

REMOÇÃO DE COMPOSTOS ORGANOCLORADOS EM UM REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO (UASB)

CHLORINATED ORGANICS REMOVAL USING AN UP-FLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET REACTOR (UASB)

Andréa Paula Buzzini
Eduardo Cleto Pires

ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS, EESC-USP

Português / Portuguese



Remoção de Compostos Organoclorados em um Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB)

Andréa Paula Buzzini

Eduardo Cleto Pires

Escola de Engenharia de São Carlos, EESC-USP, Departamento de Hidráulica e Saneamento

RESUMO

Com a finalidade de contribuir para otimização de sistemas de tratamento de efluentes, estudou-se a remoção de 2-clorofenol (2-CP), 2,6-diclorofenol (2,6-DCP), 2,4-diclorofenol (2,4-DCP), 2,4,6-triclorofenol (2,4,6-TCP) e tetraclorocatecol (TeCC) em um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando licor negro diluído proveniente de uma indústria de papel e celulose.

Os resultados obtidos foram bastante satisfatórios e as eficiências de remoção médias durante 156 dias de operação foram de: 97,5% para o 2,4-DCP, 95,8% para o 2,6-DCP, 98,9% para o 2,4,6-TCP e 92,8% para o TeCC. A eficiência média de remoção de DQO foi de 79% e o pH manteve-se estável no decorrer do experimento.

O reator UASB foi eficiente para degradar os compostos tóxicos utilizados, apresentou fácil operação e manutenção, além de baixo custo operacional.

Palavras Chaves: Desalogenação reductiva; efluentes do branqueamento; processo anaeróbio; organoclorados; UASB.

INTRODUÇÃO

As plantas de tratamento de efluentes necessitam cada vez mais serem otimizadas para que as indústrias minimizem seus custos e lancem nos corpos receptores efluentes menos tóxicos e que se encontrem dentro dos padrões de emissão. Para que este objetivo seja atingido é necessário que haja um entendimento detalhado do processo de tratamento utilizado.

De acordo com SPRINGER (1993) a maioria dos organoclorados formados no processo de branqueamento é encontrada na fração do efluente de alto peso molecular e são essas as mesmas substâncias responsáveis pela maioria da cor do efluente (talvez 60-80%). Efluentes do processo de

branqueamento também contêm uma grande variedade de organoclorados de baixo peso molecular (tipicamente não cromóforos), alguns dos quais tem sido individualmente relacionados com a toxicidade do efluente, entretanto o destino final destes compostos no meio ambiente é pouco conhecido.

Segundo PIRES e colaboradores (1993), apesar de existirem vários processos de tratamento de efluentes, a remoção de cor e de compostos tóxicos dos efluentes de branqueamento de pasta kraft é um problema que persiste sem que se tenha evoluído para uma solução econômica. De acordo com PIRES (1990), uma grande parte do problema da toxicidade está associada aos compostos organoclorados. A quantidade de compostos clorados gerados na cloração e na extração alcalina é função direta da quantidade de cloro aplicada. Na cloração convencional da pasta celulósica, a carga de cloro a ser aplicada é determinada pela quantidade de lignina residual na pasta.

Segundo SONNENBERG e colaboradores (1995) o nível de compostos organoclorados nas águas residuárias provenientes de indústrias de papel e celulose é um problema de grande importância. De acordo com os mesmos autores, as taxas de emissão de AOX (halogênio orgânico adsorvido) em efluentes deve ser drasticamente limitada.

O processo anaeróbio tem apresentado um crescente interesse por parte das indústrias de papel e celulose, pois apresenta um grande potencial para diminuir o lançamento de compostos organoclorados que são altamente problemáticos para o meio ambiente.

A degradação biológica de compostos organoclorados pode ser realizada por bactérias aeróbias, anaeróbias, leveduras e fungos (GORONTZY e colaboradores, 1993¹ citados por DONLON, 1996). De acordo com FIELD e colaboradores (1987)² e ZITOMER e SPEECE (1993)³ citados por DONLON (1996) a tecnologia anaeróbia parece ter uma capacidade degradativa superior para compostos aromáticos com grupos múltiplos cloro- nitro- quando comparados a sistemas aeróbios tradicionais.

