

JORNADAS SOBRE TRATAMENTO DE EFLUENTES VINÍCOLAS

7-8 Novembro 1994



ACTAS

*Universidade do Minho
Departamento de Engenharia Biológica
Campus de Gualtar / Braga*

Actas

Comissão Organizadora

M. Odete Maia
Manuel Mota
António Brito

ÍNDICE

- Problemática do tratamento dos efluentes vinícolas - M. Odete
Maia, Universidade do Minho 5

- Legislação em vigor relativa aos recursos hídricos - P. Machado,
Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais/Norte 24

- Digestão anaeróbia da matéria orgânica - M. A. Reis,
Universidade Nova de Lisboa 36

- Tratamentos biológicos aeróbios - M. Mota, Universidade do
Minho 60

- Optimização do fenómeno evaporativo como meio de
tratamento de efluentes vinícolas - Elisabete A. Duarte, Instituto
Superior de Agronomia 74

- Simulação de um caso de tratamento de efluentes vinícolas -
António Brito, Universidade do Minho 84

- Compostagem de bagaços destilados - Rosário Oliveira,
Universidade do Minho 95

- Um caso real: Quinta da Aveleda - A. Gerd Teunissen, Interágua 99

• Poluição devida às operações de vinificação numa adega da Região dos Vinhos Verdes - Cândida Moreira, Universidade do Minho	103
• O filtro anaeróbio - descrição e exemplos de aplicação - Madalena Alves, Universidade do Minho	108
• Introdução aos reactores UASB/EGSB - António Brito, Universidade do Minho	112
• Respirometria em lamas activadas - Regina Nogueira, Universidade do Minho	114
• Tanques de percolação - José M. Oliveira, Universidade do Minho	116
• Sistema de tratamento por biodiscos, Eugénio Ferreira, Universidade do Minho	120
• Lamas activadas - Sistema de mistura completa - Eugénio Ferreira, Universidade do Minho	125

Preâmbulo

Difícilmente há a percepção de que produtos tão nobres como a uva e os seus derivados possam causar prejuízos no meio ambiente.

Constata-se que uma adega de média dimensão pode produzir picos diários de poluição orgânica equivalente a 7.000 habitantes e uma destilaria pode produzir cargas equivalentes a 35.000 habitantes.

Urge pois actuar em relação ao sector Vinícola no sentido de:

- definir os fluxos poluentes, tendo em conta a particularidade sazonal deste tipo de actividade
- examinar as possibilidades de medida e de controlo no sentido de reduzir os caudais dos efluentes poluidores
- rever as diversas técnicas de tratamento disponíveis para tentar as soluções mais adaptadas a cada caso particular.

Espera-se que estas jornadas, possam contribuir para a partilha de conhecimentos e experiências de modo a conseguir-se uma melhoria da situação no que respeita à **rejeição** de efluentes vícolas.

M.O.M.

PROBLEMÁTICA DO TRATAMENTO DOS EFLUENTES VINÍCOLAS

M. Odete Maia
Departamento de Engenharia Biológica
Universidade do Minho
4719 Braga Codex

1- Introdução

As operações relativas à vinificação necessitam de numerosas lavagens, produzindo uma poluição essencialmente de origem orgânica. O carácter sazonal dos efluentes rejeitados, a sua grande variabilidade no tempo e de adegas para adegas, conduz por vezes a uma avaliação defeituosa da sua carga poluente.

Surgindo maioritariamente na época estival, esta poluição pode deteriorar gravemente os meios receptores. Na realidade é principalmente o efeito da concentração nas épocas de ponta da actividade, que conduz aos problemas mais graves de mortalidade da fauna piscícola, por efeito de asfixia.

A sub-estimativa da carga poluente das adegas em períodos de vindima e de trasfega traduz-se frequentemente por perturbações no funcionamento das estações de tratamento de águas residuais municipais às quais, em geral, estão ligadas.

Para encontrar soluções de tratamento tanto sob o ponto de vista técnico como económico é necessário um conhecimento aprofundado dos efluentes das empresas vinícolas durante um ciclo completo de actividade. Na Fig. 1 representa-se a evolução da carga em CQO (carência química de oxigénio) rejeitada por duas adegas durante um ciclo anual (Racault, 1994). Este gráfico é perfeitamente representativo da heterogeneidade das descargas das empresas vinícolas e conseqüentemente da dificuldade do tratamento em contínuo dos seus efluentes.

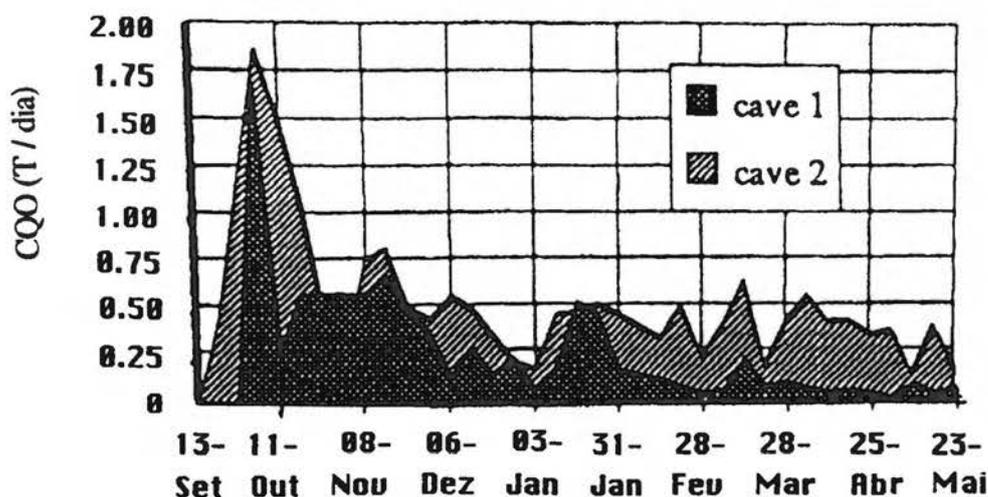


Fig. 1 - Evolução da carga em CQO nos efluentes de duas adegas do sudoeste de França durante um ciclo anual

Adega 1 produz 140.000 hl

Adega 2 produz 60.000 hl

Verifica-se que cerca de metade dos efluentes, tanto em volume como em carga orgânica, se rejeita durante os dois primeiros meses que se sucedem às vindimas.

No fim deste período a carga poluente de uma adega produzindo 60.000 hl pode atingir 20.000 habitantes equivalentes e cerca de 8.000 habitantes equivalentes em período de trasfegas (Racault, 1994))

2 - Natureza da Poluição Produzida pelas Actividades Vinícolas

Dum modo genérico, pode definir-se poluição como um desequilíbrio do meio natural devido à actividade humana.

Diz-se que há poluição quando o meio natural é incapaz de restabelecer o equilíbrio (perturbado pelo homem), conduzindo a uma degradação rápida deste meio.

As águas rejeitadas pelas empresas vinícolas (adegas cooperativas, destilarias, ...) e lançadas em meios receptores como rios, lagos, pântanos e mesmo nos colectores municipais perturbam o equilíbrio biológico por várias razões que se enumeram de seguida.

2.1 - Modificação do pH do meio. As águas residuais vinícolas têm pH ácido da ordem de 4 a 6.5. Este parâmetro tem uma incidência muito acentuada sobre a fauna aquática, como se pode observar na **Fig. 2** que representa a sensibilidade dos organismos aquáticos a um abaixamento do pH nas águas doces (Le Courier UNESCO, 1985). Constata-se que, para valores ligeiramente inferiores a 6, começa a dar-se a morte de algumas espécies, podendo mesmo haver uma extinção total, para valores mais baixos.

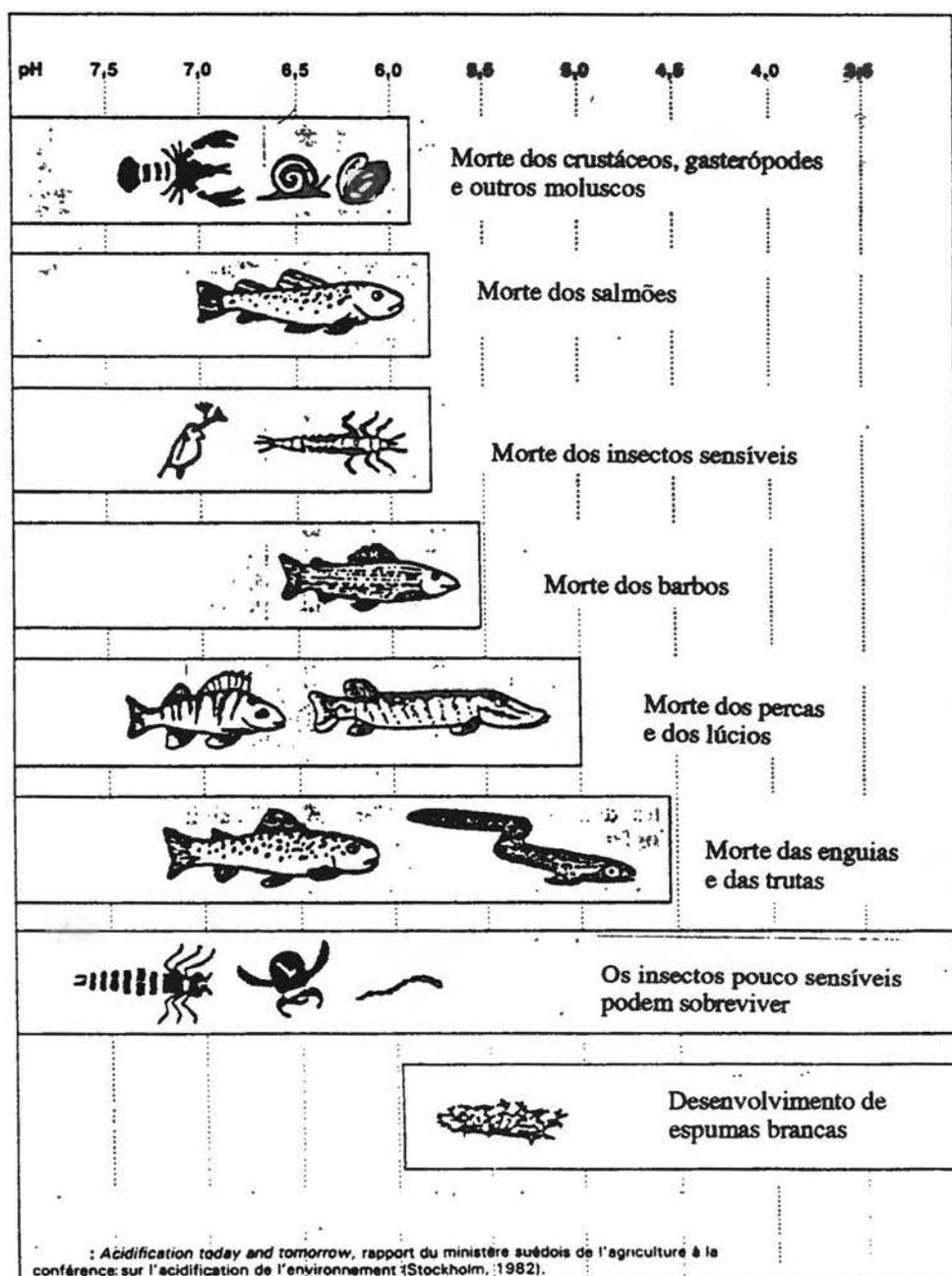


Fig. 2 - Sensibilidade dos organismos aquáticos a um abaixamento do pH

2.2 - Modificação da temperatura, o que acontece com as descargas das vinhaças das destilarias. A temperatura da água é um parâmetro importante devido ao seu efeito sobre a velocidade das reacções químicas, e sobre a vida aquática. Quando aumenta a temperatura, aumenta a velocidade das reacções bioquímicas, aumentando o consumo de oxigénio; também o aumento da temperatura diminui a solubilidade do oxigénio na água. Os dois efeitos combinados podem pois causar sérios esgotamentos de oxigénio dissolvido.

2.3 - Modificação da limpidez. As matérias em suspensão nos efluentes tais como diatomáceas, leveduras e outras pequenas partículas diminuem a penetração da luz solar, limitando a fotossíntese das algas e das plantas aquáticas do fundo (Fig. 3). Consequentemente baixa a concentração do oxigénio dissolvido na água devido à diminuição do efeito fotossintético.

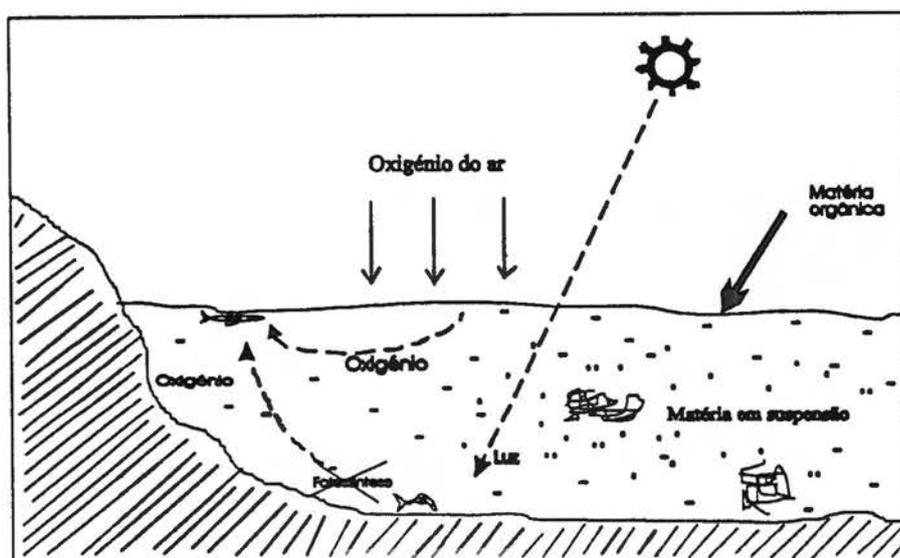


Fig. 3 - Acção da matéria orgânica em suspensão sobre o meio aquático

2.4 - Formação de depósito de partículas de maiores dimensões (películas, grânulas e o material referido no grupo anterior quando aglomerado) em zonas calmas, modificando a ecologia dos fundos. Estes

materiais sedimentáveis formam um manto no leito dos cursos de água, fazendo desaparecer as zonas de areia grossa onde os peixes desovam. Acresce que, se estes materiais são de origem orgânica, os seus depósitos vão fermentar, consumindo oxigénio.

2.5 - Transporte de produtos tóxicos tais como detergentes utilizados para a lavagem do vasilhame e do equipamento, polifenóis provenientes especialmente das uvas e dos vinhos tintos.

2.6 - Transporte de grandes concentrações de matéria orgânica. A maior parte da carga poluente dos efluentes vinícolas é devida à grande concentração de matérias orgânicas, provindo das águas de lavagem do equipamento, das borras e das lamas, o que permite o desenvolvimento de microrganismos que as utilizam como substrato de crescimento. Esta oxidação da matéria orgânica traduz-se por um consumo importante do oxigénio do meio aquático onde são lançados esses efluentes. A Fig. 4 representa um caso hipotético da variação da quantidade de oxigénio dissolvido ao longo de um rio onde são lançadas as águas de uma ETAR municipal e os efluentes de uma instalação industrial (Nalco, 1988). Estes dados são típicos do efeito de uma descarga de águas residuais numa corrente receptora.

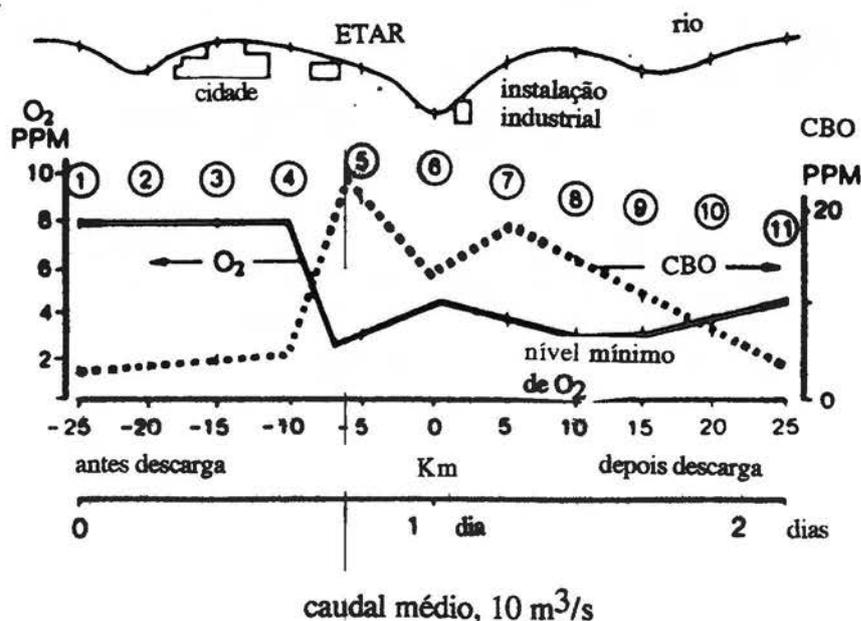


Fig. 4 - Curva hipotética de depressão de oxigénio dissolvido e de substâncias degradáveis (medidas como CBO) em várias estações de amostragem ao longo de um rio com dois pontos de descarga de efluentes.

O oxigénio consumido pode ser reposto a partir do oxigénio do ar que se dissolve com maior ou menor velocidade, dependendo da turbulência e da temperatura do meio. Se a corrente é turbulenta, o oxigénio será redissolvido na água e a corrente recuperará rapidamente. Se as águas são calmas, a recuperação será lenta.

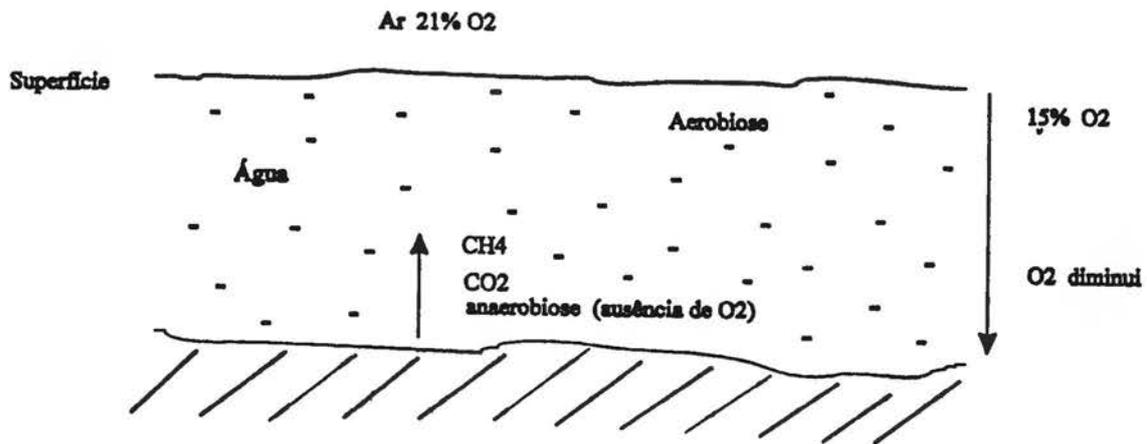


Fig. 5 - Trocas gasosas entre o ar e um meio aquoso num sistema em equilíbrio

A Fig. 5 pretende dar uma ideia das trocas gasosas num sistema em equilíbrio, ar-água em que se pode estabelecer um balanço entre o consumo (saída) e a entrada de oxigénio; se este for negativo compromete as condições de existência da fauna indígena e conseqüentemente a vida de certos peixes; se o teor em oxigénio é extremamente baixo, a água pode tornar-se séptica com desenvolvimento de substâncias tóxicas e de maus cheiros. O número de espécies de organismos cai rapidamente, formando-se uma população de seres indesejáveis tais como vermes. No entanto, se houver recuperação do curso de água, os organismos desejáveis começam a reaparecer, conforme se mostra na Fig. 6 (Nalco, 1988).

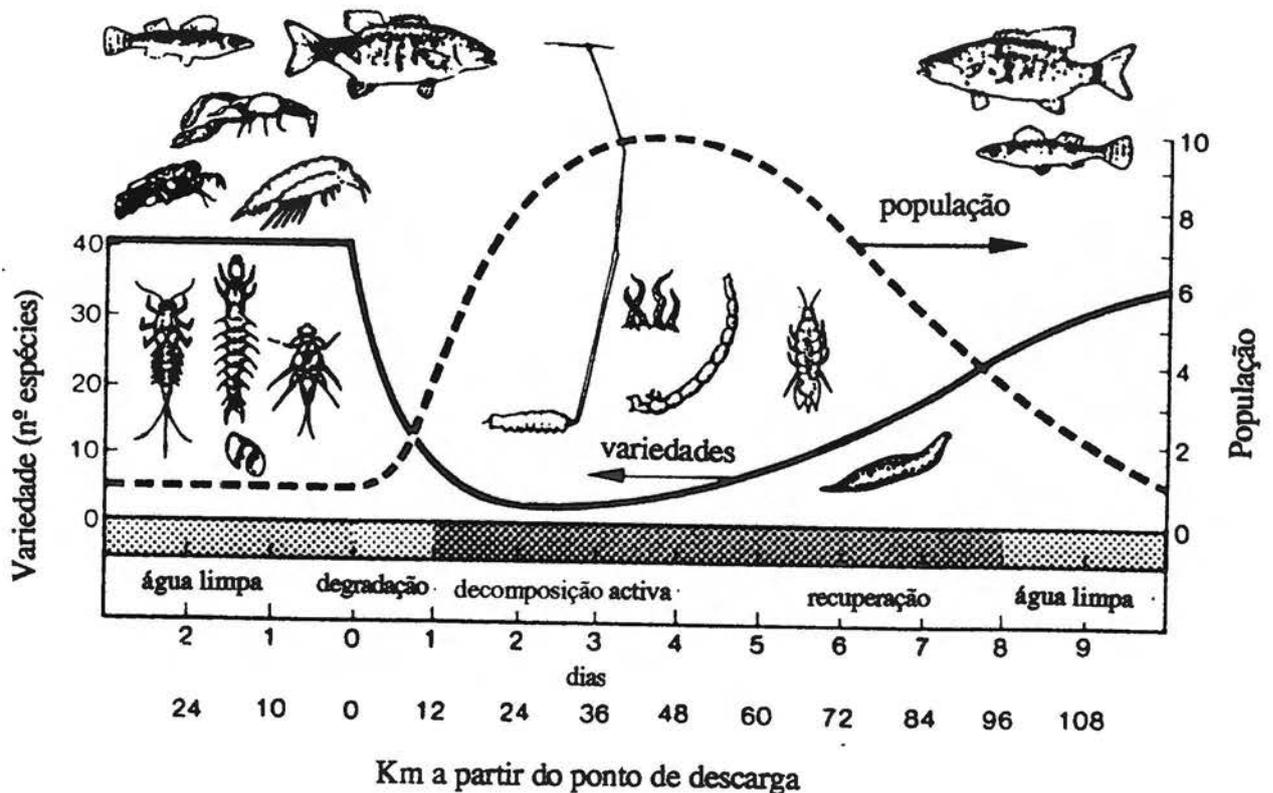


Fig. 6 - Mudanças na população de macrorganismos causadas pela descarga de efluentes num rio de águas limpas

Conclui-se assim que o lançamento de substâncias, mesmo naturais, nos cursos de água, provoca poluição desde que essas substâncias estejam em concentrações elevadas como é o caso dos efluentes vinícolas (em certas épocas do ano).

3 - Critérios de Avaliação da Poluição

Os principais contaminantes (Metcalf & Eddy, 1991) a serem considerados no tratamento dos efluentes vinícolas estão listados na tabela 1, definindo-se um certo número de parâmetros para caracterizar a sua acção poluente. São eles os seguintes:

Tabela 1 - Contaminantes a serem considerados no tratamento dos efluentes vinícolas

Contaminantes	Razão da sua importância
Sólidos suspensos	Os sólidos suspensos podem conduzir ao desenvolvimento de depósitos sob a forma de lamas e de condições anaeróbias quando as águas residuais são lançadas no ambiente aquático sem tratamento prévio.
Produtos orgânicos biodegradáveis	Compostos principalmente por carboidratos, proteínas e gorduras (grainhas). A matéria orgânica biodegradável é medida em termos de CBO (carência bioquímica de oxigénio) e CQO (carência química de oxigénio). Se estes materiais são descarregados por tratar, para o ambiente, a sua estabilização biológica pode conduzir a uma diminuição das fontes naturais de oxigénio e ao desenvolvimento de condições sépticas.
Nutrientes	Tanto o azoto como o fósforo juntamente com o carbono são nutrientes essenciais para o crescimento dos seres vivos. Quando descarregados no meio-aquático, estes nutrientes podem levar ao crescimento de vida aquática indesejável. Por outro lado, quando devidamente utilizadas podem ser benéficos em termos de fertilização.
Produtos orgânicos refractários	Estes produtos tendem a resistir aos métodos convencionais de tratamento de águas residuais. Exemplos típicos incluem os detergentes, os polifenóis e os pesticidas.
Produtos inorgânicos dissolvidos	Os constituintes inorgânicos dissolvidos têm um papel pouco importante no que se refere a este tipo de efluentes, no entanto poder-se-á considerar o potássio, o sódio, os sulfatos.

- **Sólidos Suspensos Totais (SST)**

A característica física mais importante de uma água residual é o seu conteúdo em sólidos totais, compreendendo matéria flutuável, matéria sedimentável, matéria coloidal e matéria em solução. Trata-se portanto de todos os elementos, quer sejam de natureza inorgânica, quer orgânica. Exprime-se em miligramas de matéria sólida por litro de água residual.

- **Carência bioquímica de oxigénio (CBO5)** mede a quantidade de oxigénio que é consumida em 5 dias pelos microrganismos que degradam a matéria orgânica contida no efluente. Esta medida simula a quantidade de oxigénio que será retirada do meio natural, devido à actividade normal dos microrganismos que aí se desenvolvem, se essa poluição fosse lançada num curso de água. Mede pois a matéria orgânica biodegradável.

- **Carência química de oxigénio (CQO)**. É a quantidade de oxigénio necessária para a oxidação química de toda a matéria orgânica quer seja ou não biodegradável. A relação CBO5/CQO permite apreciar a biodegradabilidade de um efluente. Considera-se que um efluente é biodegradável se esta relação é superior a 0.5. Para efeito de cálculo comparativo das cargas orgânicas de diversos efluentes, define-se um outro parâmetro - matéria orgânica (MO) como uma média ponderada entre os valores de CQO e CBO5 efectuados sobre os efluentes depois da separação das matérias decantáveis durante 2 horas (ad2) (Picot, 1992)

$$MO = \frac{CQO_{ad2} + 2CBO5_{ad2}}{3}, \text{ mg O}_2/\text{l}$$

- **Matéria azotada correspondendo** ao azoto orgânico e amoniacal contido no efluente.

- **Matéria fosforada** mede o fósforo total (orgânico e mineral) no efluente.

A poluição azotada e fosforada é particularmente responsável pelos problemas de eutroficação dos meios.

- **Noção de habitante - equivalente**

Para avaliar uma poluição industrial, a título comparativo, utiliza-se

a noção de habitante equivalente, entrando em conta com os valores de caudais diários de águas usadas, SST, CQO e CBO5 dos efluentes em causa. Na bibliografia aparecem várias definições que, no entanto divergem nos valores numéricos destes parâmetros. Neste trabalho considerou-se que um habitante dá origem a 150 litros diários de águas usadas, contendo 90g de SST e 57g de matéria orgânica (MO).

4 - Principais Fontes de Poluição nas Adeegas

4.1 - Considerações gerais

Pondo de lado os resíduos da colagem (caseína, albumina, gelatina), a matéria orgânica nos efluentes vinícolas provém essencialmente das uvas. As grânhas, o cango e as películas são os elementos mais visíveis, mas é a fracção orgânica solúvel (açúcares, ácidos, alcoois, polifenóis, nitratos, fosfatos) que conduz à asfixia dos rios e/ou à desestabilização das ETAR'S municipais.

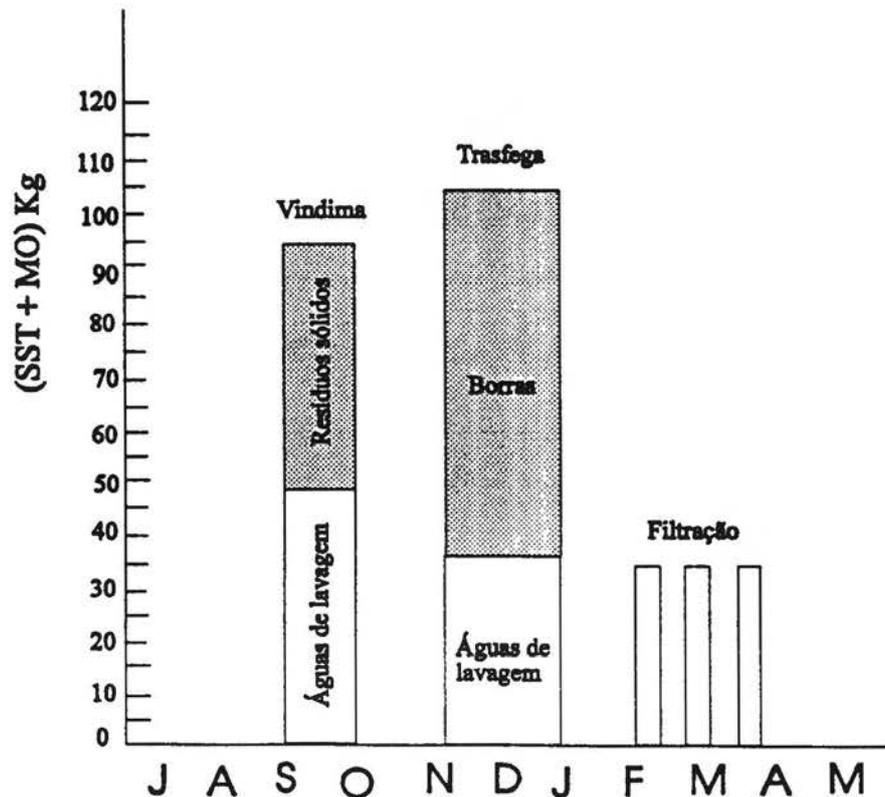


Fig. 7 - Poluição global produzida no decurso da elaboração de um champanhe.

