

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Departamento de Fitotecnia e Engenharia Rural

CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO DE
EFLUENTES VINÍCOLAS DA REGIÃO
DEMARCADA DO DOURO

DISSERTAÇÃO PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR



António José Duque Pirra

VILA REAL, 2005

Este trabalho foi elaborado como dissertação original com o objectivo da obtenção do grau de Doutor em Engenharia Agrícola – Caracterização e Tratamento de Efluentes, ao abrigo do Decreto-Lei n.º 216/92 de 13 de Outubro.

*À minha filha Rita, à Faty, aos meus pais
António Balcão e M^a Adelaide e à minha irmã Susana.
Em memória da minha avó Adelaide Matos.*

Agradecimentos

A concretização da presente dissertação de doutoramento só foi possível graças ao apoio concedido por diversas pessoas e instituições. Assim, o autor deseja expressar os seguintes agradecimentos:

- Ao orientador e coorientador científicos, respectivamente Professor Luís Manuel Guerreiro Alves Arroja, da Universidade de Aveiro e Professor Fernando Bianchi de Aguiar, da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, pela orientação deste trabalho e pelo apoio e disponibilidade que sempre demonstraram.
- À Professora Maria Isabel Fernandes Capela, do Deptº de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro pela ajuda no planeamento da execução do trabalho, particularmente no que respeita à modelação do trabalho prático realizado.
- Aos Professores Alcides Peres e Luís Carvalho; aos colegas Fernando Nunes, Fernando Braga e Francisco Peixoto, e ao pessoal Técnico do Deptº de Química da UTAD, particularmente ao Sr Carlos, Vera, Paula, Sr Pinto Ferreira e ao Sr Duarte, pela excelente camaradagem que sempre manifestaram, por terem proporcionado as condições físicas para a realização do trabalho prático e por terem suportado os maus cheiros durante os longos meses de trabalhos práticos.
- Aos colegas do Departamento de Fitotecnia e Eng. Rural da UTAD, nomeadamente aos Professores Fernando Bianchi de Aguiar, Jaime Cavalheiro, Nuno Moreira, Manuel de Oliveira e Eduardo Rosa pela orientação estratégica e apoio moral indispensável para levar a bom porto este trabalho. Ao Sr Monteiro pela incansável ajuda na invenção e realização das montagens laboratoriais e na reparação dos equipamentos.
- Aos Colegas Doutorandos, Mestrandos e Bolseiros do Deptº de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, principalmente ao colega Pedro Flor, pelo excelente acolhimento durante o período inicial de aprendizagem e desenvolvimento das metodologias analíticas ambientais, e pela ajuda na modelação dos ensaios práticos realizados.
- Às secretárias do Departamento de Fitotecnia e Eng. Rural, D. Susana e Teresa, e particularmente ao colega Luís Miguel Martins pela cuidada revisão final do texto.
- Aos amigos da UTAD, da Pastoral Juvenil e Universitária (particularmente o Pe. Manuel Queiroz e Pe. João Currralejo) e restantes amigos do seminário e pessoais (principalmente os colegas João Pinho, Domingos Lopes, Felicia Fonseca, Goreti Sampaio e Adriano Maia) por toda a amizade e pelo incentivo que demonstraram ao longo destes anos de trabalho

árido.

- Ao responsáveis das adegas que acompanhei, particularmente ao Sr Jaime e Sr Amílcar, da Adega Cooperativa de Vila Real; Sr Álvaro e Eng.º Seródio da Quinta do Sol e ao Sr Domingos Alves de Sousa e Eng. Tiago, pela autorização para instalação dos contadores de água nas suas adegas, pela colaboração na colheita semanal das amostras dos efluentes produzidos e pelo fornecimento dos efluentes que viriam a ser armazenados e estudados no ensaios futuros.
- À empresa *Shlumberger*, Sistemas de medição Lda., pela cedência gratuita dos contadores de água instalados nas três adegas estudadas.
- Às Instituições Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD) e Universidade de Aveiro (UA), por todo o apoio concedido e às Bibliotecas da UTAD, UA, Instituto do Vinho do Douro e Porto (IVDP), Instituto da vinha e do Vinho (IVV), Instituto Superior de Agronomia (ISA) e Comissão de Viticultura da Região dos Vinhos Verdes (CVRVV) pela cedência de bibliografia.
- Ao Departamento de Fitotecnia e Eng. Rural pelo apoio financeiro prestado, através do qual foi possível a aquisição de diverso material científico, sem o qual não teria sido possível a realização deste trabalho.

A todos (e peço desde já desculpa se me esqueci de alguém), o meu muito obrigado!

Resumo

Reconhecendo o valor universal e excepcional da paisagem vitícola, a Região Demarcada do Douro (RDD) foi recentemente inscrita na lista de Património Mundial da UNESCO como paisagem cultural evolutiva e viva. Nesta região domina a fileira vitivinícola, particularmente a produção de Vinho do Porto, tendo-se assistido nas últimas décadas à concentração da elaboração em grandes adegas, com o consequente aumento do impacto ambiental dos Efluentes Vinícolas (EVs) gerados. Esta agro-indústria tem actividades sazonais ao longo do ano, produzindo cada uma delas efluentes com diferentes características qualitativas e quantitativas, em função do modo de laboração, do tipo de vinho produzido, do consumo de água, da tecnologia utilizada e da dimensão da instalação.

Com este trabalho pretendeu apresentar-se a problemática da produção e gestão dos EVs, a sua caracterização, processos de tratamento utilizados, aprofundando o estudo da tratabilidade aeróbia dos EVs da RDD, através da adopção de diversas estratégias para o planeamento da adega e optimização do seu tratamento. Contemplou cinco fases principais:

- i) Revisão bibliográfica e avaliação do “estado da arte” relativa ao tratamento de EVs;
- ii) Caracterização das instalações produtivas, avaliação do volume diário de EVs gerados e caracterização físico-química dos efluentes produzidos ao longo do ano;
- iii) Estudos laboratoriais de tratabilidade aeróbia para os diferentes EVs produzidos;
- iv) Ensaio utilizando Reactores Descontínuos Sequenciais (SBRs) laboratoriais;
- v) Modelação dos resultados dos ensaios experimentais realizados;

A primeira fase, mais vasta, enquadra o tema abordando os diversos aspectos da produção, gestão e tratamento de EVs. Compreende o estado da arte dos principais aspectos de Enquadramento (Parte I), Redução do volume e carga poluente (Parte II), Problemática e bases tecnológicas dos tratamentos (Parte III) e Fileiras de tratamento (Parte IV), tendo cada uma delas diversos capítulos. Na segunda fase (Parte V), dá-se início ao trabalho experimental, caracterizando-se as adegas da RDD, com informação qualitativa e quantitativa dos EVs produzidos. Esta fase é fundamental ao estabelecimento de modelos de gestão de EVs e à selecção das tecnologias de tratamento.

Na terceira fase (Parte VI), e dada a grande variabilidade de concentração e tipologia de matéria oxidável, expressa como CQO, avalia-se a biodegradabilidade dos diferentes tipos de efluentes produzidos (1ª, 2ª e 3ª trasfegas) e de um efluente resultante da mistura das três trasfegas (Mix). Na quarta fase (Parte VII) avalia-se o comportamento dos Reactores Descontínuos Sequenciais (SBRs) no tratamento destes efluentes, enquanto na quinta fase (Parte VIII) se comparam os resultados experimentais obtidos com os modelos matemáticos propostos por diversos autores. Finalmente, na Parte IX apresentam-se as conclusões finais e as propostas de trabalho futuro.

O trabalho realizado mostrou que existem dois períodos distintos no que respeita ao consumo de água/volume de EVs produzido nas adegas do Douro: uma época baixa (de Novembro a Agosto) com consumos reduzidos e uma época alta correspondendo ao período de vindimas/primeiras trasfegas (Setembro e Outubro), período em que os consumos são multiplicados por 2 a 5 (o consumo neste período corresponde a cerca de 35 a 50% do total anual). A produção específica de efluentes oscilou entre 1,45 e 2,58 litros de água por litro de vinho produzido, sendo inversamente proporcional ao tamanho da adega.

Constatou-se também a existência de uma elevada sazonalidade e heterogeneidade dos EVs produzidos em termos de carga poluente, teor em SST e pH, com existência de maiores carga poluente e teor de sólidos em suspensão na fase da vindima e primeiras trasfegas. O estudo realizado permitiu tipificar três efluentes distintos (1ª, 2ª e 3ª trasfegas) com características físico-químicas dispares, correspondentes às operações mais poluentes do ciclo produtivo do vinho, tendo no entanto todos eles uma razão CBO_5/CQO de cerca de 50 a 55%, uma razão $CQO_{solúvel}/CQO_{total}$ de cerca de 73% e um pH em geral ácido (inferior a 5).

Nos testes descontínuos de biodegradabilidade sem adição de nutrientes, verificou-se que os efluentes da 2ª e 3ª trasfegas apresentam globalmente uma biodegradabilidade semelhante, mas inferior à da 1ª trasfega. As percentagens de remoção mais elevadas foram obtidas para baixas concentrações de biomassa (2 a 3 g SSV L⁻¹) e de substrato (1 a 4 g CQO L⁻¹). Não se verificaram diferenças significativas de tratabilidade biológica entre as 3 diferentes trasfegas e o efluente Mix (obtido por mistura das 3 trasfegas). Conclui-se também que os EVs apresentam um efeito inibidor a altas concentrações de

substrato, pois a máxima taxa de remoção de CQO diminuiu com o aumento da concentração de CQO inicial. A percentagem de remoção em CQO nos ensaios realizados com o efluente Mix foi superior a 70% após as primeiras 24 horas, ultrapassando os 90% decorridas 48 horas após o início da depuração. De forma geral, o teor de biomassa de 2 g SSV L⁻¹ apresentou o melhor desempenho em termos de remoção de CQO e características de decantabilidade dos sólidos biológicos formados.

A utilização de reactores SBR no tratamento de EVs permitiu concluir que a remoção de CQO obtida sem adição de nutrientes e utilizando uma razão de enchimento de 50%, oscila entre os 70 e os 95%, alcançando-se os melhores resultados para Cargas volúmicas (Cvs) inferiores a 3,4 g CQO L⁻¹ dia⁻¹. A Cv removida oscila entre 1,5 e 2,8 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ para Cv aplicada respectivamente de 1,5 a 6 g CQO L⁻¹ dia⁻¹. A maior velocidade de remoção e as melhores características de decantabilidade foram obtidas no tratamento de EVs com 12 g CQO L⁻¹ e 2 g SSV L⁻¹ de biomassa, a que corresponde uma Cv de 6 g CQO L⁻¹ dia⁻¹. Assim, pode concluir-se que o tratamento aeróbio de EVs através de reactores SBR sem adição de nutrientes mostra-se tecnicamente possível, permitindo percentagens de remoção de CQO superiores a 95%, mas para Cvs aplicadas baixas.

A operação de reactores SBR após adição de nutrientes e utilizando uma razão de enchimento de 25%, permite praticamente duplicar a Cv removida face à Cv aplicada, aumentando simultaneamente a velocidade de sedimentação. Houve ainda uma melhoria das características do efluente tratado (diminuição dos teores de CQOs e de SST). Em geral a remoção de CQO foi superior a 95% em todos os ensaios, sendo a maior parte da carga orgânica degradada nas primeiras 21 horas de reacção (para valores de Cv aplicada até 3,5 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e razões F/M até 1,8 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹). São portanto estas as condições ideais para operar um reactor SBR no tratamento de EVs da RDD.

A determinação das constantes cinéticas e a modelação dos ensaios realizados evidenciou que, de forma geral, todos os EVs seguem cinéticas de degradação típicas de Haldane/Andrews ou de Monod. O efluente da 1ª trasfega apresentou valores de Ks entre 5 e 38 g CQO L⁻¹ e Vmax de 8 a 49 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹, enquanto os efluentes da 2ª e 3ª trasfegas e Mix apresentaram valores de Ks entre 0,01 e 17,6 g CQO L⁻¹ e Vmax de 0,75 a 30 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹.

Em termos globais, a modelação do *comportamento gráfico* dos reactores confirma que as velocidades específicas máximas de degradação da matéria orgânica observadas são conseguidas maioritariamente para as concentração de biomassa de 2 e 3 g SSV L⁻¹ e para teores de CQO iniciais no reactor entre 1 e 4 g L⁻¹. As velocidades específicas máximas de remoção de substrato observadas através da modelação do *comportamento gráfico* dos reactores oscilaram entre 0,5 e 2,8 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹, para teores de CQO iniciais no reactor entre 1 e 4 g L⁻¹ e teores de biomassa de 2 e 3 g SSV L⁻¹.

Palavras-chave: Efluentes vinícolas; Região Demarcada do Douro; Tratabilidade; Tratamento aeróbio; Reactor Descontínuo Sequencial (SBR); Modelação

Abstract

Recognizing the universal and exceptional value of the wine growing landscape of the Região Demarcada do Douro (RDD), this was recently enrolled in the World heritage of UNESCO as evolutionary live cultural landscape. In this area the dominant activity and in many areas the only one economically possible in the territory, is wine production, particularly Port wine. In the last decades the wine production was concentrated in great wine cellars, with the consequent increase of the environmental impact of Winery Effluents (WEs). This industry has different activities during the year, producing effluents with different qualitative and quantitative characteristics, depending on the elaboration processes, type of wine, water consumption, technology and dimension of the installation.

The rationalization of resources and costs, the actuality, the urgency and the competition accomplish a systematic study of the production and treatment of WEs, centred in these region and their serious environmental problems, so that we know the conditions under which the liquid emissions of the wine cellars are generated and investigate their treatment conditions.

The main goal of this PhD dissertation consists of presenting a global vision of the problem of the production and administration of the WEs, particularly with respect to the characterization, planning of the wine cellar and treatment processes widely used, the characterization and the study of the aerobic treatability of the WEs of RDD, through the adoption of several strategies for optimizing his treatment. It contemplates five sub-goals:

- i) Bibliographical Revision and evaluation of the "state of the art" on the treatment of WEs;
- ii) Characterization of the productive facilities, evaluation of the daily volumes of produced WEs, physicochemical characterization of the effluents produced during the year;
- iii) Laboratorial studies of aerobic treatability for the different WEs produced;
- iv) Laboratorial scale Sequential Discontinuous Reactors (SBRs) rehearsals;
- v) Mathematical modelling applied to the results obtained with the experimental rehearsals;
- vi) Conclusions and proposes for future work.

The first sub-goal provides an approach to several aspects of the production, administration and treatment of WEs. It presents the state of the art of the main aspects of Framing of the theme (Part I), Reduction of the volume and pollutant load (Part II), Problems and technological bases of the treatments (Part III) and treatment rows (Part IV), each one of them having several chapters.

The second sub-goal (Part V) starts the experimental work and the characterization of RDD, to give the wine industry base information, necessary to understand how WEs are generated, their characteristics and volumes. This information is fundamental in the establishment of models of administration of WEs and in the selection of the treatment technologies according to the capacities and typologies of the wine cellars. In the third sub-goal (Part VI), due to the great concentration variability and typology of oxidizable matter (expressed as COD), the biodegradability of the different types of effluents produced was evaluated (1st, 2nd and 3rd rackings), and also an effluent resulted from the mixture of the three rackings (Mix effluent).

The fourth sub-goal (Part VII) evaluates the behaviour of Sequential Discontinuous Reactor (SBR) in the treatment of these effluents under different conditions. The fifth sub-goal (Part VIII) compares the experimental results obtained with the mathematical models proposed by several authors. Finally, in the Part IX final conclusions and some proposals for future work are presented.

The work demonstrated that there are two different periods concerning water consumption/winery effluents (WEs) volume produced at the RDD wine cellars: a low season (from November to August) with reduced consumptions, and a high season corresponding to vintage/first rackings (September and October). In this period the consumptions are multiplied by a factor from 2 to 5, corresponding about 35 to 50% of the total annual consumption. The specific production of effluents oscillated between 1.45 and 2.58 litters of water by litter of produced wine, and was inversely proportional to the size of the wine cellar.

Concerning pollutant load, TSS content and pH, a high seasonality and heterogeneity of the WEs production was observed. The effluents with higher pollutant load and suspension solids were produced in the vintage/first rackings season. The accomplished study allowed the identification of three typical effluents (1st, 2nd and 3rd rackings) with very different physical-chemical characteristics, corresponding to the highest pollutant operations of the wine productive cycle. However all of them had

similar BOD₅/COD reason (50 to 55%), a soluble COD/total COD reason about 73% and are generally acid (pH below 5).

Through the accomplishment of discontinuous biodegradability tests without the addition of nutrients, it was verified that globally the effluents of the 2nd and 3rd rackings presented a similar biodegradability, but lower than the 1st racking. The higher removal percentages were obtained for low biomass concentrations (2 and 3 g TSS L⁻¹) and 1 to 4 g COD L⁻¹ of substratum. No great biological treatability differences were verified between the 3 different rackings and the Mix effluent (obtained by mixture of the 3 rackings). These rehearsals also lead to the conclusion that the WEs present an inhibiting effect with high substratum concentrations, because the COD removal rates decreased with the increase in the initial COD concentration. The COD removal obtained in the rehearsals accomplished with the Mix effluent was higher than 70% after the first 24 hours, rising higher than 90% 48 hours after the beginning of the depuration process. In a general way, the best performance terms of COD removal and sedimentation characteristics of the biological solids was obtained with 2 g SSV L⁻¹ biomass content.

The utilization of SBR reactors in the treatment of WEs without addition of nutrients, using a 50% filling ratio, lead to the conclusion that the COD removal rates oscillated between 70 and 95%, reaching the best results for volumetric loads (VLs) lower than 3,4 g COD L⁻¹ day⁻¹. The VLs removed oscillated between 1.5 and 2.8 g COD L⁻¹ day⁻¹ for VLs applied respectively from 1.5 to 6 g COD L⁻¹ day⁻¹.

The higher removal rates and the best settling characteristics were obtained treating WEs with 12 g COD L⁻¹ and 2 g TSS L⁻¹ biomass content, that corresponds to a VL of 6 g CQO L⁻¹ day⁻¹. In conclusion, the aerobic treatment of WEs using SBR reactors without nutrients addition is technically possible, allowing COD removals higher than 95%, but for low VLs.

After the nutrients addition and using a 25% filling ratio, the SBR reactors practically double VLs removed related to VLs applied, increasing simultaneously the settling speed. An improvement in the characteristics of the treated effluent was also verified, respecting to COD and TSS content. Generally, the COD removal was higher than 95% for all of the rehearsals, and the organic load mostly degraded in the first 21 hours of reaction (for a VL applied up to 3.5 g COD L⁻¹ day⁻¹ and F/M reasons up to 1.8 g COD g VSS⁻¹ day⁻¹). Therefore, these are the ideal conditions to operate an SBR reactor treating WEs.

The kinetic constants determinations and the modelling of the accomplished rehearsals showed that, in a general way all of the effluents follow typical Haldane/Andrews or Monod degradation kinetics. The treatment of the wine-producing effluent from the 1st Racking showed V_{max} values from 8 to 49 g COD g VSS⁻¹ day⁻¹ and K_s values from 5 to 38 g COD L⁻¹. The treatment of 2nd and 3rd Rackings and Mix effluent showed V_{max} values from 0.75 to 30 g COD g VSS⁻¹ day⁻¹ and K_s values from 0.01 to 17.6 g CQO L⁻¹.

Globally, modelling the reactors *graphic behaviour* confirms that the specific maximum organic matter degradation speeds are mainly observed for 2 and 3 g SSV L⁻¹ biomass concentration, and for initial COD content in the reactor between 1 and 4 g L⁻¹. Specific maximum substratum removal speed observed through the modelling of the graphic behaviour of the reactor oscillated between 0.5 and 2.8 g COD g VSS⁻¹ day⁻¹, for initial COD content in the reactor between 1 and 4 g L⁻¹ and a biomass content between 2 and 3 g SSV L⁻¹.

Keywords: Winery effluents; Região Demarcada do Douro; Port wine Region (Portugal); Characterization; Treatability; Aerobic treatability; SBR (Sequential Batch Reactor); Mathematical modelling.

ÍNDICE GERAL

Agradecimentos.....	V
Resumo	VII
Abstract	IX
Índice de figuras.....	XVIII
Índice de tabelas.....	XXIII
Índice de anexos.....	XXVI
Lista de abreviaturas	XXVII
 PARTE I- ENQUADRAMENTO GERAL DO TRABALHO.....	1
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Memória justificativa, objectivos e estrutura da tese	2
1.2. A importância do sector vitivinícola em Portugal e na RDD.....	4
1.3. A vinificação e a produção de EVs	7
1.4. A poluição pelos EVs.....	14
2. AVALIAÇÃO DO VOLUME E CARGA POLUENTE DOS EVS	17
2.1. Composição dos efluentes vinícolas	17
2.2. Avaliação da carga poluente dos EVs	18
2.2.1. Parâmetros de caracterização dos efluentes.....	18
2.3. Avaliação do volume de efluentes rejeitados.....	21
2.3.1. Através do consumo de água.....	21
2.3.2. Através do caudal de efluente.....	22
3. AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DOS EVS PRODUZIDOS	25
3.1. Tipos de amostragem	25
3.2. A recolha de amostras	26
3.3. Frequência de amostragem.....	27
3.4. Carga poluente e volume de EVs produzido.....	27
3.4.1. Caracterização média dos EVs	27
3.4.2. Factores que influenciam o volume e a carga poluente produzidos	30
3.4.2.1. Tipo de vinho.....	31
3.4.2.2. Região de produção e tipo de adegas	32
3.4.2.3. Operações de vinificação.....	34
3.4.2.4. Sazonalidade.....	36
3.4.3. Estimativa do volume e carga poluente produzidos	38

4. REGULAMENTAÇÃO DE PROTECÇÃO AMBIENTAL	41
4.1. Gestão de EVs	41
4.1.1. Regulamentação Comunitária (UE).....	41
4.1.2. Legislação portuguesa	43
4.2. Gestão de resíduos sólidos	44
4.2.1. Regulamentação europeia	45
4.2.2. Regulamentação portuguesa	46
4.3. Gestão Ambiental Integrada (GAI - Norma ISO 14001).....	48
 PARTE II- REDUÇÃO DO VOLUME E DA CARGA POLUENTE REJEITADOS	 49
5. GESTÃO E PLANEAMENTO DA ADEGA.....	49
5.1. Redução do volume e da carga poluente	49
5.1.1. Instalação de redes separativas	50
5.1.1.1. Águas pluviais vs águas sujas	50
5.1.1.2. Efluentes domésticos (EDs) vs efluentes vinícolas (EVs)	51
5.1.2. Medidas de combate aos desperdícios de água.....	51
5.1.2.1. Manutenção da rede de distribuição de água e esgotos.....	51
5.1.2.2. Uso de agulhetas	52
5.1.3. Limitação da regulação térmica por lâmina de água	52
5.1.4. Optimização da eficácia das limpezas	53
5.1.4.1. Efeito mecânico	53
5.1.4.2. Utilização da sobrepressão.....	54
5.1.4.3. Influência dos tipos de revestimento da adega.....	55
5.1.4.4. Produtos de limpeza e desinfecção utilizados.....	55
5.1.4.4.1. Tipo e concentração	56
5.1.4.4.2. Tempo de contacto.....	58
5.1.4.4.3. Temperatura da solução de limpeza.....	59
5.2. Planeamento da adega	59
5.2.1. Distribuição dos pontos de água	59
5.2.2. Revestimento do pavimento, paredes e canais de drenagem	60
5.2.3. Escoamento de água na adega	61
5.2.4. Influência do tipo de cuba	63
5.2.4.1. Madeira	64
5.2.4.2. Betão de cimento.....	64
5.2.4.3. Aço esmaltado, fibra de vidro e plástico.....	65
5.2.4.4. Aço inox.....	65

6. RECUPERAÇÃO E VALORIZAÇÃO DE SUBPRODUTOS E RESÍDUOS DE VINIFICAÇÃO...	69
6.1. Bagaços	70
6.1.1. Áreas de armazenamento.....	70
6.1.2. Vias de valorização	70
6.2. Borrás	72
6.3. Terras de filtração	73
6.4. Águas de lavagem e destartarização de cubas.....	74
6.4.1. Características das soluções de destartarização	74
6.4.2. Reutilização, reciclagem e recuperação de sais das soluções.....	75
 PARTE III - PROBLEMÁTICA E BASES TECNOLÓGICAS DOS TRATAMENTOS	77
7. PRÉ-TRATAMENTO E PRINCÍPIOS-BASE DO TRATAMENTO DE EVS.....	77
7.1. Armazenamento tampão/equalização.....	77
7.1.1. Funções do armazenamento tampão.....	77
7.1.2. Tipo de armazenamento	79
7.2. Gradagem/tamisagem.....	80
7.2.1. Tamisadores estáticos	81
7.2.2. Tamisadores dinâmicos	82
7.3. Processos físico-químicos	84
7.3.1. Coagulação/floculação química.....	85
7.3.2. Oxidação avançada.....	86
7.4. Processos biológicos	88
7.4.1. Principais grupos de microrganismos presentes.....	88
7.4.2. Conversão da matéria orgânica nos tratamentos biológicos.....	89
7.4.2.1. Conversão por via aeróbia	90
7.4.2.2. Conversão por via anaeróbia	91
7.4.3. Caracterização do funcionamento do tratamento biológico aeróbio	93
7.4.4. Processos multietapas.....	95
7.5. Arejamento.....	95
7.5.1. Caracterização dos sistemas de arejamento	95
7.5.2. Gestão do arejamento	97
7.6. Separação biomassa/efluente depurado.....	98
 PARTE IV - FILEIRAS DE TRATAMENTO DOS EVS.....	101
8. PROCESSOS DE TRATAMENTO FÍSICOS	101
8.1. Evaporação.....	101

8.1.1.	Evaporação natural	102
8.1.2.	Evaporação forçada, por aspersão em painéis	103
8.1.3.	Evaporação forçada, ventilada mecanicamente	106
8.2.	Evapo-concentração por condensação fraccionada (ECCF)	107
8.3.	Microfiltração tangencial e Osmose inversa	109
9.	PROCESSOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO AERÓBIOS.....	111
9.1.	Processos extensivos	111
9.1.1.	Distribuição no solo	111
9.1.1.1.	Definição e princípios	112
9.1.1.2.	Descrição técnica da sequência de tratamento	115
9.1.1.3.	Limitações da depuração por distribuição no solo	117
9.1.1.4.	Distribuição sobre solo agrícola ou florestal.....	120
9.1.1.5.	Distribuição sobre vinha	121
9.1.2.	Armazenamento arejado	121
9.1.2.1.	Descrição da sequência de tratamento	122
9.1.2.2.	Características do Armazenamento Arejado	124
9.1.3.	Leito de macrófitas emergentes (LME)	125
9.2.	Processos de tratamento aeróbios intensivos	126
9.2.1.	Sistemas de lamas activadas com sedimentador e recirculação.....	126
9.2.1.1.	Lama activada convencional (LA)	127
9.2.1.2.	Bacias em série.....	128
9.2.1.3.	Fileira aeróbia bietápica	129
9.2.1.3.1.	Lamas activadas (LA) bietápica.....	130
9.2.1.3.2.	Bacia de leveduras (BL) + lamas activadas (LA)	132
9.2.2.	Sistemas com lamas activadas sem sedimentador	133
9.2.2.1.	Tratamento biológico com alimentação sequencial (SBR)	133
9.2.2.2.	Bio-reactor de membranas	137
9.2.3.	Reactores de biofilme (MBBR, FBBR, RBC e leito percolador)	137
9.2.4.	Outros reactores	139
9.3.	Tratamento colectivo misto	140
10.	PROCESSOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO	143
10.1.	Tecnologias que utilizam biomassa em suspensão	145
10.1.1.	Processos intensivos (CSTR e ASBR).....	145
10.1.2.	Processo extensivo: bacia de metanização.....	145
10.2.	Tecnologias que utilizam biofilme	146

10.2.1. Processos intensivos (UASB, AFR, AFBBR, digestor híbrido).....	147
11. TRATAMENTOS COMPLEMENTARES DE ACABAMENTO	151
11.1. Filtro de saibro	151
11.2. Leito de Macrófitas Emergentes (LME)	152
12. FACTORES DE SELECÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO.....	155
12.1. Factores técnicos	155
12.2. Factores económicos	155
12.3. Factores de ordem ambiental.....	156
12.4. Diagrama de ajuda à decisão.....	157
12.4.1. Programas informáticos.....	158
12.5. Tratamento colectivo vs individual	158
12.6. Tratamento contínuo vs descontínuo.....	158
12.7. Sistemas de tratamento físico-químicos e biológicos.....	159
PARTE V- CARACTERIZAÇÃO DAS ADEGAS EM ESTUDO	163
13. SELECÇÃO E CARACTERIZAÇÃO TECNOLÓGICA.....	163
13.1. Caracterização quantitativa	165
13.1.1. Produção anual de vinho	165
13.1.2. Consumo de água	165
13.1.2.1. Sazonalidade dos consumos diários.....	166
13.1.2.2. Consumos acumulados	168
13.1.2.3. Consumo médio diário e específico.....	169
13.1.2.4. Conclusões preliminares.....	170
13.2. Caracterização qualitativa dos efluentes produzidos	171
13.2.1. Sazonalidade das suas características	171
13.2.2. Características médias	173
13.2.3. Conclusões preliminares.....	175
PARTE VI- ESTUDOS DE TRATABILIDADE AERÓBIA DE EVS.....	177
14. SELECÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES	177
14.1. Ensaio de biodegradabilidade de curta duração (efluentes 1T, 2T e 3T)	178
14.1.1. Material e métodos	178
14.1.2. Apresentação e discussão de resultados	179
14.1.3. Conclusões preliminares (ensaio 1T, 2T e 3 T)	186
14.2. Ensaio de biodegradabilidade de longa duração (efluentes 1T, 2T e 3T e Mix)	187

14.2.1. Material e métodos	187
14.2.2. Apresentação e discussão de resultados.....	188
14.2.2.1. Efluentes 1T, 2T e 3T	188
14.2.2.2. Efluente Mix	191
14.2.3. Decantabilidade	194
14.2.3.1. Efluentes 1T, 2T e 3T	194
14.2.3.2. Efluente Mix	195
14.2.4. Conclusões preliminares (ensaio 1T, 2T e 3T e Mix)	199
PARTE VII- APLICAÇÃO DA TECNOLOGIA SBR AO TRATAMENTO DE EVS	201
15. OPTIMIZAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA	201
15.1. Material e métodos	201
15.2. Apresentação e discussão de resultados	203
15.2.1. Comportamento dos reactores SBR.....	203
15.2.2. Decantabilidade	207
15.3. Conclusões preliminares.....	209
16. OPTIMIZAÇÃO DO TEMPO DE REACÇÃO	211
16.1. Material e métodos	211
16.2. Apresentação e discussão de resultados	212
16.2.1. Comportamento dos reactores SBR.....	212
16.2.2. Decantabilidade	217
16.3. Conclusões preliminares.....	219
PARTE VIII- MODELAÇÃO	221
17. MODELOS CINÉTICOS	221
17.1. Introdução.....	221
17.2. Modelação e estimação de parâmetros cinéticos.....	227
17.3. Determinação das constantes cinéticas.....	228
17.3.1. Efluente da 1ª Trásfega (1T).....	229
17.3.2. Efluente da 2ª Trásfega (2T).....	232
17.3.3. Efluente da 3ª Trásfega (3T).....	234
17.3.4. Efluente de mistura das diferentes trásfegas (Mix).....	237
17.3.5. Conclusões preliminares.....	239
17.4. Simulação do comportamento dos reactores	240
17.4.1. Velocidades específicas de degradação	241
17.4.2. Comparação entre os diferentes efluentes	244

17.4.3. Conclusões preliminares.....	245
PARTE IX- CONCLUSÕES FINAIS E PROPOSTAS DE TRABALHO FUTURAS	247
18. CONCLUSÕES.....	247
18.1. Caracterização das adegas e dos efluentes	247
18.2. Testes de biodegradabilidade, determinação das constantes cinéticas e modelação	248
18.3. Estabelecimento das condições operatórias para reactores SBR.....	249
18.4. Propostas de trabalho futuro	250
19. BIBLIOGRAFIA	251
ANEXOS	279

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1- Diagrama tecnológico de obtenção do vinho tinto e geração de efluentes e resíduos	9
Figura 1.2- Diagrama tecnológico de obtenção do vinho branco e geração de efluentes e resíduos.....	10
Figura 1.3- Esquema do processo poluente provocado pelos EVs.....	14
Figura 3.1- Distribuição tipo da evolução da produção de EVs de uma adega ao longo do ano	37
Figura 5.1- Escoamento por caixas sifonadas	62
Figura 5.2- Escoamento por vala e grelha	62
Figura 5.3- Escoamento por canais abertos	63
Figura 5.4- Escoamento por canal semiaberto.....	63
Figura 5.5- Aspecto da superfície do aço antes e após o polimento.....	66
Figura 7.1- Esquema de uma grelha tipo cesto perfurado	81
Figura 7.2- Esquema de um tamisador estático inclinado	82
Figura 7.3- Esquema de um tamisador vibratório	83
Figura 7.4- Esquema de um tamisador rotativo.....	83
Figura 7.5- Esquema de uma grelha de cadeia contínua com autolimpeza	84
Figura 7.6- Modelo simplificado de conversão da matéria orgânica.....	88
Figura 7.7- Modelo simplificado de transformação anaeróbia da MO.....	92
Figura 7.8- Esquema de uma instalação com tratamento biológico por lamas activadas com recirculação.....	93
Figura 8.1- Bacia de evaporação	102
Figura 8.2- Esquema de um painel de evaporação	104
Figura 8.3- Esquema do funcionamento da evaporação forçada.....	106
Figura 8.4- Esquema de funcionamento de um dispositivo de evapo-concentração por condensação fraccionada	108
Figura 8.5- Esquema do funcionamento do tratamento por osmose inversa	110
Figura 9.1- Ciclo de depuração de EVs por distribuição no solo	112
Figura 9.2- Esquema da fileira de distribuição de EVs	116
Figura 9.3- Principais factores que intervêm no rendimento depuratório de EVs pelo solo	117
Figura 9.4- Esquema de funcionamento do armazenamento arejado (AA).....	123
Figura 9.5- Esquema do funcionamento de um sistema de tratamento por LA bietápico	130
Figura 9.6- Esquema do funcionamento do processo <i>Vinipur</i> (bacia de leveduras + lamas activadas)	132
Figura 11.1- Esquema de funcionamento do tratamento por AA + Leito de macrófitas emergentes (LME) com dois estágios.....	152
Figura 12.1- Factores a ter em conta na escolha do tipo de instalação de tratamento a utilizar	156

Figura 12.2- Diagrama da ajuda à decisão para escolha do melhor tipo de tratamento de EVs a seguir (caso de pequenas e médias adegas).....	157
Figura 12.3- Organigrama dos principais processos de tratamento físico-químicos aplicáveis ao tratamento de EVs	160
Figura 12.4- Organigrama dos principais processos de tratamento biológico aplicáveis ao tratamento de EVs	161
Figura 13.1- Consumo diário de água na Quinta Sol	167
Figura 13.2- Consumo diário de água na ACVR	167
Figura 13.3- Consumo diário de água na Q. da Gaivosa.....	168
Figura 13.4- Consumo acumulado de água na Quinta do Sol	168
Figura 13.5- Consumo acumulado de água na ACVR	169
Figura 13.6- Consumo acumulado de água na Q. da Gaivosa.....	169
Figura 13.7- Consumo médio diário e específico de água das adegas em estudo	170
Figura 13.8- Evolução dos teores em CQO, CBO ₅ , SST e SSV na Q. do Sol	171
Figura 13.9- Evolução dos teores em CQO, CBO ₅ , SST e SSV na ACVR	172
Figura 13.10- Evolução dos teores em CQO, CBO ₅ , SST e SSV na Q. da Gaivosa.....	173
Figura 13.11- CQO e CBO ₅ médios dos efluentes das adegas em estudo	173
Figura 13.12- SST e SSV médios dos efluentes das adegas em estudo	174
Figura 13.13- % SSV e razão CBO ₅ /CQO médios dos efluentes das adegas em estudo.....	175
Figura 14.1- Evolução do CQOt (ensaio 3T X3S6)	180
Figura 14.2- Curvas de evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para os diferentes ensaios e relativas à 1ª trasfega.....	181
Figura 14.3- Evolução da percentagem de remoção de CQO da 1ª trasfega para as concentrações S2 e S4, e para os tempos de operação de 6, 12, 24 e 48 horas.....	182
Figura 14.4- Curvas de evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para os diferentes ensaios e relativas à 2ª trasfega.....	183
Figura 14.5- Evolução da percentagem de remoção de CQO da 2ª trasfega para as concentrações S2 e S4 e para os tempos de operação de 6, 12, 24 e 48 horas.....	184
Figura 14.6- Curvas de evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para os diferentes ensaios e relativas à 3ª trasfega.....	185
Figura 14.7- Evolução da percentagem de remoção de CQO da 3ª trasfega para as concentrações S2 e S4 e para os tempos de operação de 6, 12, 24 e 48 horas.....	186
Figura 14.8- Curvas de evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para os diferentes ensaios relativas à 1ª, 2ª e 3ª trasfegas	189
Figura 14.9- Evolução da percentagem de remoção de CQO da 1ª, 2ª e 3ª trasfegas para os diferentes ensaios e os tempos de operação de 0,5 a 7 dias	190