De acordo com MOHN e TIEDJE (1992) a descloração reductiva é o passo inicial para a degradação de compostos orgânicos halogenados em ambientes anaeróbios. O composto orgânico halogenado desempenha papel de acceptor de elétrons e um halogênio é permutado por um átomo de hidrogênio, com transferência de elétrons.

BOYD e SHELTON (1984), MIKESSELL e BOYD (1986), GENTHNER e colaboradores (1989), MOHN e KENNEDY (1992), NICHOLSON e colaboradores (1992), DOONG e WU (1995), DOONG e WU (1996), JIN e BHATTACHARYA (1997), entre outros, estudaram a desalogenação reductiva em reatores anaeróbios de batelada. KRUME e BOYD (1998), FLORA e colaboradores (1994), HENDRIKSEN e colaboradores (1992), DUFF e colaboradores (1995) verificaram a remoção de compostos organoclorados em reatores anaeróbios contínuos.

Os resultados obtidos confirmaram o potencial de degradação de compostos organoclorados em reatores anaeróbios, entretanto, os intrínsecos mecanismos específicos de degradação ainda não

¹ GORONTZY, T. e colaboradores (1993) Microbial Transformation of nitroaromatic compounds under anaerobic conditions *J. Gen. Microbiol.* V.139, p. 1331-1336.

² FIELD, J. A e colaboradores (1987) The methanogenic toxicity and anaerobic degradability of potato starch wastewater phenolic amino acids *Biol. Wastes* v.21, p. 37-54.

³ ZITOMER, D. H. & SPEECE, R. E. (1993) Sequential environments for enhanced biotransformation of aqueous contaminants *Environ. Sci. Technol.* v. 27, p. 227-244.

estão totalmente esclarecidos. Portanto, para a otimização do processo e aplicação em escalas maiores ainda são necessárias muitas pesquisas.

Com o objetivo de contribuir para otimização de tais reatores, estudou-se a remoção de 2-clorofenol (2-CP), 2,6-diclorofenol (2,6-DCP), 2,4-diclorofenol (2,4-DCP), 2,4,6-triclorofenol (2,4,6-TCP) e tetraclorocatecol (TeCC) em um reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) tratando licor negro diluído proveniente de uma indústria de papel e celulose. Monitorou-se o desempenho do reator durante 156 dias com adição dos compostos organoclorados.

MATERIAIS E MÉTODOS

Equipamentos

Foi utilizado um reator de bancada do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), com um volume total de 10,5 l. As faces frontais e dorsais são de acrílico transparente e as faces laterais são de aço inoxidável. O corpo do reator possui a forma prismática com 45 cm de altura e seção quadrada de 12 cm de lado. O separador gás-sólido-líquido encontra-se a 50 cm da entrada do reator, construído de aço inoxidável e com formato de um prisma com faces laterais cortadas e sobrepostas.

O experimento foi realizado em cabine climatizada à temperatura de $30 \pm 2^\circ \text{C}$.

Inóculo

O reator foi inoculado com uma mistura de lodo proveniente de sedimentos marinhos, coletados em região salobra e lodo granulado proveniente de um reator UASB tratando esgoto sanitário.

Substrato

Foi utilizado como substrato licor negro diluído proveniente de uma indústria integrada de papel e celulose. Adicionou-se a esse substrato os seguintes organoclorados: 2-clorofenol (99+% pureza), 2,6-diclorofenol (99% pureza), 2,4-diclorofenol (99% pureza), 2,4,6-triclorofenol (98% pureza) e tetraclorocatecol (98% pureza). Todos os produtos foram fornecidos pela Sigma-Aldrich.

Os compostos organoclorados eram diluídos em etanol e adicionados ao substrato. Aumentou-se, gradativamente, ao longo do período compreendido nesta pesquisa, a concentração da mistura de compostos, seguindo-se a progressão apresentada na Tabela 1.

Foram realizadas algumas correções necessárias no afluente para garantir o fornecimento dos nutrientes essenciais necessários para o desenvolvimento da comunidade anaeróbia. Entretanto, não foram adicionados todos os nutrientes específicos para o crescimento das bactérias, porque o objetivo foi manter o efluente o mais próximo daquele encontrado em uma indústria de fibra celulósica.