Cada uma das etapas da produção do vinho representa uma fonte de poluição de grandeza variável conforme a capacidade da adega, a tecnologia utilizada e o tipo de matéria prima (uvas) processada. Na Fig. 7 pretende dar-se uma ideia das principais fontes poluentes e do seu valor relativo no decurso da elaboração de um vinho da zona do champanhe. Os valores aqui apresentados foram retirados da bibliografia (Rochard, 1992), servindo meramente como orientação, visto dependerem de muitos factores que em geral se não podem traspor de caso para caso.

É nitido que os períodos de vindimas (prensagem, decantação, ...) e de trasfegas contribuem com a parte mais importante dos efluentes de uma adega, enquanto que a filtração dos vinhos tem pequena importância.

Estes efluentes apresentam geralmente uma boa biodegradabilidade, no entanto em períodos de trasfegas a quantidade de matérias suspensas é em geral maior do que durante o período das vindimas (Racault, 1994).

4.2. - Prensagem

A tabela 2 representa as características médias dos efluentes provenientes das lavagens ligadas à prensagem e à decantação de mostos da zona do champanhe (Rochard, 1992), enquanto na tabela 3 se representam os valores de parâmetros semelhantes relativos às lamas da decantação dos mostos

Tabela 2 - Características médias dos efluentes provenientes das lavagens associadas à prensagem e à defecação

Características	Teores
pH	4.1 - 6.2
sólidos suspensos totais, SST (mg/l)	940
carência bioquímica de oxigénio, CBO5 (mg/l)	4800
carência química de oxigénio, CQO (mg/l)	9900
azoto total (mg N/l)	140
fósforo (mg P/l)	40
potássio (mg/l)	290

Tabela 3 - Características médias das lamas provenientes da defecação estática

Características	Teores
pH	3.4
carência bioquímica de oxigénio, CBO5 (mg/l)	80.000
carência química de oxigénio, CQO (mg/l)	116.000
azoto total (mg N/l)	710
fósforo (mg P/l)	104

Comparando os valores das duas tabelas, torna-se claro que as lamas provenientes da sedimentação dos mostos quando lançadas directamente no esgoto, aumentam significativamente a poluição causada por estes efluentes, devido aos valores elevadíssimos de CQO e CBO5.

4.3. - **Trasfega e eliminação do tártaro**

Esta etapa de vinificação apresenta um risco de poluição a não despresar, devido às características das águas de lavagem das cubas, conforme se pode observar pela tabela 4 que se refere a valores médios para vinhos da zona do champanhe, (Rochard, 1992). É de notar que as cargas poluentes, devidas à trasfega de vinhos brancos e de tintos é em geral bastante diferente.

Verifica-se que as lias provenientes da trasfega tem características semelhantes às lamas da decantação (Tabela 3) no que se refere à carga orgânica e ao conteúdo de sólidos.

A eliminação do tártaro que, em geral, se efectua depois da trasfega, consegue-se muitas vezes por utilização de soda caustica que dissolve o tartarato ácido de potássio aderente às paredes das cubas. O efluente desta operação gera não só uma poluição orgânica ligada ao ácido tartárico, como uma certa toxicidade ligada à presença do sódio. Por outro lado, a utilização de grandes quantidades de hidróxido de sódio pode conduzir a uma modificação sensível do pH do meio receptor. A tabela 5 apresenta valores de parâmetros relativos a efluentes provenientes da eliminação de tártaro, utilizando soda (Rochard, 1992).

Tabela 4 - Características médias dos efluentes provindo das lavagens das cubas depois de uma trasfega

Características	Teores
pH	3.9 - 6.5
sólidos suspensos totais, SST (mg/l)	1250
carência bioquímica de oxigénio, CBO5 (mg/l)	2650
carência química de oxigénio, CQO (mg/l)	5300
azoto total (mg N/l)	220
fósforo (mg P/l)	25
potássio (mg/l)	200

Tabela 5 - Características de soluções provenientes da eliminação do tártaro, utilizando hidróxido de sódio.

Volume da Cuba (hl)	Quantidade Soda (kg)	CBO5 (mg/l)	pH
920	35	42.500	12.1
530	25	84.670	11.6

4.4 - Filtração e centrifugação

É relativamente difícil determinar as cargas poluentes resultantes destas operações, devido à grande variabilidade na quantidade de água utilizada, no tipo de equipamento (separando ou não as respectivas lamas) e no objectivo em vista, isto é, filtração/centrifugação de mostos, filtração de vinhos com borras, utilização de filtros com diatomáceas,

Na tabela 6 apresentam-se algumas cargas específicas (g/hl de vinho tratado) relativas a estas operações quando aplicadas a mostos e vinhos da zona de Bordeus (Racault, 1994)

É de notar a disparidade dos valores de sólidos suspensos totais relativos aos dois filtros, quando o valor de CQO é o mesmo. Isto deve-se unicamente à quantidade de auxiliar de filtração que é retirada em cada etapa.

Tabela 6 - Poluição causada pelas operações de filtração e centrifugação.

Tipo de Operação	CGO (g/hl vinho)	SST (g/hl vinho)
Filtro rotativo com diatomáceas	184.5	50.8
Centrifugação de branco com borras	296	45.1
Centrifugação de tinto com borras	26.4	54.0
Filtro de pratos, vinho branco	184	285

5 - Redução da Carga Poluente

5.1. - Metodologias a utilizar

Sem dúvida, a única alternativa para reduzir a carga poluente de uma adega e/ou destilaria é a recuperação dos sub-produtos, o que impõe esforços suplementares relativamente a uma simples rejeição directa para o esgoto.

Sob o ponto de vista económico esta recuperação tem sido pouco valorizada pela parte da maioria das empresas, no entanto estão a efectuar-se trabalhos de investigação e desenvolvimento que poderão contribuir para a melhoria da situação poluidora do sector vinícola. Conforme se viu, os principais produtos causadores de poluição são

- resíduos sólidos de granulometria apreciável provenientes do desengace, da prensagem e da decantação de tintos
- lamas e borras provenientes da defecação estática, da centrifugação, da filtração e das trasfegas
- cristais de tartarato ácido de potássio provenientes da estabilização dos vinhos
- substâncias solúveis provenientes da perda de matéria prima.

Todos estes produtos podem ser arrastados em maior ou menor quantidade pelas águas de lavagem conforme a tecnologia utilizada em cada adega.

Se for possível separar em grande parte estes materiais das águas de lavagem, isto é, segregar os efluentes muito concentrados dos poucos concentrados, conseguir-se-á reduzir drásticamente a poluição causada por uma adega.

Enumeram-se algumas técnicas destinadas a limitar a carga poluente ou a facilitar o tratamento do efluente:

5.1.1. - Elementos sólidos

Além de constituírem uma fonte poluidora, estes elementos podem contribuir para o entupimento das canalizações e deterioração das bombas.

Em muitas empresas vinícolas utilizam-se as bacias de decantação para eliminar este tipo de elementos sólidos, verificando-se na prática uma eficiência bastante limitada. Com efeito, os períodos de rejeição que coincidem com a ponta de actividade da empresa são pouco propícios à manutenção das tais bacias (purga das lamas decantadas). Por outro lado, como os efluentes são ricos em açúcar, entram rapidamente em fermentação, libertando gás que se opõe à sedimentação dos materiais em suspensão. É de considerar ainda a possibilidade de libertação de mais cheiros.

Um tratamento alternativo e mais eficiente consiste na crivagem das águas brutas, utilizando um crivo estático inclinado do tipo persiana, cujo funcionamento se representa na Fig. 8

5.1.2. - Lamas e borras

Estes dois subprodutos representam mais de 40% da poluição orgânica total de uma adega (Rochard, 1992). É normal, em algumas regiões, valoriza-los, utilizando-os nas destilarias ou como fertilizantes.

É possível separar a fracção líquida das matérias em suspensão, desde que se utilize uma tecnologia adequada (filtros prensa ou filtros rotativos de vazio) ou que haja uma organização do trabalho e sensibilização do pessoal no sentido de separar as águas de lavagem muito concentradas das pouco concentradas.

5.1.3. - Tártaro

Os cristais de tartarato ácido de potássio produzidos pela estabilização dos vinhos pelo frio podem ser recuperados para a produção

de ácido tartárico. Para o efeito utilizam-se várias técnicas como sejam:

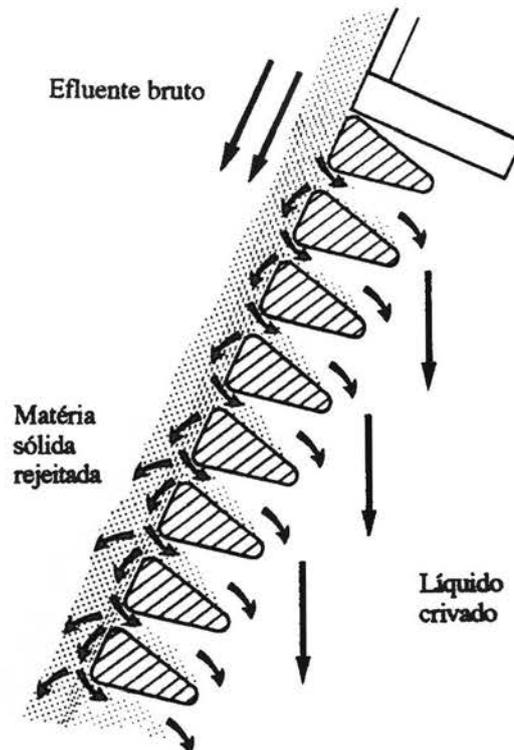


Fig. 8 - Princípio de funcionamento de um crivo com grelha inclinada

- eliminação das incrustações por acção mecânica, seguindo-se o tratamento com uma quantidade reduzida de hidróxido de sódio para provocar a limpeza química.
- lavagem com água quente imediatamente após a trasfega, devendo ter-se atenção à resistência mecânica dos materiais das cubas.
- revestimento interno da cuba com materiais de fraca rugosidade de modo a dificultar a adesão dos cristais de tartarato.

5.2. - Características das águas de lavagem com segregação de correntes

A Fig. 9 representa os resultados de um estudo efectuado na região de Bordeus sobre a caracterização das águas de lavagem de uma adega com capacidade de 140.000 hl quando se separam as águas mais concentradas das restantes (Racault, 1994).

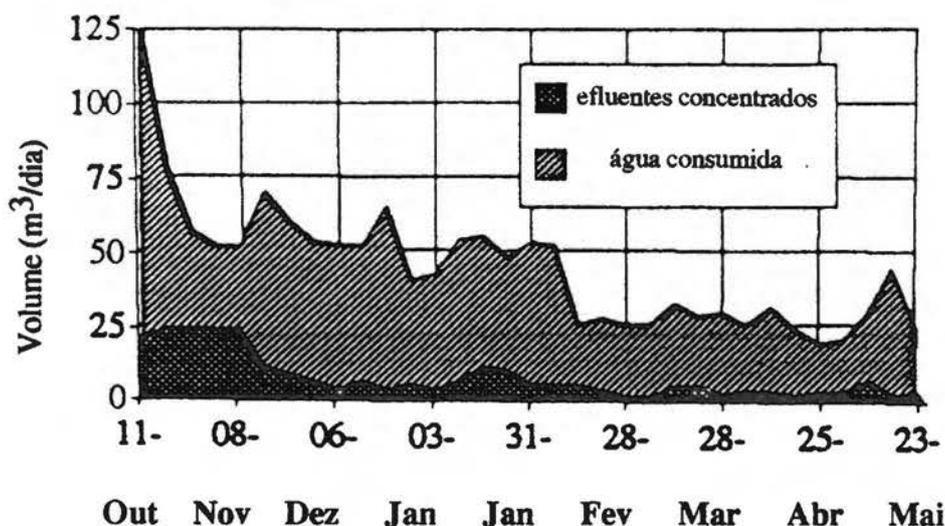


Fig. 9 - Evolução do consumo de água e do volume de efluentes concentrados numa adega durante um ciclo anual.

A tabela 7 representa as características desses efluentes concentrados. Verifica-se que os volumes médios diários durante um ciclo representam apenas 7.5 m³/dia com uma concentração de cerca de 25 g/l CQO, enquanto que durante a época de ponta esse volume sobe para 24 m³/dia com uma carga de cerca de 46 g/l CQO.

Tabela 7 - características dos efluentes concentrados (volumes mínimos de lavagem).

	volume de efluentes concentrados (m ³ /dia)	concentração da 1 ^{as} águas lavagem CQO g/l	factor de diluição das águas de lavagem concentradas
mínimo	1	3.1	1.5
máximo	24	45.9	17.9
médio	7.5	24.2	6.9

As lavagens de acabamento referentes às diversas operações, as lavagens do solo e outras provocam um aumento significativo do volume de efluentes e uma forte diluição; em época de ponta o factor de diluição pode ir a cerca de 18 vezes.

Este exemplo, que não divergirá muito dos valores relativos da média das adegas, põe em evidência a possibilidade de reduzir a carga dos efluentes das empresas vinícolas.

6 - Conclusões

A poluição de origem vinícola tem sido sistematicamente esquecida, no entanto parece ter ficado provado que as cargas orgânicas provenientes das estruturas de produção não podem se menosprezadas.

É possível diminuir drasticamente a poluição causada pelo sector vinícola

- separando grande parte dos materiais sólidos presentes nos efluentes líquidos
- segregando os líquidos concentrados dos efluentes mais diluídos
- armazenando os líquidos com elevadas cargas orgânicas para tratar durante os meses que se seguem às épocas de ponta
- valorizando todos os resíduos sólidos e mesmo líquidos.

BIBLIOGRAFIA

Beltran, F.J., Encinar, J. M., Garcia - Araya, J. - Oxidation by ozone and chlorine dioxide of two distillery wastewater contaminants: gallic acid and epicatechin, **Wat. Res.**, 27, 1023-1032, 1993

Cochet, Paul - Caves et distilleries vinicoles en Languedoc - Roussillon, Impact sur le milieu, **Revue des Oenologues**, 33-34, 13-14, 1991

Glissant, E. - Les pluies acides, Le Courier, UNESCO, Jan 1985

Metcalf & Eddy - Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse, Mc Graw Hill, 3^a ed., 1991

Morais, M. H. - Tratamento e valorização de efluentes de destilarias vinícolas, tese de doutoramento, Lisboa 1988

Nalco Water Handbook - Frank Kemmer, ed., Mc Graw Hill, Singapore, 1988

Picot, B. - Pollution engendré par les établissements vinicoles: nature, critères d'évaluation et caractéristiques, **Rev. Fr. d'Oenol.**, 134, 5, 1992

Racault, Y.; Lenoir, A. - Evaluation des charges polluantes de deux caves vinicoles du Sud-Ouest de la France sur un cycle annuel, Congrès Internationale sur le traitement des effluents vinicoles, Narbonne, 37-43, 1994

Rochard, J. - Réduction de la charge polluante et du volume des rejets dans les caves vinicoles, **Rev. Fr. d'Oenol.** 134, 11-20, 1992

Rochard, J.; Viaud, M. - Contribution à la réduction de l'eau dans les caves - Application au lavage des pressoirs, Congrès International sur le traitement des effluents vinicoles, Narbonne, 53-57, 1994

Valentin, G. - Rejets vinicoles - problématique, situation champenoise, réglementations française et européenne, Congrès International sur le traitement des effluents vinicoles, Epernay, 255-60, 1994

LEGISLAÇÃO EM VIGOR RELATIVA AOS RECURSOS HIDRICOS

Pimenta Machado
Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais/Norte
4000 Porto

RESUMO

Com a entrada de Portugal na Comunidade Económica Europeia, foram transpostas para a legislação Portuguesa uma série de normas visando o controle da Poluição.

No que respeita à protecção dos recursos hidricos foi publicado o Decreto Lei 74/90, que agrupando diversas directivas classifica a água para os seus diversos usos e estabelece normas para descarga dos efluentes.

O referido decreto tem vindo a ser aplicado selectivamente, atendendo às especificidades da região e dos diversos sectores de actividade, com resultados bastantes positivos.

1. INTRODUÇÃO

As preocupações crescentes de defesa do ambiente e dos recursos hídricos em particular, das agressões a que desde sempre têm estado sujeitos, vieram a determinar que, quer a nível internacional quer a nível nacional, se realizem inúmeras iniciativas que se traduzem em seminários, encontros, congressos, etc., tendentes a sensibilizar a opinião pública para os graves problemas que afectam o nosso planeta.

2. A CEE E O AMBIENTE

No ano em que Portugal tem a Presidência das Comunidades e em que os problemas do Ambiente tiveram tratamento de eleições na Cimeira de Maastricht, tendo sido contemplados com a intenção de vultuosos investimentos para o nosso País, convirá fazer uma breve história da evolução desta matéria a nível da C.E.E..

De facto foi em 1972 na Cimeira de Paris que os países da C.E.E. decidiram criar uma política de ambiente.

Na sequência de tal decisão, surge em 1973 a declaração do Conselho das Comunidades Europeias e dos Representantes dos Governos dos Estados-Membros, que prevê a execução de um Programa de Acção em matéria de Ambiente, onde se salientam os seguintes princípios:

- **Poluidor/Pagador** - para fazer sentir aos poluidores que continuar a poluir ficará caro.
- **Redução/Prevenção da Poluição** - para afirmar que a melhor política de ambiente consiste mais em evitar a criação de poluição na origem do que combater posteriormente os seus efeitos.
- **Cooperação Internacional** - para estender aos países vizinhos preocupações semelhantes por forma a evitar a importação dos efeitos da poluição provocada além fronteiras.

Tal programa, viria a ser reconduzido e completado em 1977, dando origem ao designado 2º Programa do Ambiente, no qual se reforça a importância e a prioridade da água e do ar, uma vez que se trata dos dois elementos da natureza, através dos quais mais fácil e incontroladamente se faz a transferência da poluição de um País para outro.

Em 1983, surgiria o "3º Programa do Ambiente", que dando sequência aos objectivos anteriormente definidos, decide actualizá-los e completá-los, nas seguintes direcções:

- ◆ Acentuar o princípio de Prevenção;
- ◆ Obrigatoriedade dos Estudos de Impacte Ambiental;
- ◆ Integração da Política do Ambiente;
- ◆ Redução da poluição na fonte;

Em 1987, com a assinatura do Acto Único Europeu, a política do Ambiente, é revista no tratado, salvaguardando desse modo, que a adopção de medidas divergentes pelos Estados-Membros, possa provocar distorções económicas no Mercado Comum.

Surge precisamente em 1987 e coincidindo com o Ano Europeu do Ambiente, o 4º Programa do Ambiente para o período de 1987-1992.

Este programa de Acção, assenta nos seguintes objectivos essenciais:

- Preservar, proteger e melhorar a qualidade do ambiente;
- Contribuir para a protecção da saúde humana;
- Assegurar uma utilização prudente e racional dos recursos naturais.

Para se atingirem tais objectivos, deverão ter-se em consideração:

- ◆ Os dados científicos e técnicos disponíveis;
- ◆ As condições ambientais nas várias regiões da Comunidade;
- ◆ Os potenciais benefícios e custos da acção ou ausência de acções;
- ◆ Desenvolvimento económico e social da Comunidade, como um todo e o desenvolvimento equilibrado das suas regiões.

Permitia-me salientar duas conclusões essenciais da política do Ambiente da

Comunidade:

A **primeira** - O facto de se estabelecer que as exigências da política de ambiente, devem constituir uma componente de outras políticas comunitárias, na base de um elevado nível de protecção, determinando-se ainda que as disposições nacionais aplicadas, em nome da protecção do ambiente, não devem ser usadas como meio de disseminação arbitrária, ou uma restrição dissimulada ao comércio entre Estados-Membros.

A **segunda** - conclusão, de importância política do ambiente, é o reconhecimento de que a política de protecção do ambiente pode contribuir para melhorar o crescimento económico, e a criação de postos de trabalho. De facto se no passado as exigências em matéria de ambiente se traduziam na imposição de regulamentos e novos custos à indústria, agricultura e transportes, hoje em dia, um mundo onde se exigem padrões ambientais superiores, a sua prossecução deve ser encarada como um elemento essencial do futuro êxito económico da Comunidade.

Nomeadamente no que se refere à integração das considerações em matéria de ambiente na política industrial, deverão ter-se em conta os aspectos relacionados com a sua implantação, com a concepção das instalações, a escolha de produtos e processos e a abordagem no que se refere à gestão dos seus detritos, reconhecendo no entanto o papel da indústria que gera riqueza, que nomeadamente torna possível os necessários investimentos e melhoramentos em matéria do ambiente.

Existem hoje em vigor só no âmbito da água, 27 Directivas do Conselho das Comunidades e um número elevado de recomendações, acordãos e regulamentos, que obrigam Portugal à elaboração e à entrada em vigor, de legislação interna, que permita adaptar o nosso direito às disposições nele contidas.

3. SITUAÇÃO NACIONAL - LEGISLAÇÃO SOBRE A ÁGUA

Vejam os então o que se passa a nível nacional.

Antes de centrar a atenção sobre a legislação publicada em 1990, pretenderia fazer uma pequena retrospectiva sobre o que se passava até então.

Como é do conhecimento geral, o Regulamento dos Serviços Hidráulicos, que se encontra parcialmente ainda em vigor, data de 19 de Dezembro de 1892. Este Decreto constitui ainda hoje, quase 100 anos passados, a base da actuação dos Serviços, embora tenha vindo a ser completado com outros decretos, normas ou regulamentos.

O mais importante destes foi sem dúvida o Decreto nº 5787-III de 10 de Maio de 1919, que globalmente designado por "Lei das Águas", regulamentava todo o uso da água, e que foi complementado com o Decreto nº 6287 de 20 de Dezembro de 1919.

Algumas alterações posteriores àquelas leis como sejam o Dec.-Lei nº 48483 de 11 de Julho de 1968 (esboço de aplicação do princípio do poluidor-pagador), o Dec.Lei nº 468/71 de 5 de Novembro (regime jurídico dos terrenos do domínio público hídrico), o Dec.Lei nº 605/72 de 30 de Dezembro (inserção da luta contra a poluição na gestão dos recursos hidráulicos) e ainda outros, não evitaram que se tivesse verificado uma ausência de um normativo eficaz na luta contra a poluição, na época em que a industrialização, do País, começou a criar sérios problemas à qualidade da água nos nossos Rios, e que poderemos referenciar como os anos 60, 70 e 80.

Foi essencialmente a seguir à 2ª Grande Guerra que se verificou um grande incremento da industrialização do Vale do Cavado. Ainda que sem legislação apropriada, algumas tentativas houve no sentido de obrigar os industriais ao tratamento dos seus efluentes.

Ao baixo valor das multas aliou-se o grande peso económico do sector que veio a provocar um Despacho Ministerial em 18.9.62 que determinava a suspensão da repressão, e recomendava o estudo do problema técnico do tratamento dos efluentes.

3.1 O DECRETO-LEI Nº 74/90 - LEI DA QUALIDADE DA ÁGUA

No entanto só no início da década de 90, mais precisamente em Março de 1990, seria publicado um diploma de fundo designado por "*Lei da Qualidade da Água*".

Refiram-se antes de mais os seus objectivos e princípios gerais:

- Exigência mínima compatível com a defesa da qualidade da água e com o preceituado nos actos comunitários em vigor;
- É considerada a distinção entre "unidade já instalada" e "unidade a instalar", à data da publicação dos diplomas gerais ou sectoriais, de descarga de efluentes e para as unidades pré-existentes, à publicação do diploma, admitem-se períodos de adaptação às normas;
- É admitido um período de transição, para adaptação às normas de descarga, no que respeita às Autarquias Locais;
- Propõe-se a atribuição de um amplo e determinante papel, na aplicação destes diplomas, aos órgãos de gestão da água e também às entidades sanitárias;
- O diploma não se limita, a ser um quadro de valores, mas constitui um verdadeiro normativo de qualidade, a que está subjacente um modelo integrado de Gestão dos Recursos Hídricos.

Dentro destes objectivos, são transpostas as Directivas Comunitárias no que se refere à Água.

Um dos aspectos por ventura mais críticos da presente legislação, será ainda o número de entidades com competência para intervir na classificação das águas, e na vigilância da sua qualidade que requererá um grande esforço de coordenação, para evitar sobreposição da actuação, e por forma a rentabilizar ao máximo, os meios disponíveis por cada um dos organismos.

A grelha de valores que consta do Dec.Lei, como valores máximos admissíveis,

são aqueles que para além dos quais se considera que os riscos para a saúde pública ou para o ambiente são inaceitáveis.

O carácter integrado do Dec.Lei 74/90, permitiu por imperativo de defesa da saúde pública e de protecção do ambiente, englobar outras categorias de águas, tendo sido ao todo consideradas seis categorias em função dos seus usos, desagregados em onze sub-categorias, para as quais são estabelecidos critérios ou normas de qualidade.

3.2 AS ÁGUAS RESIDUAIS

Fixamo-nos no entanto, sobre o caso das águas residuais.

O Decreto, estabelece normas uniformes de emissão, independentemente do tipo de utilização do meio receptor, e independentemente também do tipo de fonte emissora.

Admite no entanto, a abordagem sector a sector, através da publicação de portarias, que consagrem um conjunto de normas sectoriais de descarga, para as substâncias mais características de determinado sector de actividade, tendo já sido publicadas normas para os sectores dos matadouros e unidades de processamento de carnes; para as explorações de suinicultura e para as águas residuais urbanas, aguardando-se para breve a publicação de portarias, abrangendo outros sectores de actividade.

Se esta metodologia se compreende por razões de natureza económica, estabelecendo o princípio da igualdade de exigência para a mesma actividade industrial, tal princípio terá a prazo de se coadunar com as exigências do meio receptor.

Queremos com isto dizer, que as condições de descarga de águas residuais, deverão ser determinadas pelos objectivos de qualidade ambiental das águas dos meios receptores, atendendo aos usos a que estes se destinam, para que assim se possa promover uma adequada gestão integrada dos recursos hídricos à escala nacional.

Aliás o Dec.Lei 74/90, deixa já uma porta aberta a essa compatibilização, uma vez que admite a possibilidade de a Direcção Geral dos Recursos Naturais, impor

em casos excepcionais, condições de descarga mais exigentes do que as do normativo geral, quando as características das águas residuais e do meio receptor, bem como o tipo de utilização do meio receptor o justifiquem.

Outro aspecto que importa salientar neste Decreto é a distinção entre as unidades já instaladas e as unidades a instalar à data da entrada em vigor do presente diploma.

Enquanto que para estas, se aplicam de imediato as normas de descarga, para aquelas, admite-se a negociação de um prazo, de adaptação para cada sector industrial, por forma a permitir a aplicação faseada de acções conducentes ao cumprimento das normas respectivas.

Aliás, o mesmo critério se aplica às Autarquias Locais, relativamente às condições de recolha e tratamento dos efluentes urbanos.

4. CRITÉRIOS DE APLICAÇÃO DO DEC.LEI Nº74/90

No que respeita à prática da sua aplicação referimos os seguintes aspectos:

4.1 - O Problema Sectorial

Foram identificadas algumas soluções que pela sua especificidade pudessem merecer uma abordagem sectorial. Poderíamos citar o caso das fábricas de cortiça e fábricas de cartão. Em ambos os casos se encetaram contactos no sentido de estabelecer princípios de actuação com vista à resolução global da poluição provocada pelas indústrias respectivas. No caso das cortiças porque se tratava de um grande número de pequenas empresas, localizadas muito próximas umas das outras em que a perspectiva de solução apontava para uma análise integrada. No caso dos cartões, tratava-se de um pequeno número de pequenas indústrias pouco poluentes com problemas espaciais e económicos específicos.

No caso do sector textil a abordagem fez-se por duas vias:

- A abordagem espacial através do estudo de soluções integradas para as

industrias de Barcelos (Rio Cávado) e para as industrias de Santo Tirso, Famalicão e Guimarães (Rios Ave e Vizela), podendo ainda referir-se uma tentativa para já sem êxito no Concelho de Fafe.

- A abordagem sectorial, tendo a DRARN/N promovido a apresentação de uma proposta de portaria ainda em análise governamental, em que, a filosofia era a de, progressiva e faseadamente se atingirem os valores para os parâmetros de descarga do D.L. 74/90 e ainda os valores de referência do projecto do Ave, para as industrias localizadas nesta Bacia, que são mais exigentes do que os da tabela geral.

4.2 - A Intervenção Repressiva

A aplicação das sensões previstas no Dec.Lei 74/90 fez-se de forma selectiva, e ainda que possa haver situações de excepção o critério foi o seguinte:

- Nas áreas de intervenção onde estavam ou estão em curso estudos que visam soluções integradas, decidiu-se aguardar os resultados desses estudos e a implementação dessas soluções, desde que estas fossem do nosso conhecimento ou da nossa iniciativa.
- A notificação com autos de advertência nos casos de poluição pouco grave ou de que não houvesse registo de infracções anteriores, dessas fontes poluidoras.
- O levantamento de autos de contra-ordenação às empresas que não se situando dentro das áreas de influência dos sistemas, tivessem antecedentes com registo de infracções.

4 - RESULTADOS

Como resultados das intervenções descritas destacamos:

- O avanço dos estudos das soluções integradas que merecem o apoio

privilegiado da administração, quer sob o ponto de vista técnico, quer sob o ponto de vista de apoio financeiro.

- A calendarização de acções de controle da poluição com uma série de unidades industriais que resolveram adoptar soluções individuais para o tratamento dos seus resíduos, tendo já sido concedidas diversas licenças de descarga de efluentes.
- A manifestação de vontade de muitos dos industriais de porem a sua consciência em dia com o ambiente.

5. O LICENCIAMENTO

Para finalizar iria deter-me um pouco sobre as condições especiais mais importantes que a licença de descarga de efluentes implica.

