



DIMENSIONAMENTO DE *WETLAND* DE FLUXO VERTICAL COM NITRIFICAÇÃO – ADAPTAÇÃO DE MODELO EUROPEU PARA AS CONDIÇÕES CLIMÁTICAS DO BRASIL

Christoph Platzer⁽¹⁾

Engenheiro Civil pelas Universidades Técnicas de Hannover e Munique (Alemanha), Doutor em Saneamento pela Universidade Técnica de Berlim, Alemanha; Rotária do Brasil Ltda, Florianópolis, SC, Brasil..

Christian Senf

Engenheiro Ambiental pela FH Offenburg/ Alemanha, intercambio com a UFSC, bolsista do estado Baden-Württemberg /Alemanha.

Heike Hoffmann

Microbióloga pela Universidade Greifswald/ Alemanha, Doutora em Ecologia pela Universidade Rostock/Alemanha, Pós-doutorado na UFSC (DAAD), Professora e Pesquisadora Visitante do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico/UFSC, bolsista CNPq, Rotária do Brasil Ltda.

Wesley Cardia

Engenheiro Sanitarista pela Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Rotária do Brasil Ltda, Florianópolis, SC, Brasil.

Rejane Helena Ribeiro da Costa

Engenheira civil pela UFPB, Mestre em Hidráulica e Saneamento EESC-USP São Carlos, SP, Doutora pelo INSA-Toulouse, França. Pós-doutorado na Université Montpellier 1, França. Professora Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico/UFSC

Endereço⁽¹⁾: Rod. SC 401 - Km 9, nº 9680 - Santo Antônio de Lisboa - Florianópolis - SC - CEP: 88050-000 - Brasil - Tel: +55 (48) 3234-3164 - Fax: +55 (48) 3234-3164 - e-mail chr@rotaria.net

RESUMO

O modelo de dimensionamento de *wetland* de fluxo vertical, desenvolvido por Platzer (1998), para condições de clima europeu, foi usado em uma planta piloto com o objetivo de verificar sua adaptabilidade em condições climáticas do (*Sul do*) Brasil e adaptar seus coeficientes. Uma vez adaptado, este modelo pode ser usado para o tratamento de qualquer tipo de efluente em *wetland* de fluxo vertical, pois é baseado no gasto do oxigênio para os processos aeróbios da degradação. Operou-se uma planta piloto, com esse modelo dimensionado no limite de sua oferta de oxigênio necessário, ou seja, um pouco acima de carga máxima possível para completar os processos aeróbios. Na primeira fase foi aplicada uma carga orgânica de 0,28 kg BOD₅ / m² · d e em seguida uma carga de 0,35 kg BOD₅ / m² · d. Mesmo com as altas cargas aplicadas, durante as 18 semanas da operação não ocorreu nenhum processo de colmatção, fenômeno que representa o maior obstáculo no tratamento de efluentes em *wetland*, especialmente no caso de carga orgânica elevada e mais rápido ainda em regiões de clima frio. Em clima subtropical o dimensionamento pelo modelo de uso de oxigênio se mostrou adequado para evitar esse problema, e também se mostrou sua perfeitamente aplicabilidade na modelação dos processos de degradação aeróbia em *wetlands*. Esta degradação não se completou totalmente devido ao limite de oferta de oxigênio, sendo então removidos 0,23 kg BOD₅ / m² · d (85%) na primeira fase e 0,32 kg BOD₅ / m² · d (92%) na segunda fase. A eficiência da nitrificação foi 84% na primeira e 89% na segunda fase. Importante é que o balanço entre oxigênio oferecido pelo dimensionamento e oxigênio realmente utilizado pelos processos biológicos em ambas as fases fechou quase em 100%. Com esse resultado o modelo apresentado é aplicável sem limitações para o dimensionamento adaptado nos diferentes efluentes de *wetlands* de fluxo vertical.

PALAVRAS-CHAVE: *Wetland*, Fluxo Vertical, Dimensionamento, Oxigênio, Nitrificação.

INTRODUÇÃO

O tratamento de efluentes em filtros de areia plantados (*wetlands*) tem sua importância em diversos países do mundo, e cada vez mais também no Brasil. O tipo de tratamento é aeróbio, apresentando o mesmo potencial para uma alta eficiência que outros tratamentos aeróbios, como por exemplo, lodo ativado ou biofiltro.