Foram utilizados para enriquecer o meio extrato de levedura, cloreto de amônio e fosfato de sódio monobásico anidro de maneira que as seguintes relações fossem respeitadas $C : N \Rightarrow 20:1$ e $30:1$; $N : P \Rightarrow 5:1$ e $7:1$ (FORESTI, 1992). O substrato encontra-se caracterizado na Tabela 2.

O tempo de detenção hidráulico (TDH) foi de 40 h, a taxa de carregamento hidráulico (TCH) foi mantida em $0,6 \text{ m}^3/\text{dia m}^3$ e a taxa de carregamento orgânico em $0,84 \text{ Kg DQO}/\text{dia m}^3$.

TABELA 1: Aumento da concentração de compostos organoclorados no reator.

Período	dias	2-CP (mg/l)	2,4-DCP (mg/l)	2,6-DCP (mg/l)	2,4,6-TCPI (mg/l)	TeCC (mg/l)
1	1 a 29	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
2	30 a 47	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75
3	48 a 61	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
4	62 a 75	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
5	76 a 85	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
6	86 a 96	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50
7	97 a 156	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00

TABELA 2: Características do substrato utilizado.

Parâmetro	Valor
pH	6,8-7,2
DQO (mg/l)	1.400
DBO (mg/l)	800
nitrogênio total (mg/l)	33,2
sulfeto (mg/l)	8,8
fósforo (mg/l)	6,5

Análises realizadas

As determinações de DQO (Demanda Química de Oxigênio) foram realizadas pelo método espectrofotométrico de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995).

O potencial hidrogeniônico (pH) foi monitorado pelo método potenciométrico, utilizando-se um medidor de pH digital marca Cornig, modelo 320.

As análises cromatográficas para análise dos compostos organoclorados foram realizadas em um cromatógrafo a gás HP 5890 série II, equipado com detector de captura de elétrons (ECD).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

As Figuras 1, 2 e 3 apresentam os valores médios de DQO na entrada e saída, eficiência de remoção de DQO e pH na entrada e saída do reator durante 156 dias de operação. A Figura 4 apresenta os valores médios da concentração total de organoclorados monitoradas através de análises cromatográficas no afluente e efluente do reator. Deve-se considerar, entretanto, que a concentração de 2-clorofenol não foi detectada pelo método cromatográfico utilizado, portanto, os resultados apresentados mostram os valores dos demais compostos.

A concentração máxima teórica utilizada de cada organoclorado foi de 3 mg/l, totalizando 15 mg/l e no caso da Figura 4 o valor médio máximo foi de 10,97 mg/l (sem considerar o 2-clorofenol). **Verifica-se assim que o método cromatográfico registrou com acuracidade melhor que 10% a concentração dos compostos organoclorados adicionados ao reator.**

Pode-se verificar (Figura 1) que a DQO na entrada foi mantida constante em torno de 1400 mg/l durante o experimento. No período 1 a DQO média na saída manteve-se em torno de 251 mg/l e

a eficiência de remoção de DQO em 82%. A eficiência média global de remoção de organoclorados foi de 88% durante o período 1 e o pH manteve-se estável (Figura 3). Como não ocorreram alterações significativas no desempenho do reator, iniciou-se então o aumento na concentração de organoclorados no afluente (Figura 4).

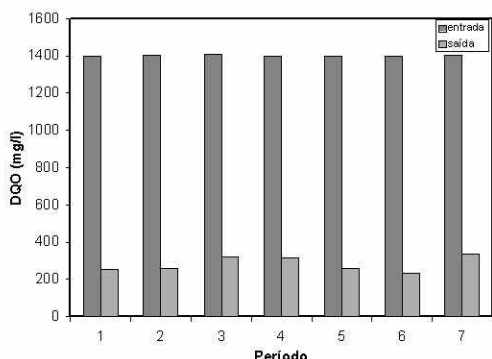


FIGURA 1: Valores médios de DQO na entrada e saída do reator.

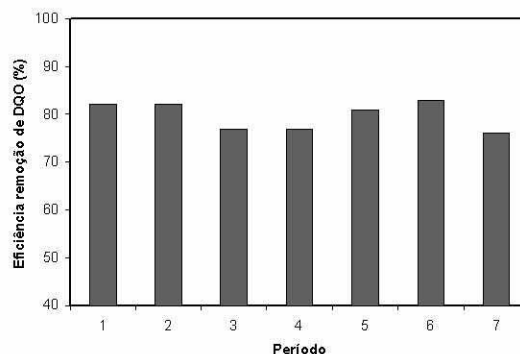


FIGURA 2: Valores médios da eficiência de remoção de DQO.