De acordo com o Dec.Lei 74/90, todas as descargas de efluentes na água ou no solo, necessitam de ser licenciadas pela Direcção Geral dos Recursos Naturais.

De acordo com este princípio têm sido licenciadas descargas de efluentes tratados, salientando-se as seguintes condições inerentes ao licenciamento.

- A sua intransmissibilidade, ou seja, a licença não pode ser transferida sem autorização dos serviços, dado que o industrial que assinam o termo de responsabilidade pessoal, esse obviamente intransmissível;
- O dever de instalação de um sistema de auto-controle para verificação periódica de observância das condições de descarga, que os serviços confirmarão todos os seis meses;
- O não cumprimento dos parâmetros de descarga implica sanções previstas no D.L. 70/90, e que podendo traduzir-se em multas elevadas, poder acessoriamente levar em casos extremos ao encerramento da unidade industrial;
- O dever de comunicar aos serviços no prazo de 24 horas qualquer anomalia

com influência na condição de descarga.

Sobre o termo de responsabilidade julgo ainda importante referir o seguinte:

- A nossa legislação não imputa qualquer responsabilidade aos projectistas das ETAR's, ao contrário do que prevê para outro tipo de projectos, quando noutros países da CEE, exige mesmo seguros que cobrem eventuais sanções por deficiência de funcionamento dos sistemas de tratamento de esgotos.

Como tal, toda a responsabilidade perante a administração é assumida pelo industrial, que assim terá que estabelecer com o seu projectista regras, que assegurem a eficiência dos sistemas e de preferência estender o contrato à própria operação, pelo menos durante um período experimental suficientemente longo, para que se possa garantir a sua fiabilidade.

Gostaria de aproveitar a oportunidade, para falar de alguns diplomas legais neste momento em preparação, e que constituem normas regulamentares dos dois decretos-lei citados.

O Dec.Lei 70/90, prevê a existência de "Conselhos Regionais da Água", cuja actividade deverá ser regulamentada, e que serão órgãos a constituir junto de cada A.R.H. como órgãos representativos das entidades, de alguma forma relacionados com a gestão ou utilização dos recursos hídricos, tendo em vista a participação na definição das políticas de recursos hídricos regionais, e a melhoria de coordenação e articulação interdepartamental e interministerial.

O mesmo Dec.Lei prevê ainda, a existência da "Associações de Utilizadores", cuja actividade a regulamentar as configurará como pessoas colectivas de direito privado, que se constituem em associações para promover e realizar acções de fomento hidráulico, incluindo a realização ou outras acções não estruturais.

Por último, falaria no regime económico-financeiro de utilização do domínio público hídrico, que assentará fundamentalmente em dois conceitos, o do utilizador-pagador e o do poluidor-pagador:

Utilizador-Pagador - Princípio segundo o qual o conjunto de utilizadores dos Recursos Hídricos, considerados globalmente, tenderá a pagar a integralidade dos custos associados à sua utilização, sendo esses custos repartidos entre eles por

meio de um sistema de taxas e tarifas, baseado na qualidade e quantidade da respectiva utilização.

Poluidor-Pagador - Princípio segundo o qual o conjunto de poluidores do meio hídrico, considerados globalmente, tenderão a pagar a integralidade dos custos associados à poluição que provocam ao utilizarem esse meio hídrico como meio receptor, quer de descarga de efluentes quer de poluição dispersa.

Para terminar deixava ficar uma mensagem.

Já aqui disse que a prevenção é o melhor remédio para a poluição, dado que será sempre mais económico evitar a poluição do que posteriormente combater os seus efeitos.

Por isso não devemos encarar a protecção ambiental como um custo suplementar para as indústrias, mas sim como um investimento cujos efeitos reprodutores na economia das empresas e da região, são significativos, tanto mais, quanto mais importante for para a população a exigência de níveis de qualidade de vida cada vez maiores.

Porto, Outubro de 1994

Digestão Anaeróbia da Matéria Orgânica

Maria Reis. Lab. Eng. Bioquímica, FCT/UNL
2825 Monte de Caparica

ÍNDICE

- 1 - Definição. Comparação entre Digestão Anaeróbia e Aeróbia.
- 2 - Microbiologia.
 - 2.1- Hidrólise e acidogénese.
 - 2.2- Acetogénese.
 - 2.3- Homoacetogénese.
 - 2.4- Metanogénese.
 - 2.5- Redução Biológica de Sulfato.
- 3 - Parâmetros de Operação e Controlo na Digestão Anaeróbia.
 - 3.1- Inibição/Toxicidade.
 - 3.1.1- Metais Pesados.
 - 3.1.2- Metais alcalinos e alcalino-terrossos.
 - 3.1.3- Sulfuretos.
 - 3.1.4- Amoníaco
 - 3.2- Temperatura.
 - 3.3- pH.
 - 3.4- Composição da alimentação (CQO/N/P).
 - 3.5- Eficiência do tratamento anaeróbio.
 - 3.6- Composição do gás e velocidade de produção de metano.
- 4 - Reactores Utilizados em Digestão Anaeróbia
 - 4.1- Reactor descontínuo.
 - 4.2- Reactor contínuo com agitação (CSTR).
 - 4.3- Reactor de fluxo tipo pistão.
 - 4.4- Reactor de contacto.
 - 4.5- Leito de lamas de fluxo ascendente (UASB).
 - 4.6- Filtro anaeróbio.
 - 4.7- Reactor de leito fluidizado e expandido.
- 5 - Exemplos de Aplicação do Processo Anaeróbio no Tratamento de Efluentes de Origem Vínica.
- 6 - Bibliografia.

Digestão Anaeróbia da Matéria Orgânica

Maria Reis. Lab. Eng. Bioquímica, UNL/FCT
2825 Monte de Caparica

1- Definição. Comparação entre Digestão Anaeróbia e Aeróbia

A digestão anaeróbia processa-se por um conjunto de passos bioquímicos que conduzem à mineralização oxidativa da matéria orgânica, efectuados por uma sucessão de microrganismos, na ausência de oxigénio. Os produtos finais obtidos são, essencialmente, o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), água e amoníaco (NH_3).

O processo anaeróbio apresenta vantagens e desvantagens em relação ao aeróbio:

- Contrariamente à digestão aeróbia, que liberta grande quantidade de energia armazenada nos substratos carbonados, a fermentação metanogénica permite conservar uma boa parte desta sob a forma de metano: por exemplo, na fermentação anaeróbia da glucose consegue-se conservar 94% do respectivo conteúdo energético nesta forma (1).

- Quer o rendimento em biomassa quer o crescimento dos microrganismos é mais baixo no processo anaeróbio do que no aeróbio (2). Dependendo dos substratos usados, os rendimentos dos dois processos são da ordem de 0.1 e 0.5 Kg SSV/Kg CQO removido para o processo anaeróbio e aeróbio, respectivamente. Este facto constitui uma enorme vantagem do processo anaeróbio em relação ao aeróbio dado que reduz fortemente o problema associado ao destino final a dar aos sólidos (lamas) produzidos.

- Devido aos baixos rendimentos em biomassa e às baixas velocidades de crescimento dos microrganismos anaeróbio, a operação de reactores anaeróbios obriga a maiores tempos de resistência hidráulicos (TRH) e tempos de arranque do que nos aeróbios. Nos últimos anos, contudo, têm vindo a desenvolver-se novos tipos de reactores anaeróbios que permitem manter elevadas concentrações de microrganismos dentro do reactor, possibilitando a sua operação a baixos tempos de resistência, o que conduz a uma redução significativa no volume do reactor.

- A digestão anaeróbia, em especial o passo metanogénico, tem sido tradicionalmente considerada muito sensível à presença de compostos tóxicos. No entanto estudos realizados nos últimos anos têm demonstrado que as bactérias metanogénicas toleram uma larga

variedade de compostos tóxicos (3,4), sendo mesmo capazes de biodegradar alguns deles (5,6). Por outro lado, Speece e Parkin (7) verificaram que as bactérias metanogénicas têm capacidade de se adaptar aos compostos tóxicos e, para alguns deles, observaram mesmo que a inibição da sua actividade era reversível. Desta forma, desde que convenientemente projectados e operados os reactores anaeróbios são mais resistentes a tóxicos do que os aeróbios.

- O baixo consumo de energia constitui uma outra vantagem do processo anaeróbio em relação ao aeróbio, em que o dispêndio energético para dispersão e arejamento é elevado.

A maior desvantagem da digestão anaeróbia resulta da não obtenção da digestão completa da matéria orgânica, o que a qualifica como processo de pré-tratamento de efluentes. A matéria orgânica residual é normalmente estabilizada por um processo aeróbio.

2- Microbiologia

A degradação completa da matéria orgânica complexa é, efectuada por uma sucessão de etapas que podem ser representadas como ilustrado na Figura 1. Estas etapas são realizadas por diferentes tipos de microrganismos que dependem do ecossistema presente e que influenciam também o número de caminhos bioquímicos envolvidos (8).

2.1- Hidrólise e Acidogénese

A matéria orgânica complexa, composta por macromoléculas tais como polissacáridos, proteínas ou compostos lipídicos (ésteres de ácidos gordos de cadeias longas, glicéridos, esteroides, etc) é despolimerizada em fragmentos mais simples: monossacáridos, ácidos gordos de cadeias curtas (ou ácidos orgânicos voláteis (AOV), ácidos orgânicos (piruvato, lactato, etc), álcoois (metanol, etanol, etc) com simultânea produção de amoníaco, hidrogénio molecular e dióxido de carbono resultantes de desaminações, desidrogenações e descarboxilações, respectivamente (9).

A velocidade com que esta etapa se realiza depende da natureza dos compostos a degradar, nomeadamente da composição em materiais lenho celulósicos, mais difíceis de degradar.

Os açúcares resultantes da etapa hidrolítica são degradados pelas bactérias acidogénicas/fermentativas em álcool, lactato, ou AOV (Figura 1) (10).

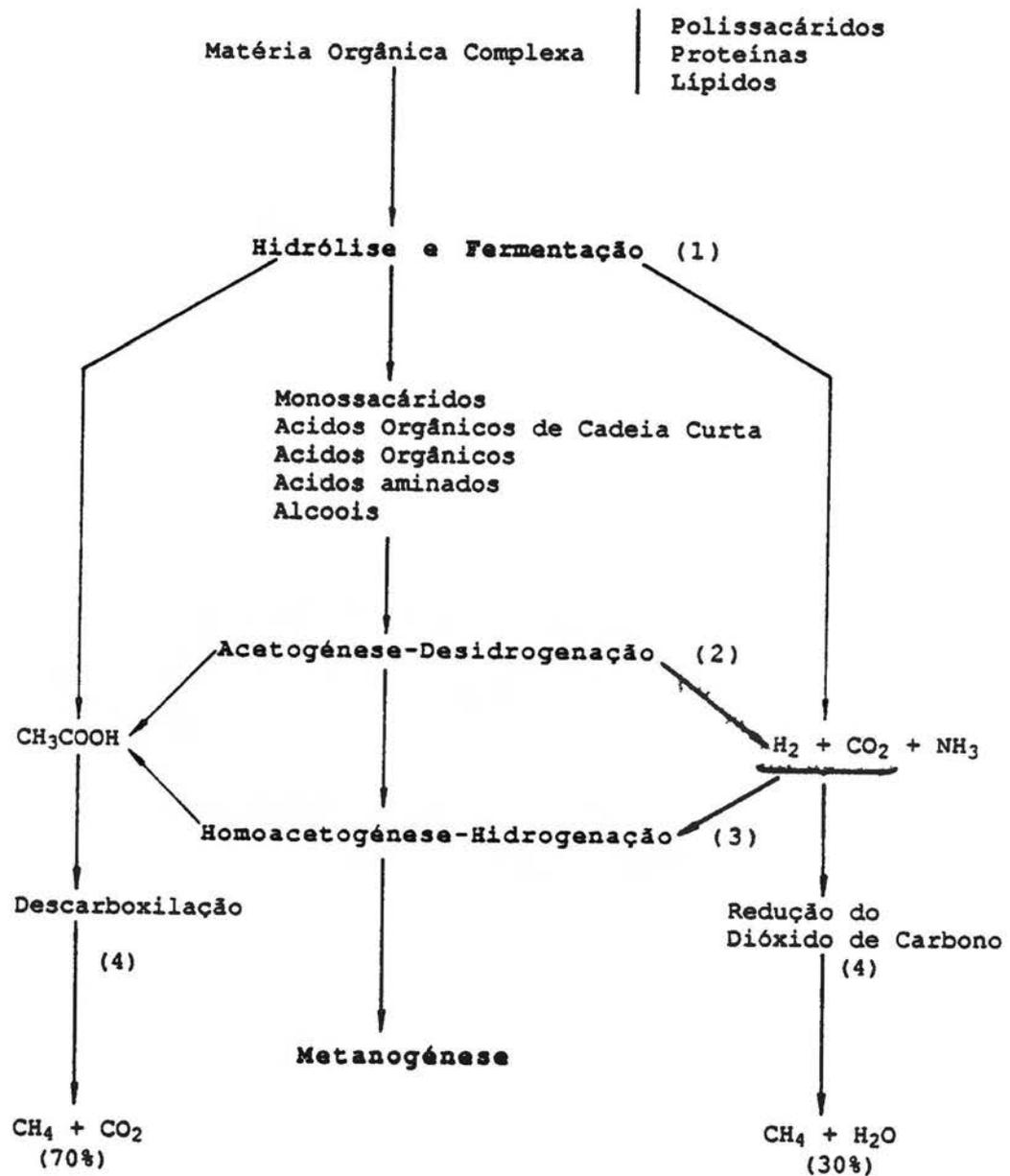


Figura 1 - Etapas bioquímicas da digestão anaeróbia (Segura, 1984).

A fermentação acidogénica é geralmente uma etapa rápida (algumas horas), produzindo-se ácidos que por acumulação causam um abaixamento do pH quando o poder tampão do meio é ultrapassado. As bactérias acidogénicas crescem numa gama de pH larga e permanecem activas a pH baixos (pH > 4.5).

2.2- Acetogénese

É frequente classificar os tipos de fermentações pela natureza dos produtos formados. Dentro do grupo variado das bactérias acidogénicas anaeróbias, aquelas que especificamente produzem acetato são geralmente denominadas bactérias acetogénicas (11). Esta fase metabólica processa-se a partir dos produtos resultantes da hidrólise e fermentação dos compostos orgânicos para formar acetato, H₂ e CO₂.

As bactérias acetogénicas, possuem tempos de duplicação ($td = \frac{\ln 2}{\mu}$) superiores a dois dias. Consequentemente, quando o reactor é operado a um tempo de residência de microrganismos inferior a dois dias, os ácidos de cadeia mais longa (butirato, propionato e benzoato) acumulam-se no reactor não sendo degradados devido à lavagem deste tipo de microrganismos do reactor.

2.3- Homoacetogénese

Certas bactérias são capazes de utilizar o CO₂ e H₂ na produção de acetato como produto final (12). Estas bactérias são denominadas por homoacetogénicas ou acetogénicas hidrogenotróficas porque produzem acetato a partir de H₂ e CO₂ (13).

2.4- Metanogénese

As bactérias produtoras de metano, denominadas metanogénicas, efectuam o passo final na formação de metano a partir da decomposição anaeróbia de biomassa.

As bactérias metanogénicas são estritamente anaeróbias e utilizam um espectro limitado de substratos, nomeadamente CO₂ e H₂, formato, metanol, acetato, mono, di- e trimetilaminas (14).

Consoante o tipo de substrato que utilizam, estas bactérias são divididas em duas categorias:

- Acetoclásticas (ou metilotróficas);
- Hidrogenofílicas (não metilotróficas).

As bactérias acetoclásticas usam o acetato, metanol e as metilaminas; as hidrogenofílicas usam H_2 , CO_2 , e, por vezes, o formato.

Aproximadamente 70% do metano produzido em digestores anaeróbios provém de descarboxilação do acetato, enquanto apenas 30% deriva da mistura H_2 e CO_2 (15).

2.5- Redução Biológica do Sulfato

O processo de redução biológica do sulfato baseia-se na capacidade de certos microrganismos serem capazes de reduzir o sulfato a sulfureto.

Estes microrganismos são denominados por bactérias redutoras de sulfato (BRS). As (BRS) são estritamente anaeróbicas e crescem a valores de pH próximo de 7.

Este tipo de microrganismos é responsável pelos odores a sulfureto de hidrogénio em estações de tratamento de efluentes por via anaeróbia.

3- Parâmetros de Operação e Controlo na Digestão anaeróbia.

3.1- Inibição/ Toxicidade

As bactérias metanogénicas são particularmente sensíveis às variações de condições ambientais que favoreçam a inibição (diminuição em estado estacionário da velocidade de produção de metano), e que em situações extremas conduzem à toxicidade (cessação total da actividade metanogénica) (16).

Alguns dos constituintes que provocam inibição e toxicidade no sistema anaeróbio incluem:

- Metais pesados;
- Metais alcalinos e alcalino terrossos;
- Amoníaco;
- Sulfuretos;
- Produtos farmacêuticos;

- Detergentes, Solventes e Desinfectantes.

3.1.1- Metais Pesados

Alguns metais, conforme referido, são essenciais como micronutrientes para as bactérias metanogénicas, tornando-se, no entanto, tóxicos a partir de determinadas concentrações.

Mosey e Hughes (74) estudaram o efeito tóxico de alguns dos metais pesados tendo concluído que a toxicidade diminuía da seguinte forma:

$$\text{Zn} = \text{Cu} = \text{Cd} > \text{Cr (VI)} = \text{Cr (III)} > \text{Fe}$$

3.1.2- Metais Alcalinos e Alcalino-Terrosos

A presença de metais alcalinos e alcalinos-terrosos, nomeadamente, sódio, potássio, cálcio e magnésio é vulgar em certos efluentes industriais, tornando-se tóxicos para o processo de digestão anaeróbia quando em elevadas concentrações.

O grau de toxicidade dos metais alcalino e alcalino-terrosos em base molar, em fermentadores anaeróbios aumenta na seguinte ordem: Na +, K +, Ca 2+, Mg 2+ (18).

Tabela 1- Efeito da concentração de iões metálicas no processo anaeróbio (19).

Catião	Efeito Estimulador	Efeito Moderada - mente Inibidor	Efeito Fortemente Inibidor
Sódio (mg/l)	100-200	3 500-5 500	8 000
Potássio (mg/l)	200-400	2 500-4 500	12 000
Cálcio (mg/l)	100-200	2 500-4 500	8 000
Magnésio (mg/l)	75-150	1 000-1 500	8 000

3.1.3- Sulfuretos

Determinados efluentes industriais contêm elevadas concentrações de sulfureto ou seus precursores, nomeadamente sulfatos e sulfitos.

É nomeadamente a forma não ionizada a responsável pela Inibição. Por esta última razão o grau de toxicidade dos sulfuretos depende do pH do meio. Dado que o pK'_a do H_2S a $35^\circ C$ é de 6.85, o qual é próximo do pH normal dos digestores anaeróbios, a forma não ionizada constitui aproximadamente 50% dos sulfuretos totais em solução(20).

Speece (68) determinou que a pH neutro, concentrações de H_2S dissolvido acima de 100-150 mg/l são tóxicas para as bactérias metanogénicas.

3.1.4- Amoníaco

Muito embora o amoníaco seja uma das maiores fontes de azoto, o qual é indispensável para as bactérias metanogénicas, torna-se tóxico a partir de certas concentrações e valores de pH do meio(21). A toxicidade é relativa à forma não ionizada (NH_3) o que indica que para valores de pH mais elevados o grau de toxicidade aumenta(16).

Tabela 2 Efeito do azoto amoniacal no processo anaeróbio(19)

Concentração de Azoto Amoniacal (mgN/l)	Efeito sobre o processo
50-200	Benéfico
200-1 000	Nenhum efeito contrário
1 500-3 000	Inibidor a pH elevado
> 3 000	Tóxico

3.2- Temperatura

A temperatura do processo é um parâmetro importante no controlo de reactores anaeróbios, dado que afecta directamente a actividade biológica dos microorganismos.

Definem-se 3 zonas de temperaturas para as populações microbianas:

15-20°C Zona Psicrófila

30-45°C Zona Mesófila

50-70°C Zona Termófila

As bactérias metanogénicas exibem velocidades de crescimento máximas na zona mesófila entre 30-38°C e na zona termófila entre 49-57°C (19).

A velocidade de produção de metano na gama 50-60°C é 25-50% mais elevada que a 35°C, mas apresenta um rendimento em biomassa 50% mais baixo, o que resulta em arranques mais lentos, acomodações lentas a variações de carga volúmica e mudanças de substrato ou substâncias tóxicas(22).

3.3- pH

Dentre os vários microrganismos presentes num processo de digestão anaeróbia, são as bactérias metanogénicas as mais sensíveis a variações de pH do meio. O valor óptimo de pH para estes microrganismos situa-se entre 6-8 (23). Se o pH ultrapassar estes limites a velocidade de produção de metano decresce rapidamente devido à inibição das bactérias metanogénicas.

Uma redução do valor de pH é indicativo de acumulação de ácidos orgânicos voláteis no sistema, os quais conduzem à inibição para valores de pH baixos.

Uma acumulação de AOV dentro do reactor apresenta dois efeitos negativos para o processo anaeróbio. Por um lado provoca um abaixamento do valor de pH do meio ao qual as bactérias metanogénicas são altamente sensíveis. Por outro lado a redução de pH favorece o aparecimento em solução das formas não dissociadas dos ácidos, as quais são tóxicas para as metanogénicas dado que, segundo alguns autores, é esta forma que penetra no citoplasma da bactéria (24). O resultado final é a inibição das bactérias metanogénicas, o que se reflete na redução de velocidade de produção de metano.

O pH e a alcalinidade do meio são dois factores influentes no teor admissível de ácidos orgânicos voláteis no sistema anaeróbio, já que determinaram o grau de dissociação presente no sistema.

Foi observada forte inibição de bactérias metanogénicas para concentração de ácido acético não dissociado entre 25 e 30 mg/l (25) e 30 a 60 mg/l(26).

O grau de toxicidade dos AOV varia consoante o tipo de ácido. O ácido propiónico é considerado mais tóxico que o ácido acético (27).

3.4- Composição de Alimentação

Os nutrientes mais importantes para a população microbiana anaeróbia são azoto e o fósforo. Um desequilíbrio entre o azoto, o fósforo e o carbono traduz-se na perda de actividade das bactérias presentes no processo. O valor da razão carbono, azoto e fósforo em digestores anaeróbios varia em vários factores experimentais, sendo no entanto apontada como optima, a razão CQO:N:P de 100:5:1(28).

3.5- Eficiência do Tratamento Anaeróbio

A eficiência do processo de digestão anaeróbia traduz-se pela percentagem de remoção de matéria orgânica alimentada ao sistema, em termos de concentração de substrato:

$$E = \frac{S_1 - S_2}{S_1} \times 100$$

Normalmente a eficiência de um processo anaeróbio situa-se entre 75 e 95% (em termos de CQO) (29).

Para cada sistema anaeróbio a eficiência é sobretudo função da carga volúmica e do tempo de retenção hidráulico (TRH), verificando-se, para um reactor cuja concentração da alimentação se mantenha constante, que para um aumento de TRH (ou diminuição da carga volúmica) a eficiência de remoção de substrato aumenta, embora a produtividade em CH₄ possa diminuir (pois diminui a quantidade de matéria orgânica total alimentada por uma unidade de tempo) (30,31).

No caso de não haver agentes oxidantes no processo (oxigénio, nitritos, nitratos ou sulfatos) a matéria orgânica removida (S₁-S₂) em termos CQO é convertida em gás. Como o CO₂ está completamente oxidado, o CQO removido é proporcional ao volume de CH₄ produzido. A partir do valor teórico de rendimento do metano (0.35 m³ CH₄/kg CQO removido a PTN) 1m³ de CH₄ corresponde a 2.86 kg CQO. Desta

forma pode exprimir-se a eficiência em termos do volume e composição do gás produzido por (32):

$$E = \frac{2.86 C Q_G}{Q S_1}$$

Onde C é o teor de metano no gás (%V/V), Q_G a produção diária de gás (a PTN- m³/dia), Q é o caudal volumétrico da alimentação (m³/dia).

Esta expressão permite estimar rapidamente a eficiência do processo a partir da produção de metano.

3.6- Composição do Gás e Velocidade de Produção do Metano

A composição do gás e a velocidade de produção de metano são parâmetros muitos sensíveis a perturbações nos tratamentos anaeróbios, dado que refletem a actividade das bactérias metanogénicas do sistema (33).

O volume e composição do gás produzido dependem de vários factores, nomeadamente, tipo de substrato utilizado (composição), carga volúmica aplicada, TRH, TRS, tipo de processo usado e do tipo de microorganismos no interior do reactor (34). De uma forma geral todas as variáveis do processo descritas anteriormente influenciam a velocidade e qualidade do gás produzido.

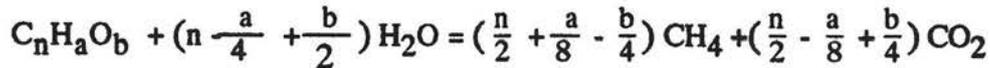
O gás produzido, quando um digestor opera em condições normais, é essencialmente constituído por metano (70-75%) e dióxido de carbono(25-30%). Em alguns processos (filtro anaeróbio) o teor de CH₄ no biogás pode atingir cerca de 90% (35).

A velocidade de produção de metano é um bom indicador de estabilidade e de potenciais problemas que ocorrem no processo.

Tal como é corrente em reactores químicos, a razão entre a velocidade de produção de metano e o volume de reactor utilizado é designada por produtividade, e é frequentemente usada por permitir a comparação de velocidades de produção de metano independentemente do volume dos reactores.

A produção máxima de metano esperada pode ser estimada teoricamente se for conhecida a composição química do substrato e se este for completamente convertido em metano. Este valor, designado

por rendimento teórico de metano, pode ser calculado pela equação de Symons e Buswell (36):



O valor teórico do rendimento em metano, em termos de CQO, é de 0.350 m³ de CH₄/kg CQO removido (PTN), como foi referido anteriormente. Este valor na prática não é geralmente atingido.(19,29).

No tratamento de efluentes industriais contendo sulfatos ou sulfitos pode aparecer no gás produzido sulfureto de hidrogénio (H₂S) em consequência da actividade das bactérias sulfato reductoras. A medição e controlo do teor de H₂S no gás produzido, permite calcular o grau de toxicidade devido a sulfuretos dissolvidos, os quais a partir de certas concentrações são tóxicos para as metanogénicas. Quando se pretende utilizar o gás produzido para fins industriais a remoção do H₂S é essencial utilizando-se para o fim colunas de adsorção ou absorvedores em fase líquida.

4- Reactores Utilizados em Digestão Anaeróbia

A optimização do processo de digestão anaeróbia passa pela selecção de um tipo de reactor cuja concepção seja adequada ao tratamento de um determinado resíduo. É importante, portanto, no projecto de reactores, ter em conta a composição química e propriedades físicas do efluente a tratar para que se possa obter melhores rendimentos no processo.

4.1- Reactor descontínuo

No reactor descontínuo a alimentação é adicionada de uma só vez e é mantida no seu interior até que a digestão completa da matéria orgânica se tenha dado.

Este processo é particularmente útil no tratamento de resíduos com produção sazonal e com alto teor em sólidos. São normalmente processos de concepção muito simples e bastante económicos.

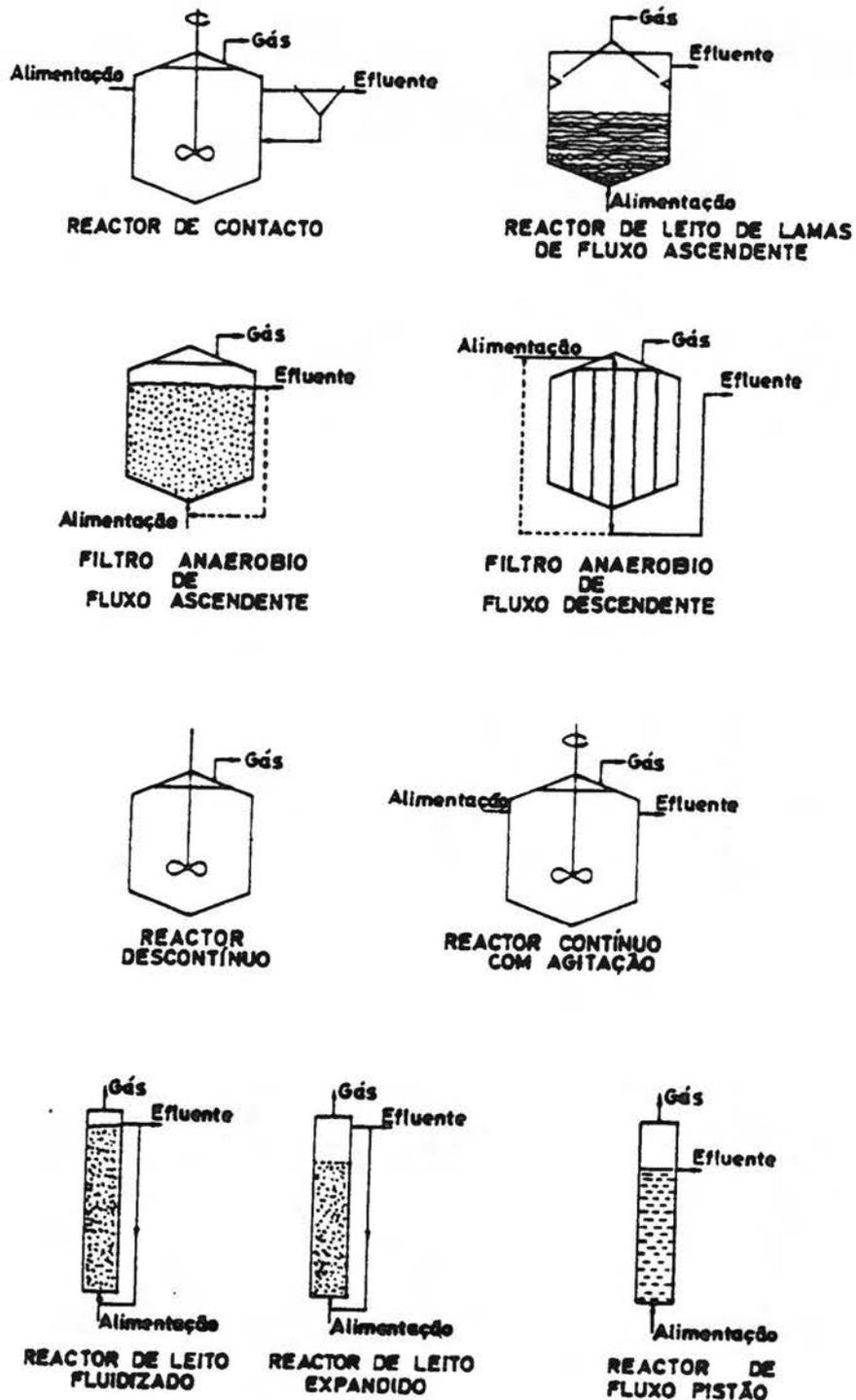


Fig.2 - Esquema das diferentes configurações de reactores usados em digestão anaeróbia.