Comparado com esses processos, os *wetlands* apresentam operação muito mais econômica, sem produção de lodo e sem necessidade de energia elétrica para a aeração, ademais são mais flexíveis contra variâncias de carga e removem relativamente bem bactérias e germes. Uma outra vantagem é a possibilidade de sua perfeita integração à paisagem natural. O processo também apresenta desvantagens, sendo uma delas a elevada necessidade de espaço e outra é o perigo de colmatção, que inviabiliza o uso do filtro por semanas e até meses. A colmatção é o resultado de uma carga orgânica alta de mais para a área de entrada de esgoto no filtro. Parcialmente pode ser evitada por uma melhor distribuição de esgoto ou por uma escolha mais adequada de material filtrante, embora nunca seja recomendável dimensionar um *wetland* muito pequeno. A questão é: quais são os limites das dimensões, de forma a se economizar espaço, mas ainda manter todos os processos aeróbios desejáveis e evitar o perigo de colmatção?

Em questão de dimensionamento deve ser diferenciado entre o *wetland*, de fluxo horizontal qual continuamente é alimentado com esgoto e o *wetland* de fluxo vertical, qual deve ser alimentado em intervalos, normalmente realizado com uma bomba. A distribuição de esgoto, assim como o uso de volume de filtro são muito mais eficientes no fluxo vertical, resultando em uma necessidade de área muito menor. A alimentação em intervalos possibilita a entrada de certas quantidades de ar (oxigênio) e entre os intervalos, ocorre certa secagem da área de entrada, fatores esses que também aumentam a eficiência de processos biológicos e diminuem o perigo de colmatção. Por essas importantes vantagens se recomenda a implantação de *wetland* de fluxo vertical sempre que possível.

No Brasil ainda não existem muitas experiências na operação nem no dimensionamento deste tipo de tratamento. Por isso o modelo de dimensionamento de *wetland* de fluxo vertical, desenvolvido por Platzer (1998), para condições de clima europeu, foi verificado por sua adaptabilidade em condições climáticas do Brasil. O interessante do modelo é sua flexibilidade em respeito de tipo de efluente, ou seja, uma vez adaptado, pode ser aplicado para qualquer tipo de efluente, sejam esgotos sanitários, efluentes industriais, agroindustriais degradáveis ou ainda “águas cinzas”. Este último tem se mostrado muito promissor, uma vez que o reuso de efluentes vem sendo cada vez mais a solução para a economia de águas “mais nobres”, ou seja, a água tratada. O uso de efluentes de lavagem, de chuveiros, pias ou outras fontes, que não sejam poluídos com fezes podem perfeitamente ser tratados em *wetland* para que possam ser aplicados depois como água de reuso, vindo ao encontro da filosofia do saneamento ecológico. Obviamente a composição específica destes efluentes é muito diversa e o dimensionamento “clássico” que calcula o m² por habitante chega ao seu limite. No modelo empregado entram as reais concentrações dos componentes responsáveis para o gasto de oxigênio no sistema, quais sejam, a matéria orgânica e o nitrogênio amoniacal, os quais são relacionados com a oferta de oxigênio. A oferta de oxigênio é fundamental para o funcionamento de todos os sistemas aeróbios: quando acaba o oxigênio o tratamento aeróbio termina.

METODOLOGIA

Em área adjacente a uma ETE condominial no município de Palhoça/SC, foi operado um piloto tipo filtro de areia plantado (*wetland*), de fluxo vertical, dimensionado pelo modelo de Platzer (1998). Este modelo é baseado nas necessidades de oxigênio para os processos aeróbios, como a **oxidação de DQO** (ou DBO₅) e a **oxidação de NTK** (nitrificação). A ocorrência parcial da desnitrificação diminui a necessidade de oxigênio, ou seja, a parte de DQO/DBO₅ usada para a redução de nitrato, não necessitando mais o oxigênio (recuperação de O₂), conforme equação 1:

$$\text{Necessidade } O_2 \text{ TOTAL} = \text{Necessidade } (O_2 \text{ DQO} + O_2 \text{ TKN}) - \text{Recuperação } O_2 \text{ DN} \quad \text{equação (1)}$$