Figura 14.10- Curvas de evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para os diferentes ensaios relativos ao efluente Mix	191
Figura 14.11- Evolução da percentagem de remoção de CQO do efluente Mix para as concentrações S1 a S4 e os tempos de operação de 0,5 a 2 dias	192
Figura 14.12- Efeito da concentração inicial em CQO na evolução da remoção em CQO para o efluente Mix e para X2 (2 g SSV L ⁻¹ de biomassa)	193
Figura 14.13- Efeito da concentração inicial em CQO na evolução da remoção em CQO para o efluente Mix e para X3 (3 g SSV L ⁻¹ de biomassa)	193
Figura 14.14- Altura de interface nos ensaios de sedimentabilidade para os 3 ensaios com os efluentes 1T, 2T e 3T e para X3	194
Figura 14.15- Altura de interface nos ensaios de sedimentabilidade para o efluente Mix após 12, 24 horas de reacção e para X2	195
Figura 14.16- Altura de interface nos ensaios de sedimentabilidade para o efluente Mix após 48 horas de reacção e para X2	196
Figura 14.17- Altura de interface nos ensaios de sedimentabilidade para os ensaios com o efluente Mix após 12 e 24 horas de reacção e para X3	196
Figura 14.18- Altura de interface nos ensaios de sedimentabilidade para os ensaios com o efluente Mix após 48 horas de reacção e para X3	197
Figura 14.19- Efeito de concentração inicial em CQO na velocidade de sedimentação para todos os efluentes (1 ^a , 2 ^a , 3 ^a trasfegas e Mix), para X3 e 48 horas de tempo de reacção	197
Figura 14.20- Efeito de concentração inicial em CQO e do teor em biomassa na velocidade de sedimentação para o efluente Mix e 48 horas de tempo de reacção	198
Figura 15.1- Curvas de evolução do CQOs e SST do decantado e respectiva velocidade de remoção em CQO para o ensaio X2EV3	203
Figura 15.2- Remoção de CQO vs carga volúmica	204
Figura 15.3- Velocidade de remoção CQO vs carga volúmica para todos os ensaios	204
Figura 15.4 - Remoção de CQO vs razão F/M.	205
Figura 15.5 – Taxa remoção de CQO vs razão F/M	205
Figura 15.6- Carga volúmica removida vs carga volúmica aplicada ao reactor	206
Figura 15.7 – CQOs do efluente tratado vs carga volúmica	206
Figura 15.8- SST do efluente tratado vs carga volúmica	207
Figura 15.9 – Velocidade de sedimentação vs carga volúmica	208
Figura 15.10- SVI vs carga volúmica	208
Figura 16.1- Curvas de evolução do CQOs e SST do decantado e respectiva velocidade de remoção de CQO para o ensaio X2EV9-42h	213
Figura 16.2- Percentagem de remoção de CQO vs tempo de reacção para todos os ensaios	213

Figura 16.3- Velocidade remoção CQO alimentado vs carga volúmica aplicada	214
Figura 16.4 - Percentagem de remoção de CQO vs carga volúmica	214
Figura 16.5 - Percentagem de remoção de CQO vs razão F/M	215
Figura 16.6- Carga volúmica removida vs carga volúmica aplicada ao rector	215
Figura 16.7 – CQOs do efluente tratado vs carga volúmica	216
Figura 16.8– SST do efluente tratado vs carga volúmica	216
Figura 16.9– Produção de lamas dos reactores vs carga volúmica	217
Figura 16.10 – Velocidade de sedimentação vs carga volúmica	218
Figura 16.11 – Velocidade de sedimentação vs tempo de reacção	218
Figura 16.12- SVI vs tempo de reacção	219
Figura 16.13- SVI vs carga volúmica	219
Figura 17.1– Comparação entre a velocidade específica de remoção de substrato com inibição (modelo de Andrews) e sem inibição (modelo de Monod).	224
Figura 17.2– Evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para 3 g SSV L ⁻¹ (X3) e para o efluente MIX obtida por modelação com o programa AQUASIM e para a equação de Haldane, face aos resultados experimentais obtidos.	229
Figura 17.3– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores Si e para 2, 3, 4 e 6 g SSV L ⁻¹ (X2, X3, X4 e X6) obtida por modelização com o programa AQUASIM (1ª Trásfega)	231
Figura 17.4– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores Si e 2 e 3 g SSV L ⁻¹ (X2 e X3) obtida por modelização com o programa AQUASIM (2ª Trásfega)	233
Figura 17.5– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores Si e 4 e 6 g SSV L ⁻¹ (X4 e X6) obtida por modelização com o programa AQUASIM (2ª Trásfega)	234
Figura 17.6– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores Si e para 2, 3, 4 g SSV L ⁻¹ (X2,X3, X4) obtida por modelização com o programa AQUASIM (3ª Trásfega)	236
Figura 17.7– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores Si e para 6 g SSV L ⁻¹ (X6) obtida por modelização com o programa AQUASIM (3ª Trásfega)	237
Figura 17.8– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores Si e para 2 e 3 g SSV L ⁻¹ (X2 e X3) obtida por modelização com o programa AQUASIM (Efluente Mix)	238
Figura 17.9– Velocidade inicial de degradação do CQOt (ensaio 3T X3S6)	240
Figura 17.10– Velocidade específica inicial de degradação da CQO para diferentes contribuições de Si e Xi, 1ª trasfega	241
Figura 17.11– Velocidade específica inicial de degradação da CQO para diferentes contribuições de Si e Xi, 2ª trasfega	242
Figura 17.12– Velocidade específica inicial de degradação da CQO para diferentes contribuições de Si e Xi, 3ª trasfega	243

Figura 17.13– Velocidade específica inicial de remoção da CQO para diferentes contribuições de Si e Xi, efluente Mix.....	244
Figura 17.14– Velocidade específica inicial de degradação da CQOt para os diferentes efluentes e para 2 g SSV L ⁻¹ (X2).....	244
Figura 17.15– Velocidade específica inicial de degradação da CQOt para os diferentes efluentes e para 3 g SSV L ⁻¹ (X3).....	245

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1- Valor Bruto da Produção de vinho em Portugal	5
Tabela 1.2 - Superfície Vitícola em Portugal continental	6
Tabela 1.3- Fluxo de materiais numa adega.....	7
Tabela 1.4- Resíduos produzidos durante as operações de vinificação.....	8
Tabela 2.1- Composição dos EVs	17
Tabela 3.1- Frequência de amostragem de EVs em função do período do ano	27
Tabela 3.2 - Características médias dos EVs, borras de vinho e efluentes domésticos.....	29
Tabela 3.3- Produção de carga poluente em função do tipo de vinho produzido	31
Tabela 3.4- Produção específica de EVs em diversos países/regiões de produção.....	33
Tabela 3.5- Volume específico de EVs e respectiva carga poluente produzidas por operação de vinificação.....	35
Tabela 3.6- Características dos EVs produzidos durante a vindima, 1ª e 2ª trasfegas numa adega alemã	36
Tabela 3.7- Carga poluente e volume de EVs produzidos ao longo do ano.....	37
Tabela 3.8- Características médias dos EVs produzidos em época alta e baixa.....	38
Tabela 3.9- Parâmetros de caracterização de EVs e respectivas equações de ajuste em função dos SSV, SV, EC e densidade.....	40
Tabela 4.1- Principais parâmetros relativos às normas de descarga de águas residuais.....	43
Tabela 4.2- Resíduos sólidos gerados na elaboração de uma garrafa de champanhe.....	45
Tabela 4.3- Valores limite de concentração de metais pesados nos solos e lamas e respectivas quantidades máximas anuais que podem ser introduzidas em solos cultivados.....	47
Tabela 5.1- Características dos principais sistemas de destartarização de cubas	54
Tabela 5.2- Efeito mecânico da água em função da velocidade de circulação, para um caudal de 10 m ³ h ⁻¹	55
Tabela 5.3- Facilidade de limpeza de alguns materiais comuns na adega	55
Tabela 5.4- Características dos principais componentes da sujidade presentes na adega	56
Tabela 5.5- Escolha dos produtos de higiene em função da superfície a limpar.....	57
Tabela 5.6- Listagem de substâncias activas dos produtos de limpeza com menor impacto sobre os tratamentos biológicos.....	58
Tabela 5.7- Características dos diversos materiais de revestimento do pavimento, paredes e canais de drenagem.....	60
Tabela 5.8- Tipos de laminagem do aço e respectivas características de microrugosidade	66
Tabela 5.9- Resultados de destartarização de um permutador de calor clássico vs electropolido.....	67

Tabela 5.10- Medidas internas a tomar visando a diminuição do volume e carga poluente produzidos por uma adega.....	67
Tabela 6.1- Características médias das borras de vinho tinto.....	72
Tabela 6.2- Características médias dos efluentes de lavagem de um filtro sem recuperação de terras .	73
Tabela 6.3- Características das soluções de destarização.....	75
Tabela 7.1- Tipo de arejamento em função do tempo de armazenamento arejado previsível e dos objectivos a atingir	78
Tabela 7.2- Características dos principais sistemas de tamisagem.....	84
Tabela 7.3- Factores de correcção global de transferência de oxigénio em águas limpas/águas sujas .	97
Tabela 7.4- Valores de FEB e FEB' dos principais sistemas de arejamento utilizados em ETARs (kg O ₂ kW ⁻¹ h ⁻¹).....	97
Tabela 9.1- Composição em elementos fertilizantes dos EVs em comparação com outros efluentes.	115
Tabela 9.2- Vantagens e inconvenientes da distribuição por cisterna vs canhão aspersor	117
Tabela 9.3- Classificação da eficiência da distribuição de EVs no solo.....	119
Tabela 12.1- Tipos de tratamento mais adequados em função da dimensão da adega.....	159
Tabela 13.1- Produção anual de vinho por espécie das adegas em estudo (milhares de litros).....	166
Tabela 14.1- Efluentes tipo, época de produção e operações associadas	177
Tabela 14.2- Caracterização dos efluentes concentrados correspondentes às operações mais poluentes do ciclo produtivo (1T, 2T e 3T) e do efluente Mix.....	178
Tabela 14.3- Matriz experimental e respectiva razão F/M inicial utilizada nos ensaios de biodegradabilidade para cada efluente seleccionado (1T, 2T e 3T)	179
Tabela 14.4- Matriz experimental e razão F/M (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹) inicial utilizada nos ensaios de biodegradabilidade para cada efluente seleccionado (1T, 2T, 3T e Mix).....	188
Tabela 15.1- Cargas volúmicas (g CQO L ⁻¹ dia ⁻¹) utilizadas nos ensaios SBR para optimização da concentração em biomassa	202
Tabela 15.2- Caracterização dos efluentes usados na alimentação dos reactores SBR para optimização da concentração em biomassa.....	202
Tabela 16.1- Razões F/M (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹) utilizadas nos ensaios SBR para optimização do tempo de reacção	211
Tabela 16.2- Caracterização dos efluentes usados na alimentação dos reactores SBR para optimização do tempo de reacção	212
Tabela 17.1- Valores paramétricos de K _s , V _{max} K _i , V* e S* estimados a partir do programa AQUASIM para o efluente 1T	230
Tabela 17.2- Valores paramétricos de K _s , V _{max} K _i , V* e S* estimados a partir do programa AQUASIM para o efluente 2T	232

Tabela 17.3- Valores paramétricos de K_s , V_{max} , K_i , V^* e S^* estimados a partir do programa AQUASIM para o efluente 3T.....	235
Tabela 17.4- Valores paramétricos de K_s , V_{max} , K_i , V^* e S^* estimados a partir do programa AQUASIM para o efluente MIX	238
Tabela 17.5- Constantes cinéticas obtidas a partir do programa AQUASIM para o efluente 1T	241
Tabela 17.6- Constantes cinéticas obtidas a partir do programa AQUASIM para o efluente 2T	242
Tabela 17.7- Constantes cinéticas obtidas a partir do programa AQUASIM para o efluente 3T	243
Tabela 17.8- Constantes cinéticas obtidas a partir do programa AQUASIM para o efluente Mix	244

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1- Carga poluente por operação em duas adegas da região sudoeste francesa	279
Anexo 2- Carga poluente produzida na lavagem dos principais tipos de filtros utilizados na adega..	280
Anexo 3- Carga poluente produzida por operação unitária	280
Anexo 4 - Valores limite de rejeição em meio natural nos principais países produtores de vinho da UE.	281
Anexo 5 - Tipos de tratamento de águas residuais	281
Anexo 6 - Valor fertilizantes dos EVs e borras de vinho	282
Anexo 7- Vantagens e inconvenientes dos principais tratamentos físicos e biológicos	283
Anexo 8 - Valor das exportações médias dos principais elementos fertilizantes por cultura (kg ha ⁻¹)	285
Anexo 9- Principais características dos diversos tipos de AA e tratamentos complementares propostos	285
Anexo 10- Eficiência de remoção de CQO dos principais processos de tratamento de EVs	286
Anexo 11- Parâmetros cinéticos obtidos com o software AQUASIM para os modelos de 1ª ordem, Monod e Haldane/Andrews e respectivos valores de χ^2 para os efluente da 1ª trasfega e para os diferentes valores de carga poluente (S) e biomassa utilizados (X2 a X6).....	289
Anexo 12- Parâmetros cinéticos obtidos com o software AQUASIM para os modelos de 1ª ordem, Monod e Haldane/Andrews e respectivos valores de χ^2 para os efluente da 2ª trasfega e para os diferentes valores de carga poluente (S) e biomassa utilizados (X2 a X6).....	291
Anexo 13- Parâmetros cinéticos obtidos com o software AQUASIM para os modelos de 1ª ordem, Monod e Haldane/Andrews e respectivos valores de χ^2 para os efluente da 3ª trasfega e para os diferentes valores de carga poluente (S) e biomassa utilizados (X2 a X6).....	293
Anexo 14- Parâmetros cinéticos obtidos com o software AQUASIM para os modelos de 1ª ordem, Monod e Haldane/Andrews e respectivos valores de χ^2 para o efluente Mix (mistura das três trasfegas) e para os diferentes valores de carga poluente (S) e biomassa utilizados (X2 e X3)	296

Lista de abreviaturas mais utilizadas

AA	Armazenamento arejado
AFBBR	<i>Anaerobic Fixed Bed Biofilm Reactor</i>
AFR	<i>Anaerobic Filter Reactor</i>
BL	Bacia de leveduras
CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO)
CQO	Carência Química de Oxigénio
CQOs	Carência Química de Oxigénio solúvel
CSTR	<i>Continuous Stirred Tank Reactor</i>
Cv	Carga volúmica
ECCF	Evapo concentração por condensação fraccionada
EH	Habitante Equivalente
ETAR	Estação de tratamento de Efluentes
EV	Efluente vinícola
F/M	Razão <i>food/microorganisms</i>
FBBR	<i>Fixed Bed Biofilm Reactor</i>
JLR	<i>Jet Loop Reactor</i>
LA	Lamas activadas
LME	Leito de Macrófitas Emergentes
MBBR	<i>Moved Bed Biofilm Reactor</i>
MD	Matérias decantáveis
Nt	Azoto total
P	Fósforo total
RBC	<i>Rotating Biological Contactor</i>
SBBR	<i>Sequential Batch Biofilm reactor</i>
SBR	<i>Sequential Batch reactor</i>
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TRH	Tempo de retenção hidráulico
UASB	<i>Up flow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UE	União Europeia

PARTE I- ENQUADRAMENTO GERAL DO TRABALHO

1. INTRODUÇÃO

"É necessário utilizar muita água para fazer um bom vinho"

Este velho adágio é testemunha dos imperativos de higiene na elaboração do vinho. As águas de lavagem utilizadas resultantes das diversas operações que se realizam na adega (efluentes) são fontes reais de poluição, mesmo que se considerem apenas os constituintes naturais das uvas e do vinho (açúcares, ácidos orgânicos, álcool, polifenóis, etc.). Com efeito a matéria orgânica presente nos efluentes vinícolas (EVs), assim que chega ao meio receptor, inicia a sua degradação dando início a uma rápida multiplicação de microrganismos que usam o oxigénio dissolvido, introduzindo perturbações no equilíbrio biológico dos cursos de água (Picot, 1992 e Jourjon *et al.*, 2001).

A fileira vitivinícola, como todos os outros sectores deve minimizar o seu impacto ambiental, adaptando das tecnologias de produção aos constrangimentos ambientais (redução dos consumos de água e diminuição da quantidade de efluentes) e introduzindo sistemas de tratamento de efluentes eficientes, adaptados às especificidades das adegas portuguesas, nomeadamente no que respeita à sua pequena a média dimensão e ausência de mão de obra especializada (Rochard, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

Do ponto de vista regulamentar, o ambiente é um domínio em constante evolução. As indústrias tidas como mais poluentes (química, siderúrgica, etc.), foram as primeiras a ser visadas pela política ambiental. O sector agro-alimentar foi também desde cedo abrangido por esta lógica, mas a poluição originária nas adegas e as suas consequências no meio onde se inserem são frequentemente subestimadas. Para além dos aspectos legislativos, a tomada de consciência da necessidade de protecção do ambiente faz parte das novas preocupações sociais, e neste caso particular, contribuem para uma nova imagem da fileira vitivinícola e do seu produto final: o vinho. No quadro actual de promoção da agricultura sustentável, as práticas enológicas integradas, a qualificação das explorações e a gestão ambiental, são passos imprescindíveis que exigem um conhecimento aprofundado da gestão dos efluentes vinícolas (Rochard, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

1.1. Memória justificativa, objectivos e estrutura da tese

Reconhecendo o valor universal e excepcional da paisagem vitícola da Região Demarcada do Douro (RDD), esta foi recentemente inscrita no património Mundial da UNESCO como paisagem cultural evolutiva viva (Andresen *et al.*, 2003). Nesta região a fileira dominante e em grandes áreas a única do território, é a vitivinícola, particularmente a produção de Vinho do Porto (Costa e Poeta, 2004).

Tradicionalmente as pequenas adegas não se preocupavam com o tratamento dos Efluentes Vinícolas (EVs), que apesar de muito poluentes (cerca de 100 vezes mais que os efluentes urbanos, EUs), originavam pequenos focos de poluição muito dispersa, sem grande impacto ao nível regional. Contudo, nas últimas décadas assistiu-se ao desaparecimento de um grande número de pequenos produtores e à concentração da produção em algumas grandes adegas, frequentemente cooperativas, com o consequente aumento exponencial do impacto destas sobre o meio ambiente onde se inserem (Petrucchioli *et al.*, 2000).

Estas adegas de média/grande dimensão continuam sem dar grande atenção ao destino dos seus efluentes e resíduos sólidos, situação que se deve por um lado à falta de sensibilidade ambiental e ao desinteresse dos proprietários, motivado pela deficiente fiscalização e consequente impunidade da infracção, e por outro lado à falta de conhecimento e preparação técnica dos responsáveis da adega na área dos efluentes. Esta questão assume por isso importância relevante dada a legislação em vigor, particularmente o Decreto-lei n.º 236/98 de 1 de Agosto e Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água, que é vulgarmente conhecida como Directiva Quadro da Água (www.inag.pt).

A indústria da vinificação é caracterizada por diferentes actividades/etapas ao longo do ano, cada uma produzindo efluentes com características qualitativas e quantitativas diferentes, variando segundo a região, a tecnologias utilizadas, o consumo de água, o tipo de vinho produzido (branco ou tinto, de mesa ou licoroso, etc.) e a dimensão da instalação. Quanto aos processos de tratamento dos efluentes diversas alternativas são possíveis, abrangendo desde os tratamentos aeróbios aos anaeróbios e igualmente combinações entre ambos.

A racionalização de recursos e custos, a actualidade, a premência e a concorrência tornam premente a realização de um estudo sistemático da produção e tratamento dos EVs, centrado numa região de inegável interesse socio-económico e ambiental como é a RDD, que padece de problemas ambientais sérios, de modo a que possam ser conhecidas as condições

em que são geradas as emissões líquidas das adegas e se estabeleçam as suas condições de tratamento.

É na resposta a esta necessidade que surge o presente trabalho, cujo objectivo central consistiu em apresentar uma visão global da problemática da produção e gestão dos EVs, particularmente no que concerne à sua caracterização, planeamento da adega e processos de tratamento correntemente utilizados, e aprofundar a caracterização e o estudo da tratabilidade aeróbia dos EVs da RDD, através da adopção de diversas estratégias para optimização do seu tratamento. Assim, o presente estudo contemplou seis objectivos principais:

- 1) Revisão bibliográfica e avaliação do “estado da arte” do tratamento de EVs;
- 2) Caracterização das instalações produtivas, avaliação dos volumes diários de EVs emitidos e estabelecimento de rácios para as diferentes fases produtivas; caracterização físico-química dos efluentes produzidos ao longo do ano;
- 3) Estudos laboratoriais de tratabilidade aeróbia para os diferentes EVs produzidos;
- 4) Ensaios em reactores descontínuos sequenciais (SBR) laboratoriais para obtenção de dados de dimensionamento para uma instalação de tratamento de EVs;
- 5) Modelação dos resultados dos ensaios experimentais realizados;
- 6) Conclusões e propostas de trabalho futuro.

O primeiro objectivo proporcionou o enquadramento do tema, pela inserção na problemática da gestão e tratamento de EVs, e descrição das tecnologias disponíveis para o seu tratamento.

O segundo objectivo permitiu caracterizar as adegas da RDD, e dotando o sector de informação de base necessária à compreensão do modo como os EVs são gerados e as suas características qualitativas e quantitativas. Esta informação é fundamental ao estabelecimento de modelos de gestão de EVs e à selecção das tecnologias de tratamento face às capacidades e tipologias das adegas.

Relativamente ao terceiro objectivo, dada a grande variabilidade de concentração e tipologia de matéria oxidável (expressa como CQO) avaliou-se a biodegradabilidade dos diferentes tipos de efluentes produzidos.

Na sequência dos anteriormente descritos, com o quarto objectivo avaliou-se o comportamento processual de uma tecnologia, o Reactor Descontínuo Sequencial (SBR). Este reactor baseia-se no processo aeróbio vulgarmente designado por lamas activadas, apresenta simplicidade operativa e boa adaptação a flutuações de carga orgânica poluente, conforme descrito em vários estudos (Torrijos e Moletta, 1997; Houbroun *et al.*, 1998; Wilderer *et al.*, 2001; Brucculeri *et al.*, 2004 e Torrijos *et al.*, 2004). O quinto objectivo permitiu comparar os

resultados experimentais obtidos com os modelos matemáticos propostos por diversos autores para a degradação de efluentes. Finalmente, o sexto objectivo apresenta as conclusões finais e propostas de trabalho futuro.

A selecção do tipo e o dimensionamento de uma ETAR para tratamento de EVs necessita de conhecimento e obtenção de informação de base, que possibilite a sua correcta operação e gestão e o cumprimento dos imperativos legais. A recolha desta informação só é possível com a colaboração e participação activa da indústria, pelo que a selecção das unidades industriais, e a sensibilização, participação e envolvimento dos responsáveis dessas unidades neste estudo constitui um objectivo que, embora secundário, se revelou de extraordinária importância para que os objectivos principais atrás referidos fossem alcançados.

A presente tese está estruturada em nove partes compreendendo cada uma delas diversos capítulos, sendo as quatro primeiras relativas ao estado da arte sobre os principais aspectos de *Enquadramento* (Parte I), *Redução do volume e carga poluente* (Parte II), *Problemática e bases tecnológicas dos tratamentos* (Parte III) e *Fileiras de tratamento* (Parte IV), reservando-se as Partes V a XIX para o trabalho experimental realizado, tendo em vista a *Caracterização das adegas em estudo* (Parte V), *Estudos de tratabilidade aeróbia de EVs* (Parte VI), *Aplicação da tecnologia SBR ao tratamento de EVs* (Parte VII), *Modelação matemática dos resultados experimentais* (Parte VIII) e *Apresentação das conclusões finais e propostas de trabalho futuro* (Parte IX).

1.2. A importância do sector vitivinícola em Portugal e na RDD

O clima de Portugal continental, genericamente com características mediterrâneas, embora apresentando uma variabilidade muito acentuada, associado às condições oferecidas pelos solos, determina excelentes condições naturais para a cultura da vinha do Norte a Sul do País e para a produção de vinhos de qualidade, com uma forte personalidade, vincada pelas castas autóctones. Por outro lado, desde os longínquos Fenícios (séc. X a.C.) e ao longo de séculos o homem soube defender e valorizar as especificidades regionais e a tipicidade dos seus vinhos criando e desenvolvendo uma verdadeira civilização do vinho.

O vinho foi assim, durante séculos o mais importante produto do comércio externo de Portugal, gerador de riqueza para as regiões produtoras, por isso cedo houve necessidade de regulamentar a sua produção e a comercialização, por forma a garantir ao consumidor a qualidade e genuinidade dos vinhos e a defender os produtores que se submetiam às estritas regras de produção.

Foi assim que em 1756 se procedeu à demarcação e regulamentação da primeira região vitícola no mundo, cujo objectivo era disciplinar a produção e o comércio dos vinhos: a Região Demarcada do Douro (RDD). Só em 1907 e 1908 se procede à criação e regulamentação de sete novas regiões vitivinícolas e, de 1979 aos nossos dias, das restantes regiões. A partir de 1985 a regulamentação já é efectuada numa lógica da política vitivinícola comunitária, contemplando as suas directrizes nesta matéria.

A produção mundial de vinho em 2003 estimou-se entre 252,4 e 260 MhL, sendo a maioria (64%) produzida na Europa. Em Portugal, mais de dois séculos após a criação da primeira regulamentação vitivinícola e com a adesão do nosso país à União Europeia estão actualmente reconhecidas e protegidas, na totalidade do território continental português, 32 Denominações de Origem e 8 Indicações Geográficas (IVV, 1999).

No conjunto das regiões vitícolas entretanto demarcadas e regulamentadas, Portugal é, a nível mundial, o país com maior superfície vitícola relativamente à sua superfície agrícola útil (SAU) e mesmo à totalidade do território, representando, respectivamente 6,5 e 2,8% das respectivas áreas (UE, 1998). A explicação para este facto resulta das excelentes condições naturais que Portugal tem para a produção de vinhos de qualidade e que o sector tem sabido aproveitar. Importa pois encontrar e dar as respostas ao dinamismo demonstrado pelo sector, incentivando-o e criando condições para o desenvolvimento sustentado deste importante sector da economia nacional, garantindo a manutenção deste património cultural, social, histórico e ambiental que temos o dever de preservar e transmitir às gerações futuras.

Ao longo dos tempos, o sector vitivinícola teve sempre um lugar de destaque na economia nacional, sendo actualmente considerado um dos sectores onde Portugal pode apresentar vantagens competitivas. Com efeito, o valor bruto da produção (VBP) de vinho registou, de 1993/94 a 1996/97, acréscimos da ordem dos 75%, situando-se na casa dos 700 milhões de euros, ou seja, cerca de 32% do valor bruto da produção agrícola (Tabela 1.1).

Tabela 1.1- Valor Bruto da Produção de vinho em Portugal

Campanha	Prod. Total (ML)	VBPvinho (10 ⁶ euros)	VBPagrícola (10 ⁶ euros)
1993/94	487,1	398,420	1240
1994/95	652,1	601,775	1895
1995/96	725,5	659,655	2050
1996/97	971, 2	696,085	2180

Fonte: IVV (2004) e www.gppaa.min-agricultura.pt

Analisando o Valor Acrescentado Bruto a preços de mercado (VABpm), variável de análise mais adequada por considerar os custos necessários à obtenção da produção, verifica-

se que o sector vitivinícola é o mais importante da agricultura portuguesa (vegetal e animal), representando, no período 1989-1991, 14,6% do total, seguido pela fruticultura (13,6%), pelo sector leiteiro (13,3%) e pelo sector hortícola (12,7%) (INE/GPPA, 1998).

Em 1995, o vinho representava 12,6% da produção agrícola portuguesa, enquanto que a média da UE é de apenas 5,6% (UE, 1998) sendo Portugal o 5ª maior produtor de vinho da Europa (Berardino *et al.* 2001). No que respeita às exportações e expedições agrícolas alimentares, o sector vitivinícola tem vindo a assumir uma importância crescente, representando um pouco mais de 25% do total das nossas exportações neste sector.

Para além da importância do sector vitivinícola na economia portuguesa, é também no emprego um sector essencial não só pelo elevado número de postos de trabalho directos, mas também pelo elevado número de empresas que induz. Em termos de área ocupada, verifica-se que Trás-os-Montes representa cerca de 1/3 da área total ocupada com vinha no país, sendo cerca de 60% dessa área ocupada com vinha para produção de Vinho de Qualidade Produzido em Região Determinada (VQPRD) (Tabela 1.2).

Tabela 1.2 - Superfície Vitícola em Portugal continental

Região Vitivinícola	Superfície (ha)		Total
	VQPRD	Vinho Mesa (incl. Vin. Regionais)	
Minho	37.656	1.982	39.638
Trás-os-Montes	42.168	30.578	72.746
Beiras	36.400	16.886	53.286
Estremadura	1.412	37.338	38.750
Ribatejo	1.074	22.458	23.532
Terras do Sado	2.690	6.677	9.367
Alentejo	5.720	7.737	13.457
Algarve	1.450	483	1.933
Total (ha)	128.570	124.139	252.709

Fonte: IVV (2004)

A Região demarcada do Douro (RDD) é uma das mais conhecidas regiões vitivinícolas graças ao Vinho do Porto, tendo hoje cerca de 39 000 ha de vinhas, com um rendimento máximo legal de 35-50 hL de vinho ha⁻¹, sendo cerca de metade da produção destinada a Vinho do Porto. Produz anualmente cerca de 130 ML, o que corresponde a cerca de 1/5 da produção anual média de vinho em Portugal. Por exemplo, a colheita regional de 2004 foi de 142,3 ML, dos quais 69,2 ML se destinaram a Vinho do Porto; 48,3 ML a Vinhos DOC Douro; 9,2 ML a Vinho regional; 12,1 ML a Vinho de mesa e 3,5 ML a Moscatel (IVV, 1999 e 2004; Andresen *et al.*, 2003 e www.ivdp.pt).

1.3. A vinificação e a produção de EVs

A noção de efluente e a sua gestão são conceitos muito recentes na fileira vitivinícola. Durante muitos anos esta fileira dava ênfase sobretudo aos aspectos enológicos e higiénicos das adegas, sem dúvida factores indispensáveis à qualidade dos vinhos. Recentemente, com o aumento das preocupações ambientais e a introdução do princípio do poluidor-pagador, progressivamente o tratamento dos efluentes passou a integrar a concepção e o projecto das adegas (Muller, 1998b e Jourjon *et al.*, 2001). Estima-se que em Portugal sejam produzidos EVs com uma carga poluente equivalente à gerada por 2 milhões de habitantes (Morais e Oliveira, 1994).

O impacto negativo dos EVs sente-se quer ao nível da poluição dos cursos de água na proximidade das adegas pela falta generalizada de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) individuais adequadas, quer provocando mau funcionamento das ETARs municipais vocacionadas sobretudo para o tratamento de efluentes domésticos, muito menos poluentes e de composição muito diferente dos efluentes vinícolas (Jourjon *et al.*, 2001).

A transformação de uvas em vinho pode ser comparada a um fluxo de materiais (Tabela 1.3). A utilização de produtos de limpeza das instalações e dos equipamentos vinícolas (desinfectantes, desencrustantes químicos, etc.) e de produtos enológicos (SO₂, terras de filtração, colas, etc.) é necessária para se trabalhar em boas condições de higiene e para produzir um vinho de qualidade. Por esta razão, o processo de vinificação está na origem do vinho (a sua principal finalidade) mas também de um elevado número de subprodutos sólidos e efluentes líquidos que deverão ser convenientemente geridos.

Tabela 1.3- Fluxo de materiais numa adega

Adega	
Entradas	Saídas
Uvas	Vinho
Água	Efluentes
Produtos enológicos (ácido tartárico, celulose, gelatina, caseína, albumina, leveduras,...)	Águas “limpas” (de arrefecimento)
Produtos de limpeza e desinfeção	Subprodutos (bagaço, engaço, borras,...)
Terras filtração (bentonite, gel de sílica,...)	Efluentes e resíduos de destartarização
Gases (sulfuroso, Azoto, CO ₂)	Resíduos de filtração
Garrafas, rolhas, rótulos, embalagens cartão e plástico, etc.	Resíduos de embalagem

Fonte: Adaptado de Mata-Alvarez e Palau (1998); Rochard *et al.*, (1998 e 2001); ADEME/ITV, (2000); Jourjon *et al.*, (2001) e Castaldi, (2001)

De forma geral, os efluentes vinícolas (EVs) englobam todos os líquidos resultantes de lavagens na adega. São compostos principalmente por água, açúcares, álcool, ácidos

orgânicos e polifenóis, e em menor grau por detergentes e desinfetantes (Badie, 1998 e Desenne *et al.*, 2003). Entendem-se por subprodutos vinícolas os bagaços e engaços, as borras e fundos de cuba e os resíduos de filtração e destartarização que, sempre que possível, devem ter um tratamento diferenciado dos EVs, quer através da recuperação dos taninos e do ácido tartárico, quer através da gestão como resíduos sólidos. Na Tabela 1.4 apresentam-se os principais resíduos produzidos durante a vinificação.

Tabela 1.4- Resíduos produzidos durante as operações de vinificação

EVs	Resíduos sólidos	Subprodutos vinificação
Águas de lavagem de:	Embalagens	Engaço (pedúnculos de cacho)
Equipamento enológico	Paletes	Bagaço (cascas e grainhas de uva) Borras
Cubas e contentores	Cartão	
Pavimento e paredes	Filme plástico	
Águas de arrefecimento	Vidro partido	Resíduos de filtração e centrifugação (terras e borras)

Fonte: Airolidi *et al.* (2004)

Airolidi *et al.* (2004) estimam que uma adega produza cerca de 1,3 a 1,5 kg de resíduos por cada litro de vinho produzido, sendo 75% de EVs, 25% de subprodutos de vinificação (em média 0,32 kg L⁻¹ de vinho) e 1% de resíduos sólidos.

A vinificação moderna é um processo complexo formado por diversas etapas desde a recepção das uvas até ao engarrafamento, sendo que a sua produção de efluentes está fortemente dependente de múltiplos factores, nomeadamente do pessoal, da tecnologia utilizada e tipo de vinho produzido entre outros (Katsiri e Dalou, 1994 e Desenne *et al.*, 2003). Embora cada vinicultor realiza a sua vinificação de modo próprio, no entanto as operações básicas unitárias utilizadas são comuns à grande maioria das adegas modernas. Não obstante, cada vinicultor tende a “personalizar” a tecnologia, o que contribui para a especificidade do seu produto. Os diagramas tecnológicos de obtenção do vinho tinto e branco, com indicação dos processos onde são gerados os efluentes e resíduos apresentam-se nas Figuras 1.1 e 1.2 respectivamente.

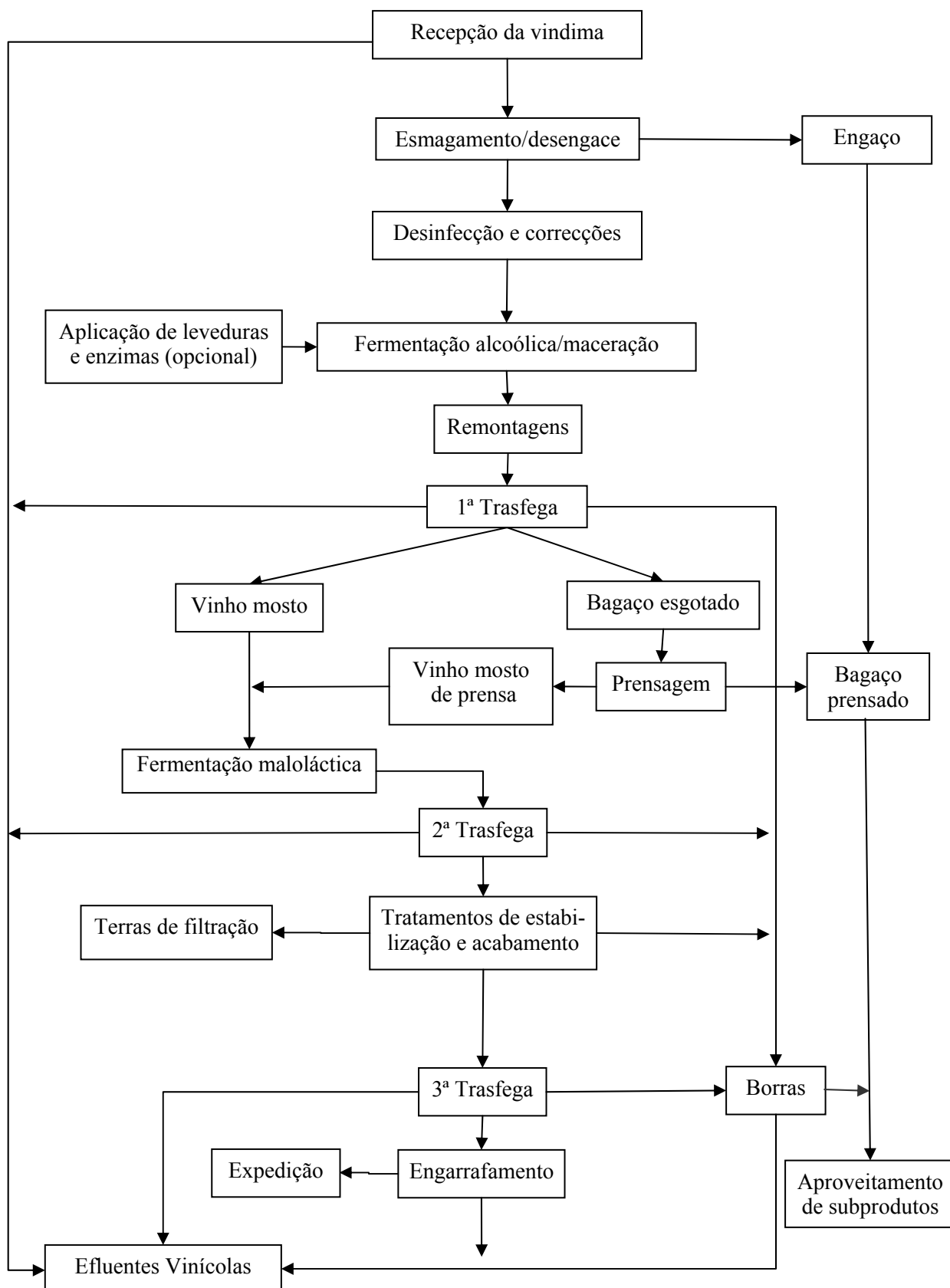


Figura 1.1- Diagrama tecnológico de obtenção do vinho tinto e geração de efluentes e resíduos

a) Recepção das uvas

Na adega a uva poderá ser recepcionada em contentores de grande dimensão (cerca de 1t) ou em caixas de 20-30 kg, sendo despejada no tegão de recepção ou directamente no esmagador-desengaçador (Peynaud, 1981). Em geral, no Douro as uvas são recebidas desde a segunda quinzena de Setembro até ao fim da primeira de Outubro.

O modo como a uva chega à adega pode ser diverso, contudo deverão ser tidos em consideração alguns cuidados. Embora as uvas tintas sejam menos sensíveis aos fenómenos de maceração e oxidação, deverá ser evitado a contaminação microbiana que pode ocorrer se as uvas estiverem parcialmente esmagadas e a temperatura elevada. Assim o princípio base deve ser a chegada à adega das uvas inteiras e a temperatura não muito elevada procedendo-se ao seu posterior esmagamento e sulfitação.

b) Esmagamento/Desengace

O esmagamento provoca a ruptura da película e a extracção do mosto sem no entanto originar esmagamento da grainha ou, eventualmente laminagem da película. O esmagamento pode ser parcial (por exemplo pisa a pés) ou total, passando por todos os estados intermédios. Esta operação visa a libertação do mosto, provocar um ligeiro arejamento, colocar as leveduras em contacto com o mosto e facilitar a manipulação das massas.