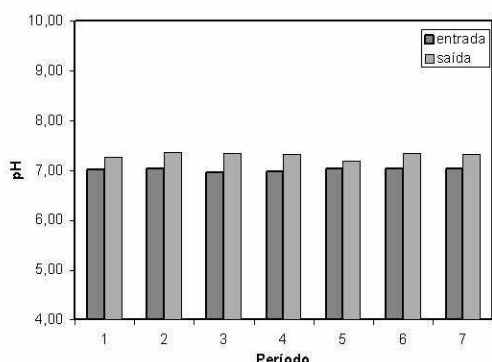


FIGURA 3: Valores médios de pH na entrada e saída do reator.

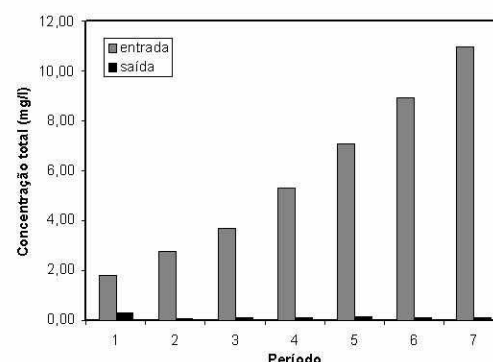


FIGURA 4: Concentração total de organoclorados na entrada e saída do reator

Pode-se observar na Tabela 3 que durante os dias iniciais de operação (período 1) a concentração média de cada organoclorado na saída foi relativamente baixa e a menor eficiência de remoção foi de 2,6-diclorofenol (78,6%).

A partir do 16º dia de operação não foi detectada a presença de 2,4-diclororofenol e 2,4,6-triclorofenol na saída. Este resultado foi bastante satisfatório, considerando-se que o inóculo não tinha sido previamente exposto a tais compostos, ou seja, não foi adaptado. Os resultados obtidos por HENDRIKSEN e colaboradores (1992) demonstraram que grânulos nunca expostos a compostos xenobióticos apresentaram potencial para degradar PCP. Entretanto, de acordo com KRUMME e BOYD (1988) para lodos adaptados o período "lag" decresce, a velocidade de descloração diminui, as vias de degradação podem ser distintas e a diversidade de substratos que podem ser degradados aumenta.

Entre os dias 30º a 44º (período 2), a eficiência média de remoção de DQO manteve-se constante em torno de 82% (Figura 2), apesar do aumento da concentração de organoclorados na

entrada. O pH médio na entrada foi de 7,02 e na saída de 7,36 como pode ser observado na Figura 3. Durante este período o único composto detectado no efluente foi tetraclorocatecol (Tabela 3).

Tabela 3 Valores médios de concentrações obtidos nas análises cromatográficas dos organoclorados

Organoclorados	Período	Teórico (mg/l)	Afluente (mg/l)	Efluente (mg/l)	Eficiência (%)
2,6-diclorofenol	1	0,50	0,4880	0,176	78,6
	2	0,75	0,7088	n/d	**
	3	1,00	0,9400	n/d	**
	4	1,50	1,4622	n/d	**
	5	2,00	1,9957	0,0024	99,9
	6	2,50	2,4983	0,0123	99,5
	7	3,00	2,9172	0,0014	99,9
2,4-diclorofenol	1	0,50	0,5078	0,064	87,3
	2	0,75	0,7428	n/d	**
	3	1,00	0,9592	n/d	**
	4	1,50	1,4815	n/d	**
	5	2,00	1,9983	n/d	**
	6	2,50	2,5237	n/d	**
	7	3,00	2,8884	n/d	**
2,4,6-triclorofenol	1	0,50	0,5243	0,0305	94,3
	2	0,75	0,7298	n/d	**
	3	1,00	1,010	n/d	**
	4	1,50	1,4665	n/d	**
	5	2,00	1,9657	n/d	**
	6	2,50	2,5813	n/d	**
	7	3,00	3,0970	n/d	**
tetraclorocatecol	1	0,50	0,2781	0,0221	92,0
	2	0,75	0,5632	0,0567	89,9
	3	1,00	0,7792	0,0870	88,8
	4	1,50	0,9077	0,0828	90,9
	5	2,00	1,1087	0,1133	89,8
	6	2,50	1,3347	0,0796	94,0
	7	3,00	2,0730	0,0885	95,7