Conforme apresentado na equação 2, para calcular a entrada de oxigênio no sistema *wetland* de fluxo vertical, dois processos principais são considerados, a **convecção**, que calcula o oxigênio que segue do fluxo de esgoto introduzido descontinuamente (p.ex. 4 vezes por dia), e a **difusão**, que acontece continuamente pela superfície e diminui somente quando o esgoto introduzido se acumula na superfície (p.ex. 4 vezes x 30 min/ dia):

$$\text{Oferta } O_2 \text{ TOTAL} = \text{Entrada } (O_2 \text{ CONVECÇÃO} + O_2 \text{ DIFUSÃO}) \quad \text{equação (2)}$$

Para o dimensionamento, a oferta deve ser maior ou igual às necessidades de oxigênio (equação 3):

$$\text{Oferta } O_2 \text{ TOTAL} - \text{Necessidade } (O_2 \text{ TOTAL} \geq 0) \quad \text{equação (3)}$$

Em clima europeu, a exigência de superfície do *wetland* se mostrou maior do que seria necessária por esse cálculo, pois neste caso o perigo de colmatção determina o dimensionamento, ou seja, nessas condições climáticas as aéreas dos *wetlands* devem ser mais extensas do que a necessidade por oxigênio exige. Na planta piloto verificou-se essa exigência sob condições climáticas subtropicais e adaptaram-se os coeficientes específicos que entram no cálculo.

Dessa forma, para o piloto resultou uma superfície de 4,44 m² (1,2m x 3,7m) e um enchimento com 80 cm areia (d₁₀= 300 µm e d₆₀= 1200-1700 µm, U = 4,83 e k_f = 9 x 10⁻⁴ m/s), os sistemas de irrigação e drenagem foram protegidos com um leito de brita (Ø1-2 cm). Para a drenagem do esgoto tratado, uma camada de brita de 20 cm foi colocada no fundo do canteiro. O esgoto bruto entrava por dois tubos perfurados (tubos com 3 cm de diâmetro) acima da areia (figura 2).



Figura 1. Foto piloto *wetland*

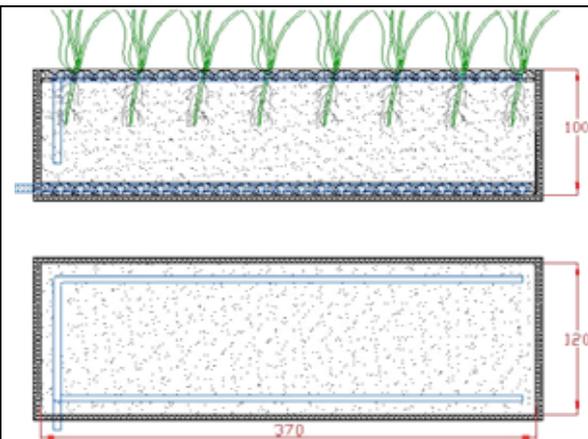


Figura 2. Esquema piloto *wetland*

A alimentação do canteiro funcionava a cada 6 horas automaticamente por bombeamento. Para verificar a carga máxima possível, foram pesquisadas duas etapas. A tabela 1 mostra os dados de dimensionamento e da operação. Considerando um uso de água (produção de esgoto) de 150 l/ habitante.dia, como se calculou no caso desta ETE condominial, na primeira fase foi tratado um volume de esgoto correspondente a aproximadamente 4 habitantes e na segunda etapa um volume de esgoto equivalente a 6 habitantes.

Tabela 1: Diferentes fases na operação de piloto *Wetland* (WTL_{vertical})

Dados técnicos	Unidades	FASE 1	FASE 2
Tempo	d	42	84
Vazão de esgoto a tratar	L/ d	650	910
Alimentação	Veze _x min/ d	4 x 5 min / d (cada 6 horas)	4 x 7 min /d (cada 6 horas)
Carga Hidráulica	L/ m². d	146	205
Concentração média de DBO ₅	mg DBO ₅ / L	189	170
Carga Orgânica	kg BOD₅/ m². d	0,028	0,035
Concentração média de NTK	mg NTK/ L	72	57
Carga NTK	kg NTK/ m². d	0,010	0,012

Em amostras do afluente e efluente final foram medidos duas vezes por semana pelo Standard Methods (1998): a alcalinidade total, DQO, DBO₅, SS, NTK; e por métodos colorimétricos (Kits Merck) foram analisados os parâmetros NH₄-N, NO₃-N e NO₂-N.