O desengace consiste na retirada da parte herbácea do cacho, operação utilizada na generalidade das tecnologias de vinificação em maior ou menor intensidade (desengace total ou parcial). Mesmo nas adegas tradicionais, nalgumas situações já é introduzido dum modo parcial (Peynaud, 1981). O engaço resultante deve ser tratado como resíduo sólido, podendo ser utilizado por exemplo em co-compostagem no fabrico de correctivos orgânicos. Esta técnica tem algumas vantagens como sejam a diminuição do volume das massas (influência no volume das cubas e prensas), composição do mosto mais favorável à vinificação, ligeiro aumento de acidez e grau alcoólico, diminuição da taxa de taninos herbáceos, aumento da intensidade corante e diminuição de aromas grosseiros e herbáceos.

O rendimento destas operações combinadas (taxa de vinificação) é de cerca de 0,75 a 0,8 L vinho kg⁻¹ uvas recebidas. (Duarte *et al.*, 1998; Vlyssides *et al.*, 2004).

c) Defecação/Desinfecção e correcções

Em alguns tipos de vinho, após o esmagamento ou durante a decantação que se segue à fermentação, adicionam-se produtos correctores do pH e/ou da acidez, desinfectantes (normalmente sulfuroso) e/ou clarificantes (colas: proteínas, etc.) capazes de formar flocos

que, ao sedimentarem, arrastam as partículas responsáveis pela turvação, clarificando os vinhos (“colagem” dos vinhos).

No caso dos vinhos brancos, antes da fermentação procede-se à clarificação do mosto, por acção combinada da baixa temperatura e da gravidade, separando por decantação os detritos vegetais e outras impurezas susceptíveis de transmitir sabores desagradáveis (defecação).

d) Fermentação alcoólica/Remontagem/ Maceração

Com a colocação do mosto desinfectado e corrigido nas cubas de fermentação (até cerca de 80% do volume destas) e após adição facultativa de leveduras e/ou enzimas, inicia-se a fermentação alcoólica propriamente dita, com duração muito variável podendo ir até 15 dias ou mais (Viaud *et al.*, 1998a).

A maceração é normalmente realizada apenas nos vinhos tintos, e consiste na promoção do contacto das películas com o mosto em fermentação. É responsável pelas características visuais, gustativas e olfactivas que diferenciam os vinhos brancos dos tintos, tais como compostos fenólicos (antocianas e taninos) responsáveis pela cor e estrutura, compostos aromáticos, substâncias azotadas, polissacarídeos, matérias minerais, etc.

As remontagens são utilizadas principalmente nos vinhos tintos, e consistem na homogeneização da cuba e no mergulho da manta. Visam facilitar a maceração pois favorecem o contacto do mosto com as películas para extracção de cor e aromas, a homogeneização da cuba (massas, temperatura e leveduras) e o humedecimento da manta. Nos vinhos brancos normalmente fermenta-se apenas o mosto clarificado e sem películas.

e) 1ª Trásfega/Decantação/Prensagem

Após a fermentação segue-se a trásfega do mosto fermentado das cubas de fermentação para as cubas de decantação e a prensagem das massas. Existem vários processos de manipular as massas e que dependem do tipo de adega ou tecnologia de vinificação utilizada (Peynaud, 1981). Segue-se a decantação do mosto fermentado, originando borras constituídas por resíduos de uva, leveduras, bactérias e substâncias estranhas que interessa afastar do vinho. A prensagem é uma fase que tem por objectivo extrair o mosto residual pela pressão exercida sobre as uvas esmagadas, originando o enxugamento do bagaço.

As borras decantadas, que podem representar até 20 % do volume da cuba e o bagaço prensado devem ser enviados para uma central de recuperação de subprodutos do vinho (tartaratos, álcool,...).

f) Fermentação maloláctica

É um fenómeno relativamente simples mas de grande importância prática, já que “amacia” os vinhos. A fermentação maloláctica é facultativa e pouco frequente nos vinhos brancos. Já no caso dos vinhos tintos ela é fomentada, sendo um importante factor de qualidade, assumindo um papel de regularização inter-anual dessa mesma qualidade, pois origina uma diminuição da acidez, tanto maior quanto mais rica é a uva em ácido málico.

g) Tratamento de estabilização e acabamento

Antes do engarrafamento, os vinhos podem sofrer uma ou mais operações afim de estabilizarem e se efectuarem algumas correcções finais. Normalmente procede-se a um acerto do SO₂ e do pH. Posteriormente, e consoante o produtor e as necessidades os vinhos podem ser submetidos a uma colagem e/ou refrigerados a fim de se provocar a precipitação de tartaratos residuais, e posteriormente filtrados ou submetidos a centrifugação, visando uma clarificação final e simultaneamente evitar a formação de depósitos no interior da garrafa. Estas operações geram EVs na lavagem dos equipamentos e através de perdas de vinho e originam borras (centrifugação) ou terras de filtração (no caso da filtração com terras diatomáceas) extremamente poluentes.

h) 2ª e 3ª Trásfegas

Após a fermentação maloláctica (nos casos em que existe), realiza-se normalmente a 2ª trásfega (em Janeiro/Fevereiro). A 3ª trásfega ocorre após os tratamentos de estabilização e homogeneização, imediatamente antes do engarrafamento. Ambas as trásfegas visam passar o vinho a “limpo” ou seja, afastá-lo do contacto com as borras originadas quer pela fermentação maloláctica quer pelos tratamentos de estabilização e acabamento.

A recepção das uvas, esmagamento e desengace geram EVs na lavagem dos contentores de uvas, caixas, tegões de recepção e pavimento e nas eventuais perdas de uvas ou mosto.

As operações de prensagem, defecação, fermentação alcoólica, remontagens, maceração, 1ª, 2ª e 3ª trásfegas, fermentação maloláctica e decantações geram EVs na lavagem dos equipamentos e através de perdas de vinho, originando borras (fundos de cuba) extremamente poluentes, sendo a 2ª trásfega a responsável pelo maior volume de borras

produzido ao longo do processo de vinificação, (e portanto maior carga poluente). O volume de borras nesta fase pode atingir 20% da capacidade das cubas.

1.4. A poluição pelos EVs

A poluição pode definir-se como uma modificação físico-química ou microbiológica do ecossistema natural, que lhe provoca desequilíbrio, e que é susceptível de criar perigo ou dano nos organismos vivos, levando à degradação rápida do meio (Moletta e Raynal, 1992 e Picot, 1992). Os EVs são ricos em matéria orgânica, são ácidos e contêm também diferentes microrganismos, essencialmente leveduras e bactérias. Assim que são descarregados no meio natural (num riacho, por exemplo) a matéria orgânica é degradada pelos microrganismos, que consomem o oxigénio presente na água, indisponibilizando-o para a fauna em geral (nomeadamente invertebrados e peixes) (Desenne *et al.*, 2003).

Paralelamente os elementos nutritivos (azoto, carbono, fósforo, etc.) são utilizados pelas algas microscópicas para se multiplicarem, o que em conjunto com um elevado número de sólidos em suspensão, ocasiona turvação do meio: a luz solar deixa de chegar às plantas aquáticas fotossintéticas, e estas deixam de renovar o oxigénio dissolvido na água (eutrofização). Nos casos mais graves o empobrecimento do meio em oxigénio conduz à morte das plantas e dos peixes por asfixia e à anaerobiose, com a consequente libertação de substâncias tóxicas e odores desagradáveis (Figura 1.3) (Ayphassorho, 1990; Rochard, 1990b e 1990c; Picot, 1992; Duchène e Derlet, 1994; Valentin, 1994 e Coma *et al.*, 2004).

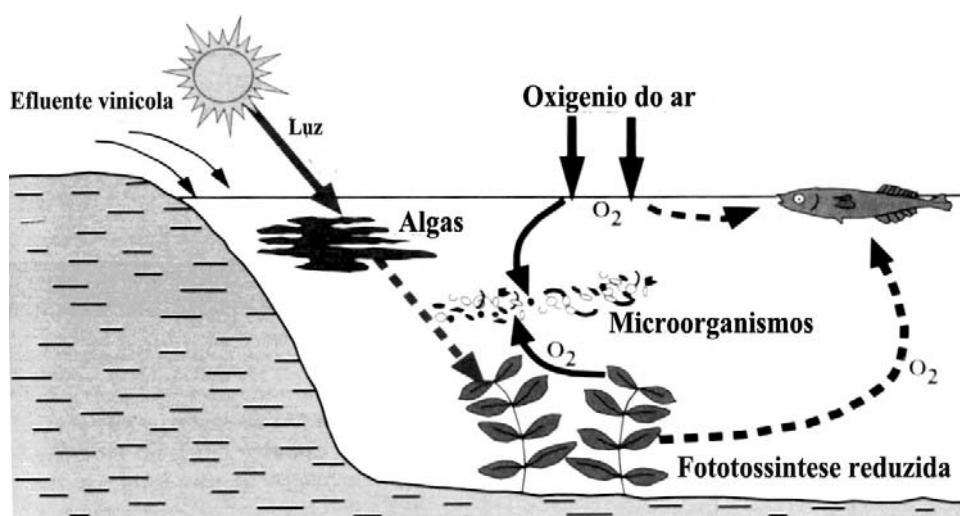


Figura 1.3- Esquema do processo poluente provocado pelos EVs

Fonte: Rochard, (1990b, 1990c e 1992); Muller *et al.*, (1999) e Jourjon *et al.*, (2001)

A poluição pelos EVs deve-se a uma conjunto de factores que provocam alterações no meio, e que podem actuar isoladamente ou em acumulação, como sejam modificações de pH, alterações de temperatura, alteração da limpidez, introdução de produtos nocivos ou tóxicos ou introdução de carga orgânica. É importante salientar que o impacto dos EVs no meio natural está frequentemente ligado a um efeito de concentração orgânica e muito menos ao seu efeito tóxico (Picot, 1992 e (Muller *et al.*, 1999). O pico de produção de carga poluente (vindima) coincide com o período de estiagem (final do verão), em que os caudais dos rios e riachos são menores, o que agrava o impacto sobre o meio ambiente (Desenne *et al.*, 2003).

2. AVALIAÇÃO DO VOLUME E CARGA POLUENTE DOS EVs

A fim de conhecer a amplitude do impacto dos EVs no meio e propor uma solução de tratamento adaptada à situação, a primeira etapa indispensável é a quantificação do volume de efluentes rejeitados pela adega e da respectiva carga poluente.

2.1. Composição dos efluentes vinícolas

Os EVs são compostos por duas fases (Tabela 2.1) (Maugenet, 1978; Gonard, 1992; Picot, 1992; Racault, 1993; Rochard, 1994 e 1995; Valentin, 1994; Rochard e Viaud, 2000; Jourjon *et al.*, 2001 e Desenne *et al.*, 2003):

a) Fase **solúvel** facilmente biodegradável (à excepção dos polifenóis), constituída por substâncias orgânicas e minerais provenientes da uva, do vinho, dos produtos enológicos utilizados na vinificação e dos produtos de limpeza: mosto, vinho, açúcares, soda, detergentes, desinfectantes, ácidos orgânicos (tartárico, málico, acético e láctico), álcoois, glicerol, polifenóis, etc.

b) Fase **insolúvel** com uma baixa biodegradabilidade, compreendendo partículas orgânicas e minerais mais ou menos grosseiras, que decantam mais ou menos facilmente em função do seu tamanho e peso, provenientes da uva, do vinho e dos produtos enológicos: grainhas, cristais de ácido tartárico, pedaços de películas e engaço de uva, borras, resíduos verdes, terra, terras de filtração, resíduos de colagem: caseína, albumina e gelatina, etc. Contem ainda resíduos dos óleos e substâncias lubrificantes utilizadas na maquinaria.

Tabela 2.1- Composição dos EVs

	Fase insolúvel	Fase solúvel
Matérias orgânicas	Folhas, películas de uva, grainhas, bactérias, leveduras, fungos, engaço, resíduos de colagens, fragmentos de rolhas e etiquetas	Ácidos orgânicos, açúcares, álcoois, agentes complexantes, clara de ovo, agentes de limpeza, ésteres, colas de etiquetas, agentes de desinfecção, polifenóis, glicerol, proteínas
Matérias inorgânicas	Terra; Resíduos de colagens, Terras de filtração; Tártaro; Resíduos de óleos e lubrificantes	Ácidos, soda, SO ₂ , Sais, agentes de limpeza e desinfecção

Fonte: Adaptado de Rochard, (1992); Valentin, (1994); Muller *et al.*, (1999); Jourjon *et al.*, (2001) e Desenne *et al.*, (2003)

A composição química dos EVs é muito semelhante à do vinho: são constituídos por açúcares, glicerol, álcool, esteres, ácidos orgânicos (tartárico, málico, láctico e acético) e substâncias fenólicas (antocianas e taninos). Todas estas substâncias têm uma forte carga poluente, medida pela Carência Química de Oxigénio (CQO), apresentando no entanto uma razão Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO₅) e o CQO com valores compreendidos entre 0,5 e 0,7, a qual permite antever a possibilidade da utilização de tratamentos biológicos na gestão dos EVs (Maugenet, 1978; Gonard, 1992; Racault, 1993.; Chapman e Sefton, 1994; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

2.2. Avaliação da carga poluente dos EVs

2.2.1. Parâmetros de caracterização dos efluentes

A carga poluente dos EVs, à semelhança da generalidade dos efluentes, pode caracterizar-se pelos parâmetros físico químicos e biológicos a seguir descritos (Muller *et al.*, 1999):

a) Carência Química de Oxigénio (CQO)

A CQO representa a quantidade total de matéria oxidável presente no efluente independentemente da sua origem (orgânica ou inorgânica), e corresponde à quantidade total de oxigénio necessária para oxidar a matéria orgânica e mineral presentes no efluente. A sua determinação assenta na oxidação a quente por um excesso de dicromato de potássio em meio ácido e em presença de sulfato de prata e sulfato de mercúrio. A quantificação é feita posteriormente por método colorimétrico com auxílio de um espectrofotómetro.

Este método permite determinar valores de CQO até 1 g O₂ L⁻¹ (vulgarmente abreviado para g L⁻¹), sendo muitas vezes necessário efectuar diluições prévias da amostra. O CQO é o parâmetro de eleição para caracterização da carga poluente dos EVs, por ser mais rápido e fiável que o CBO₅ (Jourjon *et al.*, 1998).

Devido sobretudo ao custo dos equipamentos, geralmente nas não são efectuadas determinações de CQO. Diversos autores têm tentado correlacionar este parâmetro com outros mais correntes nas adegas, nomeadamente através do teor em Sólidos Suspensos Totais (SST) (Jourjon *et al.* 2001), da titulação com HCl (Rozzi *et al.*, 1998b), turbidez (Arcanger *et al.*, s.d.), acidez total e volátil dos EVs (Viaud *et al.*, 1998b), obtendo-se uma boa correlação particularmente para a acidez volátil (R=0,82) e turbidez (R=0,92). Arcanger *et al.* (s.d.)

propõem uma expressão que permite grosseiramente antever o valor do CQO em função da turbidez da amostra, e que validaram para valores até cerca de 3,5 g CQO L⁻¹:

$$Y=313,3e^{0,005X}$$

Y=Turbidez (NTU)

X= CQO (mg L⁻¹)

b) Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO)

A CBO representa a quantidade total de poluição biodegradável presente num efluente. Corresponde à quantidade de oxigénio necessária aos microrganismos para que estes oxidem as matérias carbónicas biodegradáveis presentes no efluente. É usualmente medida durante 5 dias, utilizando-se o valor de CBO₅ em mg O₂ L⁻¹, vulgarmente abreviado para mg L⁻¹. A medição deste parâmetro assenta na determinação do oxigénio consumido em 5 dias numa amostra de efluente diluída com água saturada em oxigénio, à qual se juntam nutrientes e microrganismos, sendo esta colocada na obscuridade durante 5 dias a 20 °C. A CBO₅ é uma parte da CQO variando a proporção CBO₅/CQO segundo o tipo de efluente (vinificação, trasfega, etc.). Os EVs apresentam uma razão CBO₅/CQO da ordem dos 50% (Duarte *et al.*, 2004a).

c) Sólidos suspensos (SS)

Representam os elementos não solúveis da poluição, retidos por filtração em membranas de fibra de vidro. Os SS são normalmente referidos como Sólidos Suspensos Totais (SST), que correspondem à totalidade das fracções orgânica e inorgânica em suspensão, e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), ou seja a fracção orgânica em suspensão. Os SSV são sempre uma parte dos SST, sendo também variável a razão SSV/SST em função do tipo de efluente. Os EVs apresentam uma relação SSV/SST da ordem dos 80% (Duarte *et al.*, 2004a). Em média um grama de SST corresponde a uma carga poluente de 1,272 g CQO (Maugenet, 1978). Um outro parâmetro relacionado com este é a matéria decantável (MD), que corresponde ao volume (ml) de efluente decantado numa proveta cónica de um litro ao fim de duas horas.

d) Turbidez

Este parâmetro reflecte o grau de opacidade à luz do EV. A turbidez pode ser estimada visualmente na adega (registando a altura mínima de EV a partir da qual não se distingue um objecto imerso) ou através de aparelhos electrónicos (turbidímetros).

e) pH

O pH define a acidez do meio, sendo geralmente medido por potenciometria com eléctrodo. A fim de se obterem medidas válidas com temperaturas superiores a 20 °C, o aparelho deve estar equipado com um compensador. Em geral os EVs têm um pH ácido (entre 3 e 5) (Duarte *et al.*, 2004a). Contudo, os efluentes de lavagem e destarização têm pH alcalino (entre 10 e 11).

f) Azoto total (Nt)

O Azoto total ou azoto Kjeldahl corresponde ao teor em azoto orgânico e amoniacal presentes nos efluentes. Para se conhecer o Azoto total (Nt), os nitritos e os nitratos devem também ser considerados. O Nt também é conhecido como MA (Matérias Azotadas).

g) Fósforo total (P)

Este parâmetro mede o teor em fósforo orgânico e mineral dos EVs.

h) Matéria Oxidável

A Matéria Oxidável é um indicador indirecto da poluição, calculado a partir do valor de CQO e CBO₅. Corresponde à média ponderada do CQO e CBO₅, determinada após uma decantação de 2 horas, segundo a fórmula seguinte:

$$\text{Matéria oxidável (mg L}^{-1}\text{)} = (\text{CQO} + 2\text{CBO}_5)/3$$

i) Habitante Equivalente (EH)

Este é também um parâmetro indirecto composto pelos anteriores e por vezes também utilizado, principalmente quando as adegas estão ligadas a sistemas colectivos de tratamento de efluentes urbanos. Um EH corresponde à quantidade de poluição originada por uma pessoa adulta durante um dia, correspondendo a um volume de 150 L e contendo 90 g de SST, 54 g de MO, 15 g de azoto reduzido, 4 g de fósforo total e 0,05 g de compostos organohalogenados (Picot, 1992; Muller *et al.*, 1999; Jourjon *et al.*, 2001 e Duarte *et al.*, 2004a). Este parâmetro fornece indicações aproximadas, insuficientes para o dimensionamento preciso da ETAR, mas úteis para a avaliação da actividade vinícola comparativamente aos efluentes domésticos (sobrecarga de estações municipais urbanas durante a vindima).

O volume de EVs produzido durante a vindima/1^a trasfega de um hL de mosto corresponde aproximadamente a 3 EH (Rochard, 1990b, 1990). Por outro lado, um m³ de EV com 5 g L⁻¹ de MO, correspondente à produção de 0,5-2 kl de vinho, equivale aproximadamente a 90 EH (Picot e Cabanis, 1998; Muller *et al.*, 1999 e Jourjon *et al.*, 2001).

j) Condutividade

A condutividade de uma solução é função da temperatura e da concentração iónica. Esta última depende da concentração de sais, ácidos e bases.

g) Testes biológicos de toxicidade

Além dos parâmetros anteriores, podem também ser realizados ensaios de caracterização da toxicidade dos EVs. O ensaio mais comum é o teste das *Dáfnias* (pequenos crustáceos), consistindo na determinação da concentração de efluentes que imobiliza 50% dos crustáceos em 24 horas.

2.3. Avaliação do volume de efluentes rejeitados

2.3.1. Através do consumo de água

De uma forma geral, a maioria dos autores considera que o volume de efluentes é sensivelmente equivalente ao volume de água consumido na adega (Doré, 1998; Jourjon *et al.*, 2001; Duarte *et al.*, 2004a). Assim, na maioria dos casos a existência de contadores de água é suficiente para avaliar o volume de EVs. Estes devem no entanto permitir destrinçar os consumos das diferentes zonas da adega (recepção de uvas, área de cubas, engarrafamento, etc.) (Desautels *et al.*, 1998; Jourjon e Arcanger, 1998; Rochard e Viaud, 2000; Bidault, 2004 e Walsdorff e Kraayenburg, 2004).

Contudo, alguns cuidados devem ser tidos em conta: o(s) contador(es) existentes devem ser fiáveis, o consumo doméstico de água (se existir) não deve ser contabilizado pelo mesmo contador da adega, as, águas, de arrefecimento (nos casos que em existam,) não devem, ser contabilizadas, e finalmente, todas as tomadas de água devem ser contabilizadas, independentemente da sua origem (rede pública, furos ou poços, minas, etc.) (Dornier, 1992 e Jourjon *et al.*, 2001). Este aspecto é extremamente importante na RDD, já que nesta região é frequente as adegas disporem de água da rede pública (que contabilizam) mas utilizarem preferencialmente água de captações próprias ou do rio, que geralmente não controlam.

Nos consumos assim registados não são tidos em conta os subprodutos (borras, terras de filtração, mosto e vinho) que se escoam até à ETAR e que obviamente contribuem para um pequeno aumento do volume de efluentes, nem a evaporação que eventualmente ocorra no pavimento, paredes e rede de esgotos. Apesar disso, pela sua reduzida importância relativa e por serem de sinal contrário, estes valores são normalmente desprezados face ao total dos efluentes a tratar (Jourjon *et al.*, 2001).

A medição do consumo de água deve fazer-se diariamente sobretudo nos períodos de maior actividade (a fim de conhecer com precisão as flutuações de caudal dos efluentes), ou mais espaçadamente nos períodos de menor actividade. Isso permite correlacionar os

consumos de água com o tipo de actividade da adega, detectando os pontos críticos onde se deverá agir para reduzir os consumos.

2.3.2. Através do caudal de efluente

A medida em contínuo do débito de efluentes de uma adega permite conhecer directamente o volume de efluentes rejeitado, e consequentemente dimensionar o sistema de tratamento. Contudo, este tipo de medição do débito exige um sistema centralizado de recolha de efluentes, a instalação de equipamento específico de medição de caudal e a respectiva manutenção. Os principais métodos de medida do caudal de efluentes são:

a) Medida em canal aberto

Consiste na medição da altura da água no canal principal de recolha de efluentes e, através de uma expressão matemática, determinar o caudal respectivo. Necessita de um obstáculo normalizado (forma do canal, inclinação, forma do obstáculo) que modifica o regime de escoamento da água. Neste caso será necessário dispor de um canal de aproximação equipado com dispositivo de medida: debímetro e sistema de aquisição e tratamento de dados.

O canal de aproximação deve permitir "tranquilizar" o escoamento dos efluentes devendo ser liso, de secção rectangular constante, com uma inclinação de fundo inferior a 35 mm m⁻¹. Terá na sua extremidade o dispositivo de medição (canal *Venturi*, por exemplo). O debímetro calcula o caudal a partir da altura do plano de água no dispositivo de medição. Este método só será conveniente se o débito médio ultrapassar 1 m³ h⁻¹ (Jourjon *et al.*, 2001).

Em adegas pequenas este método é pouco fiável, não sendo portanto conveniente (alturas de água muito baixas). Nestes casos será preferível utilizar um sistema basculante, em que o efluente é admitido alternadamente em 2 compartimentos idênticos, registando-se os basculamentos em torno de um eixo horizontal através de um contador.

b) Medida do débito por tempo de bombagem

Este método pode ser suficiente nos casos em que os efluentes se escoam para uma fossa: nesta situação uma bomba de nível constante equipada com registo de tempos e número de bombagens pode permitir, após calibração e conhecimento do volume bombeado em cada ciclo, calcular o caudal de efluentes.

c) Medida de débito em condutas em carga

Esta operação consiste em medir o caudal numa conduta constantemente sujeita a carga pela instalação de um contador semelhante ao utilizado para água potável. Por exigir que a conduta esteja permanentemente em carga e devido ao risco de entupimento, este método raramente é utilizado em adegas.

3. AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DOS EVs PRODUZIDOS

O dimensionamento de qualquer sistema de tratamento de EVs exige o conhecimento preciso do volume e carga poluente rejeitados ao longo do ano. É elevada a variabilidade entre as diversas adegas, fruto de diversos hábitos/metodologias de trabalho e equipamentos utilizados. O conhecimento dos volumes e cargas produzidos em época de ponta assim como dos respectivos valores acumulados é essencial para o dimensionamento quer das bacias de armazenamento quer do sistema de tratamento, qualquer que ele seja (Rochard e Viaud, 2000). Assim, dado que em Portugal ainda não existem rácios estabelecidos para esta actividade nas diferentes regiões do país, torna-se necessário dispor de medições e avaliações próprias para a RDD.

3.1. Tipos de amostragem

O processo de amostragem é essencial para se obter uma caracterização fiável e reprodutível da produção dos EVs, sob pena de comprometer o funcionamento do sistema de tratamento. A amostragem deve seguir um protocolo preciso, repetido de igual forma na colheita de todas as amostras. Dos vários tipos de amostragem possíveis, descrevem-se a seguir os mais adequados (Muller *et al.*, 1999; Schoor, 2000a e Jourjon *et al.*, 2001).

a) Amostragem pontual

Consiste em efectuar as colheitas de forma descontínua. A amostra assim obtida por ser pontual não é representativa do fluxo contínuo e da elevada variação de composição dos EVs. Este método não se adequa à caracterização de EVs, aplicando-se por exemplo ao acompanhamento de ETARs descontínuas. As amostras devem ser agitadas e homogeneizadas antes de se procederem às determinações necessárias.

b) Amostragem composta

Consiste em colher pequenas amostras com o mesmo volume e a intervalos de tempo regulares, que se vão misturando num recipiente limpo. Posteriormente faz-se a sua

homogeneização e recolhe-se uma amostra final. Este método é recomendável para os EVs, devido à sua variabilidade de composição, volume diário rejeitado e repartição das emissões ao longo do dia.

c) Amostragem composta proporcional ao caudal

É a solução mais favorável, pois através da colheita de um conjunto de amostras com volume de efluente proporcional ao débito a amostra final é mais representativa. Esta amostragem, que pode ser totalmente automatizada, é muito utilizada em adegas, pois permite seguir em contínuo a qualidade dos EVs e das águas depuradas. Uma amostragem corresponde à necessidade precisa de conhecimento da concentração (gramas de poluição por litro; g CQO L⁻¹) ou da carga poluente rejeitadas diariamente (concentração x caudal médio = carga média, em kg de elemento poluente por dia; kg CQO dia⁻¹).

Devido à grande variabilidade dos EVs, a representatividade das medidas de carga poluente realizadas é difícil de garantir. Esta dificuldade pode ser contornada através da amostragem durante um período de tempo razoável (no mínimo 2 dias) e da validação posterior dos resultados *in situ*, confrontando-se estes com resultados obtidos noutras instalações com o mesmo sistema de vinificação, a fim de permitir o correcto dimensionamento da ETAR (Racault, 1993 e (Viaud *et al.*, 1998a).

Grenier *et al.* (1998) estabeleceram um modelo de avaliação dos picos de carga poluente em altura de vindima das pequenas adegas francesas baseado no histórico do consumo de água, volume de uvas recebidas dos anos precedentes e medição da carga poluente nos 3 dias após o início da vindima, tendo concluído que a média do consumo de água é de 0,8 L água L⁻¹ vinho ano⁻¹ (excluindo água de arrefecimento), com 15 g CQO L⁻¹ e 2 g SST L⁻¹.

3.2. A recolha de amostras

Deve ser dada grande importância ao protocolo de recolha de amostras, por um lado para que todas sejam equivalentes mesmo que haja mudança de operador, e para evitar introduzir poluição parasita, que viria a falsear os resultados. O volume a recolher é variável em função dos parâmetros a medir, mas varia normalmente de 1-2 litros. As amostras devem ser recolhidas preferencialmente em frascos de vidro limpos e identificados com a data e o local de tomada da amostra.

O correcto armazenamento das amostras antes das análises é uma etapa primordial para a sua conservação e para a fiabilidade dos resultados. As amostras devem pois ser

rapidamente refrigeradas a 4 °C até ao momento da análise, a fim de limitar ao mínimo as suas transformações físico-químicas e microbiológicas que falseariam os resultados. Em geral as amostras conservam-se bem até 2 dias (Muller *et al.*, 1999 e Jourjon *et al.*, 2001) ou 4 dias segundo Rochard (1999). Períodos mais longos exigem a congelação das amostras a -18 °C (vários meses, se necessário) (Muller *et al.*, 1999; Rochard, 1999 e Jourjon *et al.* 2001).

3.3. Frequência de amostragem

Grenier *et al.* (1998) e Rochard e Viaud (2000) em estudos realizados na região de *Bordeaux* (França) com adegas de grandes dimensões, determinaram que o período ideal de medição do pico de carga poluente *in situ* era aquele imediatamente após a ponta de entrega de uvas. Estes autores indicam uma duração mínima de três dias de amostragem, tendo concluído que 35% do consumo anual de água se efectua durante a vindima (excluindo águas de arrefecimento). Schoor (2000a) propõe a seguinte periodicidade para colheita de amostras e caracterização da produção de EVs de uma adega (Tabela 3.1):

Tabela 3.1- Frequência de amostragem de EVs em função do período do ano

Período	Frequência
Pré-vindima	Quinzenalmente
Vindima	Semanalmente
Pós-vindima	Quinzenalmente
Extra vindima	Cada 6 a 8 semanas

Fonte: Schoor, (2000a)

3.4. Carga poluente e volume de EVs produzido

Medidas realizadas por diversos autores ao longo de vários anos nas diversas regiões vitivinícolas mundiais evidenciam a grande variabilidade do rácio de consumo de água por litro de vinho produzido e de concentração dos próprios efluentes, podendo identificar-se como responsáveis por esta situação, e por ordem decrescente de importância os hábitos do pessoal, o grau de recuperação de subprodutos, a tecnologia utilizada (tipo de cubas e filtros,...), factores climáticos, o tipo de vinho e a região de produção (Viaud *et al.*, 1998a; Mortgat, 1999; Muller *et al.*, 1999; Jourjon *et al.*, 2001 e Duarte *et al.*, 2004a).

3.4.1. Caracterização média dos EVs

De forma geral os EVs são ácidos, verificando-se no entanto variações importantes em função da actividade da adega (pH de 3,5 a 12). É necessário ter presente que a

composição dos EVs varia muito consoante a época do ano, a correspondente operação de vinificação, e sobretudo consoante o volume de água consumido. Isso implica uma maior ou menor diluição e conseqüente concentração dos EVs (Raynal, 1994 e Mortgat, 1999). Por exemplo, no que respeita ao CQO Colin *et al.* (2004) indicam valores extremos de 7 a 22 g L⁻¹ enquanto Houbbron *et al.* (1998) indicam médias de 30 g L⁻¹, sendo frequente encontrar variações ainda maiores, atingido pontualmente 90 g L⁻¹ (Jourjon e Arcanger, 1998 e Picot e Cabanis, 1998).

A natureza dos efluentes é outro factor de variabilidade importante a considerar. Como se verifica da análise da Tabela 3.2, a concentração média dos efluentes urbanos, dos EVs sem subprodutos (borras, terras de filtração, etc.) e dos subprodutos varia de um factor de 20 a 500 vezes superior (Ryder, 1994 e 1995; Badie, 1998; Duarte *et al.*, 1998; Picot e Cabanis, 1998; Shepherd, 1998 e Marrec, 2001).

Canler *et al.* (1998a e 1998b), Rochard e Viaud (2000), Coma *et al.* (2004) e Duarte *et al.* (1998) consideram o tratamento de EVs como um processo complexo devido às suas características particulares, nomeadamente por terem uma elevada carga orgânica associada a uma elevada biodegradabilidade (80-90% do CQO sob a forma solúvel e razão CBO₅/CQO de 0,5 a 0,6), uma razão CBO₅:N:P de 100:1:0,25 (desfavorável ao tratamento biológico) e uma acidez elevada (pH da ordem de 3,5 a 5) mas com variações importantes em função da actividade da adega (de 3,5 a 12).

Perez *et al.* (2004c) referem que os EVs são formados por dois substratos de natureza e biodegradabilidade diferente: uma fracção facilmente biodegradável correspondente a 80% do total, sendo os restantes 20% dificilmente biodegradáveis (CQO recalcitrante). Andreottola *et al.* (2004) obtiveram valores de 84-88% CQO biodegradável, 12-15% CQO não solúvel e cerca de 9-12 % de CQO não biodegradável.

Rozzi *et al.* (1998a) avaliaram a poluição específica produzida na altura da vindima e primeiras trasfegas de 17 adegas europeias, tendo obtido valores de 4 a 14 g CQO por cada 100 kg uvas recebidas dia⁻¹, 0,5 a 2,6 L água consumidos por cada 100 kg uvas dia⁻¹ e um CQO médio de 1 a 12 g L⁻¹. Concluíram também que a maior produção de carga poluente ocorre na vindima, sendo fortemente dependente do volume de uvas recebido e da tecnologia utilizada pela adega (nomeadamente o grau de recuperação de subprodutos, que permite reduzir 40 a 50% da carga poluente produzida).

Tabela 3.2 - Características médias dos EVs, borras de vinho e efluentes domésticos

	Efluente doméstico (g L ⁻¹)	EVs		Subprodutos (borras, terras filtração,...(g L ⁻¹))
		(g L ⁻¹)	% CQOs	
CQO (g L ⁻¹)	0,5-1,5	10 (3-30)		150-280
CBO ₅ (g L ⁻¹)	0,5	6 (1-15)		120
CBO ₅ /CQO		0,5-0,7		
CQOs/CQO		0,8-0,9		
CQO _{ad2} /CQO		0,9		
TOC		0,5-2		
EH (=60 g CBO ₅ dia ⁻¹)		30-300		
SST (g L ⁻¹)	0,2-0,3	1 (0,8-2,5)		50-70
SSV (g L ⁻¹)		0,9 (0,6-2)		
ST (g L ⁻¹)		10(1-16)		
pH	7,0	4,5(3,5-12)		3-4
Densidade		1,01		
Condutividade (S m ⁻¹)		0,19		
Nt (mg L ⁻¹)		35-200		
P (mg L ⁻¹)		8,5-65		
K (mg L ⁻¹)		200-400		
Na (mg L ⁻¹)		200-350		
K (mg L ⁻¹)		100-300		
Ca (mg L ⁻¹)		15-50		
Mg (mg L ⁻¹)		10-40		
S (mg L ⁻¹)		50-500		
Fe (mg L ⁻¹)		1,5-4		
CQO:N:P		200:1:1		
Etanol (g L ⁻¹)		1-9	80	11
Açúcares (g L ⁻¹)		0,1-8	7,5	
Comp. fenólicos (mg L ⁻¹)		280 ^a -1450 ^b		
Gorduras e óleos (mg L ⁻¹)		27		
Cu (mg L ⁻¹)		0,06-1,48		
Ácidos orgânicos ^c (g L ⁻¹)		0,3-2	10	

Valores extremos entre parênteses

^a vinho branco ^b vinho tinto ^c Acético, tartárico, málico e succínico

Fonte: Adaptado de Chapman e Sefton, 1994; Jusiak, 1994 Katsiri e Dalou, 1994; Raynal, 1994; Badie, 1998; Bories *et al.* 1998; Canler *et al.* 1998a e 1998b ; Chaussier *et al.*, 1998; Duarte *et al.*, 1998; Galy e Menier, 1998; Grenier *et al.* 1998; Houbbron *et al.*, 1998 Jourjon *et al.*, 1998, 2001 e 2004a; Lemiére *et al.* 1998; Muller, 1998a; Muller e Heil, 1998; Picot e Cabanis 1998; Shepherd, 1998; Mortgat, 1999; Rochard e Viaud, 2000; Bidault, 2004; Bories *et al.*, 2004; Bustamante *et al.* 2004; Colin *et al.*, 2004 ; Duarte *et al.*, 2004a e 2004b; Eusébio e Duarte, 2004; Sheridan *et al.* 2004; Torrijos *et al.*, 2004 e Vlyssides *et al.* 2004.

Palau e Mata-Alvarez (1998) referem que a adopção de novas medidas de gestão integrada de resíduos, em conjunto com a aplicação de novos processos tecnológicos numa grande adega de produção de espumante permitiu reduzir mais de 65% da carga poluente. Grenier *et al.* (1994 e 1995), Lemiére *et al.* (1998) e Picot e Cabanis (1998) consideram que a enorme variação dos consumos específicos de água e da produção de carga poluente inter-adeaga e inter-região, impedem que estes indicadores possam ser tomados como médios,

aconselhando um estudo caso a caso. Por exemplo na Região de *Bourgogne* (França) a produção de carga poluente é de 10-20 g CQO L⁻¹ e 0,7-1,9 g SST por litro de vinho produzido.

3.4.2. Factores que influenciam o volume e a carga poluente produzidos

O consumo específico de água de uma adega, considera-se idêntico à produção específica de efluentes (L água L⁻¹ vinho produzido ano⁻¹), sendo um indicador importante que permite perceber se a adega efectua ou não um bom uso do recurso, possibilitando simultaneamente a comparação de adegas de diferentes dimensões no que respeita à economia do seu uso.

Chamy *et al.* (2004) referem que só no período de vindima, por cada tonelada de uva recebida são gerados 0,99 m³ de EVs, 8,3 kg de CQO e 1,1 kg de SST. No período de vindima verifica-se ainda que 27% das águas vertidas podem ser consideradas limpas, sendo a filtração por vácuo a operação mais poluente (com 51% do COO e 93% dos SST do total de EVs produzido). No período extra vindima 68% das águas podem ser consideradas limpas, das quais 73% correspondem a água de refrigeração, sendo a operação mais poluente a filtração das borras, representando 83% do CQO e 97% dos SST. Nesta fase existe uma redução de caudal, carga e teor em SST de 47, 79 e 77% respectivamente relativamente à fase de vindima.

Canler *et al.* (1998a e 1998b) consideram não existir relação entre o volume de uvas recebidas e a produção de EVs para um determinado dia de vindima, verificando no entanto que é na vindima que se atingem as máximas cargas hidráulicas, que podem chegar a ser três vezes superiores à média anual. Mais uma vez se verifica grande variabilidade na carga poluente produzida anualmente, extremamente dependente dos hábitos do pessoal da adega. Mortgat (1999) refere que o volume de água utilizado na lavagem de cubas idênticas pode variar de um factor 5 em função do operador, com importantes implicações no volume e concentração dos EVs produzidos.