4.2- Reactor contínuo com agitação (CSTR)

Este reactor é constituído por um tanque cujo líquido é continuamente agitado, mecanicamente ou por recirculação do gás, e no qual a alimentação e saída se processam em contínuo (Figura 2).

Dado que as bactérias metanogénicas têm tempos de duplicação muito elevados, o TRH a que deve ser operado o reactor tem de ser elevado; daqui resultam volumes de reactor muito grandes para evitar que ocorra a lavagem dos microrganismos (washout), o que conduz a custos de investimento elevados.

Este tipo de reactor é usado normalmente na digestão anaeróbia de resíduos com elevada carga orgânica, nomeadamente no tratamento de lamas de esgoto doméstico.

4.3- Reactor de fluxo tipo pistão

Tipicamente este reactor recebe a alimentação de um dos lados e remove o efluente pelo lado oposto (Figura 2). Como o seu nome indica, o fluxo dentro do reactor é do tipo pistão, ou seja, idealmente camadas diferenciadas (de fluído, sólidos e microrganismos) entram e saem do reactor ao mesmo tempo e não se misturam.

Embora estes reactores não sejam mecanicamente agitados a produção de gás dentro do reactor promove uma certa agitação, o que altera o regime de escoamento dentro do reactor, resultando na não idealidade atrás referida.

Contrariamente ao reactor contínuo com agitação, em que existe homogeneidade dentro do reactor, neste tipo ocorre uma diferenciação de fases ao longo do reactor. Junto à entrada da alimentação ocorre principalmente a hidrólise e fermentação da matéria orgânica (fase acidogénica), enquanto que a produção de metano se dá preferencialmente junto à saída do reactor (fase metanogénica).

O reactor tipo pistão tem de ser continuamente inoculado, o que o torna particularmente útil na digestão de resíduos de animais. É uma unidade muito económica com larga aplicação na agro-indústria.

Este tipo de reactor pode ser operado com resíduos contendo elevadas concentrações de sólidos voláteis (>6%), desde que não decantem facilmente, o que reduziria o volume efectivo do reactor (37). Em alguns processos foram instaladas chicanas dentro do reactor de

forma a reter os microrganismos e reduzir a possibilidade de lavagem das células do reactor.

4.4- Reactor de contacto

Consiste num reactor com agitação e recirculação da biomassa e sólidos, após decantação, de que resulta uma elevada concentração de células dentro do reactor (Figura 2). Este sistema apresenta as vantagens inerentes ao CSTR, possuindo adicionalmente a vantagem de aumentar o TRS, o que conduz a menores volumes de reactor para a mesma quantidade de resíduo a processar. Uma desvantagem em relação ao CSTR consiste nos custos adicionais do decantador e bombas de recirculação e nas perdas de calor no sistema de recirculação.

A eficiência do processo depende em grande parte da capacidade de decantação das lamas (38), dificultada em parte pela produção de gás no sistema. A adição de floculantes químicos foi usada em alguns casos (39)

Este sistema tem sido utilizado satisfatoriamente no tratamento de efluentes da indústria do açúcar (40) e em outros resíduos industriais (41).

4.5- Leito de lamas de fluxo ascendente (UASB)

Este tipo de reactor foi desenvolvido por Lettinga (42) na Holanda, para o tratamento de efluentes da indústria alimentar. Este reactor, de concepção relativamente simples, baseia-se nas propriedades de decantação das lamas (Figura 2).

Basicamente é constituído por três zonas distintas: na base cria-se um leito de lamas densas de características glandulares, seguindo-se um manto de lamas floculentas e junto ao topo uma zona de separação gás-sólido. O líquido que constitui a alimentação flui através dos flocos permitindo obter baixos valores de TRH e aumentar o TRS e tempo de retenção de microrganismos (TRM). Alguma massa celular suspensa sai do reactor pelo topo juntamente com o efluente líquido tratado.

Este tipo de reactor, pela sua concepção, selecciona os microrganismos floculentos, não necessitando geralmente da adição de agentes floculentos.

Recentemente Thiele e colaboradores (43) introduziram melhoramentos significativos no rendimento de produção de metano por

optimização dos grânulos. Esta optimização consistiu na selecção de grânulos estáveis com elevada densidade e actividade, e resistentes a produtos tóxicos. Estes grânulos de características enriquecidas são posteriormente utilizados como inóculos em reactores tais como o UASB.

O UASB é geralmente utilizado no tratamento de efluentes com elevadas concentrações de matéria orgânica (42,43)

4.6- Filtro anaeróbio

O filtro anaeróbio consiste normalmente numa coluna cilíndrica completamente empacotada, com o suporte disposto de uma forma aleatória ou orientada, através do qual o fluido passa de um modo ascendente ou descendente (Figura 2). Os trabalhos pioneiros de Young e McCarty (44) foram responsáveis pelo desenvolvimento do filtro anaeróbio.

Os microrganismos fixam-se sobre a superfície dos suportes, formando um biofilme, e ficam também retidos nos espaços intersticiais da matriz das partículas.

Os efluentes com elevadas concentrações de sólidos têm tendência a colmatar o sistema, reduzindo assim o volume útil do reactor. A utilização de enchimento conjuntamente com a operação do reactor em fluxo descendente diminuem o problema de colmatação do leito (45).

Este tipo de configuração tem sido usado no tratamento anaeróbio de diversos efluentes, nomeadamente em efluentes de destilaria (46) e de processamento de vegetais (47).

4.7- Reactor de leito fluidizado e expandido

Este tipo de reactor é constituído por uma coluna de forma cilíndrica, disposta verticalmente, contendo um suporte para imobilização de microrganismos. O efluente a tratar passa através do leito de partículas (0.3-5mm), inertes (por exemplo areia) ou reactivas (por exemplo carvão), a uma velocidade suficiente para expandir (10-25% de expansão) ou fluidizar o leito (30-100% expansão) (Fig 2).

Em qualquer dos sistemas o meio de suporte proporciona uma elevada área superficial disponível para a colonização de microrganismos. Deste modo, os microrganismos ficam retidos no reactor enquanto que os sólidos e o líquido que constituem a alimentação passam livremente através do sistema

Estas duas características - elevadas áreas superficiais e passagem livre do líquido e sólidos - constituem as maiores vantagens deste sistema em relação à configuração de leito fixo.

A grande desvantagem deste sistema, porém, traduz-se nos elevados custos operacionais que derivam da necessidade de usar elevadas razões de recirculação (0.5-10 ou maiores) (45). O outro problema associado a este sistema consiste na perda de suporte juntamente com o efluente, o que para além da perda do catalizador biológico danifica as bombas e outro equipamento.

Quer o reactor de leito fluidizado, quer o de leito expandido podem ser utilizados no tratamento de resíduos contendo compostos altamente biodegradáveis e com baixos teores em sólidos, que necessitam de baixos TRS para a sua efectiva conversão (48).

5- Exemplos de aplicação do processo de digestão anaeróbia no tratamento de efluentes de origem vinícola.

Na tabela 3 apresenta-se valores retirados da literatura para processos de digestão anaeróbia de efluentes das caves vinícolas e de efluentes de destilarias vinícolas.

Tabela 3 - Exemplos de Aplicação do processo anaeróbio a efluentes de origem vinícola.

Tipo de Reactor	Suporte	TRH (dias)	CQO Alim. (Kg CQO/m ³)	Carga Orgânica (Kg CQO/m ³ d)	Eficiência (% CQO)	Produção de metano m ³ Biogas/Kg CQO _{remo}	Tipo de Efluente	Referências
Filtro Anaeróbio	PVC/Aparas de madeira	2	15-40	1-8	98	0.45-0.50	Efluente vinícola (caves)	48
UAS B	-		25-35	15-22	90-95	0.5 (115-180 m ³ - Biogás/ /m ³ alcool)	Destilaria vinícola	49
UAS B	-		3-8	3-12	70-85	0.45	Efluente vinícola (caves)	50
Bacia de metanização	-	30	5,8	0.3	71	-	Efluente vinícola (caves)	51

6- BIBLIOGRAFIA

- 1- Garcia, J.L., (1983). La fermentation méthanique. Orstom 48 p. Marseille, França.
- 2- Eckenfelder, W.N., J.B. Patoczka, G.W. Pulliam, (1988). Anaerobic versus aerobic treatment in the U.S.A. In, Anaerobic Digestion 1988. Ed. Hall, E.R. e Hobson, P.N. pp 105-114, Pergamon Press, Oxford, G.B.
- 3- Parkin, G.F., R.E. Speece, H.J. Yang, e W.M. Kocker, (1983). Response of methane fermentation systems to industrial toxicants. J. Water. Pollut Control. Fed. 55:44-53.
- 4- Speece, R.E., G.F. Parkin, (1983). The response of methanogenic bacteria to toxicity. In, Anaerobic Digestion, 1983. Proceedings of the third International Symposium on Anaerobic Digestion, pp 23-35, Agosto 14-19, 1983, Boston, Massachusetts, E.U.A..
- 5- Tiedje, J.M., S.A. Boyd, B.Z. Fathapure, (1987). Anaerobic degradation of chlorinated aromatic hydrocarbons. Dev. Ind. Microbiol. 27: 117-127.
- 6- Hollinger, C., A.J.M. Stems, e A.J.B. Zenhder, (1988). Anaerobic degradation of recalcitrant compounds. In Anaerobic Digestion 1988. Hall, G.R. and Hobson, P.N. (Eds.) pp 211-224, Pergamon Press, Oxford, G.B..
- 7- Speece, R.E. (1983). Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. Environ. Sci. Technol. 17: 416A-427 A.
- 8- Gottschalk, G. (1987). Control of product formation in anaerobes. Decheme-Monographs, 105, 43-53.
- 9- Segura, J. (1984). Interactions entre la fermentation méthanique et la sulfato-reduction. Thèse de Doctorat, Université Paris VII, Paris, França.
- 10- Bryant, M.P. (1979). Microbial methane production-theoretical aspects. J. Anim. Sci. 48: 193-201.
- 11- Zeikus, J.G. (1983). Metabolism of one carbon compounds by chemotrophic anaerobes. Adv. Microbiol. Physiol., 24: 215-299.
- 12- Adamse, A.D. (1980). New isolation of Clostridium aceticum (Wieringa). Antonie Leeuwenhoek. J. Microbiol. 46:523-531.

- 13- Dolfing, J. (1988). Acetogenesis. In *Biology of anaerobic microorganisms*. A.J.B. Zehnder (Ed.), pp 417-468. John Wiley & Sons, New York, E.U.A..
- 14- Ferguson, T.J., R.A. Mah (1987). Methanogenic bacteria. In *Anaerobic digestion of biomass*. D.P. Chynoweth and R. Isaacson (Eds.), pp 49-63, Elsevier Applied Science, New York, U.S.A..
- 15- Smith, M.R., R.A. Mah (1980). Acetate as a sole carbon and energy source for growth of methanosarcina strain 227, Appl. Environ. Microbiol. 39: 993-999.
- 16- Kroecker, E.J., et al. (1979). Anaerobic treatment process stability. J. Water Pollut. Control. Fed., 51(4), 718.
- 17- Mosey, F.E., Hughes, D.A. (1985). Toxicity of heavy metals ion to anaerobic digestion. J. Water Pollut. Control. Fed., 44, 18.
- 18- Kulgelmann, I.J., McCarty, P.L. (1965). Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. J. Water Pollut. Control. Fed., 37(1), 97.
- 19- McCarty, P.L. Anaerobic waste treatment fundamentals. (1964) Public Works, 95 (9), 107; 95 (10), 123; 95 (11), 91; 95 (12), 95.
- 20- Speece, R.E., McCarty, P.L. (1962). Nutrient requirements and biological solids accumulation in anaerobic digestion. *Advances in Water Pollution Research. Proc. of the Int. Conference, London, U.K., vol.2, Pergamon Press, Oxford. U.K., p.305, September.*
- 21- Anderson, G.K., et al. (1982). Identification and control of inhibition in the anaerobic treatment of industrial wastewaters. Process. Biochem., 718, 28.
- 22- Henze, M. Harremoës P. (1983). Literature review: Anaerobic treatment of wastewater in a fixed film reactors. Wat. Sci. Technol. 15(8/9), 2.
- 23- Mosey, F.E. (1983) Kinetic descriptors of anaerobic digestion. *Proc. Third. Int. Symp. on Anaerobic Digestion, Boston, Massachusetts, USA, 37, 14-19 August 1983.*
- 24- Andrews, J.F., Graef, S.P. (1971). Dynamic modeling and simulation of the anaerobic digestion process. Adv. Chem. Ser., USA, 105, 126..
- 25- Duarte, A.A., G.K. Anderson (1982). Inhibition modelling in anaerobic digestion. Wat. Sci. Technol. 14: 749-763.

- 26- Kroecker, E.J., D.D.Schulte, A.B.Sparling, H.M.Lapp (1979). Anaerobic treatment process stability. J. Water Pollut. Control Fed. 51, 718-727.
- 27- Andrews, J.F., Graef, S.P..(1971). Dynamic modeling and simulation of the anaerobic digestion process. Adv. Chem. Ser., USA, 105, 126.
- 28- Lettinga, G (1984). Anaerobic treatment of low and medium strength wastes. Biomethane production and uses. Tunet-Wheatland ltd, 144-164.
- 29- Roger, B.. Mise au point sur la dosage des sulfures dans les sediments par la methode iodometrique indirecte (1986). Environ. Technol. Lett., 7, 215.
- 30- Asarini, C.M., et al..(1981). Volatile fatty acids an importante state parameter for the control of the reliability and the productivities of methane anaerobic digestores. Biomass, 1, 47.
- 31- Guiot, S.P., Van den Berg, L..(1985). Performance of an upflow anaerobic reactor combining a sludge blanket and a filter treating sugar waste. Biotechnol. Bioeng., 27, 800.
- 32- Frostell, B..(1985). Process control in anaerobic wastewater treatment. Water Sci. Technol., 17, 173.
- 33- Andrews, J.F..(1975). The development of a dynamic model and control strategies for anaerobic digestion process, J. Water Pollut. Control. Fed. 47(5), 1055.
- 34- Graef, S.P., Andrews, J.F..(1974). Stability and control of anaerobic digestion. J. Water Pollut. Control. Fed., 46(4), 666.
- 35- Norrman, J..(1983). Treatment of black liquors condensate from a pulp mill in an anaerobic filter and an expanded bed, Water Sci. Technol., 15(8/9), p.247.
- 36- Symons, G.E., Buswell, A.M..(1983). The methane fermentation of carbohydrates, J. Am. Chem. Soc., 55, 2028, 1983.
- 37- Fannin, K.F., R.Biljetina (1987). Reactor design. In Anaerobic digestion of biomass. D.P.Chynoweth and R.Isaacson (Eds.), pp. 49-63, Elsevier Applied Science, New York, E.U.A..
- 38- Van den Berg, L., C.P.Lentz (1984). Developement in methanogenesis from industrial wastewater. Can. J. Microbiol. 30:957-964.

- 39- Van den Berg, L., C.P. Lentz (1978). Factors affecting sedimentation in the anaerobic contact fermentation using food processing waste. In Proc. of 33rd Purdue Industrial Wastes Conference, Lafayette, E.U.A..
- 40- Huss, L. (1981). Application of the Anamet Process for wastewater treatment. In Anaerobic digestion 1981. D.E. Hughes, D.A. Stafford, B.J. Wheatley, W. Baader, G. Lettinga, E. Nyns, W. Verstraete (Eds.) pp. 137-150. Elsevier, Amsterdam, Holanda.
- 41- Anderson, G.K., A.C. Duarte, T. Donnelly (1981). Applications of the anaerobic contact process to industrial waste treatment. Trib. Cebedeau 456, 459-473.
- 42- Lettinga, G., A.F.M. Van Velsen, S.W. Hobma, W. De Zeeuw, A. Klapwijk (1980). Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, specially for anaerobic treatment. Biotechnol. Bioeng. 22, 669-734
- 43- Obayashi, A.W., H.D. Stensel, E. Komirek (1981). Anaerobic treatment of high-strength wastes. Chem. Eng. Progr. 77: 68-73.
- 44- Young, J.C. P.L. McCarty (1969). The anaerobic filter for wastewater treatment. J. Water Pollut. Control Fed., 41, R160-R173.
- 45- Olthof, M., J. Oleoszkiewicz (1982). Anaerobic treatment of industrial wastes. Chem. Eng., 121-126.
- 46- Bories, A., J. Raynal (1988). Anaerobic digestion of high-strength distillery wastewater (cane molasses stillage) in a fixed-film reactor. Biological Wastes, 23: 251-267.
- 47- Colleran, E., M. Barry, A. Wilkie (1982). The application of the anaerobic filter design to biogas production from solid and liquid agricultural wastes. In Proc. of energy from biomass and wastes VI, pp. 443-478. Chicago, Institute of Gas Technology, E.U.A..
- 48- Switzenbaum, M. (1983). A comparison of the anaerobic filter and the anaerobic expanded/fluidized bed processes. Wat. Sci. Technol. 15: 345-361.
- 49- Andreoni, V., D. Daffonchio, M.R. Fumi, R. Marchetti, A. Rozzi, A. Silva (1984) Anaerobic and aerobic treatment of winery wastewaters. Results of an interuniversity research. Proceedings of International Specialized Conference on winery wastewaters, Narbonne, 20-22 Junho 1994.
- 50- Boulenger, P., P. Galdeano, W. Oriessen (1994). Epuration des effluents des caves vinicoles an reacteurs pré-fabriqués du type UASB a

boues granuleuses. Proceedings of International Specialized Conference on winery wastewaters, Narbonne, 20-22 Junho1994.

51- Raynald, J.,F Habouzit, R.Moletta (1994). Treatment des effluents des caves vinicoles par voie anaerobic. Exemple d'une experimentation pilote en bassin de methanization. Proceedings of International Specialized Conference on winery wastewaters Narbonne, 20-22 Junho1994.

TRATAMENTOS BIOLÓGICOS
AERÓBIOS

Manuel Mota
DEB/UM

Neste tipo de tratamento a matéria orgânica (MO) é consumida por um conjunto de microrganismos que, ao fazê-lo, vai crescendo, segundo a reacção global:



Por aqui se vê que o tratamento biológico aeróbio é um processo oxidativo.

Ou seja,

Para que o tratamento aeróbio funcione, é necessário fornecer oxigénio em quantidade suficiente para que se dê a oxidação biológica.

A oxigenação das águas residuais pode ser realizada de várias maneiras:

1 - Oxigenação "in situ"

O oxigénio é gerado localmente no seio do próprio efluente. Recorre-se a microrganismos fotossintéticos - microalgas - que vão gerar o oxigénio . São os sistemas de lagunagem aeróbia.

2 - Por Difusão

A difusão é um processo lento que depende de muitas variáveis tais como viscosidade, temperatura, área de contacto entre o gás e o líquido. Sendo problemática a manipulação de quase todas as variáveis que controlam a cinética difusiva do oxigénio para o líquido e deste para os organismos, opta-se por aumentar muito significativamente a superfície de contacto gás-líquido-área de

transferência - assim como se tenta diminuir a espessura da película líquida, que passa a estar ensanduichada entre

o ar e a biomassa. Esta encontra-se depositada sob a forma de um biofilme.

Estamos assim em presença dos sistemas de filme fixo.

3 - Transferência Forçada de Oxigénio

Neste caso o oxigénio é injectado no seio do efluente de forma artificial, usando várias técnicas de arejamento.

Trata-se dos sistemas de lamas activadas .

1 - Sistemas de Lagunagem

Na realidade existem diferentes tipos de lagoas

- *lagoas anaeróbias* : profundidade média de 2.5-6 metros, tempo de retenção hidráulico (TRH) de 20-50 dias. (Fig.1)

Problema: maus odores.

- *lagoas facultativas*: são as lagoas típicas. Profundidade média de 1.2-2.5 metros. Têm uma fase aeróbia na parte superior e uma fase anaeróbia na parte inferior. TRH de 25-180 dias. (Fig.2)

Problema: altas concentrações de microalgas no efluente tratado, necessidade eventual de pós-tratamento

- *lagoas aeróbias*: também chamadas de oxidação (TRH de 3-5 d) ou de maturação (TRH de 5- 20 d). Pouca profundidade (0.3-0.5 metros)

- *lagoas anaeróbias modificadas* : o influente é prétratado num decantador-digestor anaeróbio. Evita-se colmatação e odores na lagoa que se comporta como facultativa. Menos superfície.

Problema: maiores custos de manutenção

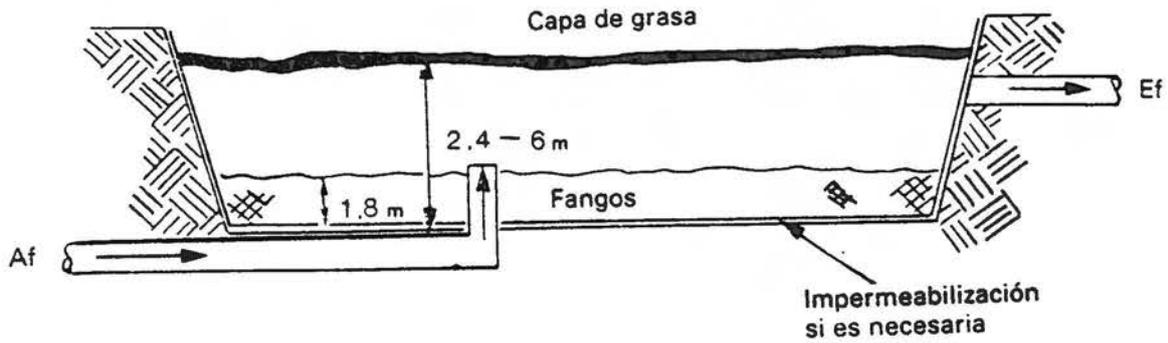


Fig. 1 - Esquema de Lagoa Anaeróbica

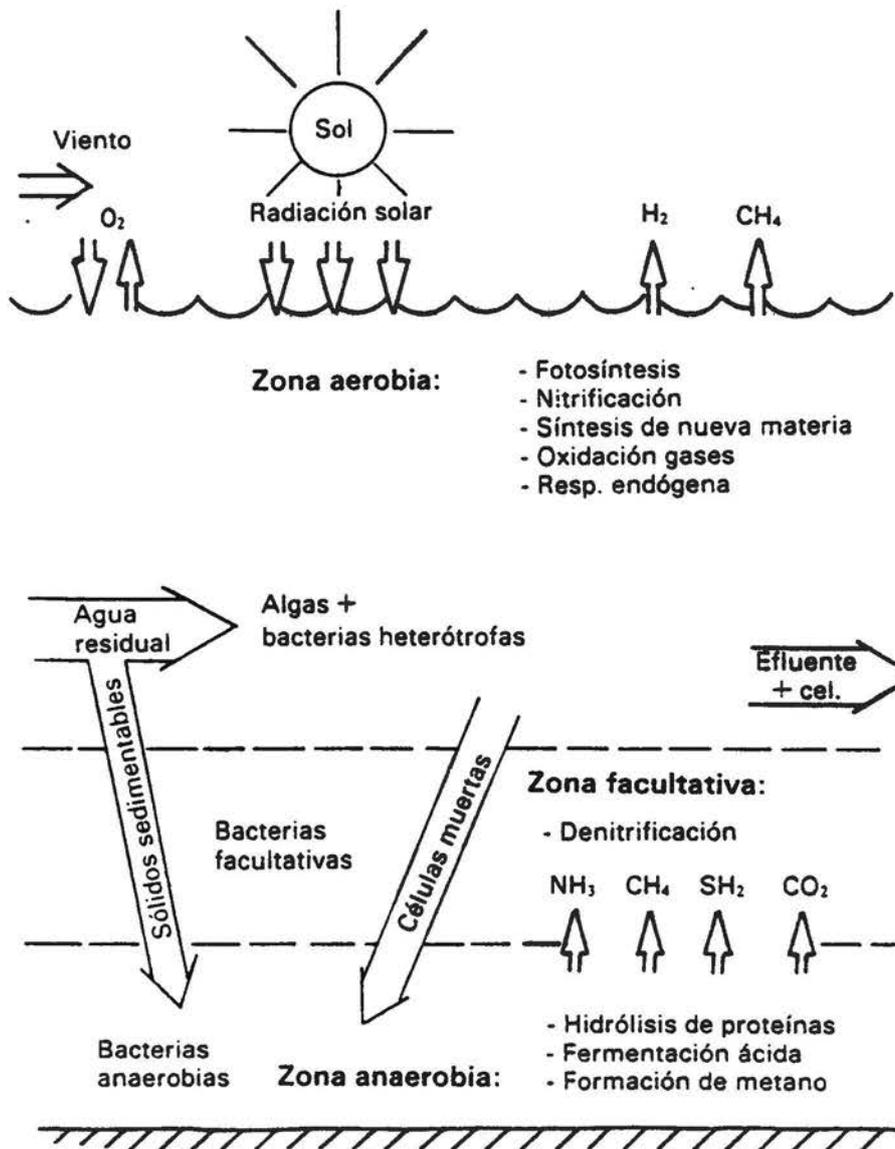


Fig. 2 - Modelo de Lagoa facultativa

As lagoas arejadas combinam lagunagem e arejamento forçado. Assim a profundidade pode aumentar (2-6 m) diminuindo os TRH (3-10d). Há menos necessidades em superfície.

Quadro 1
Comparação de Sistemas de Lagunagem

TIPO	Aplí- cação	Carga Org.	TRH (d)	Profund. (m)	Obs.
Anae- róbica	Água indústria l ou carrega da	160- 800 Kg CBO/ /1000 m3.d	20- 50	2-5	Odores Pós- trata- mento
Facul- tativa	Água urbana, Efl. de percol. ou outros	22-67 kg CBO/ ha.d	25-180	1.2- 2.5	Mais Vulgar
Aeróbica	Oxi- dação Matu- ração	85-170 <20 kg CBO/ha. .d	3-5 5-20	0.3-0.5 1-1.2	Elevada Produ- ção de algas
Arejada	Água indus- trial	8-320 kg CBO/ ha.d	7-20	2-6	Menor super- fície

2 - Sistemas de Filme Fixo

2.1 - Leitões Percoladores

Suporte imóvel, de vários materiais - plástico, pedras, madeira. O influente é aspergido sobre o leito através do qual se vai escoando (percolando). O leito pode ter uma espessura de 3-7 m.

A biomassa adere ao suporte e vai efectuando a depuração. A água residual tratada recolhe-se no fundo, passando em seguida a um decantador secundário.

A eficiência de remoção - em percentagem de CBO removida - varia de 60 a 95%, dependendo do tipo de suporte, do efluente, das cargas orgânicas (em Kg CBO /m³.d) e hidráulicas (em m³/m².d) aplicadas.

As configurações mais frequentes estão representadas na Fig.3.

2.2 - Biodiscos/Biocilindros

O suporte neste caso move-se relativamente à água residual: uma série de discos de plástico gira à volta de um eixo horizontal, estando os discos parcialmente imersos no efluente a tratar. A velocidade de rotação é muito baixa.

No caso dos biocilindros temos cilindros cheios de material plástico de diversas formas.

Um esquema de tratamento encontra-se representado na Fig.4.