RESULTADOS OBTIDOS

1. Dados de operação e eficiência dos processos biológicos



Conforme a tabela 1, a operação da fase 1 demorou 42 dias e seguiu diretamente para fase 2 de 84 dias. A tabela 2 resume as concentrações médias por fase dos parâmetros mais importantes na entrada e na saída da *wetland*. As figuras 3 e 4 mostram num gráfico o desenvolvimento de todos os valores no efluente final de *wetland*. E finalmente a tabela 3 resume as eficiências dos processos biológicos por fase.

Tabela 2: Valores médios de concentrações de afluente e efluente por fase da operação

Parâmetro	Unidade	FASE 1		FASE 2	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída
DQO	mg/L	387	84	357	75
DBO ₅	mg/L	189	29	170	14
NTK	mg/L	71,7	9,2	57,1	6,8
NH ₄ -N	mg/L	48,5	7,6	47,8	5,4
NO ₃ -N	mg/L	--	32,2	--	34,9
NO ₂ -N	mg/L	--	2,8	--	0,2
Alcalinidade	mg/L	258	47	251	10

Em questão de remoção de matéria orgânica observa-se que de modo geral a remoção de DQO foi estável a partir de duas semanas de operação, os valores no efluente se mantiveram entre 50-100 mg DQO/L (figura 3), e independente do aumento da carga, ainda melhoraram na segunda etapa (tabela 2). A remoção de DBO₅ estabilizou-se depois de 4 semanas e os valores se mantiveram abaixo de 25 mg DBO₅/L, com uma tendência a serem inferiores a 10 mg/L nas últimas 6 semanas. A remoção de DBO₅ chegou aos 85% na primeira fase e 92% na segunda fase (tabela 3).

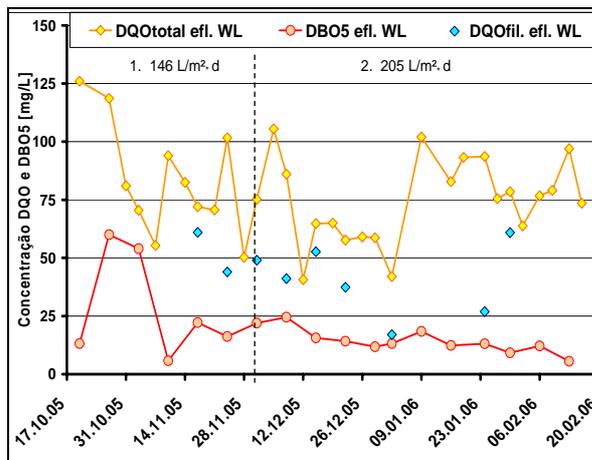


Figura 3: Efluente WTL: DQO_{tot}, DQO_{filt} e DBO₅

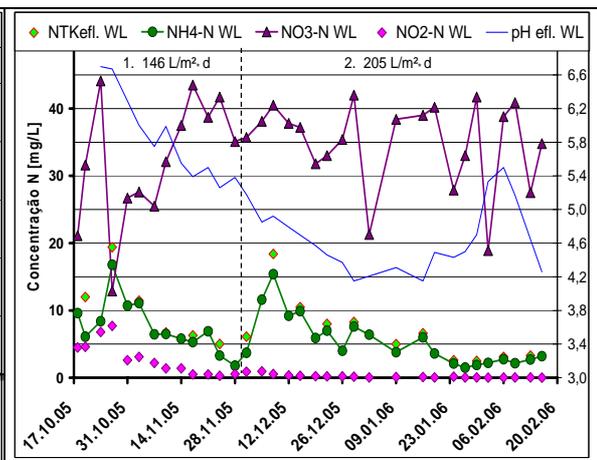


Fig. 4: Efluente WTL: NTK, NH₄-, NO₂- e NO₃-N

A curva de desenvolvimento de remoção de amônia é apresentada na figura 4. Obviamente a nitrificação funcionou (ocorreu) desde o início da operação. Os valores de nitrito foram elevados durante as primeiras três semanas, e depois da quarta semana, a nitrificação se completou até o nível de nitrato. O primeiro pico de amônia no efluente final aconteceu 14 dias após a partida, e o segundo também 14 dias depois do aumento da carga. Apesar disso, a concentração de amônia-N sempre se manteve abaixo de 10 mg/L e no final abaixo de 5 mg/L (figura 4). As concentrações de NTK no efluente final foram quase iguais às concentrações de amônia (tabela 2), significando uma degradação total de proteínas no sistema.