Picot e Cabanis (1998) para a mesma adega e em dois anos seguidos com produções de vinho semelhantes, obtiveram variações de carga poluente de 260 para 560 kg CQO dia⁻¹. Atribuíram as diferenças a mudanças na atitude do pessoal, pois no primeiro ano a adega era nova, havendo menos desperdícios de água, mosto, vinho, borras, etc.. Estes autores estimaram uma produção anual de carga poluente de 4 a 5 g CQO L⁻¹ vinho vinificado, sendo 3,2 a 4 g CQO L⁻¹ produzidos no período de vindima e primeiras trasfegas. Já Montbrun

(1994 e 1995) e para a região de *Villers Allerand* (França) indicam uma produção média de 2,5-3,3 g CBO₅ e um litro de efluente por litro de mosto produzido.

3.4.2.1. Tipo de vinho

O volume médio de EVs gerado é extremamente dependente do tipo de elaboração, do vinho produzido e da região de produção. Contudo, o valor médio está geralmente compreendido entre 0,3-3 L efluente L⁻¹ vinho produzido (excluindo águas de refrigeração). Valores superiores justificam uma intervenção ao nível da optimização da gestão da água (Jourjon *et al.*, 2001).

Grenier e Racault (1998), Jourjon e Arcanger (1998) e Viaud *et al.* (1998a) efectuaram numerosas medidas em adegas de diferentes regiões francesas, tendo detectado grande disparidade nos rácios de consumo de água por litro de vinho produzido e na concentração de efluentes apresentavam, o que atribuíram aos diferentes processos de vinificação, equipamentos, tipo de vinhos, tradições e hábitos de trabalho díspares.

Duarte *et al.* (1998 e 2004a) verificaram que a produção de vinho tinto numa adega no sul de Portugal origina EVs mais poluentes, com maior teor em SST e em maior volume do que no caso da produção de vinho branco (4,9 contra 1,4 L água L⁻¹ vinho produzido ano⁻¹). Maugenet (1978), Daffonchio *et al.* (1998), Arcanger *et al.* (1999) e Vlyssides *et al.* (2004), consideram também que a maior carga poluente se deve particularmente aos compostos fenólicos presentes nos EVs de vinho tinto, podendo atingir concentrações de 1,4 g L⁻¹, diminuindo a biodegradabilidade dos EVs. Contrariamente, Chastan (1994) refere que a produção de vinho branco na região *Vallée du Rhône* origina maior volume de EVs do que a de vinho tinto.

Katsiri e Dalou, (1994) propõem valores tabelados de produção de carga poluente em função do tipo de vinho produzido (Tabela 3.3). Referem no entanto que em épocas específicas a produção de carga poluente pode chegar a 6 g L⁻¹ vinho produzido.

Tabela 3.3- Produção de carga poluente em função do tipo de vinho produzido

Tipo de vinho		CBO ₅ produzido (g L ⁻¹ dia ⁻¹)
Tinto e rosé	Enxaguamento	1
	Lavagem	2
Branco	Sem recuperação borras	3
	Com recuperação borras	1,5

Fonte: Katsiri e Dalou, (1994)

O CQO médio do vinho é cerca de 200-210 g L⁻¹, representando uma poluição equivalente de 1,7 EH por litro de vinho perdido por fuga acidental ou despejo voluntário (Bories *et al.*, 1998; Chaussier *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001). Fora do período de vindima, as variações de carga poluente mais importantes devem-se a trasfegas e filtrações.

3.4.2.2. Região de produção e tipo de adega

Jourjon e Arcanger (1998) e Arcanger *et al.* (1999) após quantificação do consumo de água de 11 adegas da região de *Angers* (França) de 1975 a 1997, observaram uma forte variabilidade nos rácios de consumo de água entre as diferentes adegas da mesma região. Concluíram dever-se à sensibilização do pessoal, às diferentes práticas enológicas, diferente dimensão, volume e constituição do material das cubas e utilização ou não de lavagens à pressão. No entanto, para a mesma adega este rácio era geralmente idêntico de ano para ano, independentemente do volume vinificado anualmente. Por outro lado havia valores muito díspares, até 5 vezes superiores, para adegas com produção semelhante, obtendo-se os consumos mais baixos para as de maior dimensão i.e., com maior economia de escala).

O consumo específico de água é muito dependente do tipo de vinho produzido, do volume de armazenamento global e da realização ou não de filtrações na adega. É contudo independente do volume vinificado anualmente, do custo e da origem da água: própria ou da rede pública (Chastan, 1994). Na Tabela 3.4 apresentam-se os valores propostos por diversos autores para a produção específica de EVs.

Viaud *et al.* (1998a) mediram consumos específicos de água na região de *Champagne* (França), tendo observado valores superiores para as cubas mais pequenas (de 0,4 a 2 L L⁻¹ cuba). Estes autores referem também que a produção específica de carga poluente é de 0,02 a 69 g CQO L⁻¹ cuba, tendo concluído que estes valores são extremamente dependentes do grau de recuperação das borras e soluções de destartarização (EVs mais poluentes para lavagem de cubas após as trasfegas e deficiente retirada de borras).

Jourjon *et al.* (2001) verificaram que no período de ponta de poluição, i.e. 4 a 5 semanas desde o início da recepção das uvas no Sudeste de França, se produz cerca de 40% da carga poluente anual, correspondendo a uma produção de 1-6,5 g CQO L vinho⁻¹. Para a mesma região, Racault e Lenoir (1994 e 1995), indicam uma produção global de 6,3-18,6 g CQO L vinho⁻¹ ano⁻¹. Por outro lado observaram que o tamanho da adega influencia sobretudo o volume específico de efluentes produzido, beneficiando as grandes adegas pela maior economia de escala. As pequenas adegas apresentam consumos específicos de água superiores (Jourjon e Arcanger, 1998 e Picot e Cabanis, 1998).

Tabela 3.4- Produção específica de EVs em diversos países/regiões de produção

País	Região	Prod. específica EVs (L água L ⁻¹ vinho)	Fonte
África do Sul	-	3-6	Schoor, (2000a)
		5	Knowles and Hill, (2001)
		6,4	Sheridan <i>et al.</i> , (2004)
		2-8	Walsdorff e Kraayenburg, (2004)
Austrália	Sul	2-5	Chapman e Sefton, (1994)
		2-6	Chapman <i>et al.</i> , (1994 e 1995)
EUA	Califórnia		Bell, (2000a e 2000b)
Grécia	-		Hazel, (1998)
França	-	2-8	Ryder, (1994 e 1995)
		1,2	Vlyssides <i>et al.</i> , 2004)
		0,8-1	Racault, (1993)
		1 (0,3-3)	Jusiak, (1994)
		1(0,3-2,5)	Rochard e Viaud, (1994)
		0,8-2,5	Racault e Lenoir, (1994 e 1995)
		0,5-1	Canler <i>et al.</i> , (1998a e 1998b)
		0,8 (0,2-1,4)	Grenier <i>et al.</i> , (1998)
		0,4-2	Muller <i>et al.</i> , (1999)
		0,8	Rochard e Viaud, (2000)
		0,3-3	Jourjon <i>et al.</i> , (2001)
		0,5-5	Desenne <i>et al.</i> , (2003)
		2-10	Bidault, (2004)
França	<i>Angers</i>	1,8 (0,1-1) *	Arcanger <i>et al.</i> , (1999)
	<i>Anjou</i>	1,2 (0,6-3,8)	Jourjon e Arcanger, (1998)
	<i>Bourgogne</i>	0,9-3,6	Lemiere <i>et al.</i> , (1998)
	<i>Champagne</i>	0,3-0,8	Picot, (1992)
		0,3-1,5	Rochard, (1994 e 1995)
			Rochard <i>et al.</i> , (1994)
		1	Drevon, (1998)
		1-1,2	Pluchart, (1998)
			Pluchart <i>et al.</i> , (1994 e 1995)
	<i>Cognac</i>	0,4-2	Viaud <i>et al.</i> , (1998a)
		3	Mortgat, (1999)
	<i>Languedoc-Roussillon</i>	0,15	Galy e Menier, (1998)
	<i>Muscadet</i>	0,2-0,4	Picot e Cabanis, (1998)
		0,3-1,9	Desautels <i>et al.</i> , (1998)
	<i>Narbonne</i>		Raynal, (1994)
	<i>Rhone-Mediterranee-Corse</i>	1	Marrec, (2001)
	<i>Vallee du Rhone</i>	1,1	Torrijos <i>et a.</i> , (2004)
Itália	<i>Romagne</i>	0,2-1,6	Doré, (1998)
	<i>Piemonte</i>	0,5 (0,2-1,3)	Chastan, (1994)
		0,3-0,6) *** (0,5-6) ****	Farolfi, (1994 e 1995)
Portugal	-	1,8 (0,2-4,5)	Airoidi <i>et al.</i> , (2004)
	Estremadura	1,4-4,9	Duarte <i>et al.</i> , (2004a)
	Palmela	0,7	Duarte <i>et al.</i> , (1998)
		1,5	Caetano e Bernardino, (1998)

*Grandes adegas 0,5-13 ML vinho ano⁻¹ **Pequenas adegas 50-200 kl vinho ano⁻¹

Grandes adegas ≈600 kl vinho ano⁻¹ *Pequenas adegas 10-30 kl vinho ano⁻¹

Sheridan *et al.* (2004) após inquérito a 60 adegas da África do Sul, concluíram que com o aumento do tamanho da adega havia uma tendência para o aumento da concentração e do teor em sólidos dos EVs produzidos. Em Portugal, Duarte *et al.* (1998) numa adega de

grandes dimensões da Estremadura com boa eficiência na gestão da água, indicam como valor típico 0,7 L água L⁻¹ vinho.

3.4.2.3. Operações de vinificação

Numa adega, fora do período de vinificação, os EVs resultam de uma série limitada de operações repetidas um dado número de vezes. Distinguem-se claramente dois tipos de operações: lavagens de cubas (fermentação, trasfega, colagens, destartarização, etc.) e filtrações/centrifugações. Nas primeiras, a carga poluente reporta-se à quantidade de produto presente na cuba, permitindo a comparação entre adegas. Nas segundas operações, muito mais poluentes, a quantidade de produto nas cubas nem sempre é determinável, limitando-nos a um resultado global por operação (Racault e Lenoir, 1994 e 1995 e Vlyssides *et al.*, 2004).

Analisando as principais operações responsáveis pela produção de EVs e as respectivas cargas poluentes associadas (Anexo 1) Racault e Lenoir (1994 e 1995) registaram que na mesma adega as diversas operações apresentam EVs com cargas poluentes muito diversas. Por outro lado, a mesma operação realizada em diferentes adegas apresenta EVs muito distintos. As primeiras trasfegas (30-60 g CQO hl⁻¹ de cuba) e a filtração/centrifugação (20-70 kg CQO por lavagem) são as operações unitárias mais poluentes. Por isso é recomendável a utilização de filtração tangencial, filtros de limpeza a seco ou com limpeza mecânica, pois permitem reduzir até três vezes a carga poluente produzida sem prejuízo de eficácia (Racault e Lenoir, 1994 e 1995; Jourjon *et al.*, 2001 e Kerner *et al.*, 2004). No Anexo 2 apresenta-se um quadro com a carga poluente gerada na lavagem dos principais tipos de filtros usados na adega.

A filtração com terras produz cerca de 100 a 200 g resíduos sólidos hl⁻¹ vinho filtrado e utiliza 1-2 L de vinho por kg de terra utilizada, sendo de preferir meios filtrantes regeneráveis ou o recurso a filtração tangencial (Salame *et al.*, 1998). Esta última tecnologia tem um impacto na redução da carga poluente até 50% do teor médio de CQO e SST dos EVs (Bernard, 2000).

A qualidade e o grau de recuperação dos subprodutos e o tipo de material e equipamentos utilizados na adega, influenciam sobremaneira os resultados. Por outro lado, a maioria da carga poluente (até 95% do total) concentra-se nas primeiras águas de lavagem. Logo, a gestão individualizada destes EVs poderá ser uma opção a considerar (Racault 1993; Racault e Lenoir, 1994 e 1995 e Jourjon e Arcanger, 1998).

As operações de lavagem de equipamentos e pavimentos na produção de mosto e na filtração são aquelas que geram maior de volume de EVs. Por outro lado as perdas de mosto e

vinho e as lavagens de equipamento, principalmente filtros e centrífugas, são as operações que geram maior carga poluente (Tabela 3.5).

Tabela 3.5- Volume específico de EVs e respectiva carga poluente produzidas por operação de vinificação

Operação de vinificação	Volume específico de EVs produzido (L água L vinho ⁻¹)	Produção específica CQO (g L ⁻¹ vinho)	
		Vinho branco	Vinho tinto
1. Recepção de uvas			
1.1. Lavagem equipamento	0,76	3,9	5,3
1.2. Lavagem pavimento	0,56	0,3	0,4
2. Produção de mosto			
2.1. Lavagem prévia cubas Ferment.	0,24	0,3	0,3
2.2. Lavagem equipamento	1,53	4,1	5,3
2.3. Lavagem pavimento	0,56	0,3	0,4
2.4. Perdas mosto	0,08	35,8	43,2
3. Processo fermentativo			
3.1. Lavagem cubas fermentação	0,24	0,4	0,5
3.2. Lavagem prévia cubas armaz.	0,24	0,3	0,3
3.3. Lavagem bombas	0,77	3,4	4,1
3.4. Lavagem pavimento	0,57	0,3	0,3
3.5. Perdas vinho-mosto	0,08	29,7	37,2
4. Maturação, filtração e estabilização vinho			
4.1. Lavagem cubas maturação	0,24	0,3	0,4
4.2. Lavagem prévia cubas armaz.	0,24	0,3	0,3
4.3. Lavagem equipamento	1,54	3,2	4,3
4.4. Lavagem pavimento	0,57	0,3	0,4
4.5. Perdas vinho	0,08	29,8	38,2
5. Engarrafamento e transporte vinhos			
5.1. Lavagem cubas armaz.	0,24	0,3	0,4
5.2. Lavagem equipamento	0,77	3,3	4,3
5.3. Lavagem pavimento	0,56	0,3	0,3
5.4. Perdas vinho	0,08	30	36,8

Fonte: Adaptado de Jourjon e Arcanger, (1998) e Vlyssides *et al.*, (2004)

A lavagem de equipamento, paredes e pavimento nas fases de produção de mosto, filtração e as perdas de vinho e mosto são as operações que geram maior de volume de EVs e maior carga poluente. O vinho e o mosto têm uma carga poluente de 210 e 220 g CQO L⁻¹ respectivamente (Bories *et al.*, 1998). No Anexo 3 apresenta-se um quadro semelhante ao anterior proposto por Grenier *et al.* (1994), utilizado num programa informático de simulação da carga poluente produzida em função da dimensão da adega e da tecnologia empregue.

Numa adega Alemã Muller (1998a) caracterizou os EVs correspondentes à vindima, 1ª e 2ª trasfegas produzidas, tendo obtido valores correspondentes respectivamente a 7,6, 7,1 e 6,2 g CQO L⁻¹ (estes valores oscilaram entre 0,9 e 13,6 g CQO L⁻¹) com razões CBO₅/CQO

de 27 a 70% (média de 53%) e pH de 4 a 10,4. Quanto à produção diária de carga poluente, as variações foram enormes, oscilando entre 13 e 600 kg CQO por dia (Tabela 3.6).

Tabela 3.6- Características dos EVs produzidos durante a vindima, 1ª e 2ª trasfegas numa adega alemã

Período		CQO		CBO ₅		CBO ₅ / CQO	pH	Nt mg L ⁻¹	P mg L ⁻¹
		g L ⁻¹	kg/dia	g L ⁻¹	kg/dia				
Vindima	Min.	0,9	13	0,6	9	0,69	4,0	9	4
	Max.	13,6	600	8,2	308	0,27	6,9	203	17
	Med.	7,7	252	4,2	137	0,54	-	73	10
1ª Trasfega	Min.	1,8	49	0,7	18	0,70	4	11	2
	Max.	13,6	590	7,1	347	0,30	10,4	98	4
	Med.	7,1	253	3,8	145	0,54	-	39	3
2ª Trasfega	Min.	2,9	49	1,7	29	0,69	4,7	9	1
	Max.	11,7	552	6,4	264	0,40	9,8	69	7
	Med.	6,1	239	3,4	127	0,55	-	28	3
Total	Min.	0,9	13	0,6	9	0,70	4	9	1
	Max.	13,6	600	8,2	347	0,27	10,4	203	17
	Med.	6,9	248	3,8	138	0,53	-	45	4

Fonte: Adaptado de Muller, (1998a)

3.4.2.4. Sazonalidade

A variação do volume de EVs produzido ao longo do ano é diferente consoante a actividade da adega. Algumas operações como a vindima, por exemplo, são realizadas num período muito limitado, consomem volumes elevados de água e originam efluentes muito poluentes (Figura 3.1), enquanto outras se estendem por alguns meses produzindo poucos efluentes, podendo mesmo existir períodos em que praticamente não são gerados EVs (particularmente nas adegas mais pequenas) (Canler *et al.*, 1998a e 1998b; Coma *et al.*, 2004 e Duarte *et al.*, 2004a).

De modo geral, verifica-se que a maior parte da carga poluente e do volume de EVs (cerca de 60%) estão concentrados no período de 5 semanas após o início da vindima. Aproximadamente 40% do total corresponde à vindima propriamente dita e o restante às primeiras trasfegas, com pontas diárias que poderão chegar a 2% do volume anual e 20 000 EH, não directamente correlacionadas com o volume diário de uvas recebidas. Neste período pode considerar-se um CQO médio de cerca de 20 g L⁻¹ (Racault, 1993; Chapman e Sefton, 1994 ;Jusiak, 1994 ; Racault e Lenoir, 1994 e 1995; Canler *et al.*, 1998a e 1998b; Chaussier *et al.*, 1998; Duarte *et al.*, 1998; Houbbron *et al.*, 1998; Jourjon e Arcanger, 1998; Picot e Cabanis, 1998; Coma *et al.*, 2004; Fíguls *et al.*, 2004 e Torrijos *et al.*, 2004).

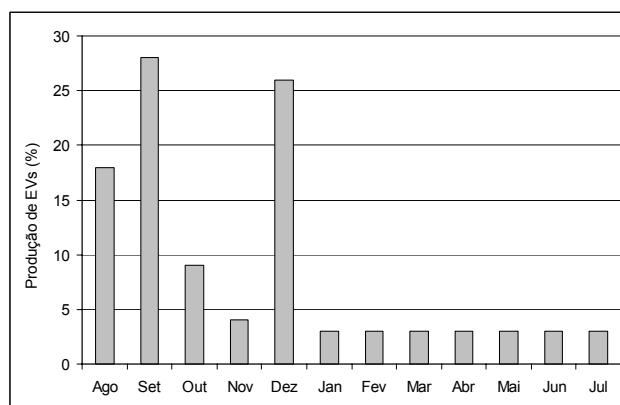


Figura 3.1- Distribuição tipo da evolução da produção de EVs de uma adega ao longo do ano

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001) e Vlyssides *et al.*, (2004)

Na Tabela 3.7 apresentam-se a carga e o volume médio de EVs produzidos ao longo do ano.

Tabela 3.7- Carga poluente e volume de EVs produzidos ao longo do ano

	Carga poluente produzida			Volume EVs produzido %
	g CQO L ⁻¹	%CQO devida aos SST	g CQO hl ⁻¹ vinho produzido	
Vindima	7-20	10	13-40	30
1 ^{as} Trasfegas	10-100	40-50	4-13	30
Janeiro a Março	5-8	30-70 ^a	1-3	20
Abril a Setembro	1-2	30	0,5	20

^a em função do tipo de filtro utilizado (respectivamente limpeza a seco ou não)

Fonte: Adaptado de Jusiak, (1994)

Em geral consideram-se duas épocas distintas de produção de EVs: uma alta de Setembro a final de Novembro referente à vindima e primeiras trasfegas, e uma baixa no resto do ano e compreendendo os efluentes do armazenamento e engarrafamento. Os EVs da primeira época podem ter mais de 100 g CQO L⁻¹ e um pH ácido (2 a 5), enquanto os EVs da segunda têm geralmente pH básico (11 a 13) e 0,5 a 5 g CQO L⁻¹ em média, apresentando no entanto grande variabilidade (Tabela 3.8) (Chapman e Sefton, 1994; Racault e Lenoir, 1994 e 1995; Jourjon e Arcanger, 1998 e Eusébio *et al.*, 1999).

Só nas 5 semanas após o início da vindima, podem ser gerados 0,8-1,4 L EV por litro de vinho produzido (excluindo águas de refrigeração), com 15 g CQO L⁻¹ e 2 g SST L⁻¹, correspondendo a uma produção de carga poluente de 0,15-0,6 g CQO hl⁻¹ vinho produzido (Rochard e Viaud, 2000).

Tabela 3.8- Características médias dos EVs produzidos em época alta e baixa

	Época alta	Época baixa
CBO ₅ (g L ⁻¹)	4,5-15	0,5-2
CQO (g L ⁻¹)	2-20	0,5-5
CBO ₅ /CQO	0,6-0,7	0,5-0,6
SST (g L ⁻¹)	0,5-15	0,1-2
Nt (mg L ⁻¹)	20-200	5-150
P (mg L ⁻¹)	1-30	1-15
K (mg L ⁻¹)	290	20
pH*	4-6	5-11

*Valores mais frequentes

Fonte: Adaptado de Katsiri e Dalou, (1994); Duarte *et al.*, (1998); Houbbron *et al.*, (1998); Jourjon e Arcanger, (1998) ; Lemiere *et al.*, (1998); Kalyuzhnyi *et al.*, (2000) e Jourjon *et al.*, (2001).

O consumo de água é muito sazonal, concentrando-se nos meses de Setembro a Dezembro i.e., período de vindima/primeiras trasfegas, representando 65-70% do volume e carga poluente produzidos anualmente (Houbbron *et al.*, 1998), Vlyssides *et al.*, 2004 e Chamy *et al.*, 2004). Durante este período a lavagem dos equipamentos é intensa, contrastando com o período extra vindima, em que o vinho estagia e se procede ao seu engarrafamento e/ou transporte (de Janeiro a Julho). Por exemplo, a maioria das adegas francesas e gregas (65%) consomem até 2 L água L⁻¹ vinho, mas 40% do total anual é consumido na vindima e mais 30% nas trasfegas que se lhe seguem (Picot e Cabanis, 1998 e Airoidi *et al.*, 2004).

Em relação à sazonalidade diária, verifica-se que a maior parte das descargas ocorrem entre as 15 e as 19 horas, sendo reduzidas nos restantes períodos (Caetano e Berardino, 1998 e Berardino *et al.*, 2001). Por esta razão os autores propõem que se proceda ao pré-tratamento dos EVs apenas neste período de tempo, sendo enviados directamente para a ETAR municipal no período restante.

3.4.3. Estimativa do volume e carga poluente produzidos

Diversos autores têm proposto expressões matemáticas visando estimar a carga e o volume de EVs produzidos por uma adega. Maugenet (1978) estima que por cada litro de mosto ou vinho trasfegado sejam produzidos 0,09-1,5g CQO, 0,05-1,4g CBO₅ e 0,03-0,13 g de SST, o equivalente a 1-2 EH por hL vinho produzido. Lemiere *et al.* (1998) propõem a seguinte fórmula para a determinação da carga poluente e do volume de EVs produzidos durante a vindima por uma adega:

$$M_{CQO} = K V_p$$

$$V_e = K' V_p + V_p K''$$

$$M_{CQO} = \text{Massa de CQO produzida durante a vindima (kg)}$$

K = constante dependente da adega e tipo vinho produzido (de 0,3 a 1,2 m³ hl⁻¹)

Vp= Volume de vinho produzido (hl)

Ve = Volume de EVs produzido durante a vindima (m³)

K' = constante dependente da adega para a zona as cubas (de 0,7 a 1,3 m³ hl⁻¹)

K'' = constante dependente da adega para a zona de lavagem (de 0,3 a 0,7 m³ hl⁻¹)

Sheridan *et al.* (2004) obtiveram na África do Sul consumos médios da ordem dos 6,4 L água L⁻¹ vinho produzido, expressando o consumo anual de água (A) de uma adega em função da quantidade de uvas processadas (T) de acordo com a equação:

$$A = 4037,5 \cdot T^{0,9243}$$

A= consumo de água (m³)

T= uvas processadas (toneladas)

Vlyssides *et al.* (2004) obteve consumos específicos de 1,2 L água L⁻¹ vinho produzido, referindo que este valor depende do tamanho das cubas da adega. Esse valor diminui exponencialmente à medida que aumenta o volume das cubas, até atingir um mínimo de 0,2 L L⁻¹ de cuba, para cubas de volume (V) superior a 20 m³. Segundo os autores a produção anual de efluentes de lavagem das cubas (P) pode ser expressa pela exponencial seguinte:

$$P = 71,58V^{-0,328373}$$

P= Produção anual de efluentes da cuba (L hl⁻¹)

V= volume da cuba (m³)

Picot e Cabanis (1998) referem que a lavagem de cubas de mil m³ geram 22 m³ de EV, correspondendo a cargas poluentes específicas de 5 g CQO L⁻¹ de cuba. Balsari e Airoidi (1998) indicam 4,5 a 6 g CQO L⁻¹ de cuba, estimando a água consumida (V) e a respectiva produção de carga poluente (A) na lavagem de cubas através de expressões lineares em função do volume das cubas (C):

$$V = 1,535C + 232,5$$

$$A = 76C + 900$$

V= água consumida na lavagem da cuba (L)

C= volume da cuba (hl)

A= Carga poluente produzida (g CQO)

Da análise de 21 amostras de EVs provenientes de toda a Espanha, em geral estes apresentam pH ácido, elevada carga orgânica, elevados teores em macro e micronutrientes,

polifenóis e metais pesados, sendo alguns destes teores incompatíveis com a distribuição no solo (Bustamante *et al.*, 2004). Estas características exigem tratamento apropriado para obtenção de um produto final estável, seguro e facilmente manejável. Os autores estabeleceram uma relação matemática, estatisticamente validada, entre os parâmetros mais facilmente medidos, como por exemplo pH, teor em Sólidos totais, SSV, condutividade e massa específica (ρ) e outros mais difíceis e demorados de determinar, como o CQO, CBO_5 , teor em polifenóis e teor em diversos metais pesados. Como exemplo apresentam-se na Tabela 3.9 os resultados obtidos para o CQO, CBO_5 e teores em Cu e polifenóis.

Tabela 3.9- Parâmetros de caracterização de EVs e respectivas equações de ajuste em função dos SSV, SV, EC e densidade

Parâmetros	Equações
CQO (mg L^{-1})	$= 5,44 \text{ SSV (mg L}^{-1}) - 2769$ $= 5,45 \text{ SSV (mg L}^{-1}) - 35224 \text{ EC (S m}^{-1}) + 4052$
CBO_5 (mg L^{-1})	$= 2,37 \text{ SSV (mg L}^{-1}) - 389$ $= 3,17 \text{ SSV (mg L}^{-1}) - 832910 \rho (\text{g cm}^{-3}) + 833926$
Polifenóis (mg L^{-1})	$= 0,008 \text{ SSV (mg L}^{-1}) + 42,68$ $= 0,075 \text{ SSV (mg L}^{-1}) - 0,046 \text{ ST (mg L}^{-1}) + 66,15$
Cu ($\mu\text{g L}^{-1}$)	$= 0,051 \text{ SSV (mg L}^{-1}) + 466$

Fonte: Bustamante *et al.* (2004)

Para a região de *Bordeaux*, e em adegas de grandes dimensões Grenier *et al.* (1998) e Rochard e Viaud (2000) determinaram o período ideal de medida do pico de carga poluente *in situ* a fim de reduzir o erro, como sendo aquele imediatamente após a ponta de entrega de uvas, com uma duração mínima de três dias de amostragem. Os autores concluíram que 35% do consumo anual de água ocorre na vindima, excluindo as águas de arrefecimento, e que a carga poluente acumulada produzida na época de vindima pode ser estimada em termos de volume, massa de CQO e SST da seguinte forma:

$$V_t = (t_v + 10) \cdot V_p$$

$$\text{CQO}_t = (t_v + 10) \cdot 0,66 \cdot \text{CQO}_p$$

$$\text{SST}_t = (t_v + 10) \cdot 0,8 \cdot \text{SST}_p$$

t_v = duração da vindima (dias)

V_p = volume médio diário produzido* ($\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$)

CQO_p = produção diária média CQO* (kg dia^{-1})

SST_p = produção diária média SST* (kg dia^{-1})

*média de 3 dias de medida em época de ponta

4. REGULAMENTAÇÃO DE PROTECÇÃO AMBIENTAL

A preocupação com a preservação da fauna e da flora do meio ambiente remonta há já alguns séculos. Nos países industrializados, a regulamentação ocorreu principalmente nas últimas 3 décadas, integrando de maneira crescente a preocupação ambiental, evoluindo gradualmente de uma mera preocupação com o processo técnico de tratamento de efluentes, para uma perspectiva global de viticultura sustentável (Rochard *et al.*, 1997; Goliath, 1998 e Rochard, 2004). De início regulamentou-se o despejo de resíduos perigosos, estendendo-se progressivamente a legislação aos restantes resíduos, designadamente também aos resultantes da laboração das adegas.

A legislação comunitária aborda a fileira completa, incluindo a gestão dos resíduos, a reutilização dos materiais, a protecção das águas, as condições de utilização das lamas de ETARs na agricultura e a luta contra a poluição pelos nitratos de origem agrícola. As Directivas da UE são a base dos textos que cada um dos estados membros tem de transpor em devido tempo. Ao nível da gestão ambiental, três temas são predominantes:

- a) A gestão dos recursos hídricos, associada à luta contra a sua poluição;
- b) A gestão dos efluentes, cada vez mais numerosos nas sociedades de consumo;
- c) A gestão dos resíduos sólidos (nomeadamente embalagens, terras de filtração e lamas de ETARs).

4.1. Gestão de EVs

4.1.1. Regulamentação Comunitária (UE)

Ao nível europeu, a preocupação com a protecção do ambiente tem sido uma constante: desde 6 de Maio de 1968, altura em que o Conselho da Europa adopta a Carta Europeia da Água. Esta última no seu artigo 4º diz claramente: "A qualidade da água deve ser preservada a níveis adaptados à utilização que se prevê venha a ter, devendo nomeadamente satisfazer as exigências da saúde pública". No artigo 10º acrescenta: "A água é um património comum, devendo o seu valor deve ser reconhecido por todos. Todos temos o dever de a economizar e de a usar com responsabilidade".

À proclamação desta carta seguiu-se nos anos 70, a adopção de numerosas Directivas, definindo a qualidade da água em função do seu uso: produção de água destinada a consumo humano (Junho de 1975); água de banhos (Dezembro de 1975); águas piscícolas

(Julho de 1978); águas destinadas a conquicultura (Outubro de 1979); qualidade da água destinada a consumo humano (Julho de 1980), etc.

Em 12 de Junho através da Directiva 86/278/CEE, são definidas as normas de protecção do ambiente, nomeadamente do solo no que respeita à utilização agrícola de lamas de ETARs, vindo a ser transposta para a legislação portuguesa pelo DL n.º 446/91, de 22 de Novembro. Esta Directiva regula a utilização ou interdição do uso agrícola de determinado tipo de lamas de ETAR, e as quantidades máximas a distribuir, estabelecendo limites dos teores em metais pesados nas lamas e no solo.

A Directiva 91/271/CEE de 21 de Maio diz respeito à recolha, tratamento e despejo de águas residuais urbanas e também de alguns sectores industriais, onde se incluem 11 actividades produtoras de álcool e bebidas alcoólicas, fixando objectivos de despoluição, instalação de sistemas de recolha e tratamento de águas residuais segundo prazos bem definidos. Esta Directiva responsabiliza as autarquias pela instalação de sistemas de recolha e tratamento de águas residuais, individuais ou colectivos e em função do número de habitantes, sendo o prazo limite o final de 2005. No que respeita às actividades industriais, as normas para a descarga de efluentes em função do tipo de indústria deviam ter sido fixadas até final 1993. Além disso, até final de 2001, as unidades produtoras de efluentes dos 11 sectores já referidos deveriam estar dotadas duma ETAR individual (esta imposição não se aplica a instalações com uma carga poluente inferior a 4 000 EH) (Valentin, 1994 e Massette, 1994).

A Directiva 91/676/CEE de 12 de Dezembro refere-se à protecção das águas contra a contaminação por nitratos de origem agrícola. Esta Directiva conduziu os estados membros a identificarem a partir de 1993 as zonas vulneráveis à contaminação por nitratos, a elaborar um código de boas práticas agrícolas, a divulgá-lo juntos dos agricultores e a estabelecer programas de acção e vigilância sobre as zonas seleccionadas (Muller *et al.*, 1999). No Anexo 4 apresentam-se os valores limite de rejeição em meio natural dos principais parâmetros de caracterização de efluentes nos países principais produtores de vinho da EU.

A Directiva Quadro da Água estabelece uma política integrada de gestão do recurso água, tendo por base a minimização dos consumos e a manutenção da qualidade das águas superficiais e subterrâneas considerando os seus usos. Neste sentido a Directiva estabelece dois princípios de qualidade de aplicação obrigatória e em caso de simultaneidade a prevalência do princípio mais restritivo: Valor Limite de Emissão e Qualidade da Água de acordo com a utilização do meio receptor. Por outro lado é introduzido o conceito de gestão por Bacia Hidrográfica sendo o mesmo alargado às águas subterrâneas.

4.1.2. Legislação portuguesa

Em Portugal, assumem particular importância no capítulo da protecção das águas a Directiva Quadro da Água, o DL n.º 74/90 de 7 de Março, o DR n.º 23/95 de 23 de Agosto e o DL n.º 236/98 de 1 de Agosto.

O DL n.º 74/90 de 7 de Março concentra a legislação existente até esse momento no âmbito da qualidade da água e simultaneamente integra as Directivas comunitárias, partindo do conceito de "ciclo de utilização da água", fixando características mínimas a que esta deve obedecer em função do tipo de utilização prevista.

Este diploma perspectiva uma abordagem do tipo "objectivos de qualidade ambiental", definindo limites para os diversos parâmetros de qualidade das águas, para além dos quais os riscos para a saúde e/ou para o ambiente se tornam inaceitáveis. No caso das águas de transporte e descarga de resíduos (águas residuais) fixam-se valores limite de concentração de substâncias poluidoras ou indesejáveis (Valores Máximos Admissíveis - VMA), independentemente do tipo de utilização do meio receptor. Para além desta norma geral, estabelecem-se para alguns sectores normas mais ou menos restritivas, tendo em atenção factores técnico-económicos inerentes a esses sectores.

As ETARs surgem no diploma como equipamentos de última instância, a introduzir se as águas que são descarregadas no meio receptor não respeitarem os limites estabelecidos, "devendo ser encarada prioritariamente a diminuição da carga poluente através do emprego de processos industriais alternativos (...) com base nas melhores tecnologias disponíveis e na adopção de medidas internas de despoluição".

Na Tabela 4.1 apresentam-se alguns parâmetros relativos às normas gerais de descarga de águas residuais previstos no DL n.º 74/90 de 7 de Março.

Tabela 4.1- Principais parâmetros relativos às normas de descarga de águas residuais

Parâmetro	Unidades	VMA*
pH	-	6,0 - 9,0**
Temperatura	°C	Aumento de 3 °C***
CBO ₅	mg L ⁻¹	40
CQO	mg L ⁻¹	150
SST	mg L ⁻¹	60

Fonte: DL n.º 74/90, de 7 de Março

* Valor Máximo Admissível: média mensal das médias diárias. O valor médio diário deve ser resultado de uma amostra representativa da laboração da unidade em 24 horas, não podendo exceder quatro vezes o valor médio mensal

** O valor médio diário poderá estar compreendido, no máximo, entre 5,0 e 10,0

*** Temperatura do meio receptor 30 metros a jusante da descarga, podendo a media diária ser 5 °C

O DL n.º 46/94 de 22 de Fevereiro relativo ao licenciamento da utilização do domínio hídrico, vem definir a obrigatoriedade da existência de uma licença de rejeição de águas residuais tratadas, na água ou no solo agrícola e/ou florestal, e a proibição do lançamento de efluentes directamente nos cursos de água sem qualquer tipo de mecanismo que assegure a sua depuração.

O Decreto Regulamentar n.º 23/95 de 23 de Agosto vem introduzir condicionantes específicas às adegas, ao referir no seu artigo 196º que "as águas residuais das indústrias alimentares, de fermentação e de destilaria, só podem ser admitidas nos colectores públicos desde que seja anulada a necessidade de pré-tratamento", apresentando uma classificação dos tipos de tratamento mais utilizados, em função do grau de geração ou valorização de resíduos (veja-se Anexo 5).

O DL n.º 236/98 de 1 de Agosto, actualmente em vigor, vem rever e substituir a legislação existente (nomeadamente o DL n.º 74/90), reforçando a operacionalidade das várias Directivas Comunitárias emitidas até à data, numa perspectiva de saúde pública, gestão integrada dos recursos hídricos e preservação do ambiente. Este Decreto Lei introduz o conceito de Valor Limite de Emissão (VLE) em substituição do VMA, entendendo-se o primeiro como "a concentração ou nível de um parâmetro que não deve ser excedido pela instalação, durante um ou mais períodos de tempo", ficando o conceito de gestão por Bacia Hidrográfica contemplado nos Planos de Bacia Hidrográfica. Relativamente à gestão integrada é este o princípio orientador do Plano Nacional da Água recentemente apresentado pelo Ministério do Ambiente.

No que respeita à descarga de efluentes e protecção do meio ambiente a legislação aplicável às adegas é semelhante à explicitada no antigo DL n.º 74/90 e actual DL n.º 236/98 (Tabela 4.1), aparecendo no entanto os VMA indicados como VLE. Esta legislação é mais restritiva que a anterior, já que apesar dos VMA corresponderem aos VLE, nestes últimos o valor médio diário não poderá exceder duas vezes o VLE (valor médio mensal das médias diárias referentes aos dias de laboração).

4.2. Gestão de resíduos sólidos

A fileira vinícola, além dos efluentes líquidos, produz também resíduos sólidos cada vez em maior quantidade. Estes são na sua maior parte subprodutos valorizáveis da transformação das uvas (nomeadamente borras e bagaços), mas igualmente resíduos não valorizáveis (ou dificilmente) como sejam terras de filtração, embalagens de produtos enológicos, de limpeza e as lamas resultantes das ETARs.

Existem numerosas definições para resíduos sólidos, e as mais comuns caracterizam-nos como sendo "resíduos de um processo de produção, transformação ou utilização ou qualquer substância, material, produto ou bem móvel abandonado ou que o seu detentor destine ao abandono" (ADEME/ITV, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001). A Directiva Europeia n.º 91/156 de 18 de Março de 1991 define resíduo como "toda e qualquer substância ou objecto de que o seu detentor se desfaz ou tem a intenção ou obrigação de se desfazer".