n/d: não detectado; **: Remoção superior a 99,9%

No período 3 (dias 48^o–58^o), a eficiência média de remoção de DQO diminuiu para 77% (Figura 2) e a DQO média na saída do reator foi de 321 mg/l (Figura 1). Entretanto, não foi detectado 2,6-DCP, 2,4-DCP e 2,4,6-TCP na saída (Tabela 3), apesar da concentração na entrada ter sido aumentada (Figura 4). O pH médio na entrada foi de 6,95 e na saída de 7,35 (Figura 3).

Pode-se observar (Figura 3) que a eficiência média de remoção de DQO manteve-se em 77% entre os dias 62^o e 72^o, ou seja, semelhante ao período anterior, mesmo aumentando-se a concentração de organoclorados (Figura 4). O pH médio na entrada foi de 6,97 e 7,33 na saída como pode ser observado na Figura 3. Neste período foi detectado tetraclorocatecol na saída do reator e a eficiência de remoção aumentou para 90,9% conforme pode ser verificado na Tabela 3.

Durante os dias 76^o a 83^o (período 5) a DQO média na saída diminuiu para 260 mg/l e a eficiência média de remoção de DQO aumentou para 81%, apesar do aumento da concentração de organoclorados (Figura 4). Foram detectados no efluente 2,6-diclorofenol e tetraclorocatecol,

entretanto, as eficiências de remoção foram de 99,9% e 89,8% respectivamente. O pH médio na entrada e saída foi de 7,02 e 7,20 respectivamente (Figura 3).

No período 6 (dias 86^o a 93^o) aumentou-se novamente a concentração de organoclorados no afluente como pode ser verificado na Figura 4. Apesar deste aumento, a eficiência média de remoção de DQO foi de 83% e a DQO média na saída manteve-se em torno de 230 mg/l. Neste mesmo período foram detectados novamente 2,6-diclorofenol e tetraclorocatecol na saída, conforme pode se verificado na Tabela 3. O pH médio na entrada manteve-se em 7,02 e na saída de 7,34 (Figura 3).

No período 7 (dias 87^o a 156^o) atingiu-se a concentração teórica total de 15 mg/l de organoclorados. Esta concentração foi mantida constante até o final do experimento (Figura 4). A eficiência média de remoção de DQO diminuiu para 76% (Figura 2) e a DQO média efluente manteve-se em 335 mg/l (Figura 1). Apesar da eficiência de remoção de DQO diminuir, a eficiência média de remoção dos organoclorados manteve-se em 99,9% para o 2,6-diclorofenol e 95,3% para o tetraclocatecol (Tabela 3). O pH médio na entrada e saída foi de 7,0 e 7,32 respectivamente como pode ser observado na Figura 3.

A presença de 2,6-diclorofenol foi detectada na saída do reator entre os dias 3^o a 13^o, 83^o a 90^o e 104^o a 107^o. Após o 107^o dia a presença deste composto não foi observada na saída. Tetraclorocatecol não foi detectado na saída até o 6^o dia de operação, entretanto a partir do 9^o esse composto foi observado em baixas concentrações até o final do experimento (Tabela 4). JIN e BHATTACHARYA (1997) verificaram que a remoção global de alguns clorofenóis por um consórcio anaeróbio enriquecido com propionato ocorreu na seguinte ordem: 2,4-DCP > 2-CP > 2,6-DCP > 2,4,6-TCP. No caso dos resultados obtidos, a ordem de remoção foi de: 2,4,6-TCP > 2,4-DCP > 2,6-DCP.

O 2,4,6-TCP foi mais recalcitrante na cultura enriquecida com propionato, ao contrário do que ocorreu no experimento. Deve-se considerar, entretanto, que os autores citados estudaram a degradação individual de cada composto em reatores de batelada. No caso do experimento realizado os compostos foram adicionados simultaneamente a um reator contínuo. Outro fator que pode influenciar a desalogenação reductiva é a presença de substratos auxiliares (HENDRIKSEN e colaboradores, 1992; DOONG e WU, 1995; BASU e colaboradores, 1996; DOONG e WU, 1996; CHENG e colaboradores, 1998). De acordo com SPEECE (1996), efluentes provenientes do processo de branqueamento tem efeito inibitório nas bactérias metanogênicas, mas a presença de co-substratos como metanol ou etanol tem demonstrado aumentar a taxa de remoção de AOX.