Tabela 3: Eficiências médias de processos biológicos por fase da operação

	FASE 1	FASE 2
Remoção DQO	78 %	79 %
Remoção DBO ₅	85 %	92 %



Nitrificação (NH ₄ -N)	84 %	89 %
Perda de N (NTK)	37 %	27 %

O *wetland* de fluxo vertical não foi dimensionado para a realização de desnitrificação. O fato de que as concentrações de nitrato no efluente variam bastante, entre 20 e 45 mg/L, e o balanço do nitrogênio total (entre entrada e saída) nunca se fechou em 0, indica que ainda assim existe desnitrificação parcial. Em parte, as variâncias de nitrato podem ser explicadas com aquelas das concentrações de amônia no esgoto bruto e a perda de nitrogênio com seu uso para o crescimento das plantas, que era muito extenso especialmente na primeira fase (figura 5), quando a perda foi de 37% (tabela 3). Na segunda fase, quando o crescimento não foi tão forte, a perda de N_{total} ainda chegou a 27% (tabela 3) provavelmente causada também pela desnitrificação. A alta carga aplicada provoca também alta atividade das bactérias heterotróficas, que podem criar micro-áreas anóxicas, e que provavelmente tenha sido o caso a partir do dia 02/01/06 (figura 4), quando o pH aumentou. A nitrificação intensa abaixou bastante a alcalinidade, tendo como resultado a redução também do pH. Na primeira fase foram medidas em média 47 mg CaCO₃ / L (tabela 2) no efluente final, que não é suficiente, para manter o pH estável, assim nessa fase o pH no efluente final caiu continuamente até um valor de 5,4 (figura 4). A segunda fase com nitrificação ainda mais intensa, diminuiu a alcalinidade até 10 mg CaCO₃ /L (tabela 2) e o valor de pH mais baixo foi de 4,1 (figura 5). No entanto, por volta do dia 06/02/06 foi observado um aumento de pH até valores de 5,4. Nesta época uma parte do ácido liberado pela nitrificação provavelmente foi “re-fixado” pelo processo da desnitrificação, de acordo com o reportado por Hoffmann *et al.* (2005), evitando assim uma queda mais forte de pH no efluente final.