Segundo ADEME/ITV (2000) na região de *Champagne* (França) estima-se que por ano sejam produzidas 4 300 t de embalagens, 600 t de terras de filtração e 360-540 t de tártaro (em cristais e solução), o que espelha bem a importância da recolha e tratamento dos resíduos sólidos das adegas. Como exemplo, na Tabela 4.2 apresenta-se a produção de resíduos sólidos gerados na elaboração de uma garrafa de champanhe distribuída pelas diferentes categorias.

Tabela 4.2- Resíduos sólidos gerados na elaboração de uma garrafa de champanhe

Tipo de resíduo	Quantidade (g)	%
Cartão	18	49,5
PE		15,1
Cápsulas		12,9
Obturadores		6,5
Outros Plásticos (PP, PET, PEAD)		3
Terras de filtração	2,5	12,9

Fonte: ADEME/ITV, (2000) e Jourjon *et al.*, (2001)

4.2.1. Regulamentação europeia

Tal como nos efluentes líquidos, os resíduos sólidos são objecto de legislação comunitária, que a seu tempo os países deveriam ter transposto para o seu quadro legislativo interno.

O primeiro texto da UE em matéria de gestão de subprodutos e resíduos sólidos foi a Directiva n.º 75/442 CE de 15 de Julho (modificada pelas Directiva n.º 91/156 CE de 18 de Março e 91/689 CE de 12 de Dezembro), que apresenta uma definição dos deveres dos estados membros nos domínios da gestão de eliminação de resíduos. As suas linhas orientadoras para todos os estados membros são as seguintes:

- a) Redução da produção de resíduos e da sua nocividade;
- b) Valorização dos resíduos por reciclagem, reutilização, recuperação ou qualquer acção que vise obter matérias-primas ou utilização como fonte de energia;
- c) Responsabilização do produtor pelos resíduos que produz.

Em 20 de Dezembro de 1993, a CE estabelece um catálogo de resíduos comportando 20 categorias segundo a sua origem e toxicidade. Esta nomenclatura é utilizada nas guias de

transporte dos resíduos industriais, e nos contactos com os organismos que controlam a gestão de resíduos.

No que respeita à gestão das lamas resultantes da laboração das ETARs, que são também encaradas como resíduos sólidos, foram publicadas duas Directivas (CEE n.º 86/278 de 12 de Junho e CEE 91/271 de 21 de Maio), de modo a regular a aplicação destas lamas como fertilizante agrícola, evitando efeitos nocivos destas sobre os ecossistemas.

A Directiva n.º 94/62/CE de 20 de Dezembro relativa a embalagens e resíduos de embalagens, encoraja a reutilização, reciclagem e todas as outras formas de valorização de resíduos de embalagens. Esta Directiva fixa inclusivamente metas de valorização de resíduos de embalagem: 50-60% em peso (dos quais 25-45% em reciclagem), com um mínimo de 15% por material. Além disso impõe especificações técnicas a que as embalagens devem obedecer tanto do ponto de vista da composição como de fabricação, para que facilitem a sua valorização após utilização.

Mais recentemente, o Regulamento CE 1493/1999 relativo à Organização Comum de Mercado (COM) vitivinícola determina que "as pessoas físicas ou morais ou agrupamentos de pessoas (...) que procedam a vinificação estão obrigados a gerir da maneira menos poluente os seus subprodutos de vinificação" (nomeadamente bagaços e borras).

Nos últimos anos, a multiplicação de textos referentes à gestão de resíduos mostra que o respeito pelo ambiente assume cada vez maior importância no seio da UE. Estes regulamentos aplicam-se cada vez mais às adegas, que têm de apresentar planos de gestão dos seus efluentes líquidos e resíduos sólidos, tendo em conta as orientações apresentadas.

4.2.2. Regulamentação portuguesa

Em Portugal o DL n.º 446/91 de 22 de Novembro estabelece as normas de aplicação e utilização agrícola das lamas de ETARs, transpondo as Directivas CEE n.º 86/278 de 12 de Junho e CEE 91/271 de 21 de Maio, de modo a evitar efeitos nocivos destas sobre os ecossistemas, encorajando simultaneamente o seu aproveitamento agrícola, fixando valores limite quantitativos e qualitativos para a sua utilização e proibindo a sua deposição nos rios, lagos ou no mar. Deste modo apenas é permitida a utilização de lamas tratadas, preconizando-se doses de referência de 6 t ha^{-1} . No entanto este valor está dependente de concentração das lamas nomeadamente em metas pesadas.

As lamas deverão ser aplicadas sobre solos bem desenvolvidos e profundos, com pH $\geq 5,5$ e tendo em conta as necessidades nutricionais das plantas, por forma a proteger a qualidade do solo, águas superficiais e subterrâneas e nunca a menos de 100 metros de

habitações e captações de água para consumo. É proibida a aplicação de lamas nas margens de rios e lagos, bem como a sua distribuição em condições climáticas adversas (nomeadamente pluviosidade), devendo estas ser incorporadas no solo no máximo dois dias após a sua distribuição. É igualmente proibida a distribuição de lamas em prados ou culturas forrageiras dentro das três semanas anteriores à colheita ou início da pastagem do gado, nas culturas hortícolas e frutícolas (com excepção das frutícolas durante o repouso vegetativo). É obrigatória a análise das lamas e dos solos sobre os quais estas sejam depositadas.

A Portaria n.º 176/96 de 3 de Outubro vem exactamente fixar os valores limite de metais pesados nos solos e nas lamas, acima dos quais é interdita a sua utilização agrícola (Tabela 4.3).

Tabela 4.3- Valores limite de concentração de metais pesados nos solos e lamas e respectivas quantidades máximas anuais que podem ser introduzidas em solos cultivados

Parâmetros (mg kg ⁻¹ MS)	Valores limite em solos com:			Lamas (mg kg ⁻¹ MS)	Máx. aplicável kg ha ⁻¹ ano ⁻¹
	pH≤5,5	5,5<pH≤7,0	pH>7,0		
Cádmio	1	3	4	20	0.15
Cobre	50	100	200	1000	12
Níquel	30	75	110	300	3
Chumbo	50	300	450	750	15
Zinco	150	300	450	2500	30
Mercúrio	1	1.5	2	16	0.1
Crómio	50	200	300	1000	4.5

Fonte: Portaria n.º 176/96 (D.R. II Série)

A Portaria 177/96 (D.R. II Série) vem definir a necessidade de se efectuarem análises anuais das lamas e dos solos, devendo analisar-se os teores da matéria seca, matéria orgânica, pH, Azoto nítrico e amoniacal, fósforo total e Metais pesados (no caso das lamas) e o pH, Metais pesados, Azoto e fósforo no caso dos solos.

O DL n.º 239/97 de 9 de Setembro relativo à gestão de resíduos, vem rever e actualizar o DL n.º 310/95 de 20 de Novembro, transpondo as Directivas 91/156/CEE de 18 de Março e 91/689/CEE de 12 de Dezembro para o direito português. Esta legislação define os diversos tipos de resíduos e vem responsabilizar o produtor pelos resíduos que produza, proibindo a sua emissão, transporte, armazenagem, tratamento, valorização ou eliminação por entidades ou em instalações não autorizadas.

4.3. Gestão Ambiental Integrada (GAI - Norma ISO 14001)

Nos últimos anos diversos países têm iniciado programas de gestão ambiental integrada visando a implementação de uma viticultura sustentável e uma produção integrada de vinho (Goliath, 1998; Hayward *et al.*, 1999; Baker *et al.*, 2001; Castaldi, 2001; Jaeger, 2001; Jordan *et al.*, 2004; Moncomble *et al.*, 2004; Ohmart e Storm, 2004; Rochard, 2004 e Walsdorff *et al.*, 2004). Nesta perspectiva, e complementarmente ao simples tratamento de EVs, é possível enveredar por uma gestão global visando a minimização dos impactos ambientais, num quadro de GAI, eventualmente associada à certificação ISO 14001 (ADEME/ITV, 2000 e Rochard, 2004). Neste âmbito, Schoor (2001a e 2001b) propõe mesmo uma expressão matemática que quantifica o impacto ambiental de uma adega, permitindo estabelecer estratégias de redução, priorizando e quantificando o seu impacto.

A GAI-ISO 14001 não é uma imposição regulamentar, mas antes uma iniciativa voluntária, que reflecte as duas abordagens de gestão ambiental mais correntes nas empresas: a organização (que é o mesmo que dizer o conhecimento dos processos) e o produto, pela gestão do seu ciclo de vida. As duas abordagens não são contraditórias e podem mesmo complementar-se em função da configuração da empresa (Goliath, 1998; Jourjon e Arcanger, 1998; Jourjon *et al.*, 2001 e 67 Knowles e Hill, 2001).

A norma ISO 14 001 baseia-se em dois grandes princípios de gestão: o compromisso do seguimento de uma política ambiental e a implementação de um sistema de auto-aperfeiçoamento para implementar essa política. As vantagens de um sistema deste tipo são numerosas, nomeadamente as questões do marketing da empresa (distribuidores e público), informação dos parceiros institucionais (bancos, seguradoras e administrações), prevenção de acidentes e minimização dos seus impactos, redução e melhoria do conhecimento dos custos, nomeadamente pela gestão mais eficaz das matérias-primas, energia e resíduos sendo simultaneamente uma vantagem competitiva, já que responde às condições exigidas à exportação (Rochard *et al.*, 1998 e 2001; Schoor, 2000 e Knowles e Hill, 2001).

PARTE II- REDUÇÃO DO VOLUME E DA CARGA POLUENTE REJEITADOS

5. GESTÃO E PLANEAMENTO DA ADEGA

5.1. Redução do volume e da carga poluente

A etapa prévia a atender antes da instalação da ETAR, é sem dúvida o estudo dos volumes de água consumidos e da carga poluente rejeitada. O conhecimento destes pressupostos permitirá dimensionar a ETAR e contornar eventuais pontos fracos susceptíveis de prejudicar o seu funcionamento, ou de aumentar sensivelmente os custos de investimento e/ou funcionamento.

Antes de se partir para o tratamento dos EVs, é absolutamente essencial que sejam tomadas todas as medidas possíveis tendo em vista a redução do seu volume e carga poluente, sem que no entanto se prejudiquem os aspectos ligados à higiene do vinho, o que implica necessariamente redução do consumo de água, através da sua adequada gestão e/ou alterações tecnológicas nos processos de laboração da adega (Racault, 1993; Jusiak, 1994; Rochard, 1994 e 1995; Rochard e Viaud, 1994; Jourjon e Arcanger, 1998 e Astill e Bax, 2001).

Visando aquele objectivo, é possível seguir diversas medidas ligadas à organização do trabalho na adega, mas principalmente sensibilizando e formando o pessoal nesse sentido. Efectivamente é pelo pessoal que trabalha nas diversas operações (limpeza, trasfega, destartarização das cubas, etc.) e pelo equipamento tecnológico disponível (tipo de cubas e de filtros utilizados, existência ou não de água à pressão, etc.) que passa a possibilidade e o grau de redução dos consumos de água e de carga poluente produzida (Chastan, 1994, Jusiak, 1994; Raynal, 1994; Chaussier *et al.*, 1998; Desautels *et al.*, 1998; Chamy *et al.*, 2004 e Walsdorff e Kraayenburg, 2004).

Muitas vezes é necessária uma mudança de hábitos de trabalho adquiridos e comuns na maioria das adegas, incutindo no pessoal a necessidade de, além dos imperativos de ordem higiénica, também serem levados em conta com o mesmo nível de importância os de ordem ambiental. A correcta gestão da água e o uso das tecnologias ambientalmente mais correctas permite uma redução de 27% do caudal, 40% na carga poluente e 93% nos SST dos EVs

produzidos na época de vindima e de 65% do caudal, 66% da carga orgânica e 97% dos SST no período extra vindima, com duplo impacto favorável em termos técnico-económicos (diminuição simultânea da factura da água e dos custos de investimento e funcionamento dos sistemas de tratamento) (Rochard e Viaud, 2000 e Chamy *et al.*, 2004).

5.1.1. Instalação de redes separativas

5.1.1.1. Águas pluviais vs águas sujas

A separação das redes de águas limpas e sujas é imprescindível para a diminuição dos custos e para o funcionamento correcto duma ETAR. Na ausência de separação de redes, as águas pluviais, cujo volume não é controlável, aumentam o volume de EVs produzidos e diminuem a sua concentração média, contribuindo para a perturbação da sua gestão (transbordo da ETAR, arrastamento de borras e lamas, etc.). Por este facto, as águas limpas (pluviais, de enxaguamento de garrafas novas, de refrigeração, etc.) devem ser separadas das sujas (lavagem do pavimento e paredes, de cubas, etc.) (Cochet, 1988; Chastan, 1994; Jusiak, 1994; Raynal, 1994; Rochard, 1994 e 1995; Desautels *et al.*, 1998; Goliath, 1998 ; Hazel *et al.* 1998; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

A separação de redes aplica-se tanto no interior como no exterior da adega. As áreas de lavagem de máquinas de vindima, pulverizadores e restante equipamento vitivinícola, se existirem, devem ser pontos a estudar cuidadosamente. Com efeito estas geram efluentes problemáticos por conterem pesticidas, devendo ser recolhidos separadamente, evitando-se as águas pluviais. Duas soluções são por isso possíveis (Rochard e Viaud, 2000; Jourjon *et al.*, 2001; Marrec, 2001; Bidault, 2004; Galy e Ferrari, 2004 e Rousseau *et al.*, 2004):

i) Área de lavagem coberta, e portanto as águas pluviais não são recolhidas nas canalizações de águas sujas (solução mais cara, mas mais segura);

ii) Área de lavagem não coberta. Neste caso deve existir a possibilidade de dirigir o fluxo recolhido para a rede de águas sujas em período de trabalho, ou para a rede de águas limpas fora dele através de uma válvula instalada no colector.

Os efluentes que contêm pesticidas são um caso particular dos EVs com um tratamento biológico difícil se tratados independentemente, pelo que a maioria dos autores recomenda que o seu tratamento se faça conjuntamente com os restantes EVs. Este deve ser realizado em pequenos volumes e repartido ao longo do ano, de forma a não perturbar o funcionamento dos reactores biológicos (Alliot e Rochard, 2001; Jourjon *et al.*, 2001; Galy e Ferrari, 2004 e Rousseau *et al.*, 2004).

5.1.1.2. Efluentes domésticos (EDs) vs efluentes vinícolas (EVs)

Segundo os tratamentos a adoptar, a separação EDs/EVs pode ser necessária e tecnicamente desejada ou pelo contrário desnecessária e indesejada. Consoante a situação específica da adega, diversos casos são possíveis (Desautels *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001):

a) Ligação à ETAR municipal, não sendo portanto necessária a separação de efluentes (dependente do acordo com a autarquia);

b) Ligação à ETAR municipal, existindo no entanto rede para efluentes industriais (situação rara em Portugal): neste caso é necessário haver separação de redes na adega;

c) Armazenamento dos efluentes e posterior tratamento biológico. Nesta situação deve haver separação parcial de redes. A mistura dos efluentes domésticos pode ser benéfica já que fornece azoto. Contudo, dado estes serem muito diluídos, diluem os EVs, obrigando ao aumento do volume de armazenamento necessário. Por outro lado, o excesso de azoto também pode ser prejudicial à depuração dos EVs. Por esta razão, neste caso apenas os efluentes dos sanitários da adega devem ser misturados com os EVs.

d) Armazenamento e distribuição no solo, onde a separação de redes é indispensável, pois a presença de microorganismos patogénicos no efluente misto, interdita a sua distribuição.

5.1.2. Medidas de combate aos desperdícios de água

5.1.2.1. Manutenção da rede de distribuição de água e esgotos

As adegas são frequentemente compostas por edifícios construídos em etapas sucessivas, com redes de águas e esgotos muitas vezes sobrepostas, desconhecendo-se em muitos casos a localização dos circuitos de distribuição de água e de recolha de efluentes, principalmente quando as canalizações são enterradas.

Nesta situação particular, há dificuldade em localizar e reparar fugas de água que surgem com frequência, por exemplo devido a congelamento, retracção da tubagem ou fendas nas paredes. O conhecimento pormenorizado e a manutenção das redes de distribuição de água e esgotos torna-se pois imprescindível para evitar e corrigir desperdícios. Esta caça às fugas de água deve estender-se às torneiras e juntas que pingam, permitindo economizar dezenas de metros cúbicos de água por ano (Desautels *et al.*, 1998; Muller *et al.*, 1999; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

5.1.2.2. Uso de agulhetas

A necessidade de fechar as torneiras a partir do momento em que a água deixa de ser necessária é evidente. Do ponto de vista prático, a experiência mostra que a distância da zona de limpeza à torneira, leva a desperdício de água, tornando óbvio o interesse da utilização de agulhetas na extremidade das mangueiras (Rochard, 1990b, 1990c, 1994; 1995; Desautels *et al.*, 1998; Rochard e Viaud, 2000; Jourjon *et al.*, 2001 e Walsdorff e Kraayenburg, 2004).

Este sistema permite também uma ligeira sobrepressão e uma total regulação do jacto, muito útil para facilitar as limpezas. Os critérios de escolha de tais agulhetas serão a resistência aos choques, à água quente, a possibilidade de regular o jacto e a pressão e a ergonomia.

5.1.3. Limitação da regulação térmica por lâmina de água

O arrefecimento de cubas por lâmina de água é uma prática corrente nas adegas. A sua eficácia é limitada, sobretudo no caso de cubas de grande volume (reduzida relação área de troca de calor/volume total). A refrigeração de mostos ou vinhos por lâmina de água assenta na simples troca térmica e no fornecimento de frigorias ligado ao arrefecimento evaporativo (600 cal g^{-1}) (Rochard, 1994 e 1995). A volatilização da água rege-se pela lei de Dalton (Jourjon *et al.*, 2001):

$$V = C \cdot S[(P_m - P_a)] H^{-1}$$

em que: C = constante do líquido ($\text{kg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)

S = superfície do líquido (m^2)

P_m = pressão de vapor máxima à saturação (mm Hg)

P_a = pressão de vapor real (mm Hg)

H = pressão atmosférica (mm Hg)

Em teoria, esta transferência de frigorias é importante, mas como a humidade relativa no interior das adegas é frequentemente superior a 95%, a evaporação da água é reduzida, limitando muito o processo. Esta técnica funciona bem no exterior ou em adegas bem ventiladas, nas quais a humidade relativa é suficientemente baixa de forma a permitir evaporação da água. A título de exemplo, a regulação a 18 °C de uma cuba de 40 hL pode necessitar de um volume de água entre 6 a 12 L água L mosto⁻¹ (dependendo da temperatura inicial do mosto, e para água da rede a 15-16 °C) (Rochard, 1990b, 1990c; 1994 e 1995 e Jourjon *et al.*, 2001).

Esta técnica necessita por isso de volumes de água importantes, contribuindo para a intensificação das necessidades de água da adega no período de vindima. Por outro lado, a água que se escoia apesar de relativamente limpa, geralmente não é aproveitada, aumentando o volume de EVs, pois é difícil ter dois sistemas colectores de efluentes junto às cubas (Jourjon *et al.*, 2001). A reutilização desta água é possível desde que se possua equipamento adequado, mas exige a adição de fungicidas, algicidas e aditivos antitártaro, a fim de evitar depósitos no exterior das cubas (Rochard, 1992, 1994 e 1995 e Chamy *et al.*, 2004).

Do exposto, e de maneira geral, é recomendável a instalação de permutadores de calor, internos ou externos, associados a um circuito termo regulador, que a longo prazo acabam por ser economicamente mais interessantes, contribuindo para a economia de água na época de vindima (factor importante pois este período é já por si crítico em termos de produção de EVs).

5.1.4. Optimização da eficácia das limpezas

O método utilizado nas lavagens tem também uma grande importância. Para um mesmo resultado, a lavagem com um simples jacto de água, consome mais do que a lavagem com escova ou com água sobre pressão. O pessoal tem também um importante papel, pois o consumo de água de uma determinada operação pode passar do simples ao dobro apenas variando o operador (Jourjon e Arcanger, 1998; Marrec, 2001 e Bidault, 2004).

5.1.4.1. Efeito mecânico

O efeito mecânico, muitas vezes desvalorizado, deve ser incrementado dado acelerar o descolamento das incrustações de uma forma mais eficaz que a simples lavagem. Este efeito pode obter-se com uma escova, mas também através da pressão da água ou da utilização de vapor. No que concerne à escovagem, a sua acção mecânica é da ordem dos 2 a 5 kg cm⁻², devendo adaptar-se o tipo de escova em função do material a limpar, a fim de não o danificar ou riscar (Jourjon *et al.*, 2001).

O efeito mecânico da água à pressão, facilita a dispersão da sujidade e o contacto produto-superfície a limpar, podendo ser obtido por lavagem em circuito fechado ou aspersão (Rochard, 1994 e 1995). Sempre que possível, antes da limpeza com água deve fazer-se uma pré-lavagem, raspando-se as superfícies "a seco", o que além de aumentar a eficiência da limpeza permite diminuir a quantidade de água utilizada, mas sobretudo permite o seu tratamento como resíduo sólido, diminuindo muito a carga poluente a tratar como efluente líquido (Rochard, 1994 e 1995; Rochard e Viaud, 2000; Jourjon *et al.*, 2001; Bidault, 2004 e

Walsdorff e Kraayenburg, 2004). Na Tabela 5.1 apresentam-se os sistemas de destartarização de cubas mais utilizados, relacionando-se estes com o respectivo efeito mecânico proporcionado.

Tabela 5.1- Características dos principais sistemas de destartarização de cubas

Tipo de aparelho de destartarização	Efeito mecânico	Capacidade da cuba (m³)
Bola perfurada	Fraco	Pequena (< 10)
Bola rotativa	Fraco	Média (10 a 30)
Jacto fixo	Médio	Grande (> 30)
Jacto rotativo	Bom	Grande (> 30)

Fonte: Rochard, (1992) e Jourjon *et al.*, (2001)

5.1.4.2. Utilização da sobrepressão

A sobrepressão necessária ao descolamento das incrustações de sais, essencialmente tartaratos, obtém-se utilizando uma máquina de média ou alta pressão. As agulhetas também conduzem parcialmente a este objectivo, no entanto é necessário utilizar a pressão cuidadosamente, pois pode contribuir para a degradação das superfícies.

A utilização da sobrepressão permite diminuir para metade a quantidade de água utilizada na lavagem das cubas, contudo não tem aplicação universal (Jourjon e Arcanger, 1998). A utilização de um sistema de limpeza de cubas por alta pressão permitiu reduzir em 50, 90 e 95% respectivamente o volume, a carga poluente e os sólidos produzidos (Palau e Mata-Alvarez, 1998).

A sobrepressão revela-se interessante em aplicações particulares, por exemplo na lavagem dos drenos de prensas pneumáticas, com utilização de bicos de reacção. Esta técnica permite a utilização de apenas 60 a 100 L de água em vez dos 500 a 800 L utilizados na lavagem clássica. Além da redução de volume de 75%, melhorou simultaneamente a qualidade da lavagem, tendo sido eliminados 90% de depósitos contra 42% da lavagem clássica (Rochard, 1992, 1994 e 1995; Rochard e Viaud, 1994, 2000).

A introdução de lavadoras automáticas, prática pouco comum nas adegas, mas comum em outras agro-indústrias, permitirá a aplicação dos produtos de limpeza beneficiando de um acentuado efeito mecânico, ao mesmo tempo que a aspiração e reciclagem das soluções limitam o consumo de água e o volume de efluentes (Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001). O efeito mecânico da água sob pressão depende da sua velocidade de circulação, como se observa na Tabela 5.2.

Tabela 5.2- Efeito mecânico da água em função da velocidade de circulação, para um caudal de $10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$

Diâmetro da tubagem (mm)	Velocidade de circulação (m s^{-1})	Regime	Efeito mecânico
10	2,2	Turbulento	++
60	1,0	Laminar	-

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

5.1.4.3. Influência dos tipos de revestimento da adega

Segundo a natureza da superfície dos materiais, assim a sujidade lhes adere mais ou menos. Por outro lado, quanto mais lisa a superfície, mais fácil será a sua limpeza. Na Tabela 5.3 apresentam-se alguns materiais comuns na adega, referindo-se a sua maior ou menor facilidade de limpeza.

Tabela 5.3- Facilidade de limpeza de alguns materiais comuns na adega

Material	Facilidade de limpeza
Betão e argamassa de cimento	+
Madeira em pêlo	+
Aço inox	++
Plástico	+++
Vidro ou resinas sintéticas	++++

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

Por outro lado, quanto mais seca a sujidade, mais difícil se torna eliminá-la: por esta razão, após a utilização de qualquer equipamento, deve fazer-se uma limpeza “a seco” do pavimento, seguida de pré-lavagem sumária, a fim de evitar a secagem da sujidade sobre as superfícies (mesmo que a lavagem final só se faça posteriormente) (Rochard, 1994 e 1995; Jourjon *et al.*, 2001 e Walsdorff e Kraayenburg, 2004).

5.1.4.4. Produtos de limpeza e desinfecção utilizados

O uso de produtos de limpeza e desinfecção é necessário para uma boa higiene de adega, na sua escolha e utilização deve ser criteriosa e racional, associando paralelamente métodos físicos com produtos químicos, que poderão vir a interferir negativamente no desenvolvimento dos microrganismos da ETAR. Por esta razão devem preferir-se produtos que sejam eficazes e eficientes, mas que contribuam para a neutralização dos EVs produzidos,

com o mínimo de impacto sobre os microorganismos depuradores da ETAR (objectivos antagónicos em muitos casos).

O produto de limpeza ideal não existe, razão pela qual devem ser usadas misturas de diferentes substâncias activas para i) ser conforme à legislação; ii) ter elevado poder de solubilização, emulsionante e de saponificação; iii) não ser corrosivo; iv) ter elevado poder de diluição de depósitos minerais, elevada capacidade humectante e dispersante; v) ser facilmente eliminado por enxaguamento; vi) não ser tóxico para o utilizador e ser biodegradável (Ubeda e Barcos, s.d.).

Por vezes, segundo o tipo de tratamento seguido e o volume de armazenamento tampão disponível, pode ser necessário adaptar a gestão dos produtos utilizados, designadamente escolha de produtos ou organização das limpezas (Jourjon *et al.*, 2001). A eficiência de um produto de limpeza depende de alguns factores como sejam o tipo e a concentração, o tempo de contacto, a temperatura da solução e a importância do efeito mecânico, que devem ser considerados pois intervêm na facilidade das lavagens, e que se apresentam a seguir (Rochard, 1994 e 1995; Muller *et al.*, 1999; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

5.1.4.4.1. Tipo e concentração

A escolha do produto de limpeza ou desinfecção deve fazer-se em função do suporte a limpar, do tipo de sujidade, dos microorganismos a eliminar e do modo de aplicação. Nas lavagens manuais usam-se produtos não agressivos para o utilizador, em baixas concentrações e com eficácia a baixas temperaturas. Nas limpezas automáticas podem ser usados produtos mais agressivos mas não corrosivos para os materiais, a temperaturas e/ou concentrações elevadas. Na Tabela 5.4 apresentam-se as características dos principais componentes da sujidade presentes na adega.

Tabela 5.4- Características dos principais componentes da sujidade presentes na adega

Tipo sujidade	Inchável	Emulsionavel	Solubilidade		
			Água	Meio ácido	Meio alcalino
Açúcares	Sim	Sim	Sim		
Proteínas					Sim
Óleos e gorduras					Sim
Tártaro					Sim
Outros sais			Variável	Sim	

Fonte: Ubeda e Barcos, (s.d.)

Os produtos de higiene e limpeza devem escolher-se não só em função da sujidade a limpar mas também dependendo da superfície a limpar (Tabela 5.5).

Tabela 5.5- Escolha dos produtos de higiene em função da superfície a limpar

Material	Família de produtos
Aço inox	Bases fortes; ácido fosfórico ou ácido nítrico; Compostos quaternários de amónio Produtos clorados em meio básico
Betão/argamassa de cimento revestido resinas	Bases; ácidos; Produtos clorados em meio básico; Compostos quaternários de amónio
Plásticos	Bases; ácidos inorgânicos; Álcoois clorados Compostos quaternários de amónio
Madeira	SO ₂ ; Bases Permanganato em meio ácido

Fonte: Ubeda e Barcos, (s.d.)

Quanto maior for a concentração dos produtos, em princípio mais rápida será a sua acção. Contudo existem limites económicos e ambientais a seguir, devendo a concentração usada ser a recomendada pelo fabricante e o mais baixa possível, a fim de se reduzirem riscos com a manipulação e a formação de espumas indesejáveis (Jourjon *et al.*, 2001). Os produtos utilizados são normalmente detergentes e/ou desinfectantes. Os primeiros devem escolher-se em função da sujidade a eliminar, classificando-se correntemente em duas famílias (ITV, 1985 cit. Jourjon *et al.*, 2001):

a) Detergentes alcalinos (soda, potassa, metasilicato de sódio, carbonato de sódio), utilizados correntemente para solubilizar e destacar a sujidade das superfícies a limpar

b) Detergentes ácidos (ácido fosfórico, nítrico), pouco utilizados nas adegas pois a maioria da sujidade tem também uma reacção ácida. Actuam de forma idêntica aos anteriores.

Os desinfectantes utilizados são normalmente clorados (hipoclorito de sódio, por exemplo), sulfurosos, iodados ou compostos quaternários de amónio, tendo como objectivo a destruição dos microrganismos nefastos à qualidade do vinho (Maugenet, 1978). Utilizam-se normalmente após as limpezas com detergentes e o enxaguamento posterior, e imediatamente antes da utilização dos equipamentos. Além destas duas famílias de produtos, por vezes são também utilizados agentes quelatantes, tensioactivos (molhantes), oxidantes e produtos enzimáticos, que devem no entanto ser criteriosamente utilizados (Ubeda e Barcos, s.d.).

O impacto dos produtos de limpeza clorados na ETAR observado às escalas piloto e real apenas tem efeitos inibidores para os microorganismos depuradores em doses superiores a cerca de 100 g m⁻³ lama activada. Por isso nas utilizações e doses vulgarmente utilizadas na adega (cerca de 5-10 litros lixívia por lavagem) o cloro não apresenta efeito nocivo importante sobre a ETAR (poderão ocorrer problemas com dosagens 5-10 vezes superiores).

Apesar disso, o pessoal deve estar sensibilizado para o risco que representa o despejo accidental de grandes quantidades de cloro (Picot e Guglielmini, 1998).

Muller *et al.* (1999) e Croback e Ryder (2004) recomendam a utilização de ácido paracético e ozono como substituto do cloro na desinfecção de equipamento na adega e o uso de hidróxido de magnésio em substituição de hidróxido de sódio na neutralização dos EVs produzidos, a fim de minimizar o impacto negativo sobre a ETAR. Neste sentido indica-se na Tabela 5.6 uma lista dos produtos de limpeza com menor impacto ambiental que devem ser preferidos.

Tabela 5.6- Listagem de substâncias activas dos produtos de limpeza com menor impacto sobre os tratamentos biológicos

Produto/Substância activa	Relevância ecológica
Básico (Hidróxido de sódio e potássio, carbonatos)	Soluções alcalinas reforçam a força de repulsão entre o poluente e a superfície a limpar, favorecendo a desencrustação. Neutralizam os EVs, que são predominantemente ácidos
Ácido (Fosfórico, nítrico, sulfúrico, acético, cítrico e fórmico)	Usados em agentes de limpeza para remover tártaro e depósitos calcários. São neutralizados naturalmente durante as operações de limpeza. Usados como nutrientes em ETARs, os ácidos orgânicos são mais facilmente biologicamente degradados
Peróxidos (Ácido peroxi-acético, água oxigenada, perborato de sódio)	Oxidantes fortes que libertam oxigénio activo. Nos EVs, transformam-se em água, oxigénio, ácido acético e boratos (nutrientes)
Álcool (Metanol, etanol, propanol, isopropanol)	Funciona como intermediário na dissolução da matéria orgânica na água. A sua decomposição biológica em água e CO ₂ é um processo simples e rápido

Fonte : Muller e Heil, (1998)

5.1.4.4.2. Tempo de contacto

O tempo de contacto intervém na facilidade de penetração do produto na sujidade e no desenrolar das reacções químicas, como a solubilização e desagregação da sujidade ou morte dos microrganismos. As técnicas de lavagem vulgarmente utilizadas nas adegas são a imersão (no caso de peças mais pequenas) ou a aspersão (cubas, prensas, pavimento, paredes, etc.). Nestes casos, o factor essencial será o aumento do tempo de contacto do produto com a superfície a limpar (Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

Actualmente, a utilização de canhões de mousse permite responder eficazmente aquele objectivo. A mistura por injeção de um gás (geralmente ar) com o produto a distribuir gera uma mousse que é projectada, aderindo às superfícies a limpar. Este processo facilita a

limpeza dos lugares mais delicados, promovendo simultaneamente uma poupança na dosagem do detergente utilizado (Rochard, 1994 e 1995; Rochard e Viaud, 2000 e Bidault, 2004).

5.1.4.4.3. Temperatura da solução de limpeza

A utilização de água quente é mais eficaz do que a água fria, gerando menos efluentes. No entanto, a sua utilização deve atender aos custos, dado o maior consumo de energia e à segurança do utilizador (Jourjon e Arcanger, 1998; Rochard e Viaud, 2000 e Bidault, 2004). A temperatura da solução de limpeza é também um factor importante na eficácia, pois torna os líquidos menos viscosos, utilizando-se mais facilmente. Por outro lado, o calor activa as reacções químicas, aumentando a eficácia dos produtos de limpeza e diminui a tensão superficial da água, permitindo à solução penetrar mais facilmente na sujidade (Jourjon *et al.*, 2001 e Bidault, 2004).

5.2. Planeamento da adega

A preocupação crescente com a optimização do projecto da adega, a utilização de processos enológicos ambientalmente mais correctos, o aperfeiçoamento das técnicas de lavagem e desinfecção permitem diminuir os volumes de água utilizados, mantendo contudo o mesmo nível de higiene. Além destas práticas, é também necessária uma preocupação com a natureza da superfície do suporte a limpar (pavimento, paredes, cubas, etc.), a rede de escoamento dos efluentes na adega e a gestão da área de trabalho (número e disposição dos pontos de água, etc.) (Desautels *et al.*, 1998; Goliath, 1998 e Rochard, 2004).

5.2.1. Distribuição dos pontos de água

A fim de facilitar o trabalho e a gestão do espaço é importante a repartição dos pontos de água na adega (preferencialmente na altura do projecto), que muitas vezes são em número insuficiente. Não existem regras rígidas além das de higiene e segurança no trabalho, contudo, é recomendável que em qualquer ponto da adega seja fácil aceder rápida e comodamente aos pontos de água. Na maior parte dos casos, o bom senso determina o número e o seu posicionamento. Por norma, a instalação de um ponto de água a cada 2 a 3 cubas permite um acesso rápido às mesmas e simultaneamente limita o comprimento das tubagens (Desautels *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001).

De igual modo, pode ser interessante reagrupar num mesmo lugar diversos elementos, como sejam tomadas de água fria e/ou quente à pressão normal (eventualmente

com enroladores de tubo); água fria e/ou quente a média (15-20 bares) ou alta pressão (> 150 bares), em certos equipamentos; tomadas de ar comprimido (se necessárias) e tomadas eléctricas (24, 220 e eventualmente 380V) (Desautels *et al.*, 1998).

5.2.2. Revestimento do pavimento, paredes e canais de drenagem

O tipo de revestimento do pavimento, paredes e canais de drenagem (pintado, revestido a mosaicos cerâmicos, etc.), merece uma atenção especial, responde a uma combinação de factores, que representam o melhor compromisso entre resistência, efeito anti-derrapante e facilidade de limpeza e protecção e impermeabilização do pavimento, factores muitas vezes incompatíveis entre si. Por norma um revestimento deverá ser (Tabela 5.7) (Riera e Teixidó, s.d.; Rochard, 1990a, 1994 e 1995; Desautels *et al.*, 1998 e Rochard e Viaud, 2000):

- a) Liso, impermeável e inócuo, a fim de evitar a adesão da sujidade e o desenvolvimento de bactérias e bolores, facilitando a limpeza e desinfeccção;
- b) Anti-derrapante, a fim de limitar os riscos de queda (no caso do pavimento);
- c) Resistente ao desgaste, às cargas, aos produtos de limpeza, mosto e vinhos.

Tabela 5.7- Características dos diversos materiais de revestimento do pavimento, paredes e canais de drenagem

Material	Risco escorregam.	Imperme- abilidade	Facilidade limpeza	Resistência carga	Resistência desgaste	Resistência agentes limpeza
Argamassa e cimento bruto	Baixo	Baixa	Difícil	Média	Baixa	Baixa (sensível a ácidos)
Resina epoxi	Baixo (com sílica)	Bastante boa	Fácil	Média	Baixa	Média (sensível a bases)
Mosaicos cerâmicos	Baixo	Boa	Fácil	Boa	Boa	Boa (excepto juntas cimento)
Revestimento vinílico	Bastante baixo	Muito boa	Muito fácil	Boa	Bastante boa	Boa
Associação cimento/ poliuretano	Bastante baixo	Muito boa	Muito fácil	Boa	Média	Boa

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

O revestimento a adoptar será sempre uma solução de compromisso entre o custo, a frequência das limpezas, o tipo de sujidade e o risco de escorregamento. A fim de otimizar estes factores o revestimento do pavimento, deverá escolher-se em função do local. Em zonas inclinadas ou de passagem frequente, devem preferir-se pisos anti-derrapantes, mesmo que mais difíceis de lavar. Em geral, o mosaico de grés oferece boa durabilidade, resistência,

propriedades antiderrapantes e facilidade de limpeza. Nas paredes e em zonas de trabalho menos intenso, sob as cubas, por exemplo, poderá optar-se por revestimentos lisos, fáceis de limpar, sem que se corram riscos exagerados para o pessoal da adega ou visitantes. (Rochard, 1990a; Desautels *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001).

A fim de facilitar as limpezas devem evitar-se ângulos rectos, arredondando-se os cantos das paredes, pavimento e canais. Os pisos em cimento bruto das adegas mais antigas são difíceis de limpar e geradores de poeira. Nestes casos deve aplicar-se um revestimento pintado ou uma resina epoxidica sintética ou de poliuretano, melhorando-se bastante a eficácia das lavagens. No caso de se utilizar silício ou outros grânulos anti-derrapantes, é importante utilizar-se a dosagem adequada, pois o excesso torna o pavimento difícil de limpar (Riera e Teixidó, s.d; Ubeda e Barcos, s.d. e Jourjon *et al.*, 2001). Em qualquer dos casos é importante que o revestimento aplicado seja elástico a fim de absorver movimentos e dilatações da base, tenha boa aderência sobre o substrato, seja impermeável à água e resistente aos agentes de limpeza e desinfecção.