Parâmetros de dimensionamento de biodiscos

Imergência	30-50%
Velocidade Periférica Máxima	<0.3 m/s
Velocidade de rotação	< 5 rpm
Diâmetro dos discos	< 3.5 m
Nº de etapas	3-4
Comprimento dos eixos	<7.6 m
Volume específico	> 5 L/m ²

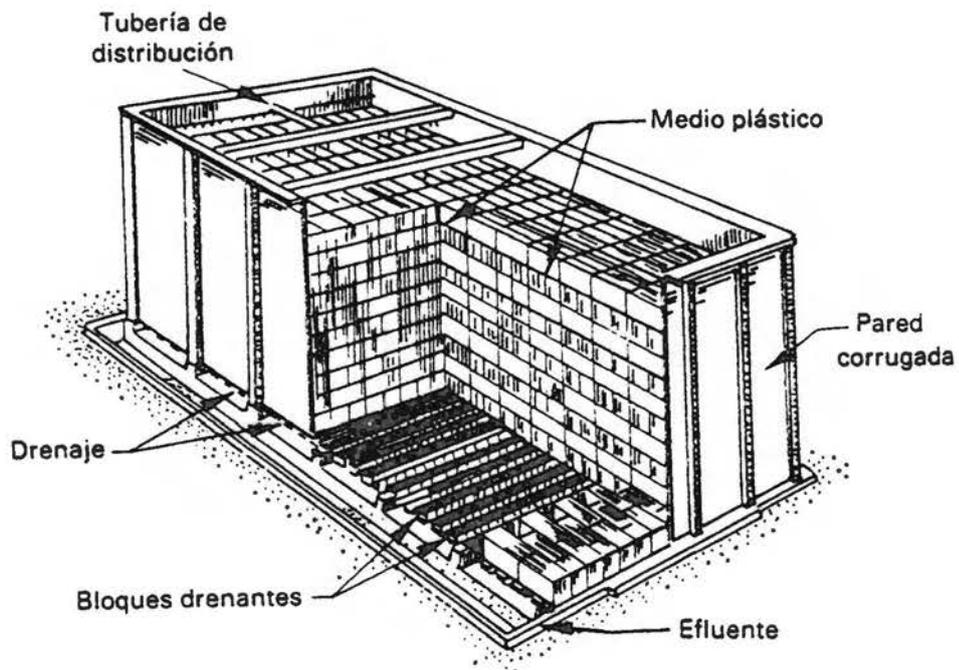
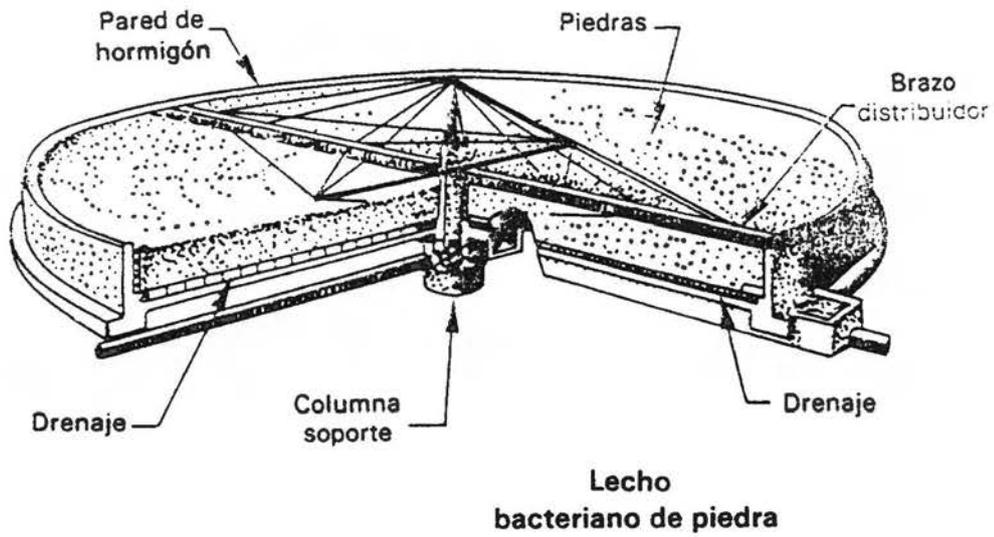
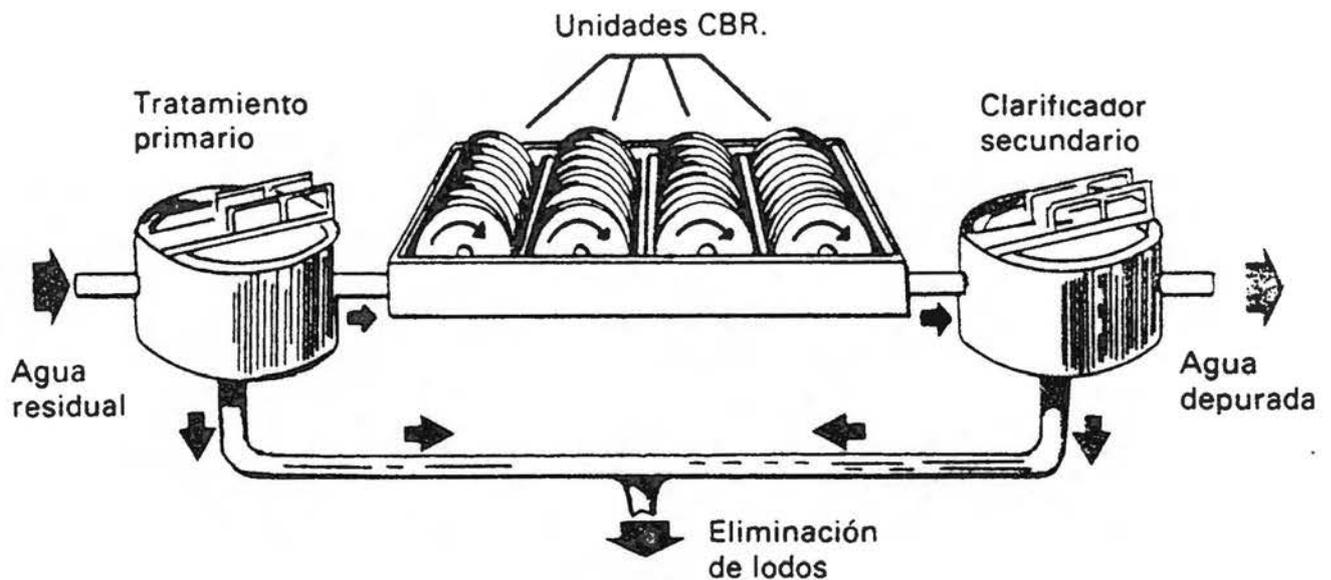


Fig. 3 - Configurações de Leitos Percoladores

Vantagens: pequeno volume, exploração simples, resistência a choques, menor área de decantação, variação de escala muito fácil.

Inconvenientes: mecânica rigorosa, montagem complexa, custos directamente proporcionais ao caudal (Quadro2).



Sistema de contactores biológicos rotativos (CBR)

Fig. 4 - Esquema de instalação de Biodiscos

Quadro 2
Comparação de Custos Energéticos de Exploração

TIPO	Kg CBO remov/ KWh
Biodiscos	3.5-4.5
L.Activ. Média Carga	0.7-1.5
Arejamento Prolongado	0.4-0.6

3 - Lamas Activadas

Estes sistemas correspondem basicamente ao esquema representado na Fig.5

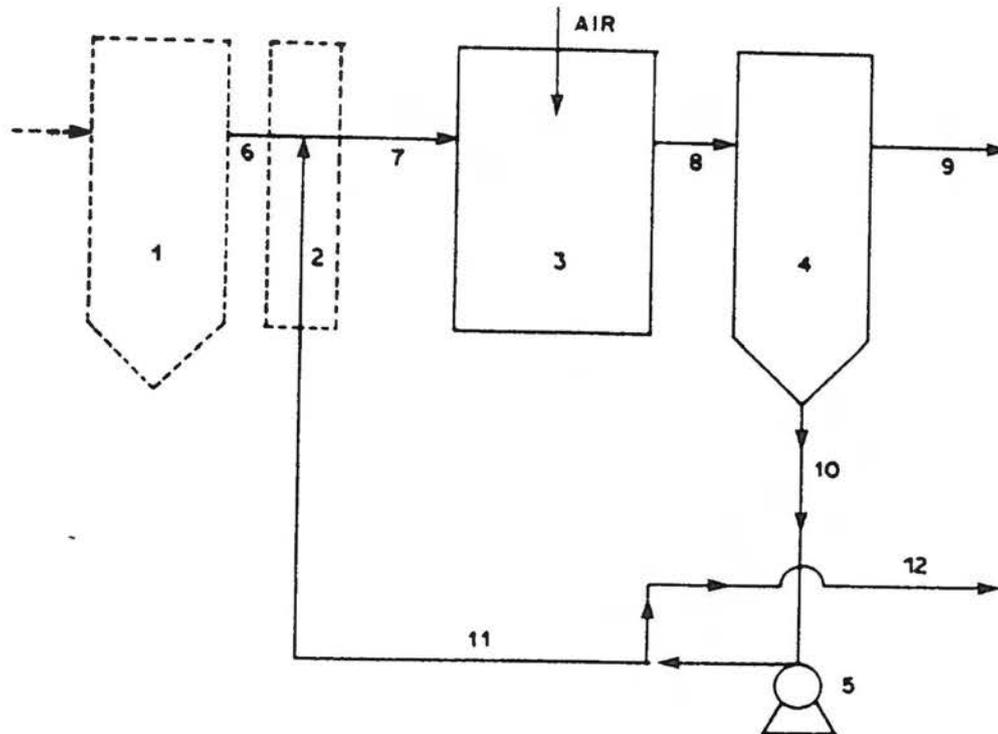


Fig. 5 - Esquema Geral de um Sistema de Lamas Activadas.

Ou seja : a seguir a um decantador primário que remove a maior parte dos sólidos em suspensão, vem um tanque de arejamento seguido de um decantador secundário, onde as lamas activadas (essencialmente biomassa) formadas são separadas do líquido tratado.

Existem várias configurações. Vamos referir algumas das possibilidades tecnológicas disponíveis.

3.1- Sistema Convencional

O líquido atravessa o tanque em fluxo pistão (o líquido não é homogêneo e a sua composição varia ao longo de

todo o comprimento do tanque). A biomassa apresenta um forte crescimento à entrada do tanque, que vai diminuindo até à saída.

3.2 - De Mistura Completa

A recirculação é injectada em vários pontos após se misturar com o influente (Fig. 6).

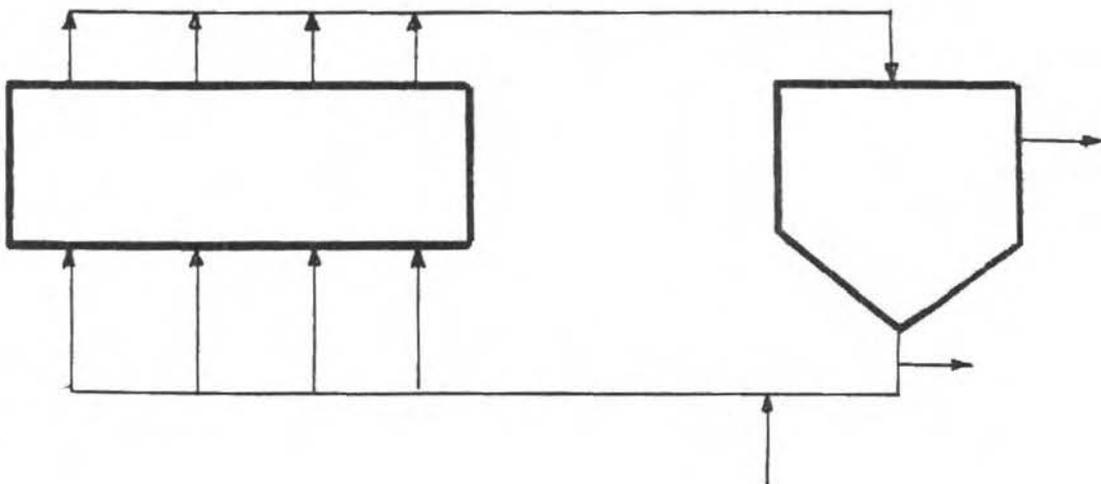


Fig. 6

3.3 - De Alimentação Escalonada

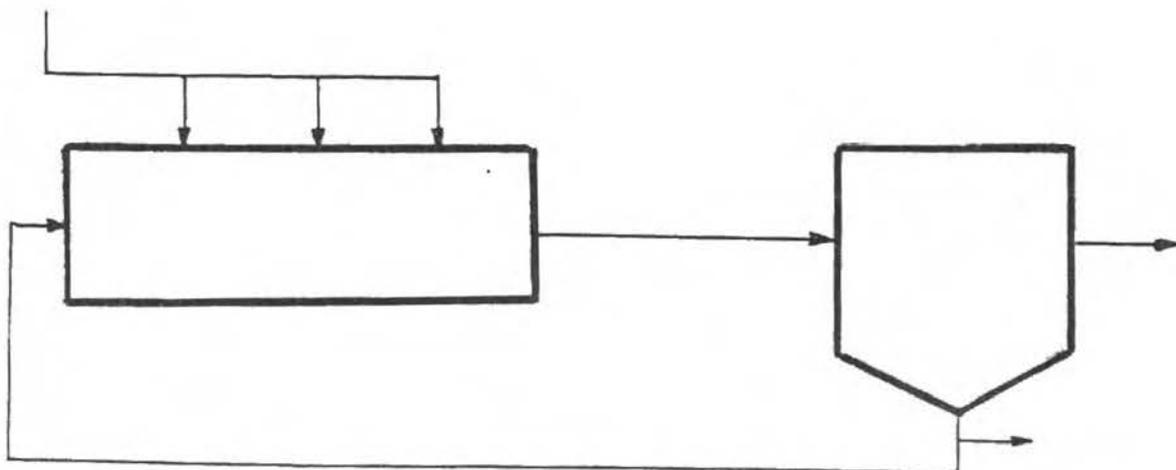


Fig.7

3.4 - Contacto-Estabilização

O tanque de arejamento é dividido em duas partes: numa efectua-se o contacto da água residual e das lamas começando a dar-se a floculação da biomassa. No 2º tanque - de activação ou de estabilização - a lama proveniente do decantador secundário fica em presença de m.orgânica não renovada. Como o tempo de retenção neste tanque é bastante elevado - 4-8 horas - há uma elevada depuração. No tanque de contacto o tempo de retenção vai de 20 a 40 minutos em geral (Fig. 7).

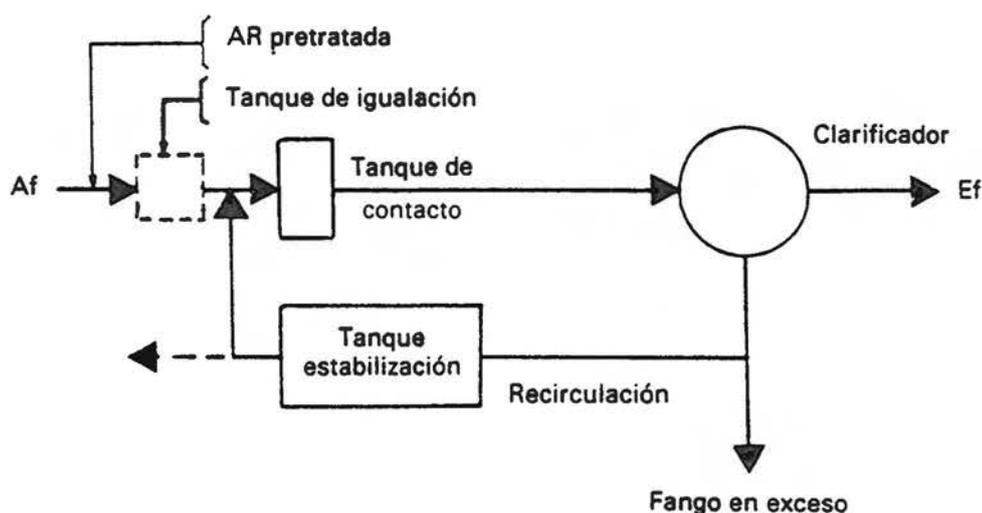


Fig. 7 - Sistema de Contacto-Estabilização

3.5 - Arejamento Prolongado

TRH muito elevados 16-24 h). Elevada respiração endógena (autofagia da biomassa), maior retenção de biomassa (3000-6000 mg/l), menor saída de lamas.(Fig.8)

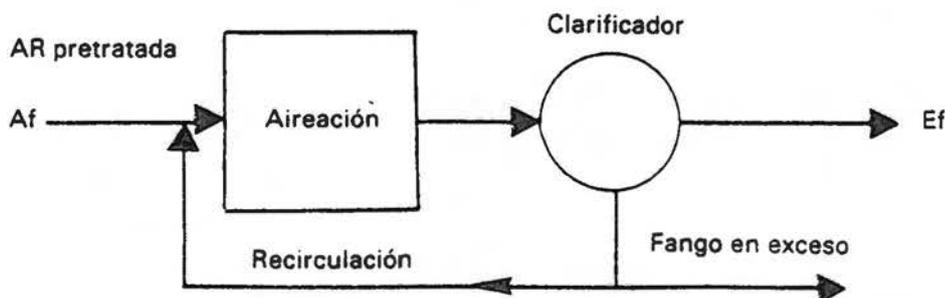


Fig.8

3.6 - Canal de Oxidação

Trata-se de uma variante do arejamento prolongado. O tempo de passagem entre os arejadores - em geral de superfície - não deve superar os 4 minutos.

TRH 24 h ; Biomassa 3000-5000 mg/l; Lamas produzidas 0.6 kg/kg de CBO removido; Eficiência 0.4 kg CBO/m³.d

Tal como no caso do arejamento prolongado, este sistema permite uma remoção de azoto amoniacal que pode ultrapassar os 90% (Fig. 9)

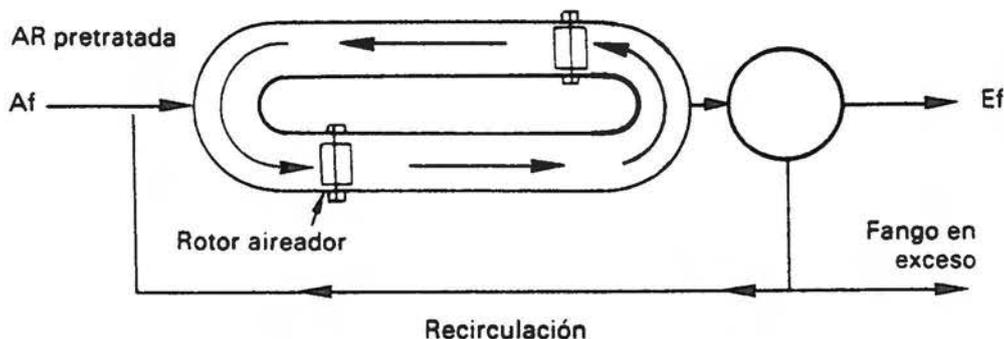


Fig.9

Os últimos 3 sistemas referidos são os que produzem menos lamas.

Tanto o arejamento prolongado como o canal de oxidação são resistentes a todo o tipo de choques.

Variações de caudal grandes implicam no caso dos sistemas de contacto a montagem de tanques de igualização.

Problemas de azoto amoniacal aconselham o uso de arejamento prolongado ou de canal de oxidação.

4 - Critérios de Selecção

A escolha de um sistema deverá ter em consideração os seguintes aspectos:

- Superfície necessária
- Simplicidade de Construção
 - movimento de terras
 - construção civil
 - equipamentos a instalar
 - custos
- Manutenção e Exploração
 - simplicidade de funcionamento
 - operadores
 - duração e frequência de controlo
 - custos
- Rendimentos
- Estabilidade
- Impacto Ambiental (odores, ruídos, insectos, riscos de saúde, efeitos no solo e área envolvente)
- Produção de Lamas

5 - Comparação de Soluções

Superfície - lagunagem muito maior superfície que L.Activ.

Construção - lagunagem mais simples e barata; L.Activ. mais difícil e cara.

Exploração e Manutenção - mais simples e barata a lagunagem, mais complexas e caras L.Activ.

Rendimentos - mais elevados L.Activ., mais baixos lagoas

Estabilidade -

Biodiscos>Leitos Percol.>L.Activ>Lagoas

Impacto Ambiental -

Biodiscos+L.Activ< Leitos < Lagoas

Produção de Lamas -

Lagoas< Leitos< Biodiscos< L-Activ.

**OPTIMIZAÇÃO DO FENÓMENO EVAPORATIVO COMO MEIO DE
TRATAMENTO DE EFLUENTES VINÍCOLAS**

**ALMEIDA DUARTE, ELIZABETH C.N.F.*
NETO, INÊS BATALHA REIS ****

*** Professora Associada do Instituto Superior de Agronomia
** Engenheira Agro-Industrial - Projecto LIFE**

OPTIMIZAÇÃO DO FENÓMENO EVAPORATIVO COMO MEIO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES VINÍCOLAS

Elizabeth C.N.F. d'Almeida Duarte*
Inês Batalha Reis Neto**

*Professora Associada do ISA-Secção Autónoma de Química Agrícola

** Eng^o Agro-Industrial - Projecto LIFE

RESUMO

Os efluentes resultantes da actividade vitivinícola constituem, pelo seu volume e carga poluente, uma das fontes de poluição difusa em Portugal, em particular, nas regiões onde este tipo de actividade é predominante.

Os processos convencionais de tratamento de efluentes vinícolas, para serem eficazes, devem ultrapassar dois tipos de problemas: custos elevados em termos energéticos e/ou disponibilidade de grandes áreas de terreno.

A nova concepção apresentada tem como objectivo principal fornecer uma solução alternativa, para a depuração de efluentes vinícolas, em regiões onde os outros processos não sejam economicamente e/ou tecnicamente viáveis, aproveitando, para este efeito, as condições climáticas extremamente favoráveis que predominam em Portugal, durante a maior parte do ano.

O sistema integrado proposto, utiliza uma tecnologia muito simples, composta, fundamentalmente, por duas fases distintas: optimização da separação sólido/liquido, através de uma centrífuga de eixo horizontal, seguida da utilização de "painéis de evaporação", cujo funcionamento se baseia, fundamentalmente, na utilização de três parâmetros climáticos (vento, humidade relativa e temperatura).

Através deste processo de tratamento, elimina-se o problema das descargas nos meios receptores naturais, obtendo-se, como único subproduto, uma fracção sólida de fácil manuseamento e com utilização agronómica.

PALAVRAS-CHAVE

Efluentes vinícolas, painéis de evaporação, factores climáticos, eficiência do fenómeno evaporativo.

INTRODUÇÃO

A necessidade de tratamento dos efluentes vinícolas é uma premência que, actualmente, induz, por lei, a obrigatoriedade do seu tratamento, prevenindo, deste modo, a degradação, já existente, dos cursos de água onde são lançados.

Em Portugal, país vitivinícola, a dispersão desta actividade por quase todo o território, requer a optimização de um tratamento de efluentes que seja eficaz e tenha viabilidade de implementação.

A actividade vitivinícola tem, normalmente, um carácter sazonal, e a este facto se junta, o da mesma também estar algo condicionada às necessidades ou disponibilidades em matéria prima.

A lei que regulamenta a descarga de efluentes em meios receptores naturais é muito restritiva, pelo que é difícil atingir os parâmetros fixados na mesma, se não se utilizarem sistemas de tratamento altamente sofisticados e com altos custos de instalação e de gestão do próprio sistema.

A nova concepção apresenta um recente processo tecnológico, que consiste em separar a fracção sólida do efluente (por centrifugação), fracção esta que constituirá o único subproduto, de fácil manuseamento e com potencial utilização agronómica e, eliminar, parcial ou totalmente, a fracção líquida, através de painéis de evaporação, evitando a descarga directa no solo ou nos cursos de água, com a inevitável contaminação dos mesmos.

Assentando esta tecnologia no fenómeno evaporativo, esta revela uma eficiência e eficácia revelante, comparativamente com sistemas tradicionais de tratamento, esperando-se que, atendendo aos factores climáticos, que em Portugal são extremamente favoráveis aquele fenómeno (vento, temperatura e humidade relativa), esta tecnologia represente uma solução interessante para a resolução do problema causado pela actividade vitivinícola.

MATERIAL E MÉTODOS

Linha de processo do sistema de tratamento

Na Fig.1 está representada a linha de processo deste sistema de tratamento, onde se tenta descrever o modo de funcionamento do mesmo.

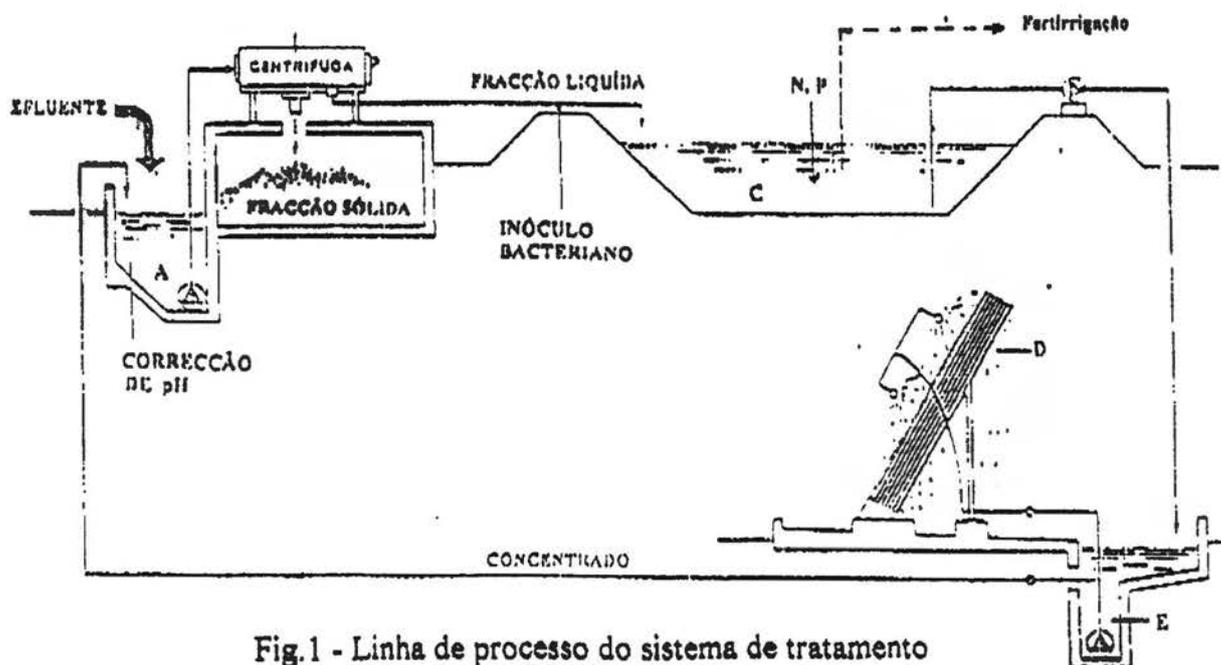


Fig.1 - Linha de processo do sistema de tratamento

O efluente, produzido na actividade vinícola, chega a um tanque de pequena dimensão- *Tanque de Equalização (A)*; neste procede-se à correcção de pH do efluente e, ainda, à homogeneização do mesmo, através de um agitador de profundidade.

Uma bomba conduz o efluente a um sistema de separação - *Centrifuga de Eixo Horizontal (B)*- de modo a se obter uma separação eficaz da fracção sólida e da fracção líquida.

A fracção sólida é recolhida e armazenada para posterior maturação, tendo em vista a sua potencial utilização agronómica.

A fracção líquida resultante do processo de separação é conduzida e armazenada numa *Bacia de Armazenamento (C)*, previamente impermeabilizada. No percurso de condução para esta bacia é adicionado, à fracção líquida, um inóculo bacteriano, com o objectivo de facilitar a biodegradação desta fracção durante o período de armazenamento e, ainda, evitar a emissão de odores. A impermeabilização da bacia justifica-se pela necessidade de garantir a não contaminação do solo e, eventualmente, das águas subterrâneas.

A razão do armazenamento baseia-se no facto de o sistema de evaporação utilizar, em 90%, energias renováveis (vento, temperatura), o que implica a necessidade de armazenar parte da fracção líquida do efluente que, durante um determinado período (chuva, baixa temperatura) não é evaporado. Além disso, tendo a actividade vinícola um carácter sazonal, justica-se a necessidade de armazenar o efluente durante o período de produção do mesmo, ocorrendo o seu tratamento durante o período de tempo restante até ao período seguinte de produção.

Seguidamente, a fracção líquida alimenta um sistema de *Painéis de Evaporação (D)*, colocados na direcção do vento predominante, de modo a otimizar a evaporação da água constituinte da fracção líquida. Esta alimentação é feita do seguinte modo: da bacia de armazenamento, uma bomba envia um determinado volume de fracção líquida do efluente a um tanque- *Tanque de Alimentação dos Painéis (E)*; neste tanque, de reduzida dimensão, uma outra bomba irriga os painéis com a fracção líquida, através de um sistema de aspersão, comandado por um conjunto de electroválvulas.

Do processo de evaporação resulta a produção de um concentrado, que se acumula no tanque de alimentação dos painéis, e que é reconduzido ao tanque de equalização, sendo incorporado com o efluente fresco, e sujeito a nova separação sólido/líquido.

Todo o sistema de tratamento é controlado automaticamente, através de um quadro eléctrico de comando, dispensando a intervenção por parte de pessoal especializado.

É sempre possível, caso tenha interesse, utilizar parcialmente a fracção líquida armazenada, para fertirrigação, desde que, sejam adicionados, a esta fracção, os nutrientes deficitários - Azoto e Fósforo (ver Fig. 1).

Princípios de funcionamento dos painéis de evaporação

A ideia clássica de construir grandes lagoas, nos sistemas tradicionais de tratamento, nas condições actuais da actividade vitivinícola e de crescimento dos agregados populacionais circundantes, é cada vez mais difícil de integrar, visto que as áreas disponíveis para instalação de sistemas de tratamento eficazes escasseiam e, quando existem, têm grande valor económico.

Assim sendo, desenvolveu-se um sistema em que o fenómeno da evaporação fosse optimizado, no sentido de criar o máximo de superfície de exposição ao ar ocupando a menor área de terreno possível.

Cada painel, de dimensões 2,1 x 4,0 x 0,3 m (largura x altura x espessura), colocado sobre a sua largura, com uma inclinação de 60° relativamente ao solo, desenvolve uma área de exposição ao ar de, aproximadamente, 504m², ocupando uma área de terreno de 4,5m².

Esta área de exposição ao ar é conseguida através de uma estrutura alveolar dupla, construída num material cuja superfície específica é de 200m²/m³ de material. O painel, a cerca de 2/3 da sua altura a partir da base, é atravessado por um tubo de aço galvanizado; este tubo, transporta a fracção líquida, que vai ser aspergida, através de dois aspersores, colocados perpendicularmente ao painel, de modo a molhá-lo completamente. A estrutura alveolar que constitui o interior do painel, permite a fixação de películas de líquido nos alvéolos, que ao serem atravessados, em cada momento, pelo ar (com uma determinada temperatura, humidade relativa e velocidade), absorverá uma quantidade de água necessária para se atingir a saturação ($h_r = 100\%$) e, neste momento, inicia-se o fenómeno da evaporação.

Estudo dos parâmetros físicos de intervenção no fenómeno da evaporação

Os parâmetros físicos que interveem no fenómeno da evaporação são:

- Temperatura a bolbo seco: este parâmetro que, normalmente, é registado nos termómetros, indica a temperatura do ar, que contem uma determinada humidade;
- Temperatura a bolbo húmido: é a temperatura do ar, considerando que a humidade desse ar é de 100%, ou seja, é a temperatura do ar saturado;
- Humidade relativa: este valor indica a percentagem de água no ar, a uma determinada temperatura.