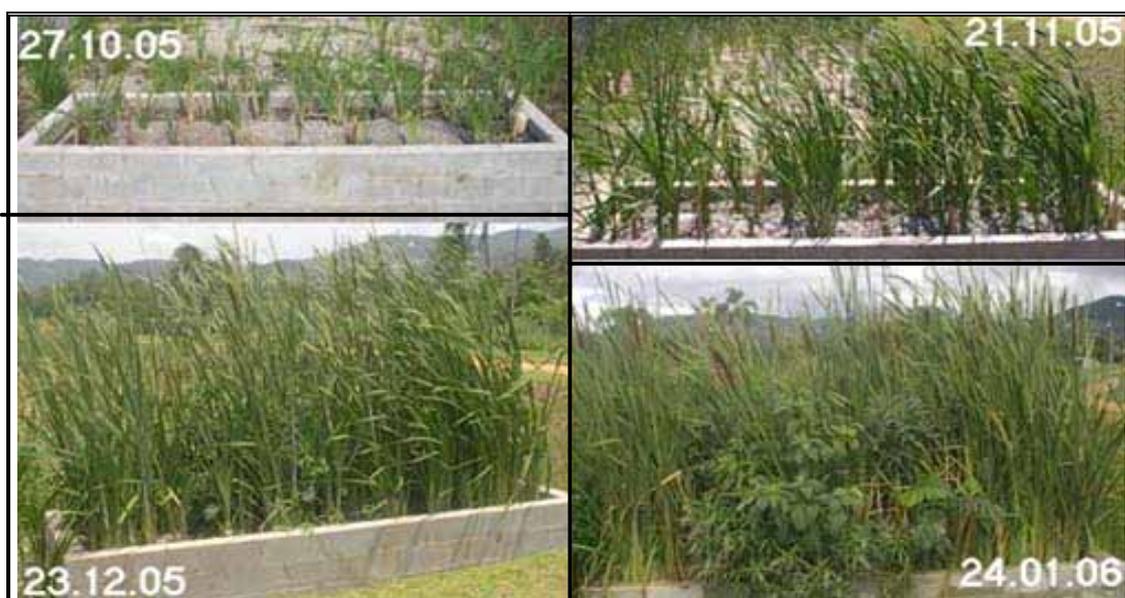


Figura 5: Observações de crescimento de plantas no *wetland*, fotos mensais.

A Nitrificação foi de 84% na primeira e 89% na segunda fase, mostrando, que a capacidade do dimensionamento chegou muito perto da área mínima possível, ou seja, a carga chegou ao seu limite máximo, e não foi oferecido oxigênio suficiente para que as bactérias nitrificantes pudessem completar o processo da nitrificação.

Foram eliminadas cargas de 0,009 - 0,010 kg NTK/ m², correspondendo aos valores de 0,012 kg NTK m² . d, que foram obtidos anteriormente num outro piloto tipo filtro de areia sem plantas, carregado com efluente pré-tratado em reator RBS, com concentrações muito mais baixas de DBO₅ (Hoffmann *et al* 2005), gerando assim menos competição por oxigênio entre as bactérias heterotróficas e autotróficas.

2. Adaptação e controle de modelo de dimensionamento

No modelo de Platzer (1998) de dimensionamento de *wetland* de fluxo vertical através da oferta necessária de oxigênio, entraram os seguintes fatores:



- Para a oxidação total de carga orgânica foi usado o parâmetro DBO_5 com $1,2 \text{ g O}_2/\text{g DBO}_5$
- Para a oxidação total de nitrogênio foram calculados $4,3 \text{ g O}_2/\text{g NTK}$
- Para o processo da convecção foram considerados 300 mg O_2 por litro de ar que segue o litro de água (esgoto) introduzido na superfície.
- Para o processo da difusão foi calculado $1 \text{ g O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ por 22 horas /dia (4 vezes $\frac{1}{2}$ hora por dia são usados para descarga, quando não pode acontecer a difusão)

Usando esses parâmetros, foram calculadas as ofertas atuais (com base em análises feitas) de oxigênio para a 1ª. e a 2ª. fase e foram comparadas com a:

1. **Necessidade teórica ou total de oxigênio:** quanto oxigênio seria necessário para uma oxidação total, ou seja, para baixar DBO_5 e NTK até zero;
2. **Necessidade prática ou real de oxigênio,** ou seja, o oxigênio que realmente foi utilizado para chegar às concentrações de DBO_5 e NTK no efluente final: $C_{\text{AFLUENTE}} - C_{\text{EFLUENTE}}$.

Os cálculos foram baseados no modelo de Platzer,1998 (metodologia). Os resultados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Comparação entre a oferta e a necessidade de oxigênio
- para a oxidação total
- para a oxidação real de DBO_5 e NTK para a 1ª. e a 2ª. fase

	CÁLCULO	UNIDADE	FASE 1	FASE 2
OFERTA	Oferta O_2 CONVECÇÃO	g/d	195,0	273,0
	Oferta O_2 DIFUSÃO	g/d	97,7	97,7
	Resultado: Oferta O_2 TOTAL	g/d	292,7	370,7
1 OXIDÇÃO TOTAL	Necessidade TOTAL O_2 DQO	g/d	161,5	199,4
	Necessidade TOTAL O_2 NTK	g/d	171,3	225,4
	Recuperação TOTAL O_2 DN	g/d	0	19,8
	Resultado: 1. Necessidade O_2 TOTAL	g/d	332,8	405,0
2 OXIDÇÃO REAL	Necessidade REAL O_2 DQO	g/d	145,2	186,3
	Necessidade REAL O_2 NTK	g/d	147,0	203,5
	Recuperação REAL O_2 DN	g/d	0	19,8
	Resultado: 2. Necessidade O_2 REAL	g/d	292,2	370,0

A oferta de oxigênio, que resulta da entrada de oxigênio via convecção e difusão, foi mais alta na segunda etapa, pois com o maior volume de esgoto aplicado por alimentação (4 vezes a dia), a convecção também aumentou (tabela 4). A difusão permaneceu igual, pois depende somente da superfície, que não mudou.