5.2.3. Escoamento de água na adega

O rápido escoamento das águas usadas na adega é uma necessidade premente. Por um lado facilita as lavagens e por outro conserva-a limpa, isenta de humidade e bolores indesejáveis. O simples escoamento directo até ao exterior é de evitar, devendo existir uma rede de esgotos densa, limitando a distância entre a zona de trabalho e os colectores. Caso contrário, os efluentes espalham-se pela adega, aumentando consideravelmente as superfícies a limpar. Para facilitar o escoamento, o pavimento deve ter uma inclinação de 2 a 3% no sentido dos colectores, constituindo estes uma rede regularmente repartida e adaptada aos caudais previstos. Simultaneamente deve garantir-se o escoamento por gravidade de todas as tubagens e maquinaria na adega (Riera e Teixidó, s.d.; Rochard, 1990a; Desautels *et al.*, 1998 e Rochard e Viaud, 2000). Diversos sistemas de evacuação dos efluentes são possíveis:

a) Caixas sifonadas

Neste sistema o pavimento apresenta inclinação para uma série de caixas sifonadas dispostas por toda a adega (Figura 5.1). As caixas são fáceis de limpar, bastando desobstruir as grelhas para evitar que colmatem. Este sistema é de difícil construção, tendo elevada necessidade de mão-de-obra se o declive se revelar insuficiente ou contrário ao adequado. Neste caso pode ser necessária a utilização de um raspador manual para recolher a totalidade da água.

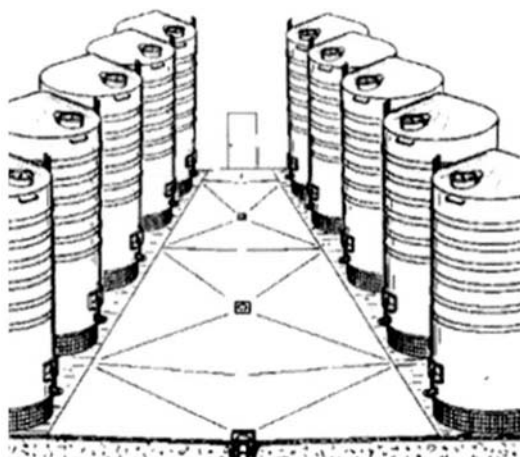


Figura 5.1- Escoamento por caixas sifonadas

Fonte : Rochard, (1990a) e Desautels *et al.*, (1998)

b) Vala e grelha

Os sistemas de escoamento por valas cobertas com grelhas móveis (Figura 5.2), são bastante eficazes, cómodos e de construção fácil. No entanto, a sujidade tem tendência a acumular-se no fundo da vala e na grelha, difíceis de limpar, contribuindo como fonte de inoculo de infecção e aumentando o consumo de água.

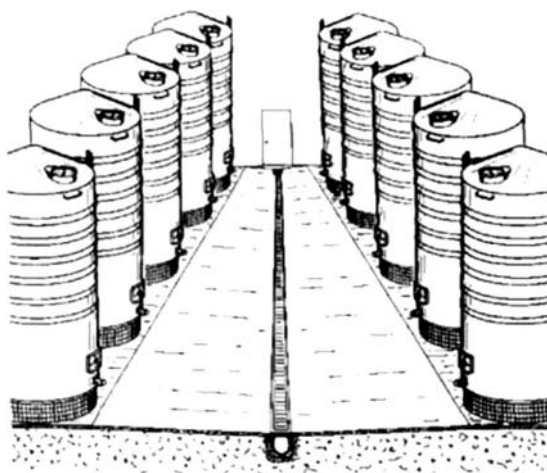


Figura 5.2- Escoamento por vala e grelha

Fonte: Rochard, (1990a) e Desautels *et al.*, (1998)

c) Canais abertos ou semiabertos

O escoamento por canais abertos (Figura 5.3), por comparação com os anteriores, facilita as limpezas e evita os inconvenientes das grelhas e caixas sifonadas. Do ponto de vista da segurança, a necessidade de ter alguma queda no fundo do canal, leva a alguma profundidade no extremo mais baixo, com riscos de torção dos tornozelos do pessoal. Este

inconveniente pode ser minimizado repartindo o canal em diversos troços menores e realizando escoamentos parciais sifonados (Jourjon *et al.*, 2001).

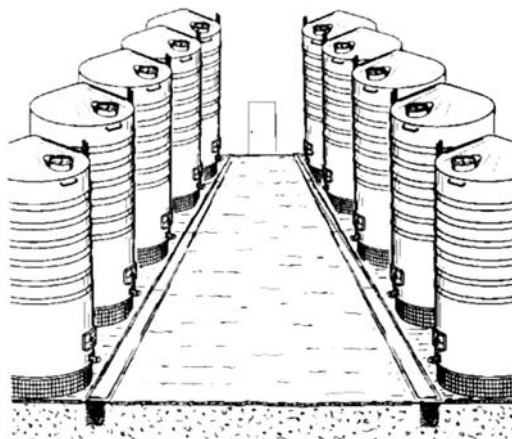


Figura 5.3- Escoamento por canais abertos

Fonte : Rochard, (1990a) e Desautels *et al.*, (1998)

Outra alternativa consiste em recorrer a canais semiabertos em aço inox (Figura 5.4), normalmente pré-fabricados, com uma fenda suficientemente estreita de modo a ultrapassar o inconveniente referido. Contudo, os canais semiabertos são mais difíceis de limpar, aumentando o risco de contaminação microbiológica, sendo por isso normalmente reservados apenas às zonas de engarrafamento.

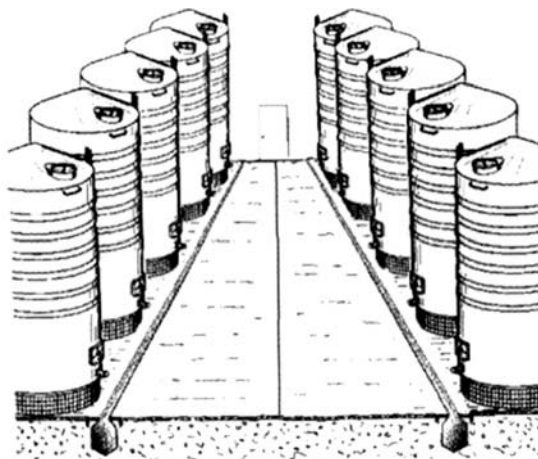


Figura 5.4- Escoamento por canal semiaberto

Fonte: Jourjon *et al.* (2001)

5.2.4. Influência do tipo de cuba

De uma maneira geral, o consumo de água tem uma estreita relação com o tipo de superfície e a respectiva facilidade de limpeza das cubas e restante equipamento enológico (mais ou menos lisa). A forma da cuba e a existência ou não de fundo inclinado (facilita a recolha de subprodutos) e particularmente o tipo de cubas utilizadas são também aspectos

importantes na economia de água e na facilidade de limpeza. Em alguns tipos de cuba, a remoção do tártaro impõe a utilização de sodas, contribuindo para o aumento da carga poluente do efluente (Picot, 1992; Cochet, 1988; Desautels *et al.*, 1998; Arcanger *et al.*, 1999; Mortgat, 1999 e Rochard e Viaud, 2000). A seguir apresentam-se as diversas alternativas possíveis para elaboração, armazenamento e envelhecimento de vinhos.

5.2.4.1. Madeira

A madeira é um material poroso, rugoso e absorvente, muito difícil de higienizar. É o material enológico a que mais facilmente aderem os microorganismos e o tártaro, com uma eficácia de limpeza muito limitada. Por isso só deve utilizar-se nas etapas do processo de elaboração em que é insubstituível (Ubeda e Barcos, s.d.). A colocação dos vinhos em cascos necessita de numerosas operações de limpeza a fim de limitar os riscos de contaminação microbiológica dos vinhos pela madeira e a transmissão de odores indesejáveis (Chatonnet e Labadie, 1994).

Arcanger *et al.* (1999) em onze adegas com produções entre 50 e 250 kl vinho ano⁻¹ observaram uma forte correlação entre a presença de cascos e o consumo de água. No entanto, este consumo pode ser limitado pela introdução de sistemas de lavagem automática à pressão, uso de água quente, etc. A lavagem dos cascos representa por isso um volume importante do consumo global de água e da produção de carga poluente da adega (Marrec, 2001).

5.2.4.2. Betão de cimento

As cubas paralelepípedicas ou semi esféricas em betão de cimento são ainda comuns em algumas adegas mais antigas, sendo interessantes do ponto de vista térmico, pois permitem armazenar vinhos a uma temperatura constante. O betão é um material poroso, difícil de limpar e corroído por ácidos do mosto e do vinho. Além disso, por ter uma superfície rugosa, facilita as incrustações de tártaro, favorecendo o desenvolvimento de microorganismos susceptíveis de alterar o vinho. Por outro, lado o contacto directo com o betão deve ser evitado para prevenir a transferência de compostos indesejáveis da parede da cuba para o vinho. (Ubeda e Barcos, s.d.; Rochard, 1994 e 1995 e Rochard e Viaud, 2000).

Para obviar a estes inconvenientes, é imprescindível revestir interiormente as cubas por exemplo com uma resina epoxidica. O revestimento deve ser conforme à legislação sobre produtos em contacto com géneros alimentares; ser estável no tempo; deve aderir perfeitamente ao suporte e não comunicar gosto ou odor; resistir a variações de temperatura; deverá ser liso, ter uma boa resistência mecânica e térmica; ser perfeitamente estanque; ter

boa inércia química face ao vinho, mosto, produtos de limpeza e SO₂; e permitir lavagens e desinfecções rápidas e fáceis, dificultando a adesão do tártaro (Ubeda e Barcos, s.d. e Jourjon *et al.*, 2001).

5.2.4.3. Aço esmaltado, fibra de vidro e plástico

As cubas de aço esmaltado e fibra de vidro têm a superfície interna lisa, facilitando as operações de limpeza. No entanto, os volumes relativamente reduzidos, a baixa durabilidade e inocuidade face ao vinho são factores negativos a ter em conta e por isso o seu uso é relativamente pouco frequente nas adegas. Podem ser limpas e desinfectadas, mas exigem a escolha correcta dos produtos e métodos de limpeza, obtendo-se um óptimo grau de higienização. O polietileno é o plástico mais usado nas cubas, sendo relativamente inócuo ao vinho e facilmente destartarizado mesmo a frio com uma solução alcalina.

5.2.4.4. Aço inox

O aço inox é muito apreciado pela sua resistência à corrosão, facilidade de limpeza, qualidades mecânicas e boa condutibilidade térmica, sendo o material de excelência do sector vinícola. Contudo este material é sensível aos produtos sulfurosos e clorados vulgarmente utilizados nas desinfecções. Devido ao seu efeito corrosivo estes produtos devem usar-se nas dosagens correctas, evitando exposições prolongadas e enxaguando-se de imediato com água limpa após as desinfecções (Ubeda e Barcos, s.d.).

O estado da superfície da chapa e a qualidade das soldaduras realizadas para a montagem das cubas devem ser tidos em consideração, pois favorecem a acumulação de tártaro. (Desautels *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001). Outros aspectos relevantes na facilidade da limpeza são o tipo de laminagem e o tratamento da superfície.

A observação de uma chapa em aço inox ao microscópio coloca em evidência uma elevada microrugosidade que facilita a incrustação dos cristais de tártaro, dificultando a sua remoção. Diferentes acabamentos do aço inox permitem obter diferentes microrugosidades (Tabela 5.8).

Os acabamentos mais utilizados e com melhor qualidade para vinificação são os 2B e 2 RB. Por exemplo na região de *Champagne* (França), o aço tipo 2RB diminui a taxa de fixação do tártaro em relação ao tipo 2B, por isso o primeiro é mais fácil de limpar. A destartarização de uma cuba em aço inox do tipo 2RB faz-se rapidamente utilizando-se água quente sob pressão (Jourjon *et al.*, 2001).

Tabela 5.8- Tipos de laminagem do aço e respectivas características de microrugosidade

Tipo de laminagem	Características da microrugosidade
A quente	Forte rugosidade
A frio fosco (tipo 2M),	Aspecto liso
A frio polido (tipo 2B);	Bastante liso
A frio brilhante (tipo 2RB).	Muito liso

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

Além do tipo de laminagem, são também possíveis tratamentos complementares da superfície do aço, visando o seu polimento. Este pode ser mecânico com materiais abrasivos, sendo pouco utilizado na indústria alimentar por ser susceptível de criar micro-cavidades e riscos. Em alternativa, o polimento electrolítico (ou electropolimento) é obtido por imersão da peça a tratar numa solução electrolítica, na qual se provoca uma corrente eléctrica. Esta dissolve a superfície do metal, eliminando a microporosidade (Rochard, 1991, 1994 e 1995; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001). As superfícies assim tratadas ficam com um aspecto espelhado (Figura 5.5).



Figura 5.5- Aspecto da superfície do aço antes e após o polimento

Fonte: Rochard, (1992); Rochard e Viaud, (2000) e Jourjon *et al.*, (2001)

Equipamentos com polimento electrolítico, apesar de correntes na indústria farmacêutica por exemplo, são ainda raros em cubas de vinificação. Cubas de pequena dimensão (até 5000 L) podem ser polidas após a construção, com um aumento de custo de 30 a 50%. No entanto, esta técnica é já usada em alguns acessórios (permutadores de calor internos do tipo bandeira, por exemplo) e permite limitar muito o depósito do tártaro, sendo este normalmente eliminado apenas com a lavagem com água quente. Contudo, as limitações técnicas e económicas desta técnica limitam a sua aplicação às cubas de pequena capacidade (Rochard, 1991, 1994 e 1995 e Rochard e Viaud, 2000).

Na Tabela 5.9 apresentam-se a título de exemplo, os resultados obtidos na lavagem de um permutador de calor de tipo bandeira clássico e electropolido com 1,5 m² de área.

Tabela 5.9- Resultados de destartarização de um permutador de calor clássico vs electropolido

Tipo de aço inox	Peso tártaro (kg)	Lavagem com água quente		Presença de tártaro residual
		Duração (min.)	Consumo água (L)	
Clássico	5,58	40,0	640	Sim (necessário uso soda)
Electropolido	0,94	1,1	18	Não

Fonte: Rochard, (1992)

Na Tabela 5.10 apresentam-se de forma resumida diversas medidas internas a tomar pela adega visando a diminuição do volume e carga poluente produzidos.

Tabela 5.10- Medidas internas a tomar visando a diminuição do volume e carga poluente produzidos por uma adega

Medida	Diminuição carga poluente	Diminuição volume EVs	Facilita intervenção humana	Melhora eficácia limpeza	Vantagens económicas
Separação águas pluviais /arrefecimento/lavagens		X			
Sensibilização do pessoal	X	X	X	X	X
Instalação de contadores		X			
Utilização filtros limpeza a seco	X	X	X		X
Utilização centrifuga limpeza seco	X	X			
Refrigeração cubas circuito fechado		X			
Pavimento e paredes fáceis limpar		X	X	X	
Superfície interna das cubas lisa	X	X	X	X	
Utilização cubas grande volume	X	X			
Utilização água quente em lavagens		X	X	X	
Escolha produtos de limpeza e desinfecção	X	X	X	X	
Recuperação/valorização subprodutos	X	X	X		X
Utilização água à pressão		X	X	X	
Utilização enroladores de mangueiras		X			
Utilização de agulhetas de pistola		X	X		

Fonte: Adaptado de Jusiak, (1994) e Jourjon *et al.*, (2001)

6. RECUPERAÇÃO E VALORIZAÇÃO DE SUBPRODUTOS E RESÍDUOS DE VINIFICAÇÃO

Uma vinha com uma produção média de 13 t uva ha⁻¹ gera cerca de 3,7 t ha⁻¹ de resíduos sólidos e 8,6 t ha⁻¹ de EVs. Os resíduos sólidos são compostos por 2,3 t de bagaços de uva, 0,7 t de borras, 0,4 t de pedúnculos e uva e 0,3 t de sedimentos de filtração e clarificação (Tano *et al.*, 2004). O Regulamento CE 1493/1999 relativo à OCM vitivinícola obriga claramente a gerir da maneira menos poluente os subprodutos de vinificação. Paralelamente, a sua recuperação e valorização é economicamente rentável, contribuindo para a diminuição da carga poluente a tratar como efluente líquido (Boulton e Butzke, 1995; Bell, 2000a e 2000b; Rochard e Viaud, 2000; Astill e Bax, 2001 e Bidault, 2004).

Em alguns países como a França e a Alemanha, a legislação prevê que este critério em conjunto com o consumo de água e a carga poluente rejeitada sejam considerados no cálculo do imposto a pagar pela adega devido ao seu impacto ambiental negativo, penalizando-se as mais poluentes e premiando-se as ambientalmente mais eficientes (princípio do poluidor-pagador) (Rochard *et al.*, 1997; Rochard e Viaud, 2000 e Bidault, 2004). Por outro lado, as autoridades fomentam o tratamento de EVs subsidiando a construção de ETARs, conduzindo a que por exemplo na região de *Champagne*, a taxa de tratamento de EVs e resíduos sólidos aumentasse de 10% para mais de 70% só no período de 1990 a 2003 (Massette, 1994; Valentin, 1994; Descotes *et al.* 2004; Moncomble e Descotes, 2004 e Torrijos *et al.*, 2004).

O aproveitamento dos bagaços e borras de vinho para extracção de álcool e em menor grau, de tartaratos, é já pratica corrente na maior parte das adegas portuguesas. No entanto, existem ainda outros compostos valorizáveis que são rejeitados contribuindo para aumentar a carga poluente produzida, como por exemplo os corantes polifenólicos. Só em Este aspecto é importante pois só em França estima-se que sejam perdas desta forma cerca de 3000 t ano⁻¹ de corantes polifenólicos valorizáveis (Chaussier *et al.*, 1998 e Mortgat, 1999).

6.1. Bagaços

Os problemas ambientais derivados dos bagaços (resíduo sólido composto por películas, grainhas e engaço-pedúnculos de cacho, provenientes da prensagem de uvas frescas) são mais comuns na fase de armazenamento compreendida entre o depósito na adega e o seu transporte para a destilaria (Braga, 2002). Com efeito, de acordo com o teor de humidade do bagaço e as condições climáticas, maior ou menor quantidade de líquidos são escoados, com os consequentes impactos negativos no ambiente se estes não forem recolhidos e tratados.

6.1.1. Áreas de armazenamento

Após a prensagem, é comum o armazenamento dos bagaços em áreas de terra batida, aguardando o transporte até à destilaria. Neste caso os sucos que eventualmente se escoem podem atingir as linhas de água originando os mesmos problemas que os EVs. Este risco aumenta extraordinariamente se durante o armazenamento ocorrer precipitação e o bagaço e o engaço não estiverem cobertos. Para evitar impactos negativos, é importante criar áreas de armazenamento adequadas, individuais ou colectivas, que compreendem necessariamente duas zonas distintas (Rochard, 1992; Schoor 2000, 2001c; Jourjon *et al.*, 2001 e Schoor e Egypt, 2001):

- i) Área de armazenamento de fácil acesso, carga e descarga, com pavimento impermeável, normalmente em betão, ligeiramente inclinada e com recolha dos líquidos de escorrência;
- ii) Zona de armazenamento dos fluidos de escorrência, que pode ser uma cuba ou lagoa impermeável, onde se mantêm os fluidos a aguardar tratamento na ETAR.

A criação destas áreas contribui sobremaneira para uma melhor valorização dos bagaços. pois reduzem-se os odores indesejáveis devidos ao armazenamento inadequado, obtendo-se aguardentes de melhor qualidade.

6.1.2. Vias de valorização

A destilação do bagaço é a via mais comum, obtendo-se aguardente bagaceira ou álcool etílico. Complementarmente, outras valorizações são possíveis como por exemplo (Braga, 2002 e Tobar *et al.*, 2004):

- a) Extracção de óleo de grainha (Costian e Bragarea, 1994 e Tobar *et al.*, 2004);
- b) Extracção de corantes antociânicos e polifenólicos (Chaussier *et al.*, 1998);

- c) Utilização do bagaço e/ou grainhas na alimentação animal;
- d) Extracção de proantocianidinas da uva utilizados em cosméticos e preparações diversas;
- e) Compostagem e posterior valorização agrícola, antes ou após destilação, com mistura de outros produtos orgânicos, como resíduos verdes ou estrumes (Sorlini *et al.*, 1998; Ranalli *et al.*, 2001; Bertran *et al.*, 2004 e Tano *et al.*, 2004);
- f) Recuperação do ácido tartárico (Boulton e Butzke, 1995; Audinos *et al.*, 1998 e Braga, 2002);
- g) Utilização como biocombustível;
- h) Utilização como substrato para o cultivo de cogumelos (Habouzit *et al.*, 2004a).

Da grainha é possível extrair óleo de elevado valor alimentar e cosmético (cerca de 10-15%), gerando-se também um concentrado contendo flavonóides (entre os quais a antocianidina), de elevado interesse farmacêutico devido às suas propriedades anti microbianas, anti alérgicas, anti carcinogénicas e anti oxidantes (Costian e Bragarea, 1994 e Tobar *et al.*, 2004).

Na Nova Zelândia Agnew *et al.* (2004) aplicaram em vinhas um *mulching* composto por 15% de bagaço, 25% de sarmentos de podas de videira, outros resíduos verdes e uma pequena percentagem de estrume animal. Obtiveram um significativo aumento do teor em macro e micronutrientes no solo, nas plantas e no mosto, particularmente dos teores em fósforo e potássio. Tano *et al.* (2004) obtiveram os melhores resultados em termos qualitativos e quantitativos pela aplicação a uma vinha em produção de 2,5 a 3 t ha⁻¹ de bagaço de uva contendo cerca de 18 g kg⁻¹ peso seco de azoto total (correspondendo à aplicação de cerca de 50 kg ha⁻¹ de azoto por esta via). Admitem no entanto, que doses superiores devem ser evitadas sob pena de imobilização do azoto pelos microrganismos. Por outro lado, esta aplicação deve ser usada em substituição parcial do azoto mineral, e integrada num plano de fertilização sustentável (Muller e Heil, 1998).

Ranalli *et al.* (2001) e Contreras *et al.* (2004) utilizaram uma mistura de bagaço, resíduos vitícolas e estrumes bovino e ovino como substrato de compostagem natural ou utilizando minhocas. Concluíram que ambos os processos são viáveis, produzindo um composto livre de agentes patogénicos e não fitotóxico. Bertran *et al.* (2004) obtiveram outro composto agronomicamente interessante, higienizado sob o ponto de vista microbiológico e adequado para a distribuição em vinha através da co-compostagem durante três meses de pedúnculos de cacho e lamas de ETAR, na proporção de 1:2 respectivamente.

6.2. Borrás

As borras são os produtos mais densos derivados da vinificação. São os depósitos acumulados no fundo das cubas que contenham mostos ou vinhos, bem como os resíduos obtidos por filtração ou centrifugação destes produtos. As borras são ricas em materiais em suspensão (sais de ácido tartárico, resíduos vegetais, leveduras, etc.), podendo atingir 6-20 % do volume de uma cuba. As borras têm um CQO entre 200-420 g L⁻¹ (10-30 vezes superior aos EVs). Por isso a sua recuperação na altura das trasfegas permite diminuir de 40 a 50% a carga poluente dos efluentes na altura da vindima e vinificação (Maugenet, 1978; Cochet, 1988; Rochard, 1990b, 1990c, 1992, 1994 e 1995; Chaussier *et al.*, 1998; Maia, 1998; Palau e Mata-Alvarez, 1998; Rochard e Viaud, 2000; Jourjon *et al.*, 2001 e Braga, 2002). Na Tabela 6.1 apresentam-se as características médias das borras de vinho tinto.

Tabela 6.1- Características médias das borras de vinho tinto

Parâmetro	Valor
pH	3,1-3,8
Grau alcoólico	11,1
Turbidez (NTU)	342
CQO (g L ⁻¹)	280 (190-420)
CBO ₅ (g L ⁻¹)	97-160
CBO ₅ /CQO	0,3-0,8
CQOs (g L ⁻¹)	170
SST (g L ⁻¹)	46 (20-240)
Polifenóis (mg L ⁻¹)	200-3500

Fonte: Adaptado de Maugenet, (1978) e Chaussier *et al.*, (1998)

A valorização ou tratamento das borras é possível por diversas técnicas. A destilação permite o aproveitamento do álcool nelas contido e, em alguns casos, o aproveitamento simultâneo do ácido tartárico. Os resíduos resultantes da destilação podem ser utilizados em compostagem ou distribuídos directamente no solo.

A centrifugação ou filtração é outra tecnologia possível, exigindo equipamento específico devido ao elevado teor em matéria seca (MS) dos resíduos (filtros de prensa, rotativos de vácuo ou centrífugas de eixo horizontal). Os filtros rotativos de vácuo são bastante eficientes, permitindo recuperar algum vinho, extraindo simultaneamente os sólidos em suspensão por raspagem, o que possibilita o seu tratamento como resíduo sólido. Chaussier *et al.* (1998) em ensaios de filtração de borras de vinho tinto extraíram 0,2-0,4 g de polifenóis L⁻¹ borra filtrada, correspondendo a uma extracção de 80% dos polifenóis presentes.

A distribuição no terreno é também uma solução possível, no entanto o seu reduzido valor fertilizante, excepto no que respeita ao K, obriga a distribuição frequente, sendo isso difícil se for atendido o limite máximo anual recomendado (30 a 100 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ em França). No Anexo 6 apresentam-se os valores fertilizantes das borras de vinho para uma dose de 100 m³ ha⁻¹.

6.3. Terras de filtração

A necessidade de obter vinhos perfeitamente límpidos contribui para a generalização das filtrações. O processo mais utilizado baseia-se na utilização de "terras de filtração" (*Kieselgur*, perlite e celulose). A filtração consome em média 0,5-1,5 g terras L⁻¹ de vinho filtrado (Maugenet, 1978 e Laurens, 2003). Os resíduos resultantes são muitas vezes indevidamente rejeitados em conjunto com os efluentes, sendo vulgarmente conhecidas por "terras". Estas são muito densas, sedimentam rapidamente, aumentando o risco de entupimentos da rede de esgotos. Simultaneamente causam um desgaste exagerado nos equipamentos mecânicos da ETAR. Paralelamente, e tal como as borras, estes meios filtrantes carregados de matéria orgânica têm uma carga poluente muito superior à média dos EVs (Tabela 6.2) (Jourjon *et al.*, 2001).

Tabela 6.2- Características médias dos efluentes de lavagem de um filtro sem recuperação de terras

Parâmetros	Valor (g L ⁻¹)
pH	3,6 a 4,0
CQO	25 a 70
CBO ₅	20 a 55
SST	60 a 150
Volume água utilizado (L)	1000-1600

Fonte: Adaptado de Maugenet, (1978) e Jourjon *et al.*, (2001)

Nos filtros clássicos, a separação e recuperação dos meios filtrantes é praticamente impossível, sendo estes lavados e tratados conjuntamente com os EVs. Já a utilização de filtros com limpeza a seco, muito mais ecológicos, permite recolher os meios filtrantes de uma forma sólida ou pastosa, reduzindo 4 a 5 vezes a carga poluente. O custo destes filtros é cerca de 30% superior aos clássicos, contudo, o facto da pasta poder ser filtrada junto com as borras permitindo a recuperação do vinho aí presente, faz com que sejam rapidamente rentabilizados (Jusiak, 1994; Racault e Lenoir, 1994 e 1995; Rochard, 1994 e 1995; Palau e Mata-Alvarez, 1998; Rochard e Viaud, 2000; Jourjon *et al.*, 2001 e Kerner *et al.*, 2004).

rentabilizados (Jusiak, 1994; Racault e Lenoir, 1994 e 1995; Rochard, 1994 e 1995; Palau e Mata-Alvarez, 1998; Rochard e Viaud, 2000; Jourjon *et al.*, 2001 e Kerner *et al.*, 2004).

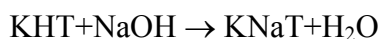
A recuperação das terras de filtração permite a sua valorização, designadamente por extracção do ácido tartárico, pela integração em compostagem ou por distribuição no solo (Laurens, 2003). Actualmente a microfiltração tangencial é a tecnologia mais limpa. Efectivamente é menos poluente que a filtração com terras, sendo ainda mais económica, eficaz e compatível com os imperativos de qualidade dos vinhos (Bernard, 2000 e Laurens, 2003). No entanto, a lavagem química dos filtros para descolmatação das membranas, gera também efluentes com carga poluente a considerar (Chamy *et al.*, 2004).

6.4. Águas de lavagem e destartarização de cubas

O vinho está normalmente saturado de tartarato de potássio, que com a estabilização pelo frio e durante o arrefecimento Invernal, tende a precipitar nas paredes das cubas. Os imperativos de higiene justificam uma destartarização regular das cubas. Esta operação, que no passado era realizada mecanicamente nas cubas de cimento, é actualmente realizada com soluções básicas, que permitem a dissolução dos cristais de bitartarato de potássio. Esta evolução aparece ligada particularmente ao desenvolvimento das cubas em aço inox (Faure *et al.*, 1994; Rochard, 1994 e 1995; Rochard e Viaud, 2000 e Schoor, 2000).

6.4.1. Características das soluções de destartarização

A destartarização química baseia-se no ataque em circuito fechado dos depósitos de tártaro (KHT) por uma solução alcalina e detergente à base de soda (hidróxido de sódio a 5% mínimo), que é projectada contra as paredes da cuba por diversos dispositivos (bola perfurada, bola rotativa, jacto fixo e jacto rotativo), com formação de tartaratos solúveis de sódio e potássio (KNaT) de acordo com a seguinte reacção (Faure *et al.*, 1994; Faure e Roux, 1998 e Schoor, 2000):



Teoricamente, 1 g de soda dissolve 4,7 g de KNaT. As soluções de hidróxido de sódio ou potássio com tartaratos em solução são extremamente poluentes (Tabela 6.3). Por um lado a soda confere-lhe um pH elevado (9-13), por outro, os sais de tártaro (em média 20 g L⁻¹ de tartarato de sódio e potássio) transportam a maior parte da matéria orgânica, originando um CQO frequentemente superior a 100 g L⁻¹. A dose de soda a usar deve ser

sempre calculada em função da quantidade de tártaro a eliminar (Faure *et al.*, 1994; Audinos *et al.*, 1998; Faure e Roux, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001).

Tabela 6.3- Características das soluções de destartarização

Volume da cuba (m ³)	Volume de solução (m ³)	Quantidade de soda (kg)	CBO ₅ (g L ⁻¹)	pH
92	1	35	42	12,1
53	0,4	25	85	11,6

Fonte: Rochard, (1992)

È essencial a recuperação das soluções de destartarização a fim de limitar os seus impactos negativos, quer do ponto de vista químico (pH elevado), quer biológico (CQO elevado). O despejo destas soluções no ambiente ou numa ETAR pode provocar perturbações graves aos ecossistemas naturais ou depuratórios. Salienta-se também a importância da pré-lavagem imediata da cuba após esvaziamento, a utilização de água quente e de um eventual efeito mecânico, que facilitam a limpeza, diminuindo a quantidade de soda necessária (Rochard e Viaud, 2000).

6.4.2. Reutilização, reciclagem e recuperação de sais das soluções

Os subprodutos do vinho e também as águas de lavagem, são a principal fonte de ácido tartárico alimentar, muito valorizado e utilizado no sector agro-industrial. Isso permitiu que em alguns países se desenvolvesse toda uma fileira de valorização das soluções de destartarização. Neste sentido, e sempre que possível, devem reutilizar-se as soluções de limpeza, procedendo-se previamente a uma gradagem fina. A solução de soda deve concentrada (mínimo 10 %), reutilizando-se esta solução até à sua saturação em sais de tártaro (27 % de ácido tartárico). Isso sucede quando esta atinge uma densidade de 1,16 (20° Baumé), altura em que é valorizável economicamente (Faure *et al.*, 1994 e Faure e Roux, 1998).

Por exemplo em algumas regiões vitícolas de França, a recolha das soluções saturadas é gratuita, reaproveitando-se os sais de tártaro dissolvidos através de precipitação química e filtração com um rendimento superior a 95%, permitindo obter de 80 a 250 g L⁻¹ de bitartarato de potássio e sódio e tartarato de cálcio. Nos casos em que apenas o efeito mecânico e/ou água quente é utilizada, mais fácil se torna a reciclagem (Faure *et al.*, 1994; Rochard, 1994 e 1995; Faure e Roux, 1998; Goliath, 1998; Palau e Mata-Alvarez, 1998; Rochard e Viaud, 2000; Chamy *et al.*, 2004 e Walsdorff e Kraayenburg, 2004).

Desta maneira, com um pequeno acréscimo de trabalho e sem custos, as adegas diminuem a produção de efluentes em cerca de 40 %, aumentam a eficácia da destartarização e livram-se simultaneamente de um produto altamente poluente. A recuperação do ácido tartárico pode também fazer-se por electrodialise com membranas bipolares, tem uma taxa de recuperação de sais superior a 80%. Isso possibilita obter soluções concentradas com cerca de 200 g L⁻¹ de ácido tartárico, passíveis de aproveitamento por cristalização, e uma solução de soda reutilizável, tornando o processo muito interessante do ponto de vista económico e ambiental (total reutilização das soluções de limpeza, com nula emissão de efluentes) (Audinos e Nasr-Allah, 1994 e Audinos *et al.* 1998).

PARTE III - PROBLEMÁTICA E BASES TECNOLÓGICAS DOS TRATAMENTOS

7. PRÉ-TRATAMENTO E PRINCÍPIOS-BASE DO TRATAMENTO DE EVs

A opção por uma determinada sistema de tratamento deve ser bem ponderada. Deve resultar da análise cuidada de diversos factores como as características da adega (principalmente volume de EVs e carga poluente), situação geográfica, clima, condicionantes de ordem ambiental (legislação, meio receptor,...), custos de investimento e de funcionamento e por fim os aspectos tecnológicos, nomeadamente a facilidade de operar o sistema escolhido (Jusiak, 1994).

7.1. Armazenamento tampão/equalização

A capacidade tampão, entendida como equalização, o dimensionamento e o tipo de armazenamento dos EVs na adega são os pontos-chave na optimização do dimensionamento e da fiabilidade duma ETAR. A maioria das soluções de tratamento dispõe de armazenamento dos EVs a montante do tratamento. De maneira geral, quanto menor for a adega, mais a capacidade e o tipo de armazenamento se tornam importantes na concepção do sistema de tratamento (Canler *et al.*, 1998a e 1998b e Jourjon *et al.*, 2001).

7.1.1. Funções do armazenamento tampão

O tratamento de EVs de composição variável e sazonal por via biológica necessita de uma bacia de armazenamento tampão ou bacia de equalização. Nesta é feita a homogeneização dos efluentes, limitando-se os caudais de ponta hidráulicos e orgânicos, potenciais geradoras de perturbações no sistema, em particular de CQO, nutrientes e pH. Este facto é particularmente importante nos sistemas com reduzido tempo de retenção hidráulico (TRH) a funcionar com fio de água, que devem ser dimensionados para um determinado

caudal diário máximo. O armazenamento tampão permite evitar o sobredimensionamento dos reactores biológicos, diferindo o tratamento das épocas de ponta de produção para épocas de reduzida ou nula produção de EVs. Isso tem menores custos e evita paragens e rearranques do reactor por insuficiência de alimentação, permitindo a manutenção da biomassa do reactor em boas condições. Nestes casos trata-se portanto de escolher o melhor compromisso técnico-económico entre volume de armazenamento e dimensão da ETAR (Canler *et al.*, 1998a e 1998b; Houbbron *et al.*, 1998; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

Já Canler *et al.* (1998a; 1998b) e Jourjon *et al.* (2001) referem que apesar de reduzido, o arejamento conduz a um abaixamento do CQO, que pode chegar a 20-40 %, gerando também muito poucas lamas. (Tabela 7.1).

Tabela 7.1- Tipo de arejamento em função do tempo de armazenamento arejado previsível e dos objectivos a atingir

Tempo de armazenamento (dias)	Tipo de arejamento	Objectivos	Factor determinante do dimensionamento	Destino do EV saído do armazenamento/fileira de tratamento seguida
3 a 5	Fraco	Limitação de odores	Frequência de esvaziamento	ETAR municipal ou unidade centralizada
15 a 20	Fraco	Limitação de odores	Volume admissível a jusante	Tratamento biológico: - bacias/tanques em série - SBR, arejamento prolongado
15 a 20	Intensivo	Tratamento	Concentração final da fracção solúvel	Meio receptor: Arm. Arej.+filtração membranária
45 a 90	Médio	Tratamento	Concentração da fracção solúvel	Tratamento de acabamento: - Decantação e meio receptor - Filtro de saibro - Leito macrófitas emergentes
> 180	Fraco*	Limitação de odores	Volume anual	Sem resíduo, evaporação forçada

* O arejamento resulta da passagem dos EVs nos painéis de evaporação forçada e do retorno de parte desses efluentes; Fonte: Racault, (s.d.) e Jourjon *et al.*, (2001)

O volume de armazenamento tampão mínimo a instalar deve corresponder à diferença entre o volume de EVs produzido no período de ponta (vindima e primeiras trasfegas) e o volume de EVs que a ETAR terá capacidade de tratar nesse período (Canler *et al.*, 1998a e 1998b). O TRH na bacia de armazenamento tampão varia de 2-3 dias para instalações com tratamento por fio de água, até algumas semanas ou meses, no caso de instalações com tratamento por caudal reduzido ou sequencial (Rochard e Viaud, 2000).

Nas adegas mais antigas, o armazenamento pode fazer-se nas antigas cubas de betão já fora de serviço, instaladas no exterior, e com adaptações mínimas. Nestes casos deve-se

limitar o risco de fermentação anaeróbia, geradora de odores indesejáveis e potencialmente perigosa, dada a libertação de enxofre, ácidos gordos voláteis de cadeia curta e formação de metano, com consequente perigo de explosão. Deverá pois garantir-se um mínimo de agitação, para favorecer a homogeneização e o arejamento, sendo suficiente uma potência global instalada de 5 a 13 W m⁻³. O arejamento visa principalmente a manutenção do potencial redox suficiente para impedir a fermentação, mas em muitos casos permite uma redução de 10-15% em CQO (Guillot *et al.*, 2000 e Rochard e Viaud, 2000).