A partir da temperatura a bolbo seco e da temperatura a bolbo húmido, através de diagramas psicrométricos, é possível determinar a humidade relativa e, ainda, a quantidade de água necessária para que o ar atinja o ponto de saturação.

O fenómeno de absorção de água pelo ar é o que, normalmente, se designa por evaporação.

- Vento: a velocidade do vento intervem no processo de evaporação, na medida em que representa a velocidade de circulação do ar em contacto com a água contida no fluido que se pretende evaporar.

Na Fig. 2 elucida-se, através dos parâmetros anteriormente definidos, as variações dos mesmos ao verificar-se a acção da passagem do ar através do painel de evaporação.

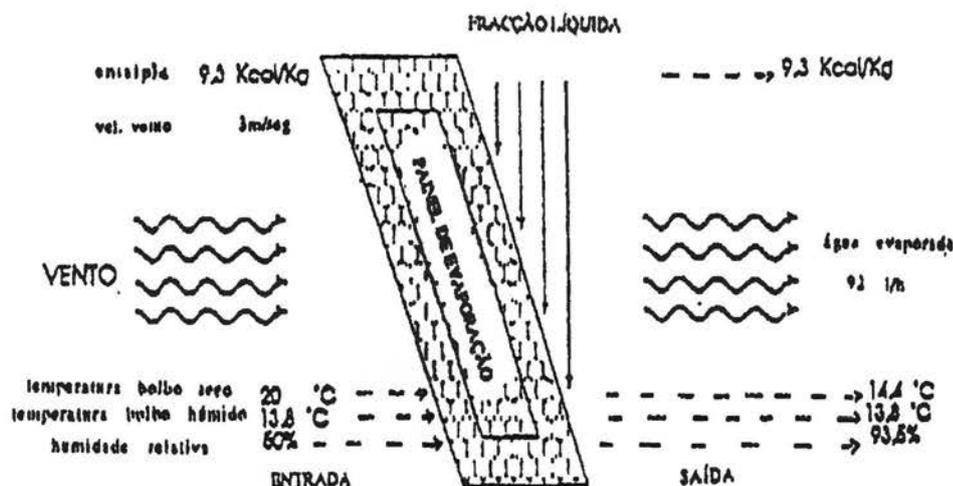


Fig. 2 - Variação dos parâmetros físicos no fenómeno da evaporação

Convém salientar que este fenómeno da evaporação pode ser utilizado como um sistema de arrefecimento, baseado nas condições envolventes, uma vez que, este fenómeno conduz a um abaixamento da temperatura a bolbo seco (temperatura do ar) e a um aumento da humidade relativa.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização média do efluente vinícola

Os dados de trabalho resultam de um estudo analítico, solicitado por uma adega cooperativa de média dimensão (1500 ton uva/ano).

Na Tabela I, estão registados os valores dos parâmetros analíticos estudados, sobre duas amostras recolhidas em diferentes alturas do processo de laboração.

Tabela I - Caracterização analítica média de efluente vinícola

PARAMETRO ANALITICO	AMOSTRA 1	AMOSTRA 2
pH	3,76	3,81
Sólidos Totais	1,56 g/L	1,26 g/L
Sólidos Voláteis	1,14 g/L	0,94 g/L
Sólidos Suspensos Totais	0,54 g/L	0,56 g/L
Sólidos Suspensos Voláteis	0,49 g/L	0,42 g/L
Carência Química de Oxigénio	3341 mg/L	2993 mg/L
Azoto Nitrico	0,84 mg/L	0,35 mg/L
Azoto Amoniacal	1,40 mg/L	1,40 mg/L
Fósforo Total	vestígios	vestígios

Da análise desta tabela, salientam-se os baixos valores do pH, o que justifica a necessidade da correcção do mesmo no processo de tratamento; sobressaem, ainda, os deficientes níveis de Azoto e Fósforo, o que dificulta os processos biológicos de depuração e, justifica a necessidade de adicionar estes nutrientes, no caso de se optar por reutilizar a fracção líquida em fertirrigação.

Estimativa das capacidades evaporativas

A estimativa das capacidades evaporativas foi efectuada recorrendo a diagramas psicrométricos e a valores experimentais, obtidos com efluentes agro-pecuários que, pelas suas características, têm um carácter poluidor muito superior ao dos efluentes vinícolas.

Na Tabela II, estão registados os resultados referentes à quantidade de água evaporada, constituinte da fracção líquida do efluente, em função de variações dos parâmetros intervenientes no fenómeno da evaporação.

Tab. II - Quantidades de água evaporada (L/h) em função da T_{ar} , h_r e velocidade do vento

$T_{ar} = 24^{\circ}C$

Humidade relativa (%)	Velocidade do vento (m/s)			
	2	3	4	6
50	70	100	150	200
60	58	80	110	160
70	40	60	79	110

Tab. II - Quantidades de água evaporada (L/h) em função da T_{ar} , h_r e velocidade do vento (continuação)

$T_{ar} = 30^{\circ}\text{C}$

Humidade relativa (%)	Velocidade do vento (m/s)			
	2	3	4	6
50	80	120	150	210
60	60	90	130	180
70	45	62	80	150

Da análise desta tabela é possível verificar que o parâmetro físico com maior influência sobre a capacidade evaporativa é a velocidade do vento, seguida, em termos de importância, pela humidade relativa do ar e, em último lugar, pela temperatura do ar.

Estudo do impacto ambiental dos painéis de evaporação

Outro aspecto estudado foi a transferência, ou não, de substâncias poluentes para o ar, inerente ao fenómeno evaporativo, que resulta da passagem da fracção líquida do efluente vinícola através dos painéis de evaporação.

Através de um conjunto de ensaios, é possível provar que só a água, presente na fracção líquida do efluente, é evaporada e, como tal, não há qualquer tipo de transferência de poluição para a atmosfera.

Para esclarecermos melhor este aspecto, abordamos novamente, de uma maneira muito simples, o parâmetro humidade relativa; este parâmetro representa a quantidade de água que existe, em determinadas condições, numa determinada quantidade de ar.

Será interessante analisar as propriedades físicas e químicas da água, que será absorvida pelo ar no fenómeno de evaporação. A água muda de estado quando aquecida a uma temperatura de 100°C . A esta temperatura muitos outros compostos sofrem mudança de estado, como por exemplo, alguns ácidos orgânicos; conseqüentemente, estes devem ser encontrados no fluido evaporado. Se, através de um sistema de vácuo, o ponto de ebulição da água baixar, pode verificar-se que há uma diminuição dos compostos presentes no evaporado.

Para comprovar este raciocínio, realizou-se a experiência, à escala laboratorial, que seguidamente se descreve:

- efectuou-se a recolha de uma amostra de efluente vinícola e, sobre esta, quantificaram-se os seguintes parâmetros analíticos:

Carência Química de Oxigénio (C.Q.O.)	3500 ppm
Sólidos Totais (S.T.)	1500 ppm
Sólidos Voláteis (S.V.)	1200 ppm

- Seguidamente, levou-se essa amostra à ebulição, até se verificar a evaporação da água que a constituía; recolheu-se o condensado daí obtido, sobre o qual se efectuou a quantificação dos parâmetros analíticos anteriormente referidos, obtendo-se os seguintes resultados:

Carência Química de Oxigénio (C.Q.O.)	30 ppm
Sólidos Totais (S.T.)	60 ppm
Sólidos Voláteis (S.V.)	0,8 ppm

- A mesma amostra foi colocada em condições de vácuo, de modo a se obterem pontos de ebulição sucessivamente mais baixos, tendo-se verificado que os valores obtidos nas determinações de C.Q.O., efectuadas nos respectivos condensados, diminuíram progressivamente, registando-se, para um ponto de ebulição de 60°C, valores vestigiais em termos de C.Q.O., S.T. e S.V.. É claro que, quanto mais baixo for o ponto de ebulição, menos elementos serão encontrados no evaporado.

Trabalhando com um intervalo de temperaturas de 10-40°C, o fenómeno de evaporação não conduz à produção de poluição atmosférica devida à presença, no ar, de compostos, quer orgânicos, quer inorgânicos, que possam passar do estado líquido para o estado gasoso.

A outra potencial fonte de poluição atmosférica está relacionada com a fracção gasosa presente, em cada momento, no fluido. Estes gases, que podem ser responsáveis pela difusão de odores, dependem, essencialmente, de alterações bioquímicas no efluente a depurar; para evitar estas alterações há que ter algumas precauções, como por exemplo, manter uma forte homogeneização do efluente no tanque de equalização, proceder à correção do pH e à adição do inóculo bacteriano.

CONCLUSÕES

O fenómeno da evaporação é, certamente, uma das tecnologias mais interessantes para o tratamento de efluentes vinícolas, especialmente para as adegas com restrições de área disponível para instalação da unidade de tratamento e, onde as condições climáticas, tais como a temperatura do ar, humidade relativa e velocidade do vento, possam otimizar a evaporação natural. Assim, podemos concluir:

1. A energia utilizada para a eliminação da fracção líquida do efluente é, cerca de, 1/10 da necessária nos processos tradicionais de tratamento, especialmente se a área disponível para a instalação da estação de depuração for reduzida.
2. Esta tecnologia assenta na utilização de "energias renováveis" (temperatura do ar, vento) e não nas energias nobres.
3. A tecnologia em estudo elimina o problema das descargas em meios receptores naturais. Com a evaporação da água constituinte da fracção líquida do efluente, respeitam-se, inteiramente, as exigências a nível ambiental (níveis de carência química

de oxigénio, carência bioquímica de oxigénio, azoto amoniacal, nitratos, nitritos, etc.), evitando os problemas de eutrofização.

4. A gestão da estação de depuração é de uma simplicidade tal, que não requer qualquer pessoal especializado, diminuindo-se drasticamente os encargos de exploração, uma vez que, o controlo dos parâmetros físico-químicos, normalmente existente em sistemas tradicionais (pH, potencial redox, oxigénio dissolvido, controlo de lamas, desenvolvimento bacteriano, etc.), nesta tecnologia é praticamente inexistente.

5. Devido ao carácter sazonal da actividade vitivinícola, parece-nos que esta tecnologia, de fácil implementação, se tornaria aliciante, pois resolverá, com baixos custos, o problema das descargas nos meios receptores naturais.

Todas estas vantagens, acrescidas dos resultados obtidos com os painéis de evaporação, torna esta tecnologia muito aliciante, pois redescobriu-se um processo natural, como é a **Evaporação**, que sob o ponto de vista ambiental é um tratamento que utiliza, essencialmente, **Energias Renováveis**.

SIMULAÇÃO DE UM CASO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES VINÍCOLAS

Brito, A.G., Melo, L.F.

Univ. Minho, Dept. Engenharia Biológica, 4719 Braga Codex

1. INTRODUÇÃO

Esta apresentação incide sobre o processo de instalação de uma unidade de tratamento de efluentes líquidos numa empresa vitivinícola. Para esse efeito e por forma a analisar alguns pontos essenciais nesse processo, configurou-se um caso de estudo de uma unidade industrial que é confrontada com a necessidade de fazer face à problemática do tratamento de efluentes.

2. INTRODUÇÃO E ENQUADRAMENTO GERAL DO PROBLEMA

A base inicial de trabalho é constituída pelo seguinte caso:

A EMPRESA "HAJA SEDE", POSSUI UM CENTRO DE Prensagem para produção de vinho e/ou um centro de destilação. O espaço disponível no centro para a implantação de uma ETAR é limitado a 60-100 m². As terras agrícolas envolventes são potencialmente inundáveis.

A "HAJA SEDE" encontra-se situada junto à ribeira Truta e a 1 km da aglomeração urbana de Vila Pipa, onde se encontra uma ETAR em funcionamento. A ETAR é do tipo lamas activadas média carga. O crescimento populacional na zona aconselha uma expansão da capacidade da ETAR.

A "HAJA SEDE" pretende ampliar a sua capacidade de produção e, nesse sentido, pretende candidatar-se no próximo ano a um fundo comunitário de apoio.

A instrução do processo requer pareceres positivos por parte da Câmara Municipal, do Ministério do Ambiente e do Ministério da Indústria.

A conclusão inicial foi simples: o projecto de expansão só poderá ser aprovado se a "HAJA SEDE" possuir um cadastro ambiental mínimo de acordo com o Dec. Lei 74/90. Presentemente, os efluentes da empresa são descarregados por um canal em superfície livre para a ribeira Truta.

OBJECTIVO ESTRATÉGICO DA EMPRESA:

**DEMONSTRAR QUE A EMPRESA CUMPRE AS NORMAS DE QUALIDADE
LEGALMENTE PRECEITUADAS PARA A DESCARGA DE EFLUENTES**

3. HIPÓTESES DISPONÍVEIS PARA A “HAJA SEDE”

CENÁRIO A - CONTINUAR A LANÇAR OS EFLUENTES NO RIO TRUTA?

ALGUNS ASPECTOS A PONDERAR

DEC. LEI 74/90

CAUDAL DE ESTIAGEM vs CAUDAL DE INVERNO ----EIA DA DESCARGA

CENÁRIO B - DESCARREGAR NO SISTEMA MUNICIPAL DE VILA PIPA?

ALGUNS ASPECTOS A PONDERAR:

CUSTO DE TRANSPORTE (REDE DE DENAGEM, VEICULO CISTERNA)

NORMAS DE DESCARGA (DL 74/90, SDA, CM, MSB)

CARACTERISTICAS DO SISTEMA MUNICIPAL E DO AFLUENTE

TAXA DE UTILIZAÇÃO

LAMAS MUNICIPAIS

CENÁRIO C - CONSTRUIR UMA ETAR?

ALGUNS ASPECTOS A PONDERAR:

OS DADOS BASE SÃO SUFICIENTES PARA A ELABORAÇÃO DO
PROJECTO (CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES, CADASTRO DA REDE,
SEGREGAÇÃO)

HÁ RESTRIÇÕES ENDÓGENAS (PRAZOS, ESPAÇO DISPONÍVEL,
FINANCIAMENTO - CUSTOS DE INVESTIMENTO, CUSTOS DE OPERAÇÃO -)?

HÁ RESTRIÇÕES EXÓGENAS (ZONA RESIDENCIAL, NORMAS DE
DESCARGA)?

DEFINIÇÃO E PONDERAÇÃO DOS CRITÉRIOS DE ADJUDICAÇÃO

EFICIÊNCIA

CUSTOS DE INVESTIMENTO

CUSTOS DE OPERAÇÃO

ASSISTENCIA TÉCNICA (LOCAL...)

ROBUSTEZ

SAZONALIDADE - arranque secundário/primário

OUTROS?
CONTRATAR UM CONSULTOR (APPC)
CONSTRUIR UMA ETAR COM OUTRAS EMPRESAS?

4. FASES (NORMAIS) DE RESOLUÇÃO DO PROBLEMA

FASE I - AUDITORIA AMBIENTAL E ESTUDO BASE DO PROJECTO

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL E DEFINIÇÃO DE OBJECTIVOS
ESTUDO BASE DO SISTEMA
ELABORAÇÃO DO CADERNO DE ENCARGOS
Inclui, por exemplo
DESCRIÇÃO DA UNIDADE FABRIL,
CARACTERISTICAS DO EFLUENTE E OBJECTIVOS DE QUALIDADE
FINAL
NORMAS DE ELABORAÇÃO DAS PROPOSTAS
CRITÉRIOS DE APRECIÇÃO DE PROPOSTAS
DEFINIÇÃO DO PROCESSO DE ADJUDICAÇÃO
TERMOS DO CONTRATO

FASE II - PROJECTO DE EXECUÇÃO

CONCEPÇÃO
EXECUÇÃO
FORNECIMENTO DE EQUIPAMENTO
(SERIE DE PREÇOS vs CHAVE NA MÃO)

QUEM EFECTUA A FISCALIZAÇÃO
RESPONSABILIDADE PELO ARRANQUE?

FASE III - OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

RESPONSABILIDADE (EMPRESA OU CONSULTOR)
MONITORIZAÇÃO
ASSISTÊNCIA TÉCNICA

5. ELEMENTOS DE UMA AUDITORIA AMBIENTAL

1. RECOLHA DE DADOS E INFORMAÇÕES

REDE DE ÁGUAS E ESGOTOS
INVENTÁRIO DOS PROCESSOS
CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS EFLUENTES
CARACTERIZAÇÃO DOS MEIOS RECEPTORES
DISPOSIÇÕES LEGAIS APLICÁVEIS

2. ANÁLISE DE DADOS

3. MEDIDAS INTERNAS

4. RECOMENDAÇÕES

MEDIDAS PRELIMINARES
INFORMAÇÃO SOBRE A EVENTUAL NECESSIDADE DE ETAR
DESCRIÇÃO DE TIPOS DE ETAR APLICÁVEIS
ESTIMATIVAS DE CUSTOS DE INVESTIMENTO E OPERAÇÃO

6. ALGUNS RESULTADOS DA AUDITORIA AMBIENTAL DA HAJA SEDE

No sentido de especificar alguns aspectos relacionados com o projecto da ETAR apresenta-se para discussão e análise dois exemplos reais.

6.1. Exemplo 1 - Caracterização de Efluentes

1. EFLUENTE DE SETEMBRO A DEZEMBRO

PARÂMETRO	UNIDADES	VALOR
CAUDAL	m ³ /dia	100
CQO médio	kg/m ³	16.7
extremo		14.7 -18.6
N-Total médio	kg/m ³	204
extremo		86-321
P-Total médio	kg/m ³	22
extremo		17-27
pH médio	-	2.8
extremo		2.7-2.9
SST médio	kg/m ³	3.7
extremo		3.45-3.95

Temperatura?

COD filtrado ou não? BOD?

2. EFLUENTE DE JANEIRO A JULHO

DESTILAÇÃO DO VINHO

PARÂMETRO	UNIDADES	VALOR
CAUDAL	m ³ /s	100
CQO médio	kg/m ³	18.3
extremo		13.6-27.5
N-Total médio	kg/m ³	422
extremo		170-725
P-Total médio	kg/m ³	53
extremo		21-92
pH médio	-	2.8
extremo		2.7-2.9
SS médio	kg/m ³	0.6
extremo		0.5-0.7

6.2. CARACTERIZAÇÃO SUMÁRIA DA RIBEIRA TRUTA

Caudal - valor médio (l/s)	200
Caudal - valor de estiagem (l/s)	80
COD (mg/l)	20

Na vala de descarga perde-se por infiltração e/ou evaporação 0.1 l/s

6.3. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE MUNICIPAL DE VILA PIPA

PARÂMETRO	UNIDADES	VALOR
CAUDAL	m ³ /dia	8000
CQO médio	kg/m ³	0.600
N-Total médio	kg/m ³	40.7
P-Total médio	kg/m ³	10
pH médio	-	7.2
SS médio	kg/m ³	0.12
COD:N:P		300:34:8

6.4. Exemplo 2 - Caracterização de Efluentes

PARÂMETRO	UNIDADES	VALOR
CAUDAL		80l/hl mosto processado
CQO médio	kg/m ³	5
N-Total médio	kg/m ³	3
P-Total médio	kg/m ³	21
pH médio	-	5.2

SS?

Nota: 3200 hl de mosto

Neste caso, o ribeiro Truta e o efluente municipal de Vila Pipa mantêm as suas características, conforme Quadro anterior.

6.4. DEFINIÇÃO GERAL DO SISTEMA

- RESPOSTA ÀS SEGUINTEs QUESTÕES:

PODE-SE DESCARREGAR PARA O RIO TRUTA?

PODE-SE DESCARREGAR PARA O SISTEMA MUNICIPAL V. PIPA?

QUAL O GRAU DE EFICIÊNCIA NECESSÁRIA PARA A ETAR?

7. ASPECTOS GERAIS LIGADOS À CONCEPÇÃO GERAL DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO

7.1. PROCESSOS UNITÁRIOS

A. PRÉ-TRATAMENTO

REMOÇÃO DE SÓLIDOS

EQUALIZAÇÃO

NEUTRALIZAÇÃO

NUTRIENTES - COD:N:P

TEMPERATURA

B. SISTEMA

SISTEMA AERÓBIO

SISTEMA ANAERÓBIO

C. PÓS-TRATAMENTO

DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA
DESCARGA EM SISTEMA AERÓBIO

D. LAMAS

ARMAZENAMENTO
ESPESSAMENTO, DESIDRATAÇÃO
FERTILIZANTE
DESCARGA FINAL

7.2. ECONOMIA DA OBRA

i) CUSTOS DE INVESTIMENTO

(CUSTOS EQUIVALENTES ANUAIS)

CONSTRUÇÃO CIVIL - 20 ANOS
EQUIPAMENTO ELECTROMECHANICO - 10 ANOS

CUSTO DO REACTOR

CUSTO DO TRATAMENTO PRIMÁRIO E TERCIÁRIO

OUTROS CUSTOS

AQUISIÇÃO DO TERRENO, MOVIMENTO DE TERRAS, FUNDAÇÕES,
EDIFÍCIO DE CONTROLO, LABORATÓRIO

ii) CUSTOS DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

(ADICIONADOS NUMA BASE ANUAL AOS CUSTOS DE INVESTIMENTO)

CUSTOS/BENEFÍCIOS ENERGÉTICOS (N. P.V)

METANO GERAÇÃO DE VAPOR/ELECTRICIDADE POR UTILIZAÇÃO DE
CONSUMO DE ENERGIA PARA AREJAMENTO (AERÓBIO)

MANUTENÇÃO E RENOVAÇÃO
2% DOS CUSTOS DE CAPITAL

TRABALHO, SUPERVISÃO, CONSUMÍVEIS DE OPERAÇÃO E ANÁLISES

JUROS E DEPRECIÇÃO
15% DOS CUSTOS DE CAPITAL

PRODUÇÃO E DISPOSIÇÃO FINAL DE LAMAS

8. ANÁLISE SUMÁRIA DOS CASOS APRESENTADOS

8.1. EXEMPLO 1

SOLUÇÃO PROPOSTA - UASB

Considerações gerais:

- a descarga directa para o ribeiro Truta é inviável;
- a execução da ETAR na unidade industrial é desaconselhada face à eficiência necessária (admitindo que existiria espaço para a implantação, ver Nota 1). Poder-se-ia fazer um pós tratamento no sistema municipal, mas existem os problemas do elevado COD e da deficiência de nutrientes;

- o aumento da carga no processo de tratamento municipal não é aconselhado;
- a execução de um outro sistema de lamas activadas não é viável em termos económicos (ver NOTA 1 - valor de COD ou caudal - arejamento e lamas);

Em consequência, atendendo aos teores de COD, nutrientes e caudal, sugere-se a execução do colector de ligação entre a unidade industrial e a ETAR municipal, com construção de um sistema UASB, efectuando-se a diluição com o efluente doméstico. A afinação do efluente será efectuada no sistema de lamas activadas existente. Este sistema poderá permitir operar o sistema municipal de lamas activadas a baixa carga, com as consequentes vantagens.

O espaço ocupado por um sistema UASB é reduzido. Uma eventual sazonalidade de operação não é problema.

Estudo base

- COD elevado (mas o COD_f não é conhecido) e um caudal médio-baixo.
- Custos de energia e deposição de lamas
- Forte deficiência de nutrientes (COD:NP: anaeróbio (o mais modesto) 300:6:1 - 1000:7:1 - 1000:11:2) ou análise de rendimento celular
- Eficiência para descarga directa no Ribeiro Truta = 99%

Diluição com efluente municipal:

Factor de diluição 1:6, devido ao grau de eficiência previsto (desejado) e ao balanço nutricional

COD_{in}=3.1 kg/m³

Q=600 m³/dia

(alternativa? diluir menos(difícil...), adicionar solução de nutrientes comercial

T=30°C (balanço energético a confirmar)

pós tratamento no sistema aeróbio:

eficiência para COD out=0.6 kg/m³, eficiencia de 80%, ok

Bv para efluentes não acidificados 8-12 (adopta-se o menor valor como factor de segurança)

reactor UASB V = 250 m³,

obra de entrada, gradagem de sólidos,

tanque de equalização e neutralização,

armazenamento de gás

decantador primário (presumindo sólidos)

i) Estimativa geral dos custos de investimento

movimento de terras, fornecimento, assentamento da tubagem de ligação entre a unidade industrial e a zona da ETAR Municipal

execução de reactor UASB 250 m³, incluindo construção civil, edifício de controlo, laboratório

obra de entrada - medição do caudal, gradagem automática, (decantador?) equalização /neutralização e acessórios

armazenamento de gás, secagem, queimador, válvula corta-chama e acessórios

Total: 200 000 000\$00 - 250 000 000\$00

ii) Estimativa geral dos custos de operação

A. Custos / benefícios energéticos:

Produção bruta de gás - Perdas no efluente - Consumo de COD pela biomassa
Total líquido: 332 m³/dia (PTN)

Admitir rendimento kWh por m³CH₄ (PTN)

não despesa ou lucro - 15\$00 (...) /kWh

Investimento para aquisição e montagem de gerador, permutador e restante -

aquecimento do efluente e reactor

temperaturas do ar e da água, optimização necessidades/ disponibilidades

B. Outros custos:

manutenção

operação, reagentes e custos do trabalho

taxa inflação e taxa de juro - NPV para avaliação da rendibilidade do projecto

NOTA 1: A instalação de um sistema aeróbio tipo lamas activadas com $B_v = 1.5$ e $h = 2m$ ocuparia uma área de 600 m². Os custos de energia para arejamento e mistura podem ser estimados em cerca 8 000 000\$00 (15\$00/kWh, operação de 8 meses/ano). A produção e tratamento de lamas seria uma outra questão....

NOTA 2: Cuidado na aceitação dos pressupostos...

8.2 EXEMPLO 2

SOLUÇÃO PROPOSTA - Ae.S.B.R. (RAeBS)

Considerações gerais:

- O valor de COD é médio,
- o caudal a tratar é reduzido e a sua produção faz-se apenas durante dois meses.
- o espaço disponível para a implantação da ETAR não é muito, mas poderá haver possibilidade de construção a cota inferior à do solo.
- os terrenos agrícolas inundáveis desaconselham o espalhamento no solo.

Estudo base

Q a tratar = $3200 \cdot 80 \cdot 0.001 = 280 \text{ m}^3$ por campanha - $V = 280 \text{ m}^3$
(Nota: A diminuição do consumo de água por hl de mosto é favorável...)

Execução de cuba enterrada, betão armado com revestimento com resina epoxy
(16*5.8*6)

(Nota: uma só cuba, mas poderiam ser duas...ou três)

Gradagem manual
Correcção de pH
2 bombas de transfega $Q=30\text{m}^3/\text{h}$ (uma de reserva)

O ciclo de arejamento e decantação deve ser previamente estimado admitindo uma cinética adequada e um fluxo pistão, mas pode ser (deve ser) afinada in situ - 20 h/dia no início.
Arejamento por hidrojéctor (2-3kg/h)

temperatura - 30°C

eficiência de 95% - a ver as implicações

produção de espumas
efeito tóxico de nitritos
arranque preferencial com sementeira

i) Estimativa geral dos custos de investimento

Projecto, construção civil e equipamento electromecânico pronto a funcionar
Total: 30 000 000\$00 - 50 000 000\$00

ii) Custos de operação

Total: 300 000\$00

Comunicações livres

COMPOSTAGEM DE BAGAÇOS DESTILADOS

António M. S. Fernandes*, Rosário Oliveira, Celina Pinheiro

Universidade do Minho, Centro de Engenharia Biológica, Campus de Gualtar, 4719 Braga Codex.

*Estação Regional de Culturas Arvenses, Quinta de S. José, S. Pedro de Merelim, 4700 Braga.

INTRODUÇÃO

Este trabalho teve como principal objectivo o estudo da viabilidade do processo de compostagem na valorização de bagaços destilados, de forma a que possam posteriormente ser utilizados como fertilizantes e, principalmente como correctores orgânicos dos solos.

Como complementos para o arranque da fermentação, foram utilizados outros resíduos orgânicos: palha, mato, casca de pinheiro, serrim e chorume.

As misturas de bagaço com os materiais anteriormente referidos, foram feitas de acordo com os conteúdos em humidade de cada um deles, de forma a que o teor de humidade da mistura fosse aproximadamente 65%. O material foi distribuído por montes com cerca de 2x1,6 m de base e altura máxima de 1 metro. Fizeram-se dois conjuntos de montes, um foi mantido a descoberto e o outro foi coberto com plástico suportado por uma estrutura de madeira.

Ao longo do processo de compostagem foram analisados os seguintes parâmetros. temperatura, humidade, pH, carbono orgânico, razão C/N, CQO, e conteúdos em enxofre, cobre e fósforo.

MÉTODOS EXPERIMENTAIS UTILIZADOS

- Temperatura, com termómetro de mercúrio;
- Humidade, por secagem e gravimetria,
- pH, com eléctrodo;
- Carbono orgânico, por calcinação,
- Azoto, pelo método de Kjeldahl,
- Carência Química de Oxigénio (CQO), por refluxo fechado e titimetria,
- Enxofre, por cromatografia iónica,
- Cobre, pelo método do Bicinchoninato,
- Fósforo, pelo método do ácido ascórbico.