A partir dos resultados obtidos, pode-se verificar (Figura 3) que o aumento na concentração de organoclorados, no decorrer do experimento, não provocou alterações significativas no pH.

Apesar da eficiência média de remoção de DQO diminuir aproximadamente 5% nos períodos 3 e 4 em relação aos períodos 1 e 2 (Figura 2), pode-se verificar que o sistema recuperou-se e atingiu a eficiência de 83% no período 6. Entretanto, a eficiência média de remoção de DQO diminuiu aproximadamente 7% no período 7 em relação ao período 6. Deve-se considerar, entretanto, que além da toxicidade dos organoclorados, o substrato continha licor negro que é considerado bastante tóxico às bactérias metanogênicas. Outro fator importante é que só foram supridas as necessidades de nitrogênio e fósforo ao sistema, ou seja, para um crescimento ótimo deveriam ser adicionados micronutrientes e vitaminas. Portanto, os resultados obtidos confirmaram o grande potencial de adaptação do consórcio anaeróbio em substratos contendo compostos tóxicos.

Apesar da eficiência média de remoção de DQO ter diminuído, as eficiências médias de remoção dos organoclorados no período 7 foram de: 99,9% para o 2,6-DCP, 100% para 2,4-DCP, 100% para o 2,4,6-TCP e 95,7% para o TeCC.

Portanto, dependendo das condições finais desejadas, o processo anaeróbio pode ser utilizado em conjunto com outros processos como o aeróbio. Desta forma, os compostos mais recalcitrantes são tratados pelo processo anaeróbio e os custos com energia elétrica e disposição do lodo podem ser consideravelmente menores.

CONCLUSÕES

Apesar do consórcio microbiano não ter sido previamente adaptado, apresentou grande potencial em degradar os compostos organoclorados utilizados nesta avaliação.

A adição dos compostos tóxicos não provocou nenhuma alteração significativa no pH do sistema no decorrer do experimento.

A eficiência média de remoção de DQO foi de 79% durante os 156 dias de operação, para uma taxa de carregamento hidráulico de $0,6 \text{ m}^3/\text{dia m}^3$ e uma taxa de carregamento orgânico de $0,84 \text{ Kg DQO}/\text{dia m}^3$. Apesar da eficiência de remoção de DQO diminuir com o aumento da concentração de organoclorados, o reator manteve-se estável quanto à remoção de tais compostos.

As eficiências médias de remoção dos compostos organoclorados durante o experimento foram de: 97,5% para o 2,4-DCP, 95,8% para o 2,6-DCP, 98,9% para 2,4,6-TCP e 92,8% para o TeCC.

A concentração de 15 mg/l dos compostos utilizados não provocou problemas de operação e não inibiu significativamente o consórcio anaeróbio.

O reator UASB apresentou fácil operação, baixo custo de manutenção e boa estabilidade, mesmo com o aumento da concentração dos compostos tóxicos.

Agradecimentos: Os autores agradecem à Fapesp pelo auxílio financeiro para esta pesquisa (Processo 96/4544-8 e 95/0472-0), ao CNPq (Processo 300038/88-7) pela concessão da bolsa de pesquisa de doutorado e a Celpav pelo fornecimento do licor negro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BASU, S. K.; OLSZKIEWICZ, J. A.; SPARLING, R. (1996) Dehalogenation of 2-chlorophenol (2-CP) in anaerobic batch cultures. *Water Research* v. 30, n. 2, p. 315 - 322.
- BOYD, S. A. e SHELTON, D. R. (1984) Anaerobic biodegradation of chlorophenols in fresh and acclimated sludge. *Applied and Environmental Microbiology* v. 47, n. 2, p. 272 - 277.
- CHENG, J.; SUIDAN, M. T.; VENOSA, A V. (1998) Anaerobic biotransformation of 2,4-dinitrotoluene with ethanol, methanol, acetic acid and hydrogen as primary substrates *Water Research* v. 32, n. 10, p. 2921-2930.
- DONLON, B. A.; RAZO - FLORES, E.; FIELD, J. A.; LETTINGA, G. (1996) Continuous detoxification, transformation e degradation of nitrophenols in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Biotechnology e Bioengineering* v. 51, n. 4, p. 439-449.