7.1.2. Tipo de armazenamento

O armazenamento pode ser de dois tipos principais (Rochard e Viaud, 2000; Jourjon *et al.*, 2001 e Bidault, 2004):

a) Aberto

O armazenamento mais económico é do tipo aberto, podendo ser aéreo ou subterrâneo. Em qualquer dos casos o depósito deve estar devidamente vedado para evitar acidentes. É possível construir bacias de armazenamento em terra, betão ou em *kits* de plástico pré-fabricado. As bacias em terra deverão ser impermeabilizadas através de uma camada de argila, ou recorrendo a geomembranas. Contudo no primeiro processo a argila tende a fracturar com a desidratação, perdendo assim a estanquicidade.

As geomembranas, normalmente compostas por polietileno de alta densidade (HDPE) resistente à acidez e aos raios ultravioletas, permitem maior duração da impermeabilização. A utilização de geomembranas de policloreto de vinilo (PVC) é menos recomendável dada a sua baixa resistência aos raios ultravioleta. O betão permite todas as formas e tamanhos, mas deverá ser estanque e resistir à acidez.

O armazenamento aberto é inestético, pode libertar odores desagradáveis, sobretudo na ausência de arejamento, emite ruído devido aos arejadores de superfície e é sensível às chuvas.

b) Fechado

Em contraponto surge o armazenamento fechado, que apresenta um custo mais elevado e, tal como o anterior pode ser aéreo ou subterrâneo. Tem a vantagem de ter melhor integração paisagística (bacias enterradas), reduzidos níveis de odores e ruído.

As cubas de poliéster rígido ou insuflável, fibra de vidro e polietileno de alta densidade resistem naturalmente à acidez servindo para o armazenamento sem qualquer revestimento suplementar. Já as de metal necessitam de um revestimento interior. No entanto,

a baixa capacidade e elevado custo de todas estas cubas, torna-as recomendadas apenas para adegas de pequena dimensão.

Nas adegas maiores, a reutilização de velhas cubas já impróprias para vinhos é uma solução a considerar, sendo geralmente necessárias pequenas obras a fim de assegurar a sua estanquicidade e resistência à acidez. No caso de se optar por esta solução, devem excluir-se as cubas situadas no interior da adega ou junto das cubas de vinho, devido aos problemas higiénicos e de odores (Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001 e Bidault, 2004).

O betão pré-fabricado ou vazado no local, é sem duvida o material mais utilizado na construção de bacias de grande dimensão. São normalmente enterradas e cobertas, permitindo uma boa integração paisagista, limitando simultaneamente a exposição ao sol. Deve usar-se um betão resistente à acidez e que permita boa estanquicidade.

O armazenamento fechado tem alguns riscos, nomeadamente o perigo de explosão, já que o metano e o sulfureto de hidrogénio libertados se misturam com o ar, originando uma mistura explosiva se sujeita a uma fonte de ignição; asfixia de operários, provocada pela redução do nível de oxigénio do ar no interior das cubas e intoxicação, provocada pelos níveis elevados de alguns gases (nomeadamente H_2S) dentro das cubas ou dentro de adegas mal ventiladas (nos casos em que existam saídas no seu interior), ou quando os sistemas de esgotos não sejam convenientemente sifonados (Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

Consequentemente, impõem-se regras rígidas de segurança, que passam pela extracção do ar viciado do interior da cuba, injectando-lhe ar fresco do exterior e pela proibição de fumar ou utilizar aparelhos que possam provocar ignição.

7.2. Gradagem/tamisagem

Esta operação é considerada como um pré-tratamento, e consiste na depuração física do efluente através de uma crivagem, indispensável para eliminação da fase sólida mais grosseira. Com efeito, na maioria dos casos a simples decantação não é suficiente, já que alguns sólidos flutuam, o que dificultaria ou mesmo impediria a sua degradação nas fases posteriores de tratamento. Racault (1993) acrescenta que a decantação simples tem um reduzido efeito na redução de CQO dos EVs (razão $CQO_{ad2}/CQO_{inicial}$ próxima de 0,9).

As operações de lavagem dos equipamentos da adega originam frequentemente água carregada de partículas sólidas, tais como pedaços de engajo, películas, grainhas, partes de rótulos, rolhas e cápsulas, terra, etc. A tamisagem dos EVs limita os problemas de colmatção, evitando a degradação dos materiais (bombas e tubagem), diminuindo

parcialmente a carga poluente a tratar, sem que no entanto a poluição orgânica dissolvida seja significativamente reduzida, apesar do efeito visual por vezes espectacular (Desautels *et al.*, 1994; Rochard e Viaud, 2000; Jourjon *et al.*, 2001 e Bidault, 2004).

Dois tipos de tamisadores são usados no tratamento de EVs: os estáticos e os dinâmicos. Os primeiros mais económicos, instalam-se facilmente nas pequenas unidades e funcionam bem na condição de uma manutenção regular. Os segundos devem ser preferidos sempre que a carga em elementos grosseiros seja elevada. Apresentam-se a seguir diversos sistemas de tamisagem que devem ser escolhidos em função do caudal e do grau de contaminação dos EVs com partículas sólidas.

7.2.1. Tamisadores estáticos

a) Grelha tipo cesto perfurado

Neste sistema o efluente bruto chega à parte superior de um cesto perfurado que retém os resíduos grosseiros, sendo o efluente gradado recolhido pela canalização inferior (Figura 7.1). Os cestos podem ser de fabrico artesanal ou industrial, sendo recomendável instalar um em cada caixa de visita e outro no final da saída da adega para a ETAR. A malha utilizada é normalmente de 8-20 mm (uma grelha com orifícios de diâmetro inferior a 8-10 mm levará à rápida colmatação do cesto). Em qualquer caso é recomendável a visita ao cesto várias vezes por dia e uma limpeza diária, a fim de se obterem bons resultados e evitar transbordos (Desautels *et al.*, 1994; Muller *et al.*, 1999; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

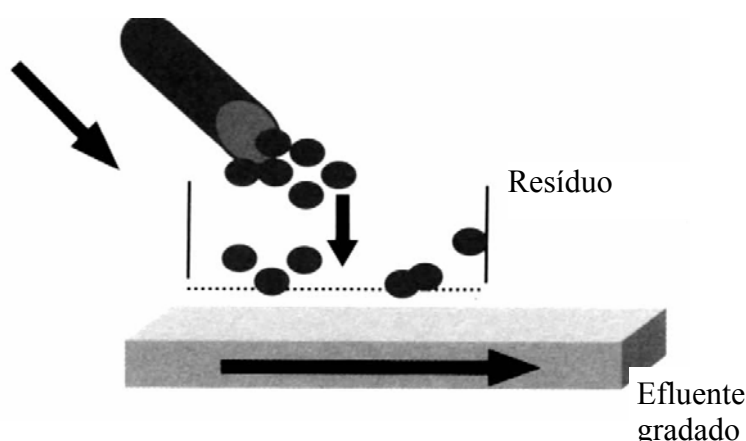


Figura 7.1- Esquema de uma grelha tipo cesto perfurado

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

b) Tamisador estático inclinado

No tamisador estático inclinado, o efluente bruto escorre por uma grelha de lamelas transversais. Os elementos grosseiros escorregam sobre as lamelas, enquanto o gradado a atravessa, sendo recolhido pela rede de esgotos até à ETAR (Figura 7.2) (Desautels *et al.*, 1994; Muller *et al.*, 1999 e Jourjon *et al.*, 2001).

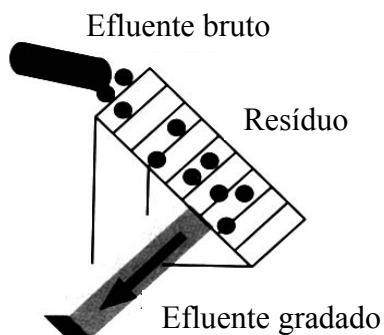


Figura 7.2- Esquema de um tamisador estático inclinado

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

Este sistema é bastante robusto, não tem peças móveis, tem menos manutenção do que o anterior, não consome energia e permite obter uma gradagem mais fina, sendo as lamelas espaçadas de 0,5-1 mm (Dornier, 1992; Rochard, 1992; Muller *et al.*, 1999 e Rochard e Viaud, 2000). A fim de evitar a colmatção causada pela eventual dissecação dos resíduos e respectiva adesão à grelha, no caso de congelamento, temperaturas elevadas e/ou ausência de alimentação é necessária uma limpeza diária com água sob pressão.

c) Tamisador estático de limpeza automática

Este dispositivo é semelhante ao anterior mas tem autolimpeza. O que permite assegurar uma gradagem eficaz em contínuo. É formado por um conjunto de lamelas verticais inclinadas que asseguram a gradagem dos efluentes, sendo os resíduos retirados através da raspagem efectuada por um conjunto de vassouras, contínua ou a intervalos regulares. Este dispositivo é frequente em adegas de média dimensão (Desautels *et al.*, 1994; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

7.2.2. Tamisadores dinâmicos

a) Tamisador vibratório

Este tamisador é constituído por uma grelha perfurada com orifícios finos (diâmetro <1 mm), possibilitando obter efluente bem gradados. O efluente bruto cai sobre a grelha

vibratória, sendo os resíduos sólidos retidos e evacuados graças à vibração provocada por um motor. A simples raspagem cada 2-3 dias é em geral suficiente para evitar a colmatção (Figura 7.3) (Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

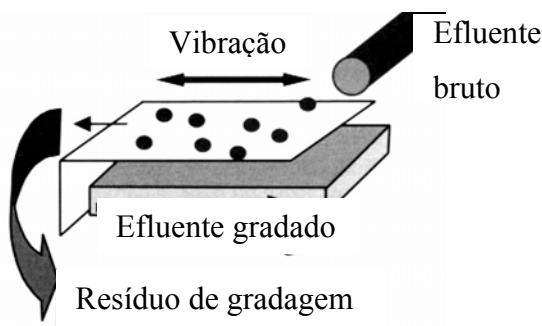


Figura 7.3- Esquema de um tamisador vibratório

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

b) Tamisador rotativo

O tamisador rotativo é formado por um cilindro perfurado rotativo, que retém os resíduos e deixa passar o efluente gradado, enquanto a rotação do cilindro assegura a descolmatção dos orifícios (o diâmetro dos orifícios depende do nível de gradagem desejado). Há tamisadores rotativos onde o efluente chega pelo exterior do cilindro, sendo os resíduos recolhidos também no exterior (Figura 7.4). No tipo alternativo, quer a chegada do efluente quer a recolha dos resíduos é feita no interior do cilindro. Regra geral existe uma rampa de lavagem integrada neste tipo de tamisador a fim de limitar a colmatção (Desautels *et al.*, 1994; Muller *et al.*, 1999; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

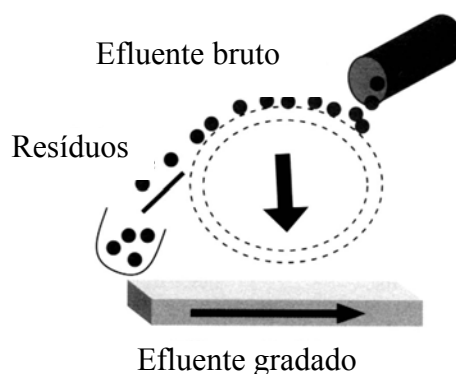


Figura 7.4- Esquema de um tamisador rotativo

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

c) Grelha de cadeia contínua com autolimpeza

Este dispositivo comporta um conjunto de grelhas ou cestos dispostos num tapete elevador perfurado, que se encontra parcialmente imerso na fossa ou canal aberto de escoamento dos EVs. Os elementos grosseiros são desta forma elevados em contínuo, pelo conjunto de cestos em rotação (Muller *et al.*, 1999). Tal como o anterior, pela sua complexidade, custo e elevada capacidade, este sistema está reservado às adegas de maior dimensão (Figura 7.5).

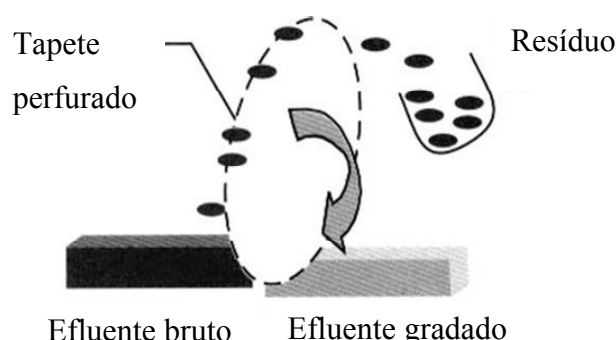


Figura 7.5- Esquema de uma grelha de cadeia contínua com autolimpeza

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

Na Tabela 7.2 apresentam-se as características dos principais sistemas de tamisagem.

Tabela 7.2- Características dos principais sistemas de tamisagem

Tipo de tamisador	Eficácia	Facilidade manutenção	Observações
Cesto perfurado	++	+	Ineficaz após transbordo
Estático inclinado	+++	++	Manutenção facilitada p/ rampa lavagem
Vibratório	+++	+++	Manutenção facilitada p/ rampa lavagem
Rotativo	+++	+++	Fácil utilização
Grelha cadeia contínua	+++	+++	Reduzida manutenção; processo contínuo

Fonte: Rochard e Viaud, (2000)

7.3. Processos físico-químicos

A matéria orgânica presente nos EVs pode ser concentrada visando a diminuição do volume a tratar ou permitir a sua valorização por processos físico-químicos, normalmente utilizados como pré-tratamento, ou em alternativa, transformada em componentes mais simples não poluentes e lamas (tratamento biológico).

A maior parte da carga orgânica dos EVs está na forma solúvel, logo a remoção de carga poluente pode ser obtida por tratamentos físico-químicos, como a sedimentação, floculação/coagulação-decantação, oxidação catalítica avançada, separação membrana (eventualmente utilizados como pré-tratamento) ou por evaporação (Coma *et al.*, 1998; Goliath, 1998 e Noilet *et al.* 1998).

A ultra filtração permite uma redução do CQO relativamente moderada (10-20%) (Noilet *et al.* 1998). O processo de evaporação, tratado em maior detalhe em capítulo próprio, consiste em deixar evaporar a água em lagoas pouco profundas, por acção do vento e do sol. No entanto, esta solução não é universal, dada a elevada necessidades de área, emissão de odores e exigências climáticas (Guillot *et al.*, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001). Devido ao seu reduzido teor em elementos coloidais e partículas finas em suspensão, os tratamentos físico-químicos de forma geral estão mal adaptados aos EVs, efectuando apenas uma remoção parcial de carga orgânica, sendo menos eficazes que os tratamentos biológicos, utilizando-se muitas vezes como pré-tratamento (Gonard, 1992).

7.3.1. Coagulação/floculação química

O processo mais simples de coagulação/floculação química consiste na sedimentação e/ou flotação das partículas em suspensão, coadjuvada ou não pela adição de coagulantes/floculantes. Apesar do efeito espectacular na redução das partículas suspensas (de 33 a 98% remoção SST), os resultados na redução de carga poluente são pouco expressivos na maioria dos casos (de 1-53% remoção CQO), por a maior parte da carga poluente se encontrar sob a forma solúvel (Croback e Ryder, 2004).

A aplicação de diversos coagulantes/floculantes aos EVs, nomeadamente hidróxido de cálcio, cloreto de ferro, sulfato de alumínio e sulfato de ferro, deu melhores resultados aplicando 330 mg L⁻¹ de sulfato de alumínio a um EV com 3 a 6 g CQO L⁻¹ previamente corrigido a pH 12 por adição de cal. Neste caso obteve-se 19 a 37% remoção de CQO, com uma produção de lamas de 60 e 190 ml L⁻¹ de EV tratado, o que representa um custo total de 0,8 a 2,3 euros m⁻³ efluente tratando. Não se observou melhoria de resultados pela adição de polielectrólito. A diminuição do teor em compostos fenólicos obtida, contrariamente à diminuição do teor em nutrientes, tem um efeito positivo na degradação biológica do EV tratado (Sierra *et al.*, 2004). Diakonov *et al.* (1994) após aplicação de hidróxido de cálcio (até pH 8) seguida de floculação com sulfato de ferro (0,2-0,4 g L⁻¹) obteve 34-50% remoção CBO₅ e 83-88% para os SST.

A utilização de um floculante alimentar derivado do exoesqueleto dos crustáceos

(Quitosane) a pH 4-5 conduz a 40-98% e 30-75% de redução respectivamente nos teores em SST e CQO, para 20-40 mg L⁻¹ de floculante, consoante a origem do EV. As lamas obtidas apresentam boa aptidão ao espessamento e à desidratação, sendo o custo da operação de 0,6 euros m⁻³ (Coma *et al.* 1998). Lalov *et al.* (2000) utilizando o mesmo floculante obtiveram 93% remoção CQO e da cor no tratamento de vinhaças com 3 g CQO L⁻¹ para 10 g L⁻¹ de Quitosane e 30 minutos de tempo de contacto.

7.3.2. Oxidação avançada

A oxidação avançada dos EVs utilizando peróxido de hidrogénio (H₂O₂), reagente de Fenton, Ozono, radiação UV ou combinações destes processos é também uma alternativa possível, apesar de serem técnicas economicamente difíceis de rentabilizar (Peres, 2001; Bolzonella *et al.*, 2004 e Galé *et al.*, 2004). Navarro *et al.* (2004) investigaram a utilização de peróxido de hidrogénio em combinação com radiações UV e com outros catalisadores (dióxido de titânio e argila contendo minerais ferrosos) no tratamento de EVs. Obtiveram taxas de remoção de CQO entre 35 e 58% ao fim de 80 minutos. Já a utilização da ozonização como tratamento de acabamento de EVs na proporção de 0,5 g O₃ kg⁻¹ CQO residual, originou um acréscimo de 8,5% na remoção de CQO (Bolzonella *et al.*, 2004). Estes autores referem que esta técnica é de difícil justificação face à sua elevada razão custo/benefício.

O reagente de Fenton é outro oxidante poderoso ambientalmente aceitável, resultante da mistura de peróxido de hidrogénio e sais de ferro. Permite oxidar a matéria orgânica presente nos efluentes, facilitando a decantação da matéria orgânica em suspensão e dos compostos fenólicos. Estes compostos são removidos por adsorção e precipitação dos sais de ferro insolúveis e gelatinosos entretanto formados. Mosteo *et al.* (2004) referem que a técnica foto-Fenton (processo Fenton combinado com radiação ultravioleta) não produz uma redução importante no carbono total presente nos EVs (máximo de 50% na redução de CQO). Contudo, degrada alguns compostos em substâncias mais simples, favorecendo os processos de tratamento biológicos posteriores e reduzindo os problemas de *bulking* e formação de espumas.

Beltrán de Heredia *et al.* (2004a) utilizaram um processo combinado composto pela adição de reagente de Fenton seguido de coagulação/floculação química com hidróxido de cálcio no tratamento de vinhaças. Conseguiram remover 74% do CQO ao fim de 3 horas, para [H₂O₂]=0,5 mol L⁻¹ e [H₂O₂]:[Fe²⁺]= 15 mol mol⁻¹. Galé *et al.* (2004) aplicando esta técnica ao tratamento de um EV sintético composto por vinho e sumo de uva obtiveram 99% de remoção de CQO. No entanto utilizaram 500 mg Fe L⁻¹ e [H₂O₂]=0,5 M. A aplicação de um

processo semelhante a EVs previamente tratados biologicamente, e onde se obteve 75-94% remoção CQO, permitiu uma redução adicional de 50-80% do CQO e superior a 90% para os compostos fenólicos (Beltrán de Heredia *et al.*, 2004b).

Medialdea *et al.* (1998) utilizou um outro oxidante forte (permanganato de potássio) numa dose de 202 g kg⁻¹ matéria orgânica, no pré-tratamento de EVs com 1,9 g CQO L⁻¹ que se destinavam a ser descarregados numa rede de esgotos municipal. Estes autores obtiveram efluentes com 1 g CQO L⁻¹, correspondendo a 68% de remoção de CQO, referindo que o método se mostra eficaz e economicamente aceitável.

Benitez *et al.* (1999, 2000, 2001, 2003) referem que a ozonização se revela interessante no pré-tratamento de efluentes com efeitos inibitórios ou tóxicos sobre os processos biológicos resultantes dos compostos fenólicos presentes. Este efeito resulta da sua elevada capacidade oxidativa para a maioria dos compostos, disponibilidade e solubilidade, não deixando resíduos no efluente e melhorando a sua biodegradabilidade. Este processo aplicado a EVs permitiu 60-70% remoção de compostos fenólicos e 20% remoção CQO, com TRH de 3-6 horas. Combinando o tratamento com peróxido de hidrogénio e radiação UV conseguiram um acréscimo de 10-25% na remoção de CQO. O tratamento complementar anaeróbio dos efluentes resultantes conduziu a uma remoção CQO total de 90-95% para 9-48 horas de TRH, enquanto o tratamento aeróbio complementar conduziu a uma remoção total de cerca de 80%.

A aplicação de 320 mg L⁻¹ de ozono ao tratamento de efluentes de destilaria, removeu 25% de CQO ao fim de 2 horas, e uma melhoria de 15% na biodegradabilidade do efluente (Beltrán *et al.*, 2001). Utilizando este processo como tratamento complementar de uma LA, Benitez *et al.* (2000) e Beltrán *et al.* (2001) obtiveram um acréscimo de cerca de 13-21% na taxa de remoção de CQO.

Ensaio laboratoriais de tratamento misto de efluentes de destilaria e urbanos com 2,3 g CQO L⁻¹ combinando a pré-ozonização com doses de 75-300 mg ozono L⁻¹ removeram 5-10% de CQO e 20-40% dos polifenóis. Combinando esta técnica com o tratamento por lamas activadas com 3 g SSV L⁻¹ de biomassa e 9 horas de TRH (F/M=1 g CQO SSV⁻¹ dia⁻¹), obteve-se um máximo de 65% e 95% de remoção global respectivamente em CQO e CBO₅ (Beltrán *et al.*, 2000). Estes autores referem que a ozonização degrada o CQO recalcitrante devido por exemplo aos polifenóis, que normalmente não é degradado nos processos biológicos para os TRH usais, aumentando a biodegradabilidade do efluente.

7.4. Processos biológicos

Os processos biológicos são os mais vulgarizados no tratamento de EVs. Nestes, a degradação da matéria orgânica baseia-se no desenvolvimento de microrganismos (principalmente heterotróficos) que, por acção enzimática, degradam as macromoléculas presentes em pequenas moléculas, capazes de transpor a membrana celular, incorporando desta forma a biomassa microbiana. A metabolização intervém de seguida, e traduz-se pela combustão dos substratos e pelo desenvolvimento de células (desenvolvimento da biomassa) (Figura 7.6).

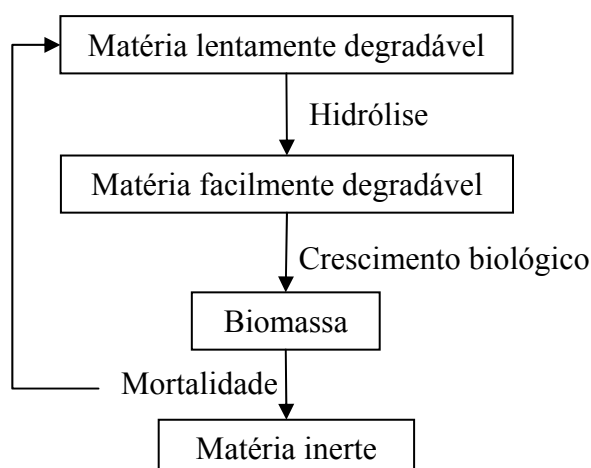


Figura 7.6- Modelo simplificado de conversão da matéria orgânica

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

7.4.1. Principais grupos de microrganismos presentes

Na maioria dos casos, os EVs são naturalmente ricos em microrganismos, particularmente bactérias lácticas, acéticas, leveduras e flora aeróbia 22°C e 37°C, totalizando entre 10^5 e 10^8 UFC ml⁻¹. A população microbiana em geral é independente do tipo de sistema utilizado. A composição microbiana presente está intimamente ligada com a época do ano e portanto com a actividade da adega, que favorece o predomínio de determinados microrganismos em certos períodos em detrimento de outros. O equilíbrio ocorre sistemática e naturalmente, sendo semelhante de ano para ano. Microrganismos de contaminação fecal são pouco frequentes, por isso os EVs representam riscos reduzidos para o homem do ponto de vista sanitário (Jourjon *et al.*, 2004).

Os microrganismos intervenientes provêm dos EVs, do ar e do solo e uma vez chegados aos sistemas de tratamento sofrem selecção. Os processos biológicos são pois realizados por populações de microrganismos diversas, sendo a sua abundância relativa

dependente das condições do meio (pH, temperatura, oxigénio dissolvido, substratos presentes, etc.). Classificam-se geralmente em três grupos, sendo progressivamente predominantes em termos de abundância nos sistemas *batch* pela seguinte ordem (Rochard *et al.*, 1998; Jourjon *et al.*, 2001 e Eusébio e Duarte, 2004):

i) **Leveduras e fungos**, principalmente dos géneros *Cândida* e *Saccaromyces*, que abundam na fase inicial de tratamento. Competem com as bactérias, estando em vantagem se o pH for baixo. Os fungos estão presentes em grande quantidade nos processos biológicos por leitos bacterianos. É possível encontrar também algas, principalmente à superfície dos leitos bacterianos e nos processos de lagunagem. Esta fase leva ao rápido decréscimo da carga poluente por degradação do CQO facilmente biodegradável e a uma elevação da temperatura significativa, sendo difícil de obter separação da biomassa por decantação.

ii) **Bactérias**, principalmente dos géneros *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Acinetobacter*, que predominam na fase de crescimento microbiano. Existem em grandes quantidades nas lamas activadas (10^{10} a 10^{12} células L⁻¹), sendo responsáveis pela primeira transformação da matéria orgânica em suspensão mais dificilmente biodegradável, através da produção de enzimas extracelulares. A decantação da biomassa nesta fase é ainda muito difícil.

iii) **Protozoários e metazoários**, geralmente bacteriófagos (paramécias, rotíferos, nemátodos), que começam a aparecer na fase estacionária e abundam na fase de declínio, períodos em que se dá a degradação progressiva do CQO “duro”. Alimentam-se dos restantes microrganismos, particularmente dos não floculados e em suspensão, sendo predominantes na fase final do tratamento, e por isso o seu papel é importante na clarificação das lamas. No final destas fases a biomassa apresenta-se sob a forma de flocos, facilmente decantáveis.

A biomassa microbiana produzida pode ser valorizada através da incorporação em rações animais (Morais, 1988).

7.4.2. Conversão da matéria orgânica nos tratamentos biológicos

Os complexos mecanismos de degradação biológica são geralmente simplificados em etapas: crescimento de biomassa, hidrólise e mortalidade. O ponto-chave da maior parte dos tratamentos biológicos é a forma como está a matéria orgânica que traduz a maior ou menor facilidade dos microrganismos lhe acederem. No caso dos EVs, a matéria orgânica está maioritariamente sob a forma solúvel, sendo por isso facilmente acessível à biomassa depuradora (Jourjon *et al.*, 2001).

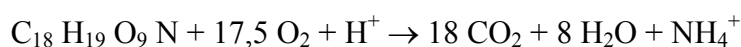
Dois parâmetros são determinantes na definição dos processos e no seu dimensionamento: o crescimento da biomassa e a cinética da degradação. O primeiro traduz a conversão

do substrato em biomassa e intervém na rapidez do arranque dos processos biológicos e na produção de lamas, sendo extremamente variável em função das condições de funcionamento dos reactores (temperatura, pH, oxigénio dissolvido, etc.). As bactérias e as leveduras reproduzem-se por cissiparidade, com tempos de duplicação T (intervalo entre duas divisões sucessivas) que podem variar entre 20 minutos (aeróbias heterotróficas) até 10 a 35 dias (anaeróbias), dependendo da temperatura do meio. De modo geral, nos processos anaeróbios intervêm microrganismos de crescimento lento, implicando o acompanhamento assíduo da quantidade de biomassa presente no sistema (Jourjon *et al.*, 2001).

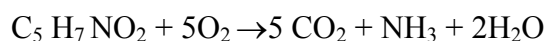
O segundo parâmetro, a cinética da degradação, ilustra a velocidade a que a matéria orgânica (o substrato) é degradada pela biomassa, e intervém directamente no TRH necessário ao tratamento.

7.4.2.1. Conversão por via aeróbia

A matéria orgânica que alimenta um sistema aeróbio é degradada em compostos mais simples. Estes por sua vez serão transformados em CO₂, H₂O e biomassa (lamas) por assimilação, podendo expressar-se pela fórmula seguinte (Jourjon *et al.*, 2001):



A metabolização do substrato pode efectuar-se por anabolismo, com reserva de energia pela síntese de compostos celulares e crescimento de biomassa. Ocorre também catabolismo ou combustão dos substratos, com libertação de CO₂ a partir do carbono orgânico, de H₂O a partir do hidrogénio e de NH₄⁺ a partir do azoto. No entanto, este processo nem sempre vai até ao seu final com a formação de H₂O e CO₂, podendo parar ao nível dos metabolitos intermediários. A oxidação de biomassa bacteriana é normalmente expressa pela fórmula seguinte:



Donde se deduz que para oxidação de 1 g de biomassa, são necessários 1,42 g de O₂.

Os parâmetros-chave do tratamento aeróbio são (Viaud *et al.*, 1994 e Jourjon *et al.*, 2001):

a) **Temperatura:** em geral os processos de tratamento efectuam-se sem problemas à temperatura ambiente, sendo acelerados a temperaturas moderadas (20-35°C). O arejamento intensivo pode conduzir a elevação da temperatura até cerca de 40 °C.

b) **Oxigénio dissolvido e biomassa inoculada:** O arejamento é sem dúvida um elemento fundamental dos processos aeróbios. A quantidade de oxigénio a fornecer é função da CQO a degradar, mas também da quantidade de biomassa presente no sistema. O consumo de oxigénio pelas lamas dá indicações sobre o estado do sistema. Assim o registo do seu decréscimo após um período de arejamento permite conhecer a respiração das lamas.

c) **pH:** assim que os processos biológicos entram em equilíbrio, o pH mantém-se aproximadamente entre 7 e 8. No caso dos EVs e em fase de arranque, ou em situações de aumento súbito de carga, o poder tampão das lamas pode ser insuficiente, sendo útil a adição de substâncias neutralizantes (soda cáustica,...).

d) **Nutrientes:** o azoto e o fósforo são necessários ao crescimento bacteriano. Em geral o azoto assimilado representa 5% da CBO₅. Os EVs são carentes em azoto, pelo que a adição de nutrientes pode ser benéfica e necessária em alguns casos. Rochard e Viaud (2000) referem que quer a adição de nutrientes quer a correcção de pH são recomendáveis no caso de se utilizarem razões F/M superiores a 0,2 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹. No entanto numerosas ETARs funcionam correctamente sem qualquer adição de nutrientes ou correcção de pH (Jourjon *et al.*, 2001).

e) **Substâncias tóxicas:** mesmo sendo os processos aeróbios resistentes a substâncias tóxicas, o despejo desses produtos no sistema de tratamento deve evitar-se, nomeadamente o dos resíduos de produtos fitossanitários usados em viticultura. Por vezes, e atendendo a que o tratamento deste resíduos isoladamente é muito complexo, estes são armazenados separadamente dos EVs, adicionando-se posteriormente aos EVs em pequenas doses e proporções reduzidas, de modo a não comprometer o funcionamento da ETAR.

7.4.2.2. Conversão por via anaeróbia

A metabolização da matéria orgânica (MO) por via anaeróbia efectua-se num digestor ao abrigo do ar por uma biomassa bacteriana complexa. Este fenómeno que ocorre de forma espontânea no meio ambiente natural (lodos, pântanos,...) pode também desenrolar-se em EVs armazenados, se estes não forem convenientemente arejados (Jourjon *et al.*, 2001). Durante longos anos os processos anaeróbios foram reservados apenas para a digestão de lamas de ETARs, com tecnologia muito simples (CSTR).

A degradação anaeróbia pode simplificadaamente esquematizar-se em três grandes etapas, que podem ocorrer no mesmo ou em reactores separados e que conduzem à transformação da MO em biogás, principalmente CO_2 e CH_4 (Figura 7.7). O metabolismo anaeróbio produz pouca energia, sendo a produção de biomassa também reduzida (cerca de 25-30 % da obtida em reactores aeróbios, correspondendo a $0,1 \text{ g SST g}^{-1} \text{ CQO degradado}$) (Rochard e Viaud, 2000).

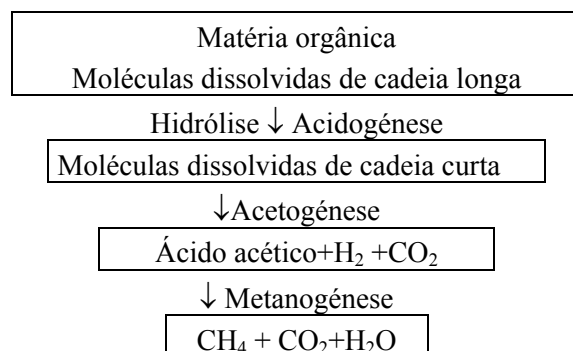


Figura 7.7- Modelo simplificado de transformação anaeróbia da MO

Fonte: Adaptado de Moletta, (2004) e Jourjon *et al.*, (2001)

Na digestão anaeróbia intervêm principalmente três grandes grupos de bactérias (Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001). As hidrolíticas e acidogénicas transformam a MO em moléculas simples (ácidos gordos, aminoácidos,...). A sua taxa de crescimento é elevada, por isso a fase de produção de ácido é rápida. As bactérias acetogénicas produzem ácido acético e hidrogénio, produtos intermédios que serão utilizados pelas bactérias que lhes sucedam. Por fim as bactérias metanogénicas produzem CH_4 e CO_2 , mas têm uma taxa de crescimento muito baixa, por isso a manutenção desta biomassa no digestor é determinante para o equilíbrio da fermentação. Por vezes torna-se necessário promover o seu desenvolvimento, retendo-as ou fixando-as num suporte.

No caso dos EVs, os processos onde a biomassa é mantida no reactor fixa num suporte (reactores de biofilme) ou sob a forma de grânulos de lamas (leitos de lamas) são preferíveis, tal como no tratamento da maior parte dos efluentes onde a MO está essencialmente sob forma solúvel. A digestão anaeróbia ocorre frequentemente a uma temperatura de $35\text{-}37^\circ\text{C}$ (zona mesófila), no entanto também pode ocorrer a temperaturas mais baixas ($10\text{-}15^\circ\text{C}$), mas com cinéticas de degradação mais lentas (Jourjon *et al.*, 2001).

O conhecimento e o domínio dos processos de digestão anaeróbia, passa pela estabilização do pH a valores próximos de neutralidade. O equilíbrio pode ser perturbado em casos de sobrecarga orgânica brusca (caudais de ponta), originando uma acumulação de

ácidos não transformados em CH₄ e CO₂. Os EVs de forma geral são ácidos, por isso a adição de hidróxido de sódio pode ser necessária em situações de ponta. Neste sistema a manutenção de uma bacia tampão/tanque de equalização que estabilize as pontas evitando oscilações bruscas de pH é vantajosa, fiabilizando e regularizando o funcionamento do digestor. O biogás produzido pode ser aproveitado para uso doméstico ou aquecimento do próprio reactor.

7.4.3. Caracterização do funcionamento do tratamento biológico aeróbio

Para caracterizar o funcionamento dos processos biológicos utilizam-se alguns indicadores simples (Figura 7.8):

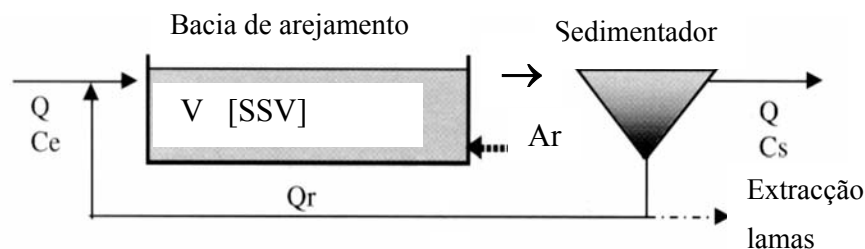


Figura 7.8- Esquema de uma instalação com tratamento biológico por lamas activadas com recirculação

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

a) Rendimento (R)

Traduz a eficácia de uma das fases ou da totalidade do tratamento. Representa o abaixamento de um parâmetro (CQO, por ex.) calculado a partir da sua concentração (se houver conservação do caudal) ou do fluxo, como segue:

$$R = (C_e - C_s) / C_e$$

C_e = concentração à entrada

C_s = concentração à saída

b) Taxa de recirculação (r)

É definida como a razão entre o caudal de lamas recirculadas e o caudal de alimentação do reactor:

$$r = Q_r / Q$$

Q_r = caudal de lamas recirculadas

Q = caudal de alimentação do reactor

c) Carga volúmica (Cv)

A Cv representa a quantidade de matéria orgânica (expressa como CQO ou CBO₅) aplicada por unidade de volume do reator e por dia:

$$Cv = Q.Ce/V \text{ em g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1} \text{ ou g CBO}_5 \text{ L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$$

Q = caudal de entrada

Ce = concentração à entrada

V = volume do reator

Este parâmetro permite comparar dois ou mais processos alternativos entre eles pelo volume de reator necessário para tratar uma determinada carga poluente.

d) Concentração de biomassa (X)

A biomassa activa é expressa pelo valor dos SSV (Sólidos Suspensos Voláteis). A concentração total das lamas é expressa pelo valor dos SST (Sólidos Suspensos Totais). Em geral o valor de SSV representa 70 a 90% dos SST.

e) Razão F/M

Traduz a quantidade de matéria orgânica (expressa em CQO ou CBO₅) aplicada por dia por unidade de massa de lamas presente no sistema (expressa em SSV):

$$F/M = Q.Ce/SSV_{\text{reator}}.V, \text{ em g CQO g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$$

Q = caudal de entrada

Ce = concentração à entrada

SSV_{reator} = concentração de biomassa do reator

V = volume do reator

A razão F/M aplicada influi no rendimento, na produção de lamas e nas suas características (decantabilidade, turbidez do sobrenadante e facilidade de desidratação). Os reactores devem funcionar preferencialmente com baixas razões F/M a fim de garantirem efluentes depurados de boa qualidade. No entanto uma baixa razão F/M implica elevado volume de reator, elevado teor em biomassa e/ou longo TRH, influenciando negativamente na economia do processo e na sedimentabilidade das lamas (Beltrán *et al.*, 2000), pelo que a razão F/M ideal a utilizar deve ser a que permite simultaneamente um bom rendimento depuratório e boas características de sedimentação a um custo razoável.

7.4.4. Processos multietapas

As características dos EVs (sazonalidade, elevadas variações de volume diário, elevada concentração poluente) apontam para que, pelo menos nas grandes instalações com tratamento por fio de água, se divida o processo em pelo menos duas etapas por forma a limitar o volume de obras. É interessante nestes casos numa primeira fase abater 80 a 90% da carga poluente com cargas volúmicas elevadas, deixando para uma segunda fase o acabamento da remoção de carga poluente. As técnicas que utilizam a metanização à cabeça e as que utilizam bacias em série respondem a este objectivo (Jourjon *et al.*, 2001).