RESULTADOS

Os principais resultados obtidos encontram-se representados nos seguintes gráficos e tabelas:

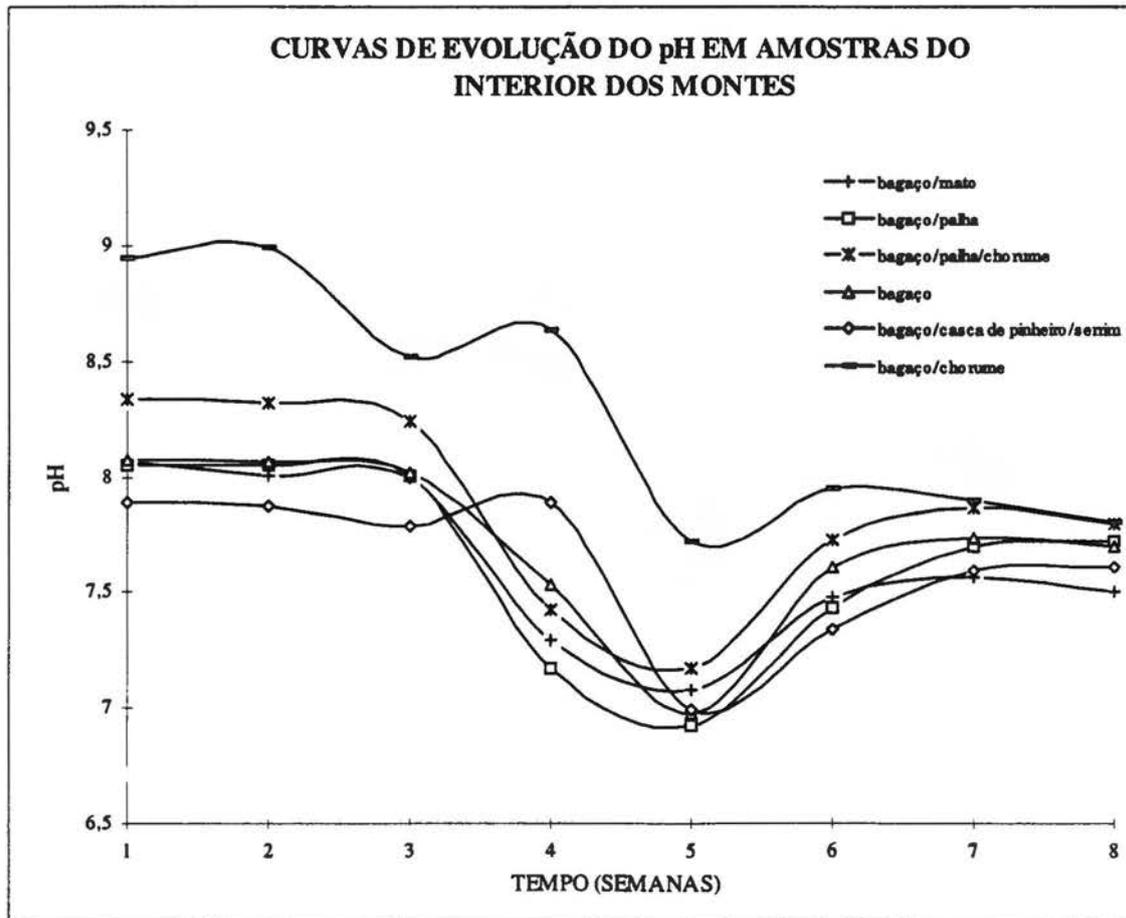
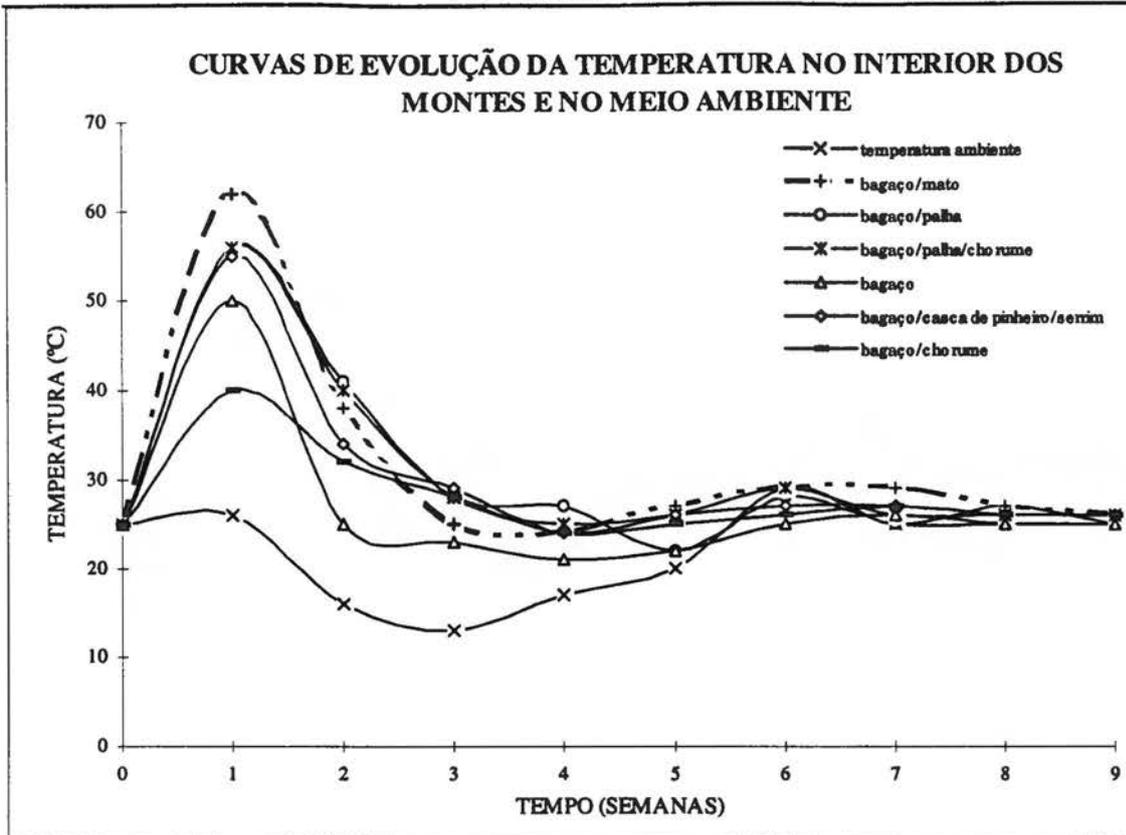


TABELA II-Valores iniciais e finais de Fósforo, CQO e Cobre das diferentes amostras

AMOSTRA	FÓSFORO (mg / gps)		CQO (mg / gps)		COBRE (mg / gps)
	Início	Fim	Início	Fim	Fim
Bagaço/Mato	0.296	0.327	300	276	0.71
Bagaço/Palha	0.336	0.260	471	176	0.64
Bagaço/Palha/ Chorume	0.357	0.303	542	175	0.65
Bagaço	0.207	0.306	427	226	0.85
Bagaço/Casca de Pinheiro/Serrim	0.187	0.283	230	125	0.63
Bagaço/Chorume	0.192	0.286	347	188	0.78

TABELA II - Valores iniciais e finais de Carbono Orgânico, Azoto e Razão C/N das diferentes amostras

AMOSTRA	CARBONO ORGÂNICO (% ,p/p)		AZOTO (mg / gps)		RAZÃO C/N
	Início	Fim	Início	Fim	Fim
Bagaço/Mato	49.8	34.5	53.1	27.2	12.7
Bagaço/Palha	47.3	37.2	27.6	21.4	22.1
Bagaço/Palha/ Chorume	48.1	42.3	35.3	23.7	17.8
Bagaço	52.3	38.2	44.8	26.4	14.5
Bagaço/Casca de Pinheiro/Serrim	51.5	42.7	29.1	18.7	22.8
Bagaço/Chorume	52.2	47.8	26.8	19.6	24.4

CONCLUSÕES

- A associação bagaço/chorume parece ser a menos vantajosa, principalmente do ponto de vista de higienização do composto.
- Os bagaços compostados possuem um pH alcalino, podendo ser usados, sem receio, como correctores de solos àcidos.
- Só os testes de fertilidade, (ainda em estudo), poderão determinar qual das misturas conduz a um composto de melhor qualidade.
- Foram efectuados ensaios com as mesmas misturas, mas mantendo os montes cobertos com plástico perfurado, não se tendo observado diferenças significativas nos resultados.

Um caso real: Quinta da AVELEDA

A. Geral Teunissen
Interágua
3080 Figueira da Foz

1. INTRODUÇÃO

AVELEDA, Sociedade Agrícola Comercial da Quinta da Aveleda, S.A., uma das mais prestigiadas empresas entre os produtores vinícolas em Portugal, pode orgulhar-se de ser pioneira, mais uma vez, em novas tecnologias e métodos de produção. Desta vez, não na produção, mas no tratamento das águas residuais resultantes da sua laboração industrial.

Num local idílico e tranquilo, ao lado do rio Sousa, em Penafiel, foi construída uma ETAR, baseada num projecto elaborado pela empresa *ESAH*, do Porto.

À *INTERAGUA Lda.*, da Figueira da Foz, foi adjudicado o fornecimento e a instalação de equipamento de arejamento e mistura.

2. SISTEMA DE TRATAMENTO E DIMENSIONAMENTO

O tratamento por lamas activadas em lagoas arejadas, com um pré-tratamento por tamizador e um pós-tratamento por decantação, foi o sistema de tratamento adoptado.

Na tabela I podem-se visualizar os valores utilizados no dimensionamento da ETAR.

A tabela II refere-se às dimensões das lagoas do tratamento biológico.

Os dados constantes das tabelas I e II foram fornecidos pela *ESAH*.

TABELA I - Valores utilizados no dimensionamento da ETAR.

Efluente a tratar	Época alta	Época baixa
caudal (m^3 dia)	200	90
pH	4 - 8	4 - 8
SST (mg l)	1.200	180
CBO ₅ (mg O ₂ l)	2.700	1.200
NTK (mg N:l)	50,0	20,0
P-PO ₄ (mg P l)	20,0	0,9

TABELA II - Dimensões das lagoas de tratamento biológico.

Dimensões	Superfície (m^2)	Volume (m^3)
Lagoa I	640	800
Lagoa II	680	900

3. CONSIDERAÇÕES GERAIS NA ESCOLHA DO EQUIPAMENTO

- i) O equipamento a instalar, na sua totalidade, deve ter capacidade suficiente para se obterem os valores desejados na descarga (efluente tratado).
- ii) O equipamento a instalar deve ter flexibilidade suficiente no seu funcionamento, de modo a permitir controlar os gastos em energia eléctrica em função da carga poluente (época baixa/alta).
- iii) Caso se revele necessário, deve ser possível aumentar facilmente a capacidade do equipamento sem alteração das infraestruturas.

4. CONSIDERAÇÕES ESPECÍFICAS NO DIMENSIONAMENTO DO EQUIPAMENTO

- i) Considerando um tempo de retenção mínimo de 4 dias na primeira lagoa, praticamente todo o tratamento será efectuado nesta lagoa.
- ii) O equipamento escolhido será instalado de maneira a ser possível parar parte dos arejadores, no caso de não ser necessário utilizar toda a capacidade instalada (poupança de energia).
- iii) Em condições normais, a capacidade de oxigenação do equipamento na primeira lagoa será sempre suficiente para um tratamento completo.
O equipamento na segunda lagoa garantirá:
 - uma mistura completa;
 - uma capacidade de oxigenação auxiliar, caso necessário.

- iv) Caso se verifique carência de oxigénio na primeira lagoa (elevada carga orgânica), entrará em funcionamento o sistema de bombagem para retornar parte da água já tratada da segunda lagoa para a primeira, permitindo desse modo:
- aumentar a passagem da primeira para a segunda lagoa (diminuir o tempo de retenção);
 - transferir automaticamente parte do tratamento para a segunda lagoa.
- v) Em qualquer destas situações, a capacidade de mistura na segunda lagoa será suficiente para manter os sólidos em suspensão, em condições de transferência para a terceira lagoa (sedimentação).

De acordo com as considerações gerais e específicas, instalaram-se 4 arejadores com a potência unitária de 15 CV (11 kW) na primeira lagoa e 2 arejadores de 10 CV (7,5 kW) de potência unitária na segunda lagoa. Os arejadores foram montados em flutuadores.

Os arejadores são do tipo auto-aspirante da marca *AEROMIX*, modelo *TORNADO*, em aço inoxidável AISI 316, com motores de alta eficiência e elevada resistência química. Os flutuadores e cabos de amarração são também em AISI 316. A colocação do tubo de aspiração num ângulo de aproximadamente 45°, garante uma mistura excelente e uma prolongada permanência do ar no efluente ("*bubble hang time*").

5. RESULTADOS

Os resultados do efluente tratado, obtidos no final da primeira época alta (Fevereiro de 1994), podem ser consultados na tabela III.

TABELA III - Resultados do efluente tratado em Fevereiro de 1994, final da primeira época alta.

Parâmetro	Resultado
pH	6,99
SST (mg/l)	101,0
CBO ₅ (mg O ₂ /l)	52,5
CQO (mg O ₂ /l)	240,0
P-total (mg P /l)	1,5
Azoto total (mg N /l)	7,3

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Embora ainda não se tenha atingido a meta de 40 mg O_2/l , uma diminuição de CBO_5 de 2.700,0 para 52,5 mg O_2/l pode-se considerar um óptimo resultado.

O teor de sólidos em suspensão é relativamente alto, devido a problemas de decantação das terras diatomáceas ("*Kieselguhr*") utilizadas na filtração dos vinhos. Uma redução do valor dos SST originará uma redução automática do valor da CBO_5 .

Não sendo uma ETAR um sistema estanque, a nossa empresa tem acompanhado a gestão da ETAR, com o objectivo de, cada vez mais, otimizar o seu funcionamento.

Assim sendo, a INTERAGUA, em conjunto com a AVELEDA, já implementou uma experiência tendo em vista uma eventual redução, ou mesmo eliminação, do uso de "*Kieselguhr*". O teste consiste na substituição do método clássico de filtração por uma tecnologia limpa - microfiltração, que permite eliminar, a nível do processo de produção, grande parte da actual carga poluente que aflui à ETAR.

Os primeiros resultados foram muito positivos.

POLUIÇÃO DEVIDA ÀS OPERAÇÕES DE VINIFICAÇÃO NUMA ADEGA DA REGIÃO DE VINHOS VERDES

M. CÂNDIDA MOREIRA, M. ODETE MAIA
Departamento de Engenharia Biológica
Universidade do Minho
4719 Braga codex

INTRODUÇÃO

È hábito estimar-se que , para a produção de um hectolitro de vinho, são necessários 100 litros de água, produzindo-se mais de 100 litros de efluentes.

Estes efluentes são normalmente lançados nos cursos de água ou nos colectores municipais, desestabilizando o meio ambiente e/ou a operação das ETAR's, devido aos grandes picos diários de concentração e às suas características sazonais.

Os valores apresentados na bibliografia relativos às características dos efluentes vinícolas são extremamente vagos e não consideram os factores acima mencionados. Com efeito , o método classicamente utilizado para a medida das cargas poluentes de um efluente industrial baseia-se na recolha de amostras no ponto se rejeição global, durante um ou vários ciclos de 24 horas. No caso das empresas vinícolas este método não oferece garantias de representatividade, nem permite conhecer a amplitude e a duração dos períodos de ponta, o que é fundamental para o dimensionamento óptimo de um sistema de tratamento.

Pode dizer-se que, durante um ciclo anual, há fases definidas no que diz respeito ao período e às características poluentes das descargas de empresas vinícolas e/ou destilarias:

- Vinificações (meados de setembro a meados de outubro)
- Trásfega (outubro a dezembro)
- Destilação (dezembro a março)
- Engarrafamento (realizado durante todo o ano)

No período de vinificação, a qualidade dos efluentes rejeitados é fortemente condicionada pelas diferentes tecnologias utilizadas em cada região e em cada adega. Cita-se, por exemplo:

- Produção de mosto para vinhos brancos e tintos (os vinhos tintos apresentam níveis de polifenóis elevados)
- Tipos de prensas e respectivas pressões de esmagamento
- Processo de clarificação dos mostos de vinho branco (defecação estática, filtração em vazio, centrifugação)
- Processo de destatarização (mecânica, com água quente, com soda cáustica)
- Reciclagem ou não das borras de fermentação
- Processo de separação dos bagaços nos vinhos tintos

Os efluentes de uma adega resultam de uma série limitada de operações repetidas várias vezes ao longo do dia, dando origem a uma carga poluente que poderá ser calculada através de uma amostragem representativa.

Se for medido o caudal de água utilizado em cada uma das operações, por kilograma de uvas processadas ou por litro de vinho produzido, será possível prever a poluição provocada por uma adega de uma dada região, fazendo o somatório das operações realizadas e tendo em consideração o seu tipo e o volume de vinho produzido.

O objectivo deste trabalho é a caracterização específica das operações de vinificação no que respeita aos caudais de efluentes rejeitados e respectivas cargas poluentes. O estudo desenvolveu-se numa Adega Cooperativa da Região de Lima com uma capacidade total de produção de 10000 pipas, sendo cerca de 50 % vinho tinto. Foram monitorizadas as seguintes operações:

- Lavagem de Prensas (branco e tinto)
- Lavagem do Filtro de Vácuo com pré-camada de diatomáceas
- Lavagem de Cubas de Fermentação (branco e tinto)

MÉTODOS DE AMOSTRAGEM E ANÁLISE

Para assegurar a representatividade das amostras optou-se por recolher a totalidade da água utilizada na lavagem de cada equipamento, e, a partir desse volume, retirar, após homogeneização, as amostras pretendidas. Este método permitiu não apenas recolher uma amostra válida mas também conhecer o volume exacto de água utilizada em cada lavagem.

Após esta recolha, as amostras destinadas às análises de Carência Química de Oxigénio foram acidificadas a $\text{pH} < 2$ e refrigeradas; as amostras destinadas à determinação da Carência Bioquímica de Oxigénio foram analisadas num prazo de 24 horas. Os métodos de análise e preservação utilizados são os indicados no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater".

RESULTADOS

Tab.1 - Caracterização das águas de lavagem provenientes das operações de vinificação

Operações de Lavagem	Teores (mg/l de água rejeitada)				
	CBO5	CQO Tot	CQOdis	SST	pH
Cubas de Vinho Tinto	3139.0	6337.7	4247.7	409.6	3.4
Cubas de Vinho Branco		10373.6	8513.7	4084.0	3.2
Prensa de Vinho Tinto	5352.9	11480.5	9302.7	2310.0	3.5
Prensa de Vinho Branco		1450.9	802.3	125.0	3.3
Filtro de Diatomáceas Manual	12605.2	20861.7	19699	12825.8	3.1

Tab.2- Carga poluente resultante das operações de vinificação.

Operações de Lavagem	Teores g/hl vinho(1) e/ou g/Kg uvas (2)			
	CBO5	CQO Tot	CQOdis	SST
Cubas de Vinho Tinto (1)	6.017	12.221	7.974	0.726
Cubas de Vinho Branco (1)		20.661	17.127	7.591
Prensa de Vinho Tinto (1)	0.462	0.990	0.802	0.199
Prensa de Vinho Branco (2)		9.673	5.348	0.8330
Filtro de Diatomáceas Manual (1)	56.304	79.362	74.665	48.849

DISCUSSÃO DE RESULTADOS

Os resultados apresentados na tabela 1, permitem concluir que a operação mais poluente, durante a vinificação, é a lavagem do filtro de Diatomáceas, e a menos poluente é a lavagem das prensas de branco.

É de notar que, o valor elevado obtido para os SST do filtro de diatomáceas resulta, não somente das lamas devidas ao material em suspensão no mosto, mas também do auxiliar da filtração (terras de diatomáceas).

No entanto, comparando os valores determinados nesta adega com os valores da bibliografia (1) relativos à região de Bordéus constata-se o seguinte:

- quantidade de sólidos suspensos por hectolitro é muito semelhante nos 2 casos
- o valor obtido para o CQO é cerca de 60 % inferior ao valor apresentado por Racault

Esta discrepância pode ser devida à quantidade de mosto retida no bolo ser condicionada pela depressão aplicada ao filtro.

Se se comparar os resultados das lavagens das cubas de tinto e de branco é possível observar que o vinho branco apresenta uma carga poluente muito superior. Esta diferença pode ser consequência das diferentes tecnologias empregues no fabrico destes dois vinhos, visto, no caso do tinto, parte das leveduras ser arrastada pelo bagaço descarregado antes da lavagem.

É importante referir que, todos os valores da tab.1, superam largamente os limites impostos pela Legislação portuguesa para descargas industriais (dec-lei 74/90).

Os autores agradecem à Direcção da Adega Cooperativa de Ponte de Lima e aos funcionários Senhor Miguel e Senhor Cerqueira toda a colaboração prestada na recolha das amostras que permitiram a elaboração deste trabalho.

(1) - Racault, Y; Lenoir, A.-Evolution des charges polluantes de deux caves vinicoles du Sud-Ouest de la France sur un cycle annuel. Congrès International des effluents vinicoles. France

**Trabalhos laboratoriais
de tratamento de efluentes**

O FILTRO ANAERÓBIO - descrição e exemplos de aplicação

MARIA MADALENA ALVES; MANUEL MOTA

Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho
Campus de Gualtar 4719 Braga codex

I - Introdução

O sistema de tratamento de efluentes que aqui se descreve foi desenvolvido na década de sessenta (Young e McCarty, 1967) e desde essa altura tem sido aplicado ao tratamento de uma grande variedade de efluentes industriais.

O filtro anaeróbio de fluxo ascendente é basicamente uma coluna contendo um material de suporte que permite reter biomassa, aderida na superfície ou dispersa nos espaços vazios do leito, formando agregados mais ou menos densos. O substrato entra na base do reactor e percorre o leito onde se encontra o suporte e a biomassa retida. A degradação dá-se ao longo da coluna, especialmente na entrada do reactor com a consequente produção de gás que é recolhido na zona superior do reactor (Fig. 1).

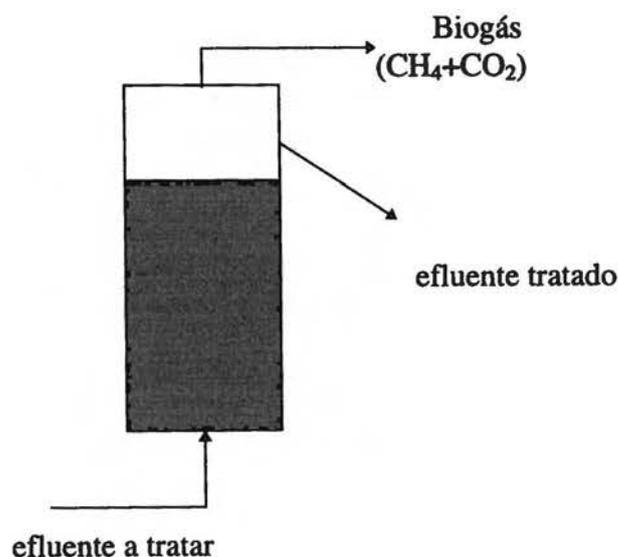


Fig. 1 - Esquema de um Filtro Anaeróbio

II - Características dos suportes

A função do suporte é reter os sólidos biológicos (biomassa) dentro do sistema e distribuir o fluxo de modo a favorecer o contacto entre os microorganismos e o substrato, para que a remoção ocorra de modo eficiente.

Os suportes utilizados em Filtros Anaeróbios são dos mais variados tipos no que se refere à forma e ao tipo de material. Assim encontram-se na literatura referências a materiais plásticos, carâmicos, esponjas, etc. Recentemente referiu-se a aplicação de um filtro anaeróbio para tratamento de efluentes vinícolas utilizando como meio de ~~suporte os cangos das uvas, um~~ subproduto vinícola rico em linhocelulose (Bories e Moulon, Este suporte apresenta características interessantes, no que respeita à área superficial e à porosidade.

III Condições operatórias

Verifica-se que o tempo de retenção hidráulico é o parâmetro que mais afecta a eficiência de remoção em filtros anaeróbios. Valores típicos de tempos de retenção em filtros anaeróbios situam-se entre 12 e 96 horas (Young e Yang, 1989). Valores de carga orgânica volumétrica que normalmente se aplicam em filtros anaeróbios variam entre 0.2 e 16 Kg CQO/m³.dia (Young e Yang, 1989), dependendo do tipo e concentração de efluente a tratar.

Os tipos de efluentes tratados com filtros anaeróbios variam desde efluentes domésticos com CQO entre cerca de 250 e 1000 mg/l até efluentes de destilarias com CQO muito elevados da ordem dos 80 000 mg/l.

O filtro anaeróbio recupera a eficiência mesmo após largos períodos de tempo sem alimentação. Resultados obtidos no departamento de Engenharia Biológica da Universidade do Minho, mostraram que um filtro Anaeróbio reiniciou a sua operação com uma eficiência de 85% após 8 meses sem funcionar. Este facto indica que este sistema de tratamento é adequado ao tratamento de efluentes de indústrias sazonais.

Normalmente os filtros Anaeróbios mantêm uma boa capacidade de degradação mesmo a baixas temperaturas (15-20 °C) (Bonastre e Paris, 1989). A temperaturas baixas parece haver maior sensibilidade do funcionamento destes sistemas ao tempo de retenção hidráulico (Viraraghavan e Kikkeri, 1990).

O efluente deve conter adequada capacidade tampão (alcalinidade) para manter o pH no interior do reactor acima de 6.8. Verifica-se que um filtro anaeróbio sujeito a choques de pH pode recuperar bem após a perturbação. A presença de nutrientes tais como azoto e fósforo é benéfica na medida em que estes elementos são vitais para os microorganismos envolvidos na degradação da matéria orgânica.

IV - Exemplos de aplicação

No quadro I encontram-se registados alguns exemplos de aplicação deste sistema de tratamento existentes à escala piloto e industrial.

Tabela I - Exemplos de Aplicação (Bonastre e Paris, 1989; Young e Yang, 1989; Boris e Moulon, 1994)

<i>Tipo de efluente</i>	<i>Volume (m³)</i>	<i>Temperatura (°C)</i>	<i>Carga Orgânica (KgCQO/m³.dia)</i>	<i>Eficiência Remoção CQO (%)</i>
<i>Indústria prod. Álcool</i>	6400	37	8-12	75-85
<i>Destilaria</i>	12500	38	6-7	65-75
<i>Indústria Farmacêutica</i>	5700	35	4-5	85
<i>Efluente Doméstico</i>	56	15-25	0.1-1.2	50-71
<i>Indústria Química</i>	6400	37	12-15	80-90
<i>Indústria de Lacticínios</i>	4150	-	10.4	80
<i>Refinarias de Açúcar</i>	10250	-	-	70
<i>Efluente Vinícola</i>	11	35	3.2	95.8

V - Referências bibliográficas

Young, J.C.; McCarty, P.L., (1967) The Anaerobic Filter for Waste Treatment, in Proc. 22nd Ind. Waste Conf., Purdue University, 559-575.

Young, J.C; Yang, B.S., (1989) Design Considerations for Full-Scale Anaerobic Filters, J. Water Pollut. Control Fed., 61:9, 1576-1587.

Bonastre, N.; Paris, J.M., (1989) Survey of Laboratory Pilot and Industrial Anaerobic Filter Installations, Process Biochemistry, Feb 1989, 15-20.

Bories A.; Moulon, F., (1994) Congrès International "Traitement des Effluents Vinicoles" Narbonne - Epernay, 20-24 Juin, 1994.

Viraraghavan, T.; Kikkeri, S.R., (1990) Effect of Temperature on Anaerobic Filter Treatment of Dairy Wastewater, Wat. Sci. Tech, 22:9, 191-198.

INTRODUÇÃO AOS REACTORES UASB / EGSB

Brito, A.G., Melo L.F.

Univ. Minho, Dept. Engenharia Biológica, 4719 Braga Codex

1. DESCRIÇÃO GERAL

O UASB (acrónimo de Upflow Anaerobic Sludge Blanket) é um reactor de fluxo ascendente possuindo uma zona de decantação interna e um separador gás-sólido-líquido na sua parte superior. O sistema não possui meio de enchimento como suporte de biomassa. Em regra (a excepção são alguns tipos de efluentes) a biomassa estrutura-se sob uma forma típica de biofilme que, na terminologia aplicada ao UASB, se designa por "grânulos". O desenvolvimento e aplicação do UASB ao tratamento de efluentes deve-se, essencialmente, aos estudos efectuados a partir de 1977 na Universidade de Wageningen, Holanda, sob a orientação de G. Lettinga.

O UASB é o reactor anaeróbio mais utilizado à escala real para o tratamento de efluentes líquidos na indústria. A título ilustrativo, a *Figura 1* reproduz uma listagem de aplicações industriais dos reactores UASB em 1990, registando-se então cerca de 205 unidades. De notar que este sistema, a exemplo de outros reactores anaeróbios, tem alguma vocação para indústrias de base sazonal.

Figura 1 - Listagem de reactores UASB instalados na indústria em 1990

Tipo de Indústria / Efluente	Quantidade de UASB's instalados	Volume total instalado (m ³)
Álcool	20	52000
Fermento de padeiro	5	9900
Panificação	2	347
Cervejeira	30	60600
Doces e Chocolates	3	635
Conservas	3	2800
Químicos	2	2600
Ácido cítrico	2	6700
Café	2	1300
Leite e queijo	6	2300
Destilaria	8	24000
Efluente doméstico	3	3200
Fermentativa	1	750
Sumos de frutas	3	4600
Produção de frutose	1	240
Lixiviados de aterros	6	2495
Papel e polpa	28	67179
Farmacêutica	2	400
Borracha	1	650
Proc. de batata	27	25610
Ef. líquido de tr. lamas	1	1000
Matadouros	3	950
Bebidas doces	4	1350
Amido	16	33000
Açucareira	19	23100
Frutos e vegetais	3	2800
Produção de leveduras	5	8550
TOTAL	205	339600

Fonte: Pol, L., Lettinga, G., WST, 1991.

Em Portugal, estão instalados ou em vias de instalação 3 sistemas tipo UASB na indústria cervejeira, na indústria de laticíneos e um outro para efluentes domésticos. Uma variante que

começa, presentemente, a ser implementada à escala real é o EGSB (Expanded Granular Sludge Blanket). Basicamente, consiste num UASB em que os grânulos são sujeitos uma expansão através da recirculação do efluente.

O volume do reactor pode ser calculado com base na carga orgânica, escolhida, essencialmente, em função da composição do efluente a tratar e da temperatura de operação, conquanto, em determinados casos, por exemplo o do EGSB, o critério de dimensionamento deva ser a velocidade superficial do fluido. Os efeitos causados por alterações nas condições de operação (variação da concentração de substrato à entrada, por exemplo) dificilmente podem ser antecipados por estas abordagens. A formação de grânulos é um outro aspecto importante no start-up da operação do UASB na unidade fabril. Assim é possível a aquisição de um inóculo de grânulos a uma entidade que já os possui ou, em alternativa ou complemento, pode ser aplicado um protocolo de desenvolvimento de grânulos, ajustado em função do tipo de efluente.

