Jeonghwan. Domestic Wastewater Treatment as a Net Energy Producer—Can This be Achieved? **Environmental Science & Technology** 2011 45 (17), 7100-7106. DOI: 10.1021/es2014264.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. Inc. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5th. ed. Porto Alegre. 1980 p. 2016.
- MOTA, Francisco Suetônio Bastos; VON SPERLING, Marcos. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. 428 p.. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES, 2009.
- MULDER, A.A. VAN DE GRAAF, L.A. ROBERTSON, J.G. KUENEN. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor, **FEMS Microbiology Ecology**, Volume 16, Issue 3, March 1995, Pages 177-183, <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1995.tb00281.x>
- MULDER, J.W.; VAN KEMPEN, R. N-removal by SHARON. **Water Quality International**, v.2, p.30-31, 1997.
- MÜNCH, Elisabeth V.; LANT, Paul; Keller, JÜRIG. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. **Water Research**, Volume 30, Issue 2, 1996, Pages 277-284, ISSN 0043-1354, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00174-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00174-3).
- NGO, H. H., KHAN, M. A., GUO, W., PANDEY, A.; LEE, D.-J. Non-conventional Anaerobic Bioreactors for Sustainable Wastewater Treatment. **Water and Wastewater Treatment Technologies**, 265-295, 2018. doi:10.1007/978-981-13-3259-3_13
- NIKPOUR, B.; YENGEJEH, R. J.; TAKDASTAN, A.; HASSANI, A. H.; ZAZOULI, M. A. The investigation of biological removal of nitrogen and phosphorous from domestic wastewater by inserting anaerobic/anoxic holding tank in the return sludge line of MLE-OSA modified system. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, 1-10. 2020.
- PAREDES, D.; KUSCHK, P.; MBWETTE; T. S. A.; STANGE, F.; MÜLLER, R. A.; KÖSER, H. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment—a review. **Engineering in Life Sciences**, v. 7, n. 1, p. 13-25, 2007.
- PENG, Y., ZHU, G. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway. **Appl Microbiol Biotechnol**, 73, 15-26 (2006). <https://doi.org/10.1007/s00253-006-0534-z>
- RAJASULOCHANA, P.; PREETHY, V. Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water – A comprehensive review. **Resource-Efficient Technologies**, Volume 2, Issue 4, 2016, Pages 175-184, ISSN 2405-6537, <https://doi.org/10.1016/j.refit.2016.09.004>.
- RAST, W.; HOLLAND, M.; RYDING, S. **Eutrophication management framework for the policy-maker**. França: UNESCO, 1989.

- RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. **Environmental biotechnology: principles and applications**. Tata McGraw-Hill Education, 2012.
- RITTMANN B.; LANGE LAND W. "Simultaneous denitrification with nitrification in singlechannel oxidation ditches". **Journal of Water Pollution Control Federation**, 57, 4, pp. 300-308. 1985.
- SHELLINKHOUT, A.; LETTINGA, G.; VAN VELSEN, A. F. M.; LOUWE KOOIJMANS, J.; RODRIGUEZ PASSA, G. The application of the UASB-reactor for the direct treatment of domestic wastewater under tropical conditions. In Proc. **Seminar Anaerobic Treatment of Sewage**, M.S. Switzenbaum (ed.). Univ. Massachusetts, Amherst, MA, USA (pp. 259-276). 1985.
- SCHEEREN, Marina B. et al. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 1289-1297, 2011.
- SCHMIDT, J.E.; AHRING, B.K. Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Biotechnol. Bioeng.**, 49: 229-246. 1996. doi:10.1002/(SICI)1097-0290(19960205)49:3<229::AID-BIT1>3.0.CO;2-M
- SEDLAK, R. I. **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice**. CRC press, 1991.
- SEGHEZZO, Lucas; ZEEMAN, Grietje; VAN LIER, Jules B.; HAMELERS, H.V.M.; LETTINGA, Gatzte. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource Technology**, Volume 65, Issue 3, 1998, Pages 175-190, ISSN 0960-8524, [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00046-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00046-7).
- SHOW, K-Y., YAN, Y., YAO, H., GUO, H., LI, T., SHOW, D-Y., CHANG, J-S., LEE, D-J., Anaerobic granulation: a review of granulation hypotheses, bioreactor designs and emerging green applications, **Bioresource Technology**. 2020, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122751>
- SIEGRIST, H. Nitrogen removal from digester supernatant-comparison of chemical and biological methods. **Water science and Technology**, v. 34, n. 1-2, p. 399, 1996.
- SILVA, Bruno Garcia; DAMIANOVIC, Márcia Helena Rissato Zamariolli; FORESTI, Eugenio. Effects of intermittent aeration periods on a structured-bed reactor continuously fed on the post-treatment of sewage anaerobic effluent. **Bioprocess And Biosystems Engineering**, Springer-verlag GmbH Germany, v. 41, n. 8, p.1115-1120, <https://doi.org/10.1007/s00449-018-1940-1>,ago. 2018.
- STAZI, Valentina; TOMEI, Maria Concetta. Enhancing anaerobic treatment of domestic wastewater: State of the art, innovative technologies and future perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 635, p. 78-91, 2018.
- STRONACH S.M., RUDD T., LESTER J.N. Toxic Substances in Anaerobic Digestion. In: Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewater Treatment. **Biotechnology Monographs**, vol. 2. Springer, Berlin, Heidelberg, 1986. https://doi.org/10.1007/978-3-642-71215-9_5.
- STROUS, M.; HEIJNEN, J.J.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Appl. Microbiol. Biotechnol.**, 50 (5), pp. 589-596. 1998
- STROUS, M.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. Key Physiology of Anaerobic Ammonium Oxidation. **Applied and Environmental Microbiology**. Jul 1999, 65 (7) 3248-3250; DOI: 10.1128/AEM.65.7.3248-3250.1999
- SUN, S.; NÀCHER, C. P.; MERKEY, B.; ZHOU, Q.; XIA, S.; YANG, D.; SUN, J.; SMETS, B. F. Effective Biological Nitrogen Removal Treatment Processes for Domestic Wastewaters with Low C=N Ratios: A Review. **Environmental Engineering Science**. Feb 2010. 111-126. <http://doi.org/10.1089/ees.2009.0100>
- TANG, X.; YANG, Q.; LI, J.; PENG, Y.; XU, Z.; HE, J. Semi-nitrification process producing optimum influent for anammox process in treatment of domestic wastewater. **Chemosphere**. Volume 152. 2016. Pages 55-61. ISSN 0045-6535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.118>.
- TESKE, A; ALM, E; REGAN, J M; TOZE, S; RITTMANN, B E; STAHL, D A. Evolutionary relationships among ammonia- and nitrite-oxidizing bacteria. **Journal of Bacteriology** Nov 1994, 176 (21) 6623-6630; DOI: 10.1128/jb.176.21.6623-6630.1994
- TIEDJE, James M. **Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium**. Biology of anaerobic microorganisms, v. 717, p. 179-244, 1988.
- TONETTI, A. L., DUARTE, N. C., FIGUEIREDO, I. C. S.; BRASIL, A. L. (2018). **Alternativas para o gerenciamento de lodo de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos de áreas rurais**. Labor E Engenharia, 12(1), 145-152. <https://doi.org/10.20396/labore.v12i1.8649680>
- NIMESHCHANDRA, V. V., NAVINCHANDRA, C. S.; DESAI, K. R. Performance of UASB post treatment technologies for sewage treatment in surat city. **Oriental Journal of Chemistry**, 35(4), 1352-1359, 2019. doi:<http://dx.doi.org/10.13005/ojc/350415>
- VILLAVARDE, S.; GARCIA-ENCINA, P. A.; FDZ-POLANCO, F. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. **Water Research**, v. 31, n. 5, p. 1180-1186, 1997.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1996. 243p
- VON SPERLING, Marcos. **Activated sludge and aerobic biofilm reactors**. IWA publishing, 2007.
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Biological wastewater treatment in warm climate regions. **IWA publishing**, 2005.
- WALIA, R., KUMAR, P.; MEHROTRA, I. Post-treatment of effluent from UASB reactor by surface aerator. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**

17, 983–992 (2020). <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02351-1>

WUHRMANN K. Nitrogen removal in sewage treatment processes, **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, 15:2, 580–596. 1964 DOI: 10.1080/03680770.1962.11895576

WANG, Y.; DU, Z.; LIU, Y.; WANG, H.; XU, F.; LIU, B.; ZHENG, Z. The nitrogen removal and sludge reduction performance of a multi-stage anoxic/oxic (A/O) biofilm reactor. **Water Environ Res**, 92: 94–105. 2020. doi:10.1002/wer.1188

YUAN, C.; PENG, Y.; JI, J.; WANG, B.; LI, X.; ZHANG J. Q. Advanced nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater via simultaneous enhanced biological phosphorus removal and semi-nitrification (EBPR-SN) combined with anammox. **Bioprocess Biosyst Eng** 43, 2039–2052 (2020). <https://doi.org/10.1007/s00449-020-02392-8>

ZANETTI, L.; FRISON, N.; NOTA, E.; TOMIZIOLI, M.; BOLZONELLA, D.; FATONE, F. Progress in real-time control applied to biological nitrogen removal from wastewater. A short-review. **Desalination**, v. 286, p. 1–7, 2012.

ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level. **Water Science and Technology**, Volume 39, Issue 5, 1999, Pages 187–194, ISSN 0273-1223. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00101-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00101-8).

ZENG, W.; LI, L.; YANG, Y.; WANG, S.; PENG, Y. Nitrification and denitrification of domestic wastewater using a continuous anaerobic–anoxic–aerobic (A2O) process at ambient temperatures. **Bioresource Technology**, 101(21), 8074–8082. 2010.

ZENG, W.; LI, L.; YANG, Y.; WANG, X.; PENG, Y. Denitrifying phosphorus removal and impact of nitrite accumulation on phosphorus removal in a continuous anaerobic–anoxic–aerobic (A2O) process treating domestic wastewater. **Enzyme and Microbial Technology**. Volume 48, Issue 2. 2011. Pages 134–142. ISSN 0141-0229. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2010.10.010>.

ZENG, W.; WANG, X.; LI, B.; BAI, X.; PENG, Y. Nitrification and denitrifying phosphorus removal via nitrite pathway from domestic wastewater in a continuous MUCT process. **Bioresource Technology**. Volume 143. 2013. Pages 187–195. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.002>.

Zhang F, Peng Y, Wang S, Wang Z, Jiang H. Efficient step-feed partial nitrification, simultaneous Anammox and denitrification

(SPNAD) equipped with real-time control parameters treating raw mature landfill leachate. **J Hazard Mater** 364:163–172, 2019b. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.09.066>

ZHANG, Z.; XU, C.; ZHONG, D.; HAN, Y.; HAN, H.; ZHENG, M.; ZHU, H. Enhanced nitrogen removal of coal pyrolysis wastewater with low COD to nitrogen ratio by partial nitrification–denitrification bioprocess assisted with polycaprolactone. **Environ Sci Pollut Res** 26, 21655–21667, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05416-3>

ZHANG, C.; XU, X.; YUAN, L.; MAO, Z.; LI, W. Performance enhancement by adding ferrous to a combined modified University of Cape Town and post-anoxic/aerobic-membrane bioreactor. **Chemosphere**, Volume 243, 2020, 125300, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125300>.

ZHANG, T.; WANG, B.; LI, X.; ZHANG, Q.; WU, L.; HE, Y.; PENG, Y. Achieving partial nitrification in a continuous post-denitrification reactor treating low C/N sewage. **Chemical Engineering Journal**. Volume 335. 2018. Pages 330–337. ISSN 1385-8947. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.188>.

ZHANG, M.; WANG, S.; JI, B.; LIU, Y. Towards mainstream deammonification of municipal wastewater: Partial nitrification-anammox versus partial denitrification-anammox. **Science of The Total Environment**. Volume 692. 2019c. Pages 393–401. ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.293>.

ZHANG, Miao; SONG, Tianxin; ZHU, Chenjie; FAN, Yajun; SOARES, Ana; GU, Xiaodan; WU, Jun. Roles of nitrate recycling ratio in the A2/O - MBBR denitrifying phosphorus removal system for high-efficient wastewater treatment: Performance comparison, nutrient mechanism and potential evaluation. **Journal of Environmental Management**, Volume 270, 2020b, 110887, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110887>.

ZHANG, T.; WANG, B.; LI, X.; ZHANG, Q.; WU, L.; HE, Y.; PENG, Y. Achieving partial nitrification in a continuous post-denitrification reactor treating low C/N sewage. **Chemical Engineering Journal**. Volume 335. 2018. Pages 330–337. ISSN 1385-8947. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.188>.

ZHAO, W.; HUANG, Y.; WANG, M.; PAN, C.; LI, X.; PENG, Y.; LI, B.. Post-endogenous denitrification and phosphorus removal in an alternating anaerobic/oxic/anoxic (AOA) system treating low carbon/nitrogen (C/N) domestic wastewater. **Chemical Engineering Journal**, 339, 450–458. 2018.

ZHU, Songming; CHEN, Shulin. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. **Aquacultural Engineering**, v. 26, n. 4, p. 221–237, 2002.