- DOONG, R. e WU, S. (1995) Enhanced biodegradation of carbon tetrachloride by the supplement of substrate and mineral ions under anaerobic conditions. *Water Environmental Research* v. 67, n. 3, p. 276 - 281.
- DOONG, R.; WU, S. (1996) Effect of substrate concentration on the biotransformation of carbon tetrachloride and 1,1,1-trichloroethane under anaerobic condition. *Water Research* v. 30, n. 3, p. 577 - 586.
- DUFF, S. J. B.; KENNEDY, K. J.; BRADY, A. J. (1995) Treatment of dilute phenol/PCP wastewaters using the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Water Research* v. 29, n. 2, p. 645-651.
- FLORA, J. R. V.; SUIDAN, M. T.; WUELLNER, A. M.; BOYER, T. K. (1994) Anaerobic treatment of a simulated high-strength industrial wastewater containing chlorophenols. *Water Environmental Research* v. 66, n. 1, p. 21 - 31.
- FORESTI, E. (1992) Notas de aula da disciplina Processos anaeróbios de tratamento de despejos.
- GENTHNER, B. R. S.; PRICE II, W. A.; PRITCHARD, P. H.(a) (1989) Anaerobic degradation of chloroaromatic compounds in aquatic sediments under a variety of enrichment conditions *Applied and Environmental Microbiology* v. 55, n. 6, p. 1466 - 1471.
- HENDRIKSEN, H. V.; LARSEN, S.; AHRING, B. K. (1992) Influence of a supplemental carbon source on anaerobic dechlorination of pentachlorophenol in granular sludge. *Applied and Environmental Microbiology* v. 58, n.1, p. 365 -370.
- JIN, P. e BHATTACHARYA, S. K. (1997) Toxicity and biodegradation of chlorophenols in anaerobic propionate enrichment culture. *Water Environment Research* v. 69, n. 5, p. 938-947.
- KRUMME, M. L.; BOYD, S. A. (1988) Reductive dechlorination of chlorinated phenols in anaerobic upflow bioreactors. *Water Research* v. 22, n. 2, p. 171 -177.
- MIKESELL, M. D. e BOYD, S. (1986) Complete reductive dechlorination and mineralization of pentachlorophenol by anaerobic microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology* v. 52, n. 4, p. 861 - 865.
- MOHN, W. W. e KENNEDY, K. J. (1992) Limited degradation of chlorophenols by anaerobic sludge granules. *Applied and Environmental Microbiology* v. 58, n. 7, p. 2131 - 2136.
- MOHN, W. W. e TIEDJE, J. M. (1992) Microbial reductive dehalogenation *Microbiological Reviews* v. 56, n.3, p. 482-507.
- NICHOLSON, D. K.; WOODS, S. L.; ISTOK, J. D.; PEEK, D. C. (1992) Reductive dechlorination of chlorophenol - acclimated methanogenic consortium. *Applied and Environmental Microbiology* v. 58, n. 7, p. 2280 - 2286.
- PIRES, E. C.; GUAGLIANONI, L. G.; ROSA, J. (1993) Remoção eletrolítica de cor em unidades de branqueamento de celulose. In: Anais do Seminário de Controle Ambiental na Indústria de Celulose e Papel, São Paulo.
- PIRES, E. C. (1990) Pollution abatement in the bleaching plant through process modifications- state of the art. In: Water Resources Management and Protection in Tropical Climate - Selected Papers from the First International Symposium, Havana, Feb. 8-12, 1988.
- SPEECE, R. E. (1996) *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*. ARCHAE PRESS, 416 p.
- SPRINGER, A. M. (1993) *Industrial environmental control: pulp and paper industry*. 2 ed. Atlanta, TAPPI PRESS.

SONNENBERG, B.; WIMER, P.; ARD, A. (1995) Transformations of wastewater during biological treatment In: *TAPPI International Environmental Conference Proceedings*, p. 219-231.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1995)
American Public Health Association (APHA), 19th ed., Washington, DC, EUA.