A *Tabela 1* é apenas uma tentativa para responder à natural interrogação dos projectistas e dos responsáveis pelas unidades industriais "Será que o UASB é aplicável a este tipo de efluente? A tabela apresenta gamas de valores para os os parâmetros físico-química do efluente mais comuns (temperatura, pH, sólidos, sulfatos, azoto, etc), classificando os efluentes de acordo com três possibilidades de tratabilidade por parte do UASB. Assim, designa-se por *Efluente Tipo A* o que possui uma gama de valores perfeitamente adequada para ser sujeito a tratamento por parte do UASB. O *Efluente Tipo B* apresenta valores que podem permitir a aplicação do UASB, embora analisando alternativas e com alguma precaução. O *Efluente Tipo C*, em principio, não parece indicado para ser objecto de tratamento por parte do UASB, no entanto o EGSB está sendo direccionado para alguns destes efluentes (*ver Nota 1*).

Tabela 1 - Classificação de efluentes segundo as potencialidades de aplicação do UASB

PARÂMETRO	EFLUENTE TIPO A	EFLUENTE TIPO B	EFLUENTE TIPO C
COD (mg/l)	3000 - 15000	500 - 3000 15000 - 20000	< 500 (<i>ver Nota 1</i>)
TEMPERATURA (°C)	30 - 40 50 - 63	(15) 20 - 30 45 - 50 63 - 69	< 15) 40 - 45 >70
pH	6.7 - 7.9	6.2 - 6.6. 7.9 - 8.6	< 6.0
AZOTO TOTAL AZOTO INORG. AZOTO AMONICAL (mg/l)	< 2000 < 1700 < 100	< 5000 (10000) 100 - 150	>10000
SÓLIDOS SUSP. TOTAIS (mg/l)	<3000	3000 - 6000 (7000)	>6000 (7000)
LÍPIDOS (mg/l)	< 100	100 - 1000	
SULFATOS E SULFITOS		CQO/SO ₄ > 10 e H ₂ S < 250 mg/l	CQO/SO ₄ < 10 e/ou H ₂ S _{ni} > 100
TÓXICOS	a analisar	caso a caso	

Nota 1: Os autores desta apresentação tem em operação um reactor EGSB aplicado a efluentes com valores de COD inferiores a 500 mg/l.

RESPIROMETRIA EM LAMAS ACTIVADAS

REGINA NOGUEIRA e MANUEL MOTA

Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho

Campus de Gualtar 4719 Braga codex

A respirometria refere-se à medição e aplicação da taxa de respiração, sendo esta definida como o consumo de oxigénio na biooxidação de compostos orgânicos biodegradáveis, por unidade de volume e por unidade de tempo. A taxa de respiração é uma variável importante na monitorização e controlo do processo de lamas activadas e na realização de estudos cinéticos.

O processo de lamas activadas é um processo biológico muito utilizado no tratamento de efluentes. Neste processo o efluente é posto em contacto com uma suspensão arejada de lamas activadas. A lama activada é uma mistura floculenta de microrganismos aeróbios e de matéria orgânica particulada. A separação da lama activada do efluente tratado é realizada por sedimentação, sendo a lama retida no sistema. Como resultado do crescimento dos microrganismos, a quantidade de lama aumenta, sendo o excesso purgado do sistema.

Os métodos instrumentais utilizados para a medição da taxa de respiração constam de uma câmara de respiração onde é medido o consumo de oxigénio, e um aparelho de medida desse consumo. A combinação da câmara de respiração com o aparelho de medida chama-se respirómetro. A taxa de respiração pode ser medida em "batch" ou em contínuo.

Podem medir-se diferentes taxas de respiração. A taxa de respiração endógena é determinada quando não estão presentes compostos facilmente biodegradáveis, enquanto que a taxa de respiração máxima é medida na presença de um excesso desses compostos. A taxa de respiração actual é a taxa que se mede no tanque de arejamento, é dependente da concentração de substrato e reflete a carga aplicada à estação de tratamento.

Encontram-se na literatura várias aplicações para a taxa de respiração máxima.

Takamatsu et al. (1981) utilizaram a taxa de respiração máxima para estimar a concentração em sólidos suspensos e a concentração do substrato nas lamas activadas. Estas variáveis são importantes no controlo da estação de tratamento. Estes autores determinaram a relação entre a taxa de respiração máxima e a concentração de sólidos suspensos e a relação entre a taxa de respiração máxima e a concentração em

substrato. Deste modo puderam estimar a concentração desconhecida em sólidos suspensos e em substrato na lama activada com base na taxa de respiração.

Huang et al. (1985) apresentaram um método que utiliza a taxa específica máxima de respiração (taxa específica dividida pela concentração em sólidos suspensos) para estimar a actividade e viabilidade da lama activada.

Temminck et al. (1993) utilizaram a taxa de respiração máxima como um indicador da toxicidade do efluente, monitorizando a variação da taxa de respiração máxima da lama activada.

A taxa de respiração foi aplicada na resolução de casos concretos, seguindo-se dois exemplos:

Estudo do impacto do cobalto na performance de uma estação de tratamento biológico.

Uma fábrica de produção de químicos orgânicos após uma modificação no processo produtivo passou a descarregar um efluente contendo cobalto. A estação de tratamento de efluentes constituída por um processo de lamas activadas operado em 2 estágios, sofreu uma redução da eficiência de tratamento no 1º estágio.

Os efeitos inibitórios dos metais nos microrganismos das lamas activadas são bem conhecidos, todavia, dados específicos relativos ao impacto do cobalto são inexistentes. Para quantificar o impacto do cobalto na operação da estação de tratamento, realizaram-se estudos cinéticos utilizando a respirometria, tendo-se estudado a degradação do efluente pelos microrganismos da lama existentes no 1º estágio, para diferentes concentrações de cobalto. Os efeitos cinéticos foram quantificados, determinando-se o efeito do cobalto nos parâmetros cinéticos. Estas constantes após inseridas num modelo matemático que modeliza o processo, permitiram quantificar o impacto do cobalto na performance do sistema de lamas activadas.

Utilização de respirometria no estudo da biodegradabilidade de compostos orgânicos

A respirometria foi utilizada para avaliar a biodegradabilidade de compostos orgânicos que iriam ser produzidos por uma multinacional e identificar produtos recalcitrantes que possam passar inalterados no processo de tratamento biológico e contribuir para a carga do efluente.

TANQUES DE PERCOLAÇÃO

JOSÉ MARIA OLIVEIRA, EUGÉNIO FERREIRA, MANUEL MOTA

Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho

Campus de Gualtar 4719 Braga codex

INTRODUÇÃO

Os tanques de percolação fazem parte dos processos aeróbios de tratamento em filme fixo, tendo sido instalado o primeiro tanque de percolação industrial há 100 anos em Inglaterra em 1893 e consistia num tanque carregado de cascalho, que funcionava em modo descontínuo. O moderno tanque de percolação consiste num leito permeável ao qual aderem consórcios de micro-organismos, e através do qual o efluente a tratar é passado.

Os leitos filtrantes podem ser muito diversos, sendo os mais correntes: cascalho (caso em estudo), pedra calcárea, tijolo partido, materiais plásticos diversos.

As alternativas de projecto são inúmeras. Os sistemas podem funcionar com um ou dois tanques em série, podendo a alimentação ser alternada, com ou sem recirculação e com ou sem arejamento forçado. O efluente a tratar passa previamente num sedimentador primário, e depois de oxidado, por um sedimentador secundário. A recirculação pode ser feita a montante ou a jusante deste último.

A oxidação da matéria orgânica é efectuada a nível do biofilme que se encontra aderido ao suporte poroso. A comunidade biológica inclui bactérias de metabolismo aeróbio, anaeróbio e facultativo, fungos, algas, e protozoários. Animais superiores como larvas de insectos, caracóis e lesmas podem também estar presentes.

Embora sejam sistemas simples de operar, a sua modelização é extremamente difícil, devido ao grande número de variáveis que se encontram em jogo: altura do leito; cargas aplicadas, hidráulica e orgânica; razão de recirculação; tipo de leito; transferência de massa e oxigénio; e metabolismo do biofilme.

Em função disto, o projecto é baseado, maioritariamente, na experiência de quem o faz e em considerações práticas, tendo em conta as cargas hidráulica e orgânica a aplicar. No entanto, existem vários modelos empíricos que auxiliam no projecto, como por exemplo, o desenvolvido por "The National Research Council (NRC)" que relaciona a eficiência com a recirculação e a carga orgânica aplicada. Outros como o de Eckenfelder e Germain & Schultz, relacionam a

eliminação de matéria orgânica com a profundidade do leito e a carga hidráulica, permitindo fazer o "scale-up" a partir de dados laboratoriais.

OBJECTIVO

É objectivo deste trabalho, avaliar o desempenho de um tanque percolador laboratorial na remoção da carga orgânica de um efluente lácteo sintético e ainda verificar a aplicabilidade do modelo NRC e determinar as constantes do modelo de Germain & Schultz para o sistema em estudo.

O sistema é constituído por um tanque percolador de estágio único, com recirculação e arejamento natural, e leito de cascalho.

As equações a aplicar no projecto são as seguintes:

a) Equação NRC :

$$E = \frac{100}{\left(1 + 0.014 \sqrt{\frac{W}{VR_f}}\right)} \quad (1)$$

em que E é a percentagem de CQO removida, W é a carga orgânica expressa em Kg/dia, V é o volume total do filtro em 1000 m³, e R_f é o factor de recirculação dado por

$$R_f = \frac{(1 + R)}{\left(1 + \frac{R}{10}\right)^2} \quad (2)$$

onde R é a razão de recirculação = caudal de recirculação/caudal de afluente

b) Equação de Germain e Schultz

$$\frac{S_e}{S_i} = \exp\left(-k_{20} D ((1 + \alpha) Q_v)^{-n}\right) \quad (3)$$

onde

- S_e CQO total do efluente de saída após sedimentação, em mg/l
- S_i CQO total aplicado ao tanque, mg/l
- k₂₀ constante de tratabilidade correspondente a um tanque de altura de leito D a 20 °C, (gal/min)ⁿft
- α razão de recirculação = Q_r/Q

- Q_v caudal volumétrico aplicado por unidade de volume do tanque, gal/ft².min = Q/A , onde A é a área da secção recta do tanque em ft² e Q caudal aplicado ao tanque sem recirculação, gal/min
- n constante experimental, geralmente 0.5.

A constante de tratabilidade pode ser corrigida para outras alturas de leito aplicando a seguinte relação:

$$k_2 = k_1 \left(\frac{h_1}{h_2} \right)^x \quad (4)$$

x é igual a 0.5 para pedras e fluxo vertical e é igual a 0.3 para plástico e fluxo cruzado (em qualquer caso escolhe-se sempre o pior)

h = altura do leito em ft

PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

- Proceder à montagem da instalação conforme a fig. 1.
- Preparar 10 litros de efluente, diluindo vinho tinto de modo a obter-se uma CQO final de 10 g/l. Adicionar 100g/l de açúcar. Neutralizar o pH, se necessário.
- Adicionar 150 gramas de lamas aeróbias. Colocar o inóculo no recipiente de recolha do efluente percolado.

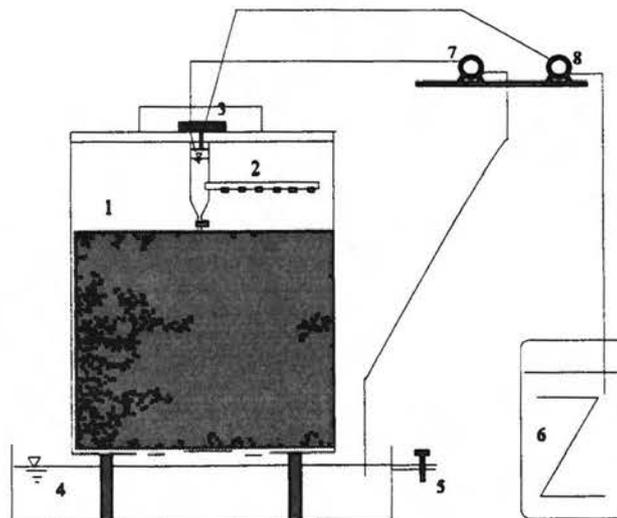


Figura 1- Esquema da instalação - tanque percolador

Legenda:

- 1- Leito de cascalho
- 2- Braço distribuidor
- 3- Motor de agitação
- 4- Recipiente de recolha do efluente percolado
- 5- Saída para o esgoto
- 6- Depósito da alimentação

- 7- Bomba para recirculação
- 8- Bomba para alimentação

- d) Proceder a uma primeira etapa de recirculação total do efluente. Vá seguindo a CQO do efluente de saída até verificar que a CQO estabilizou como e que existe uma forte quantidade de biomassa aderida ao leito, o que corresponde a uma diminuição dos sólidos suspensos.
- e) Proceder à alimentação em contínuo com um efluente idêntico ao acima indicado e uma razão de recirculação de 1:4.
- f) Manter a mesma razão de recirculação durante vários dias. Retire amostras de cada um dos tanques e, através da medição da CQO, calcule as eficiências de remoção de cada um dos tanques.
- g) Proceder da mesma forma para as etapas c) e d) mas com valores diferentes de carga orgânica à entrada.
- h) Calcular as constantes de tratabilidade (corrigindo-as para a temperatura de operação) tendo em conta os valores da eficiência de remoção encontrados.

RESULTADOS

1. Calcular a eficiência de remoção de CQO para as diferentes cargas hidráulicas aplicadas, a partir dos dados experimentais e do modelo NRC
2. Determinar as constantes empíricas do modelo Germain & Schultz

BIBLIOGRAFIA

- Eckenfelder, W.W. *Industrial Water Pollution Control*, 2nd ed., McGraw-Hill, Inc., New York, 1989.
- Horan, N.J. *Biological Wastewater Treatment Systems. Theory and Operation*, John Wiley & Sons, Chichester, 1990.
- Metcalf & Eddy, Inc. *Wastewater Engineering - Treatment, Disposal, and Reuse*, 3rd ed., McGraw-Hill, Inc., New York, 1991.

SISTEMA DE TRATAMENTO POR BIODISCOS

EUGÉNIO FERREIRA e MANUEL MOTA

Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho

Campus de Gualtar 4719 Braga codex

INTRODUÇÃO

Os Sistemas de Biodiscos ("Rotating Biological Contactors" - RBC), constituem um processo aeróbio de filme fixo para remoção de matéria orgânica presente em efluentes líquidos, podendo, ainda, ser usados em processos de nitrificação (conversão de amoníaco a nitrato).

Um RBC é constituído por uma série de discos finos e ranhurados de poliestireno ou PVC, montados sobre um veio horizontal rotativo, que funcionam como suporte de adesão para os consórcios de microrganismos. Os discos, que devem estar pouco espaçados entre si, são agrupados em blocos, sendo cada bloco designado por estágio. Os discos, rodando lentamente (1 a 2 rpm), submergem no tanque que contém o efluente a tratar. A área submersa é variável, sendo o valor típico de 40%. A rotação dos discos permite uma emergência periódica que assegura o arejamento. A rotação também assegura a remoção do excesso de biomassa dos discos, devido às forças de corte originadas, permitindo que esta se mantenha em suspensão e seja removida do sistema pelo escoamento do efluente.

Os diversos estágios de um RBC têm como finalidade criar uma série de células independentes, originando diferentes condições por estágio, o que permite distintos graus de desenvolvimento de determinados microrganismos ao longo do contactor. O grau de desenvolvimento, seja qual for o estágio, depende primeiramente da concentração de orgânicos solúveis no seio do líquido. À medida que o efluente vai progredindo através do sistema, cada estágio subsequente recebe um afluente com uma carga orgânica inferior à do estágio precedente, o que se traduz numa diminuição da biomassa aderida.

As variáveis que afectam o desempenho dos RBC são a velocidade de rotação, o tempo de retenção hidráulico, o número de estágios, a temperatura, a submersão e a área dos discos. Estes sistemas, quando convenientemente projectados, são geralmente bastante fiáveis, devido à grande quantidade de biomassa, que os torna resistentes aos choques orgânicos e hidráulicos. Deve-se ter em atenção que no caso de cargas orgânicas excessivas podem surgir problemas de odores de H₂S e remoções baixas, principalmente no primeiro estágio, devido à diminuição do teor de oxigénio dissolvido.

OBJECTIVOS

O presente trabalho experimental tem como primeiro objectivo estudar a adaptabilidade de um RBC ao tratamento de um efluente supostamente proveniente do processo de lavagem dos equipamentos de uma indústria de lacticínios (sendo preparado diluindo leite magro de modo a que apresente um valor de Carência Química de Oxigénio - CQO de 450 mg/l). Isto é, pretende-se ir reduzindo o tempo de residência hidráulico, por forma a conseguir uma eficiência de remoção de cerca de 90%, em termos de CQO, com um tempo de residência de 12 horas.

Poder-se-ia esperar conseguir esta taxa de remoção com tempos de residência ainda mais baixos, na ordem das 1 - 2 horas. No entanto, seria necessário dispor de um recipiente de elevada capacidade volumétrica para armazenamento do efluente, por forma a que não ocorressem paragens na alimentação, o que constituiria um estorvo no espaço laboratorial disponível.

O segundo objectivo consiste em estudar o comportamento do sistema face a um aumento súbito de carga orgânica (choque orgânico), após ter estabilizado nas condições expressas anteriormente.

PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Na fig. 1 encontra-se representado, esquematicamente, a instalação experimental para o estudo de um sistema de biodiscos. A descrição do sistema bem como as respectivas dimensões, encontram-se em anexo.

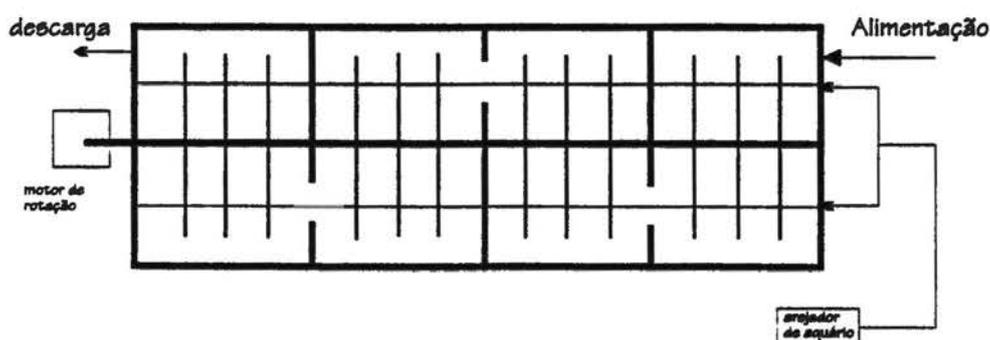


Fig. 1 Instalação experimental de Biodiscos

- Efectuar todas as ligações e encher o sistema com água para verificar se existem fugas e testar a homogeneidade do arejamento.
- Preparar a alimentação misturando 100 ml de leite magro com 20 litros de água da torneira (diluição 1:200) devendo-se obter um CQO \approx 450 mg/l.; tamponizar esta solução com bicarbonato comercial de forma a manter a alcalinidade entre 2500 e 5000 mg CaCO_3/l (\approx 5 g/l) e um pH entre 7.5 e 8.5.

- Distribuir igualmente 1.5 litros de lamas, provenientes de uma ETAR, pelos 4 estágios do sistema e preencher o volume restante do sistema com a alimentação anteriormente preparada.
- Proceder ao arranque em descontínuo, passando para o modo de funcionamento em contínuo no dia seguinte;
- Proceder à calibração da bomba peristáltica (caudal vs velocidade de rotação)
- Proceder então à alimentação em contínuo com um afluente com a composição anteriormente indicada, regulando o caudal de forma a obter um tempo de residência de aproximadamente 4 dias.
- Efectuar amostragens de cada um dos estágios e da descarga. Os volumes das amostras devem ser tais que permitam a realização das seguintes análises: CQO solúvel (filtrar as amostras), sólidos totais, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis. Este conjunto de análises constituirá a **monitorização diária** do sistema.
- Sempre que se atinja um valor de CQO de aproximadamente 45 mg/l deve-se proceder a um aumento do caudal. Os aumentos de caudal terão que ser feitos gradualmente uma vez que o tempo de residência de 12 horas, para uma taxa de remoção de 90%, só deverá ser atingido ao fim de 2.5 a 3 semanas.
- Efectuar amostragens da biomassa aderida (discos e leito) e em suspensão para cada um dos estágios, comparando-as através de observação microscópica.
- Medir a quantidade de oxigénio dissolvido em diversos pontos do sistema, de modo a que seja assegurado um arejamento eficiente. Isto é, o nível de oxigénio dissolvido deverá situar-se entre os 2 e os 4 ppm (mg/l). Em geral, o arejamento fornecido ao sistema é exclusivamente proveniente da rotação dos discos. Pode verificar-se, no entanto, que este não é suficiente, existindo a possibilidade adicional de arejamento por borbulhamento de ar, estando a sua utilização, em contínuo ou ocasionalmente, ao critério dos alunos.
- Todas as análises referidas anteriormente devem ser realizadas regularmente, à medida que se vai aumentando o caudal de alimentação.
- Quando se verifique que a um aumento de caudal corresponde uma estagnação ou diminuição da quantidade de biomassa aderida, deve-se voltar a alimentar o caudal anterior, até se voltar a detectar aumento na adesão.
- Atingido o tempo de residência de 12 horas, com a taxa de remoção, pretendida procede-se a um aumento da carga orgânica. Este aumento deve ser feito preparando o substrato com uma taxa de diluição de 1:175. Determinado o novo CQO da alimentação, far-se-á a monitorização diária do sistema até que sejam atingidas as condições estacionárias.

ANEXO

- O leito do sistema é em PVC tendo 30 cm de diâmetro e 1 m de comprimento.
- O sistema de biodiscos é constituído por 12 discos de polimetacrilato de 3 mm de espessura e com 25 cm de diâmetro, suportados num tubo de alumínio anodizado com 20 mm de aresta.
- O leito está dividido em 4 estágios, existindo 4 discos por estágio.

Tabela D.1 - Valores típicos de parâmetros de operação de sistemas de biodiscos

Parâmetros	Valores Típicos
Carga Hidráulica [m ³ /(m ² .d)]	0.08 - 0.016
Carga Orgânica [gCBO ₅ s/(m ² .d)]	3.7 - 9.8
[gCBO ₅ t/(m ² .d)]	9.8 - 17
Carga máxima no 1º estágio [gCBO ₅ s/(m ² .d)]	20 - 30
[gCBO ₅ t/(m ² .d)]	40 - 60
Tempo de retenção hidráulico [h]	0.7 - 1.5
CBO ₅ Efluente	15 - 30

Nota: a utilização dos valores de tempo de retenção hidráulico aconselhados implica a preparação diária de elevados volumes de alimentação. Caso não haja disponibilidade de armazenagem suficiente para tais volumes, aconselha-se a operação a tempos de retenção superiores.

BIBLIOGRAFIA

- Benfield, L.D., Randall, C.W., *Biological Process Design for Wastewater Treatment*, Prentice Hall, Inc, Englewood Cliffs, N.J., 1980.
- Eckenfelder, W.W. *Industrial Water Pollution Control*, 2nd ed., McGraw-Hill, Inc., New York, 1989.
- Horan, N.J. *Biological Wastewater Treatment Systems. Theory and Operation*, John Wiley & Sons, Chichester, 1990.
- Metcalf & Eddy , Inc. *Wastewater Engineering - Treatment, Disposal, and Reuse*, 3rd ed., McGraw-Hill, Inc., New York, 1991.

LAMAS ACTIVADAS - Sistema de Mistura Completa

EUGÉNIO FERREIRA e MANUEL MOTA

Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho

Campus de Gualtar 4719 Braga codex

INTRODUÇÃO

O princípio do processo de lamas activadas consiste no fornecimento constante de matéria orgânica e oxigénio a uma comunidade de microorganismos que se encontra num reactor. Os microorganismos consomem a matéria orgânica e transformam-na através do metabolismo aeróbio, parte em nova biomassa microbiana e parte em CO₂, H₂O e minerais (processo de estabilização),

Os microorganismos (lamas), que crescem em flocos, são constantemente removidos do reactor para o sedimentador, onde devido à sua densidade, se separam do efluente tratado por sedimentação. O efluente sai pela parte superior do sedimentador e os microorganismos sedimentados são removidos pela parte inferior. Parte desta lama é então recirculada para o reactor, com a finalidade de manter a concentração em microorganismos necessária a um tratamento eficiente e o excesso de lama é purgado. Num processo de lamas activadas a operar em estado estacionário, a quantidade de lama purgada representa a massa microbiana produzida no reactor arejado.

A mistura completa permite estabelecer uma concentração em sólidos uniforme e uma necessidade em oxigénio constante no tanque de arejamento. Este tipo de sistema é resistente a perturbações originadas por choques orgânicos e/ou hidráulicos.

OBJECTIVOS

O presente trabalho experimental pretende efectuar a análise de tratabilidade do efluente rejeitado pelo processo de lavagem dos equipamentos de uma indústria de lacticínios.

O efluente possui um valor de Carência Química de Oxigénio, CQO, após decantação primária, igual a 450 mg/l. Pretende-se efectuar um tratamento secundário com uma eficiência de remoção, em termos de CQO, de 90%.

O segundo objectivo consiste em estudar o comportamento do sistema face a aumento súbito da carga orgânica - choque orgânico.

É, portanto, necessário avaliar:

- a) se o processo é tecnologicamente viável (isto é, se a eficiência é igual ou superior à pretendida);

- b) qual a carga orgânica mássica que origina uma maior eficiência no processo (a carga mássica é o principal parâmetro de dimensionamento do tanque de arejamento).

DESCRIÇÃO DO SISTEMA

A instalação necessária para a realização do trabalho é esquematizada na Fig. 1. O tanque de arejamento possui um volume útil de 3 litros e o decantador secundário 2 litros. O arejamento e a agitação são efectuados por ar comprimido, sendo a difusão de ar no tanque efectuada através de um anel de plástico perfurado. O caudal de ar debitado pode variar entre 50 a 350 l/h e é medido por um rotâmetro. A recirculação das lamas do decantador para o tanque de arejamento é conseguida pela ascensão de ar injectado num tubo ligado à base do decantador. A variação do caudal de ar medido por um rotâmetro contribui para controlar a taxa de reciclagem de biomassa.

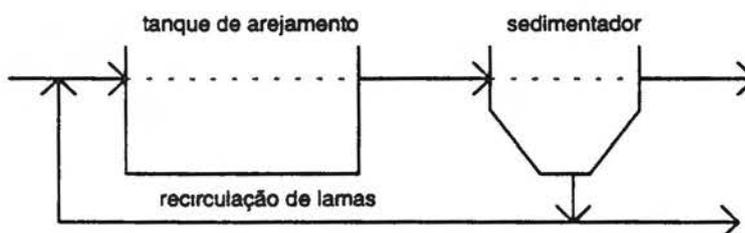


Fig. 1: Esquema da instalação de Tratamento por Lamas Activadas

MONTAGEM E ARRANQUE DO SISTEMA

- Efectuar a montagem do reactor laboratorial conforme o esquema de instalação indicado na Fig. 1.
- Determinar a curva de calibração da bomba peristáltica.
- Preparar a alimentação diluindo leite magro comercial na proporção de 1:200, de forma a se obter um valor de CQO próximo dos 450 mg/l. Adicione 125 ml de leite magro com água de forma a preparar 25 l de substrato. Se necessário acertar o pH entre 7.5 e 8.5 com bicarbonato comercial. Colocar 1 l de inóculo (colhido de uma estação de tratamento de efluentes domésticos) no tanque de arejamento.
- Simular as condições de operação de um sistema de lamas activadas de média carga, tipo mistura integral. Em consequência, a concentração de biomassa no tanque de arejamento deve ser mantida a 3500 mg SSV/l e as cargas orgânicas mássicas a aplicar deverão ser, sucessivamente, 0.4, 0.6, 0.8 e 1.0 kg CQO/(kg SSV.dia). Estas cargas deverão ser aplicadas com intervalos de 15 dias, período de tempo necessário para o sistema atingir estado estacionário.

- Regular a bomba peristáltica, de acordo com a curva de calibração previamente determinada, para que a bomba debite o caudal correspondente aos diversos tempos de retenção hidráulicos que serão aplicados.
- Regular o caudal de arejamento por forma a manter um nível de oxigénio dissolvido não inferior a 2 mg/l. O valor máximo não deve ultrapassar os 4 mg/l. Regular o caudal de ar para que a reciclagem de biomassa seja mínima.

MONITORIZAÇÃO DO SISTEMA

A monitorização do sistema compreende os seguintes passos:

- a) Medir e registar o valor do caudal de substrato aplicado, o teor de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento, o valor de pH da alimentação e tanque de arejamento e os caudais de ar de arejamento e reciclagem de biomassa. Registrar a temperatura de operação.
- b) Efectuar as análises dos seguintes parâmetros físico-químicos:
 - na alimentação: CQO solúvel (filtrar a amostra), pH
 - no tanque de arejamento: SSV, SST, IVL, pH, Oxigénio Dissolvido
 - no tanque de recolha do efluente tratado: CQO solúvel (filtrar a amostra), ST, SST

BIBLIOGRAFIA

- Benefield, L.D., Randall, C.W., *Biological Process Design for Wastewater Treatment*, Prentice Hall, Inc, Englewood Cliffs, N.J., 1980.
- Brito, A.G., *Tratamento de Efluentes Líquidos Industriais por um Sistema de Lamas Activadas - Relatório para uma Aula Prática*, Universidade do Minho, Braga, 1992
- Eckenfelder, W.W. *Industrial Water Pollution Control*, 2nd ed., McGraw-Hill, Inc., New York, 1989.
- Horan, N.J. *Biological Wastewater Treatment Systems. Theory and Operation*, John Wiley & Sons, Chichester, 1990.
- Metcalf & Eddy, Inc. *Wastewater Engineering - Treatment, Disposal, and Reuse*, 3rd ed., McGraw-Hill, Inc., New York, 1991.