Já o resultado da necessidade total de oxigênio, comparada com o resultado da oferta total de oxigênio, mostra que faltou o oxigênio necessário para completar os processos aeróbios em ambas as fases. Assim, na 1ª fase somente 82% e na 2ª fase 79% das necessidades de oxigênio foram oferecidas, ou seja, a carga aplicada implica uma necessidade maior de oxigênio, que poderia ser oferecida, por exemplo, com uma área de superfície um pouco maior, aumentando assim a entrada de oxigênio via difusão.

Essa pequena diferença entre oferta e necessidade total de oxigênio explica perfeitamente as concentrações restantes de DBO_5 e Amônio no efluente final, e também a ocorrência de processo anóxico na segunda fase.



Finalmente o resultado da necessidade de oxigênio real (tabela 4) mostra a perfeita aplicabilidade deste modelo. O balanço entre oxigênio oferecido pelo dimensionamento e oxigênio realmente utilizado pelos processos biológicos em ambas as fases fecha quase em 100% (99,8%).

Assim, pelo primeiro motivo exposto, o modelo apresentado pode ser aplicado sem modificações em clima subtropical para o dimensionamento de *wetlands* de fluxo vertical. E pelo segundo fato, não foram observadas as mesmas limitações como as apresentadas em clima europeu, onde a exigência de superfície do *wetland* se mostrou maior do que seria necessária por esse cálculo, pois nestas condições climáticas o perigo de colmatação determina o dimensionamento.

No caso do piloto, que pelo modelo foi operado com área reduzida e conseqüente carga elevada, não foi observado nenhum problema operacional, especialmente a colmatação da superfície com suas conseqüências de esgoto acumulando e maus odores, sendo o principal obstáculo no dimensionamento e operação de todos os sistemas tipo *wetlands* (Platzer, 2000).

CONCLUSÕES

Os resultados mostraram a aplicabilidade do modelo de dimensionamento de *wetland* de fluxo vertical (Platzer, 1998) nas condições climáticas do Brasil. E ao contrário do que ocorre no clima mais frio da Europa, para o qual foi desenvolvido, o modelo pode ser aplicado em condições subtropicais diretamente, ou seja, sem consideração primária da colmatação. O dimensionamento ainda mais limitado do que os processos aeróbios exigem, não provocou problemas operacionais, mas reduziu a eficiência de remoção de DBO_5 e a nitrificação, conforme como foi calculado com o modelo. A grande vantagem deste modelo é sua aplicabilidade flexível nos efluentes de outros tipos, sejam estes mais ou menos concentrados do que esgoto sanitário. Porém não se deve desconsiderar o perigo de colmatação a qual ocorre em caso de dimensionamento e construção não adequada de todos os tipos de *wetlands*, seja de fluxo vertical ou horizontal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. HOFFMANN, H., WOLFF, D., PLATZER, Chr., HOSSA, A. C. L., COSTA, R. H. R. (2005): Capacidade de Uso de Filtro de Areia como Pós-Tratamento de Reatores Biológicos em Batelada para Remoção de Nutrientes. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental (ABES), Campo Grande, MS.
2. PLATZER, Chr. (1998). Design recommendations for Subsurface Flow constructed *wetlands* for nitrification and denitrification, in: Proceedings of the 6th IAWQ Conference on *Wetland* Systems in Water Pollution Control. Águas de São Pedro, SP.
3. PLATZER, Chr. (2000). Development of Reed Bed Systems - A European Perspective. in: Proceedings of the 7th IAWQ Conference of *Wetland* Systems for Water Pollution Control. 11-16/11/2000. Orlando, USA.
4. STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER, 20th ed, American Public Health Association/American Works Association/Water Environment Federation. Washington DC, USA, 1998.