Pode também ser interessante e prudente dispor de um sistema modular com várias etapas em série e com a possibilidade de curto-circuitar o sistema, ou simplesmente eliminar uma ou mais etapas fora das épocas de ponta, o que permite limitar as anomalias de funcionamento que eventualmente daí possam resultar e racionalizar as despesas energéticas. Em geral, os sistemas multietapas permitem obter melhores resultados do que com aqueles com apenas um único passo (Moraes e Oliveira, 1994).

7.5. Arejamento

Nos processos aeróbios, este factor é primordial na qualidade da depuração conseguida, pois permite assegurar a cobertura das necessidades de oxigénio resultantes da degradação da matéria orgânica. É necessário não esquecer que mesmo sem alimentação a biomassa aeróbia requer oxigénio para a sua própria respiração. Nos sistemas de lamas activadas, o arejamento representa cerca de 60-80% da despesa energética de funcionamento, donde se infere a importância da optimização do sistema e da adequação arejador-bacia de arejamento (Duchène *et al.*, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

O arejamento efectua-se por transferência gasosa entre o ar e a água: quanto mais se favorece esta interface, maior a transferência e portanto a quantidade de oxigénio dissolvida. Em geral utilizam-se arejadores de superfície (turbinas, pentes, etc.), injectores de ar de pequena ou média bolha ou hidroejectores (funcionam segundo o sistema *Venturi*) (Jourjon *et al.*, 2001). Estes sistemas têm normalmente a dupla função de agitar o conteúdo da bacia mantendo a biomassa em suspensão fornecendo-lhe simultaneamente oxigénio.

7.5.1. Caracterização dos sistemas de arejamento

Os sistemas de arejamento são calculados para as pontas horárias de carência de oxigénio. Para se caracterizar o seu rendimento, utilizam-se uma série de parâmetros

reportando-se os valores fornecidos à água limpa e a concentrações iniciais de O₂ nulas. A fim de se obterem os rendimento desses sistemas em águas sujas, torna-se necessário introduzir um coeficiente corrector global. Para comparar diferentes sistemas é portanto necessário conhecer as condições em que as suas *performances* foram obtidas. Os parâmetros que normalmente servem para caracterização do sistema de arejamento são (Duchène *et al.*, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001):

a) Fornecimento horário de O₂ em águas limpas (FH)

$$FH \text{ (kg O}_2 \text{ h}^{-1}\text{)}$$

b) Fornecimento específico bruto de O₂ em águas limpas (FEB)

$$FEB \text{ (kg O}_2 \text{ kW}^{-1} \text{ h}^{-1}\text{)}$$

$$FEB = FH/P, \text{ sendo } P = \text{potência eléctrica consumida (kW)}$$

c) Rendimento de oxigenação (RO)

$$RO (\%) = FH/MO$$

$$MO = \text{massa de O}_2 \text{ introduzida}$$

Este último parâmetro apenas é utilizado nos sistemas que utilizam insufladores de ar, e representa a percentagem de oxigénio transferido para a água em relação à massa de oxigénio no ar insuflado na bacia. Em condições de projecto, o parâmetro mais importante é a eficácia energética em condições reais de funcionamento (bacia de EVs). Mais especificamente será o FEB em águas sujas (FEB', em kg O₂ kW⁻¹ h⁻¹) para o regime de funcionamento correspondente ao período de ponta. Este valor obtém-se a partir do FEB em águas limpas, por aplicação de um coeficiente corrector global, da seguinte forma (Jourjon *et al.*, 2001):

$$FEB' = FEB.C_{\text{global}},$$

$$C_{\text{global}} = \text{coeficiente corrector global}$$

Este indicador é o mais importante pois integra um grande número de parâmetros, como sejam a disposição dos difusores e a configuração da bacia, a eficácia e o débito do sistema de alimentação de ar, dos difusores e do sistema de agitação (Duchène *et al.*, 2000). Partindo do pressuposto da manutenção de uma concentração positiva de oxigénio mas próxima de zero nas bacias de arejamento, apresentam-se na Tabela 7.3, os valores de C_{global} para arejadores de superfície e insufladores de ar de pequena bolha.

Tabela 7.3- Factores de correcção global de transferência de oxigénio em águas limpas/águas sujas

Sistemas de arejamento	C_{global} (para $[O_2] \approx 0 \text{ mg L}^{-1}$)
Arejadores de superfície	0,9
Insuflação de ar de bolha pequena	0,6 a 0,8

Fonte: Jourjon *et al.* (2001)

Um funcionamento com concentrações de O_2 dissolvido da ordem de 2 mg L^{-1} ocasiona um abaixamento do C_{global} da ordem dos 15-20%. Na Tabela 7.4 apresentam-se os valores de FEB e FEB' dos principais sistemas de arejamento utilizados em ETARs de tratamento de EVs.

Tabela 7.4- Valores de FEB e FEB' dos principais sistemas de arejamento utilizados em ETARs ($\text{kg O}_2 \text{ kW}^{-1} \text{ h}^{-1}$)

	FEB		FEB'	
	FEB Médio	Intervalo de variação (água limpa)	Valor corrente com bons dispositivos	Condições reais $[O_2] \approx 2 \text{ mg L}^{-1}$
Turbinas lentas	1,50	1,35 - 1,75	1,65	1,15
Turbinas rápidas	1,05	1,05 - 1,35	1,20	0,84
Vassouras	1,55	1,50 - 1,80	1,70	1,20
Insufladores de ar (IA):				
- bolha média	1,00	0,90 - 1,10	1,10	0,77
- bolha pequena	2,50	2,20 - 3,20	2,50	1,25 - 1,55
IA + <i>Static mixers</i>	1,50	0,80 - 2,00	1,40	0,95
Hidro-ejector	0,60	0,6-0,8	0,70	0,50

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

Em geral, os sistemas de injeção de ar por microbolha apresentam os melhores resultados (5 vezes mais eficazes que os arejadores de superfície para a mesma potência), sendo tanto mais eficazes quanto mais alta for a altura da água sobre eles, podendo atingir-se 7 metros em caso de necessidade (Wensloff, 1999 e 2001).

7.5.2. Gestão do arejamento

A necessidade de oxigénio dissolvido na água varia segundo a carga poluente recebida, por isso será economicamente vantajoso regular o seu fornecimento quer através de uma programação horária, quer através da monitorização do seu nível, medido por uma sonda. Normalmente considera-se 2 mg L^{-1} o teor em O_2 dissolvido como o mínimo abaixo do qual oxigénio pode ser um factor limitante, pelo que por razões económicas (quanto maior o

teor em O₂ maior o custo energético), normalmente utiliza-se este valor no projecto e planeamento de ETARs (Ryder, 1994 e 1995; Wilderer *et al.*, 2001; Wensloff, 2001 e Andreottola *et al.*, 2004). Teores abaixo deste valor provocam frequentemente diminuição do rendimento de depuração e/ou problemas de *bulking* filamentoso (Nicolau *et al.*, 2002).

Uma programação horária com temporizadores pressupõe a previsão aproximada da carga poluente esperada acrescida de um coeficiente de segurança. Será um sistema adaptado a pequenas unidades de tratamento, em particular aos sistemas de armazenamento arejado. Em instalações de maior dimensão, será conveniente a instalação de um oxímetro que regule o funcionamento dos arejadores, adaptando assim a oxigenação à carga recebida de uma forma instantânea e automatizada. Desta forma, em caso de sobrecarga temporária, o tempo de arejamento será prolongado automaticamente, e o tempo de degradação reduzido. Na situação inversa, o arejamento poderá ficar reduzido ao mínimo, ou seja à respiração das lamas (Jourjon *et al.*, 2001).

7.6. Separação biomassa/efluente depurado

Um dos pontos críticos no tratamento por processos biológicos é a separação lamas/efluente depurado. Normalmente esta é feita por simples decantação, sendo os factores limitantes desta a decantabilidade das lamas e a turbidez do sobrenadante.

Segundo as razões F/M aplicadas e o rigor da exploração (arejamento, extracção de lamas, etc.) assim a qualidade das águas decantadas também pode evoluir. No caso dos EVs, quando a razão F/M é baixa, a decantabilidade é em geral elevada, notando-se poucas bactérias filamentosas apesar das carências em azoto. No entanto razões F/M inferiores a 0,1g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ devem ser evitadas pois trazem problemas de alimentação à biomassa e desenvolvimento exagerado de bactérias filamentosas, provocando desfloculação das lamas (Rochard e Viaud, 2000).

As bactérias filamentosas estão na origem dos fenómenos de multiplicação rápida que impedem o depósito das lamas nos sedimentadores. Na presença de quantidade importante de leveduras, a água tratada pode carregar-se de matérias em suspensão dificilmente decantáveis, pelo que nestes casos a adição de flocculantes pode acelerar o processo e melhorar a decantação (Lefebvre *et al.*, 1998). Segundo Beltrán *et al.* (2001) as razões F/M recomendadas a fim de se obterem efluentes com boas características de decantabilidade são de 0,4-1,4 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹. Já segundo Moletta (2004, informação pessoal), o valor óptimo rondará 0,2 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹.

Na sequência do tratamento biológico, pode instalar-se um filtro de saibro que terá a dupla função de melhorar a clarificação estática realizada na bacia e simultaneamente melhorar a eficácia do tratamento, por intermédio de biomassa instalada no filtro de saibro. Por outro lado, também é possível desaguar este efluente num leito de macrófitas emergentes, que neste caso é capaz de receber uma mistura lamas-EV sem necessidade de uma decantação primária. Em alternativa, algumas soluções de tratamento biológico utilizam membranas para separador da biomassa do efluente tratado. Um exemplo desta tecnologia é a filtração tangencial, que retém os sólidos suspensos e a biomassa, limitando simultaneamente a colmatação dos filtros através de uma varredura permanente, permitindo que a filtração se efectue sem uma pré-decantação (Jourjon *et al.*, 2001).

PARTE IV - FILEIRAS DE TRATAMENTO DOS EVs

Nesta parte do trabalho apresentam-se os diferentes tratamentos de EVs agrupados por grandes fileiras, definidas em função da tipologia dos processos intervenientes. O tratamento de EVs pode ser realizado por processos físicos, biológicos (aeróbios ou anaeróbios) ou pela combinação de ambos (Andreoni *et al.* 1994a, 1995; Noilet *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001).

8. PROCESSOS DE TRATAMENTO FÍSICOS

8.1. Evaporação

A evaporação é um processo natural e baseia-se na transformação de um líquido em vapor a partir de uma superfície livre e a qualquer temperatura, conduzindo à concentração da matéria orgânica solúvel. Genericamente, as vantagens deste processo têm a ver com a inexistência de descarga no meio natural, reduzida libertação de odores; consumo de energia e o custo de exploração mínimos, insensibilidade às variações de carga e de volume, mínima produção de lamas, custo de investimento e funcionamento reduzidos e fácil controlo (Moletta e Raynal, 1992; Bondon, 1994 e 1995 e Borjes *et al.*, 2004).

Esta técnica, utilizada desde há séculos na obtenção de sal nas marinhas, tem vindo a ser adaptada ao tratamento de EVs, introduzindo-se algumas modificações no sentido de otimizar o processo em função das zonas climáticas. Neste sentido, desenvolveram-se três técnicas principais de tratamento por evaporação (Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001):

- a) Natural em bacias de baixa profundidade;
- b) Forçada por aspersão em painéis alveolados;
- c) Forçada ventilada mecanicamente.

8.1.1. Evaporação natural

O princípio da evaporação natural é o de concentrar os EVs numa bacia pouco profunda pelo efeito natural dos raios solares, do calor e sobretudo do vento. O volume de EVs evaporado é função do déficit hídrico anual da região de implantação, pelo que esta solução se revela interessante sobretudo em climas quentes e secos. Este tipo de instalações destina-se a adegas de qualquer dimensão, desde que situadas em zonas com déficit hídrico elevado (superior a 400 mm ano^{-1}) (Cochet, 1988 e Jourjon *et al.*, 2001). Em condições normais este processo permite a evaporação de $500\text{-}1000 \text{ mm ano}^{-1}$ ($1,3\text{-}2,6 \text{ L m}^2 \text{ dia}^{-1}$) (Bondon, 1994 e 1995 e Clerc, 2004).

Tem como inconvenientes o risco de odores, a necessidade de terrenos planos com área suficiente e afastados das populações, o que dificulta a sua implementação nas regiões de encosta. Apesar de ter custos de investimento reduzidos, estes aumentam enormemente se houver necessidade de colocar argila ou uma geomembrana para garantir estanquicidade da bacia. Em França, na Região de *Languedoc-Roussillon*, este sistema representa hoje cerca de 40% das instalações de tratamento (Chastan, 1994 e Laurens, 2000).

A concepção deste sistema é muito simples: à saída da adega os EVs são crivados e conduzidos até às bacias de evaporação (Figura 8.1). A crivagem é uma etapa crucial, contribuindo para a diminuição da quantidade de concentrado ou lamas a remover da lagoa.

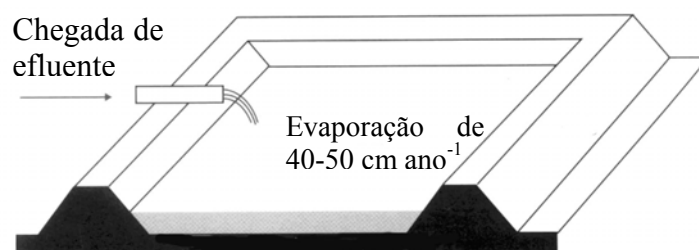


Figura 8.1- Bacia de evaporação

Fonte: Dornier, (1992) e Jourjon *et al.*, (2001)

O dimensionamento da bacia de evaporação depende da evaporação anual, da precipitação e do volume de EVs produzido. O déficit hídrico corresponde à diferença entre a precipitação e a evaporação, condicionando a quantidade anual de EVs passíveis de ser evaporados, sendo portanto a principal variável de dimensionamento da bacia. Adicionalmente é necessário conhecer o regime de produção de EVs. Do balanço

estabelecido é possível calcular a profundidade da bacia e conhecer a evolução da altura da água na bacia mês a mês (Rochard e Viaud, 2000 e Clerc, 2004).

No dimensionamento da bacia de evaporação, realizam-se normalmente 2 simulações: uma primeira com a média de precipitação dos últimos 20 anos e uma segunda com a média dos 4 anos consecutivos mais chuvosos. Normalmente considera-se um sobredimensionamento de 20-30% a fim de fazer face às aleatoriedades climáticas, obstando eventuais riscos de transbordo e procurando-se que a bacia se apresente seca no final de Julho/Agosto (Jourjon *et al.*, 2001).

Este tipo de bacias são susceptíveis de gerar odores mais ou menos desagradáveis, pelo que devem ser afastadas dos aglomerados populacionais pelo menos 500 m (tendo particularmente em atenção os ventos dominantes) (Cochet, 1988 e Dornier, 1992). Segundo Bories *et al.* (2004) este problema pode ser minimizado pela adição de nitratos aos efluentes.

Para a instalação das bacias de evaporação devem preferir-se solos planos (evitando custos de terraplanagem), sendo necessário realizar um estudo hidrológico e geotécnico, para protecção das zonas de captação de água e lençóis freáticos assim como conhecer a natureza do solo. No caso do solo não ter argila suficiente para formar uma bacia impermeável (situação comum), é necessário transportar argila para a bacia, distribuí-la e compactá-la ou instalar uma geomembrana (solução mais dispendiosa) para garantir a sua estanquicidade. O enchimento da bacia é um ponto-chave para diminuição dos seus impactes negativos e integração do tratamento no meio. Este deve ser lento e progressivo para favorecer a instalação de condições aeróbias (favorecidas igualmente pelas precipitações), limitando-se assim odores desagradáveis resultantes de condições anaeróbias.

A evaporação da fase aquosa conduz a um concentrado ou lama, diferente da resultante do tratamento biológico, sendo no entanto a sua produção anual muito reduzida (a taxa de evaporação é da ordem dos 97%), o que permite limpar a bacia apenas uma vez cada 5 a 10 anos (Jourjon *et al.*, 2001). Contudo, a eficácia da crivagem e a taxa de contaminação exterior em matérias sólidas (folhas, etc.) podem contribuir para o aumento desta frequência.

8.1.2. Evaporação forçada, por aspersão em painéis

A evaporação natural é um processo simples e eficaz de tratamento de EVs, mas a sua implementação necessita de uma área considerável. A aspersão dos EVs em painéis alveolados foi concebida a pensar nas adegas com limitações de espaço e com condições climáticas menos favoráveis, já que aumenta consideravelmente a superfície de troca entre o ar e os efluentes (e consequentemente a quantidade evaporada por unidade de área),

permitindo reduzir até 20 vezes o tempo, a capacidade de armazenamento e sobretudo a área necessárias ao processo (Katsiri e Dalou, 1994 e Jourjon *et al.*, 2001).

Com efeito, na evaporação natural a camada de ar em contacto com o EV é rapidamente saturada de humidade devido à reduzida remoção do ar a este nível. Na evaporação em painéis a superfície específica de evaporação é maior, e por outro lado esta interface está a uma cota superior, o que garante uma maior e constante renovação do ar saturado de humidade (principalmente devida ao vento) garantindo assim uma maior eficiência do processo (Bondon, 1994 e 1995).

Os painéis utilizados (Figura 8.2) são geralmente inclinados a 60°, com 2,25 x 4 x 0,3 (m x m x m), sendo o interior destes composto por um suporte alveolado de polietileno de alta densidade com elevada superfície específica (cerca de 200-400 m² m⁻³) sobre o qual o EV é projectado. Nesta situação e ocupando uma área projectada no solo de apenas 4,5 m², a interface ar/efluente é de 500 m² por módulo, o que combinado com o efeito do vento favorece a evaporação, permitindo evaporar em condições mediterrânicas cerca de 1,2 m³ de EV painel⁻¹ dia⁻¹, (ou seja 260 L m⁻² de solo ocupado dia⁻¹, 80 a 100 vezes superior ao conseguido numa bacia de evaporação convencional) (Moletta e Raynal, 1992 e Jourjon *et al.*, 2001).

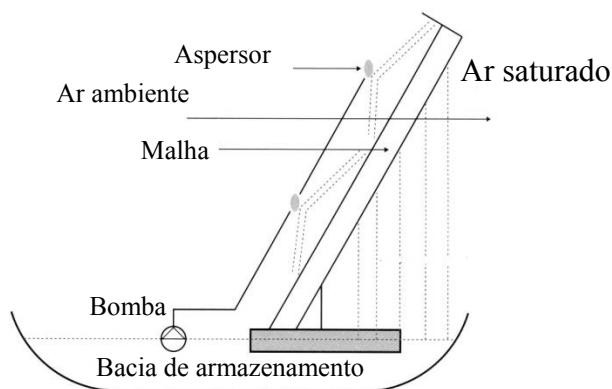


Figura 8.2- Esquema de um painel de evaporação

Fonte: Bondon, (1994 e 1995) e Jourjon *et al.*, (2001)

Neste sistema, após a crivagem os EVs são encaminhados para uma bacia ou reservatório de armazenamento, de onde são bombeados e projectados por bicos aspersores sobre os painéis de evaporação situados sobre este. Uma parte dos EVs cria um filme no suporte enquanto o restante se escoia através dos painéis, arrastando as impurezas e regressando à bacia de armazenamento.

A crivagem é uma etapa indispensável, pois se existirem demasiados sólidos suspensos, observa-se um aumento da taxa de lamas com um eventual entupimento dos bicos. Geralmente este sistema está dotado de uma regulação automática da aspersão, que permite limitar os custos energéticos (aspersão sequencial, temporizador ou aspersão em função da taxa de humidade do ar) (Jourjon *et al.*, 2001).

A fim de limitar o desenvolvimento de microrganismos sobre os painéis, é recomendável no Verão fazer uma lavagem semanal destes com um desinfectante (quinzenalmente no Inverno), para o que se utilizam os próprios bicos de distribuição. Tal como no sistema anterior, a bacia de armazenamento deve ser estanque, sendo dimensionada para 40 a 60% do volume de EVs produzidos anualmente. A altura máxima não deverá ultrapassar 2 metros, devendo prever-se um ponto mais baixo para bombagem das lamas.

O número de painéis a instalar depende do tipo de efluente, da concentração final desejada (concentrado mais ou menos fluido), volume de EVs a evaporar e da meteorologia local (Jourjon *et al.*, 2001). As especificidades microclimáticas que possam afectar o potencial de evaporação devem também ser tidas em conta (ex. presença de rios ou lagos, áreas irrigadas, etc.). O dimensionamento do sistema é feito em duas etapas:

1- Cálculo da evaporação média por painel e por mês, tendo em conta a evaporação relativa, a velocidade do vento e a temperatura média.

2- Cálculo da capacidade da bacia, em função do volume de EVs produzidos e evaporado calculado anteriormente.

A exploração deste sistema é simples, consistindo na verificação da limpeza dos crivos (partículas > 7 mm diâmetro devem ser eliminadas a fim de reduzir o risco de entupimento dos bicos), verificação da não obstrução dos bicos e painéis e paragem das bombas antes que os efluentes fiquem demasiado concentrados, para evitar a colmatção dos painéis alveolados (Jourjon *et al.*, 2001).

A etapa crucial do sistema é a remoção das lamas. Com efeito, no final do tratamento resta apenas cerca de 5% do volume inicial de um efluente concentrado (lamas) que deve ser removido. Esta solução permite uma redução quase total de poluição, eliminando completamente os despejos no meio natural, e por comparação com a evaporação natural, reduz os problemas de odores e de espaço, necessitando de cerca de 0,5 m² para tratar 1 m³ de EV (Jourjon *et al.*, 2001).

8.1.3. Evaporação forçada, ventilada mecanicamente

Os dois sistemas de evaporação anteriores apresentam algumas limitações, tais como a necessidade de espaço para implantação das bacias e a necessidade de um déficit hídrico elevado, acompanhados de calor e vento, condições que restringem muito o seu campo de aplicação (Jourjon *et al.*, 2001).

No sistema de evaporação forçada ventilada mecanicamente, que é uma evolução do sistema anterior, os EVs passam por uma crivagem fina e são encaminhados para uma bacia de armazenamento arejada, enterrada ou aérea, sendo posteriormente bombeados e projectados sobre uma malha alveolada. Estes alvéolos são atravessados por uma corrente de ar gerado pelo ventilador (equivalente a um vento constante de 4 m s^{-1}). Ao atravessar os alvéolos que possuem uma elevada superfície específica, o ar vai favorecer a evaporação pela renovação permanente da interface ar/EVs. Uma parte do efluente é evaporada, enquanto o excedente retorna à bacia de armazenamento. Tal como nas técnicas anteriores, a crivagem é fundamental para limitar a sedimentação na bacia e evitar a colmatção dos alvéolos e dos bicos. Os EVs circulam assim em circuito fechado, até que cerca de 95% do volume é evaporado, restando cerca de 5% de um efluente concentrado (lamas) (Stock e Capelle, 1998).

O módulo de evaporação propriamente dito é composto por três partes (Figura 8.3):

- Dois elementos laterais que contêm a malha alveolada;
- Um elemento central que abriga o ventilador e que comunica com os anteriores.

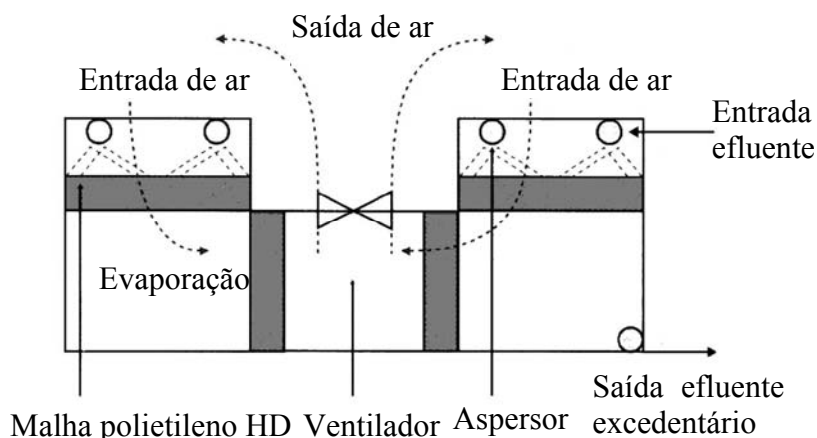


Figura 8.3- Esquema do funcionamento da evaporação forçada

Fonte: Stock e Capelle, (1998) e Jourjon *et al.*, (2001)

A fim de evitar o desenvolvimento de microrganismos nos alvéolos deve ser prevista uma limpeza semanal com um desinfectante, que é injectado no circuito de evaporação e circula no sistema em circuito fechado até à sua evaporação total. Para melhor gerir os custos

energéticos, e tal como na evaporação sobre painéis, uma sonda de temperatura e um higróstato podem ser instalados no sistema.

A bacia de armazenamento deve ter as características definidas para o sistema anterior, exceptuando o facto de poder ser enterrada (ao contrário das anteriores) e colocada sob o módulo de evaporação, podendo consequentemente ser mais profunda. Em geral, a capacidade de armazenamento de EVs utilizada neste sistema é da ordem dos 50 a 60% do total anual.

O dimensionamento da instalação é feito calculando o volume evaporado por módulo e por mês em função da temperatura e humidade da região onde se pretende instalar o sistema (neste caso com uma deslocação de ar constante e igual a 4 m s^{-1}). Em função deste volume e do volume de EVs produzido, calcula-se o número de módulos necessários. Por exemplo na região de *Bordeaux*, a evaporação potencial de um módulo com 14 m^2 é de 220 m^3 , e apresenta um custo total médio de $0,9 \text{ euros hl}^{-1}$ de efluente evaporado (Stock e Capelle, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001).

A manutenção do sistema é muito reduzida, limitando-se à verificação do correcto funcionamento das bombas, painéis e bicos de aspersão e à remoção anual das lamas. Este sistema é muito compacto, sendo adaptado a pequenas adegas com problemas de espaço, a regiões com diferentes condições climáticas, tendo a vantagem de não produzir efluente final (à excepção das lamas). No Anexo 7 apresentam-se as principais vantagens e inconvenientes do tratamento por evaporação.

8.2. Evapo-concentração por condensação fraccionada (ECCF)

Este processo de tratamento de EVs assenta na especificidade do facto de que 75-99% do CQO dos EVs estar relacionado com álcoois e açúcares não degradados presentes nas águas residuais. Este sistema consiste numa prévia fermentação dos EVs, seguida de fraccionamento por destilação (separação do etanol e de produtos secundários) e uma concentração por evaporação (Figura 8.4) (Bories *et al.*, 1998a, 1998b e 1999; Rochard e Viaud, 2000 e Colin *et al.*, 2004).

Após crivagem, os EVs são armazenados em cubas onde se desenrola uma fermentação alcoólica dos açúcares residuais presentes nas águas de lavagem no período de vindima. Os EVs assim alcoolizados são rectificados numa coluna de destilação a fim de separar e concentrar o etanol, que será valorizado. O efluente desalcoolizado é posteriormente concentrado por evaporação.

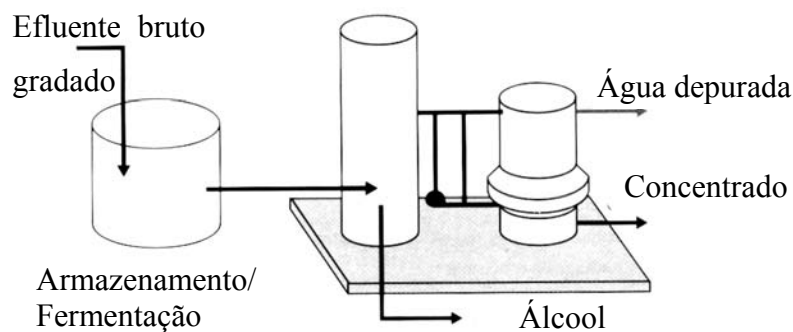


Figura 8.4- Esquema de funcionamento de um dispositivo de evapo-concentração por condensação fraccionada

Fonte: Bories *et al.*, (1998a, 1998b e 1999); Jourjon *et al.* (2001) e Colin *et al.*, (2004)

Esta operação conduz à produção de álcool, água depurada (destilada - que pode ser reutilizada ou rejeitada no meio natural) e um concentrado rico em ácido tartárico, passível de ser recuperado. O interesse desta técnica reside precisamente na valorização dos produtos contidos nos EVs. Este processo revela-se particularmente adaptado à sazonalidade típica dos EVs, dado que não necessita de período de arranque, permite que se entre imediatamente em plena carga, não está sujeito a pontas de carga, permite paragens e arranques sempre que necessário sem prejudicar o sistema sendo um processo fiável, que permite instalações compactas (Bories *et al.*, 1998a e 1998b).

Ensaio piloto levados a cabo por Colin *et al.* (2004) utilizando EVs com 25g CQO médio L^{-1} permitiram obter efluente com CQO médio de 0,15 g L^{-1} (remoção de CQO superior a 99%), uma solução alcoólica concentrada (com pelo menos 40% etanol) passível de valorização energética (o que permite obter 9 a 20 L de etanol puro por m^3 efluente tratado) e uma pequena percentagem de resíduo concentrado com possível valorização agrícola (lamas).

Bories *et al.* (1998a, 1998b e 1999) também à escala piloto ($150 L h^{-1}$) trataram EVs com 10-55 g CQO L^{-1} por um processo de ECCF, tendo obtido 98-99% de redução de CQO, referindo que o processo se revela interessante do ponto de vista económico por comparação com os processos de depuração biológicos. Os produtos obtidos são um concentrado valorizável com 25-50% etanol (cerca de 3-5% do volume de EVs, correspondendo a 9-20 L etanol produzido m^3 efluente), um concentrado (0,4% em volume) também valorizável rico em ácido tartárico e glicerol (respectivamente com 70 e 40 g kg^{-1} de concentrado) e um efluente final (cerca de 98% em volume) 65-290 mg CQO L^{-1} .

Uma abordagem económica deste método em termos de custo de investimento mostrou a sua competitividade em comparação com o tratamento biológico. Por outro lado, este processo produz um volume reduzido de lamas quando comparado com os sistemas de tratamento biológico (Bories *et al.*, 1999 e Colin *et al.*, 2004). A fase inicial de fermentação/destilação de álcool deste processo pode também ser utilizada como pré-tratamento de EVs, com as vantagens referidas. Este sistema, deve ser encarado com cautela, pois o seu interesse para as adegas só poderá ser verificado após validação industrial associada a um estudo económico ligado ao investimento e funcionamento.

8.3. Microfiltração tangencial e Osmose inversa

A microfiltração tangencial e a osmose inversa são utilizadas já há alguns anos no tratamento de águas, e mais recentemente no processo de vinificação para a concentração de mostos. Os princípios seguidos consistem na aplicação destas técnicas aos EVs para os concentrar e eventualmente utilizar a água tratada para operações de limpeza de equipamentos ou do pavimento da própria adega. Com efeito, à saída do processo a água está isenta de matérias em suspensão (Grasmick *et al.*, 1994 e 1995). A concentração dos EVs por filtração retendo a carga poluente num volume de EVs mais reduzido permite, por exemplo, a distribuição no solo de menores volumes, e/ou facilita o seu transporte até unidades de tratamento centralizadas.

Através de uma membrana semi-permeável, assiste-se à migração natural das moléculas de água da solução menos concentrada para a mais concentrada (osmose) sendo dois meios aquosos de concentração diferente. Se esta migração for impedida pela aplicação na solução concentrada de uma pressão superior à pressão osmótica, realiza-se uma progressão da água em sentido inverso ao anterior (osmose inversa). As pressões a aplicar são função da permeabilidade da membrana, mas em geral estão situadas entre 10 e 80 bar (nos casos em que se utiliza filtração tangencial) e permitem obter um fluxo de $10\text{-}70\text{ L h}^{-1}\text{ m}^{-2}$ superfície filtrante (Grasmick *et al.*, 1994 e 1995). A osmose inversa utiliza membranas semipermeáveis, permitindo a filtração de moléculas de tamanho superior a $0,1\text{-}1\text{ nm}$ (cerca de $100\text{-}200\text{ g mol}^{-1}$) (Moletta e Raynal, 1992; Serfontein, 1994 e 1995; Noilet *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001). Uma instalação de filtração concebida para tratar EVs é composta por (Figura 8.5):

- a) Crivagem fina;
- b) Sistema de sedimentação e pré-filtração (decantação por exemplo)
- c) Armazenamento tampão diário dos EVs a tratar;

- d) Cuba de armazenagem do concentrado filtrado e cuba de água tratada;
- e) Bomba de embolo (assegure a circulação e a pressão necessárias);
- f) Um ou vários conjuntos de cartuchos onde são instaladas as membranas;
- g) Sistema automático de controlo dos ciclos de tratamento e limpeza dos filtros;
- h) Tratamento aeróbio de acabamento.

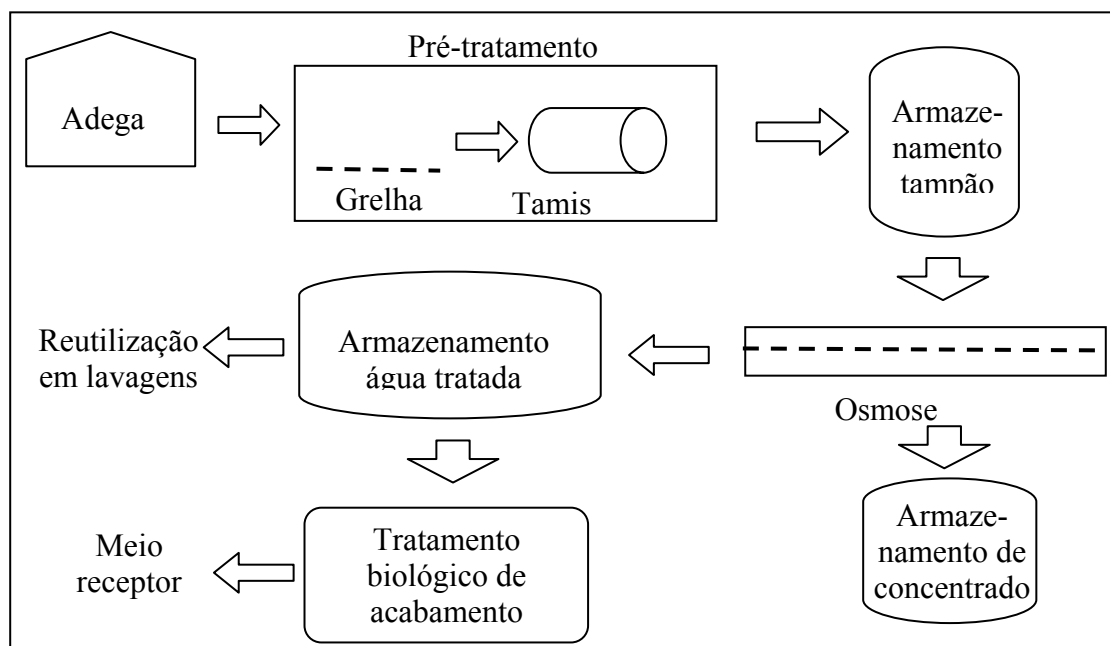


Figura 8.5- Esquema do funcionamento do tratamento por osmose inversa

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

Os resultados experimentais realizados até ao momento, mostram que a remoção de cor e turbidez é total, sendo a remoção de CQO variável segundo a composição dos EVs (50-85%), podendo o efluente tratado ser reutilizado na lavagem do pavimento ou na rega (CQO superior a 1 g L^{-1}) (Moletta e Raynal, 1992; Grasmick *et al.*, 1994 e 1995; Noilet *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001).

No caso de a água tratada não ser reutilizada, é necessário um tratamento biológico complementar ou o envio para uma ETAR municipal. O concentrado obtido (2-4% do volume total) poderá ser distribuído no solo ou tratado numa unidade centralizada para recuperação dos tartaratos e corantes antociânicos. Esta técnica tem no entanto um custo e um consumo energético relativamente elevados, (tendo em atenção a quantidade de CQO degradada) e exige cuidados especiais de limpeza das membranas filtrantes a fim de prolongar a sua duração, pelo que é pouco utilizada.

9. PROCESSOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO AERÓBIOS

As técnicas aplicáveis ao tratamento de EVs são semelhantes às difundidas para os efluentes domésticos, necessitando no entanto de adaptações específicas tendo em atenção as elevadas flutuações de carga hidráulica e volúmica, a elevada concentração e a carência em nutrientes (azoto e fósforo) (Rochard e Viaud, 2000).

O tratamento biológico de EVs pode ser realizado com sucesso e de forma estável por processos aeróbios ou anaeróbios. Estes últimos funcionam normalmente com cargas volúmicas superiores e são menos dispendiosos, mas exigem um acompanhamento mais regular, necessitando normalmente de um tratamento aeróbio de acabamento, antes de o efluente final ser vertido no meio natural (Andreoni *et al.* 1994 e 1995). Os processos de tratamento biológico aeróbios podem ser classificados em intensivos ou extensivos. Os intensivos recorrem ao fornecimento artificial de oxigénio aos microorganismos, através de sistemas mecânicos, e usando tecnologias de filme fixo ou biomassa em suspensão.

9.1. Processos extensivos

9.1.1. Distribuição no solo

A distribuição de EVs no solo é uma solução de tratamento que pela sua simplicidade de implementação e utilização, baixo risco de impactos ambientais negativos, eficácia e custo reduzido responde aos objectivos principais procurados pelos pequenos e médios vitivinicultores, (Doré, 1998; Drevon, 1998; Galy e Menier, 1998; Jourjon *et al.*, 1998, 2001, 2004a e Muller e Heil, 1998).

Hoje em dia esta solução é a preferida pelos pequenos produtores vinícolas, nas zonas onde esta prática é possível, como por exemplo na região de *Champagne* (Mathys, 1994 e Jusiak, 1998).

Goliath (1998) e Hazel (1998) referem que na Austrália 72% das adegas distribuem os EVs sobre vinha, floresta ou prados, após pequeno ou nulo pré-tratamento, 15 % recorre à evaporação, 6% recorre à ETAR municipal e 6% não faz qualquer tratamento. Contudo referem que o princípio do método é frequentemente mal percebido o que leva a que muitas vezes este seja abusivamente utilizado. Em algumas situações é mesmo possível proceder à

rega de determinadas culturas com EVs após um pré-tratamento (particularmente da vinha em locais mais secos e com déficit de água), respeitando obviamente os limites impostos pela legislação (Ryder, 1994 e 1995; Serfontein, 1994 e 1995; Ryder e Crobak, 2004 e Walsdorff e Kraayenburg, 2004).

Na RDD, pelas suas características específicas próprias (elevados declives, entrelinhas estreitas, solo pedregoso, etc.) esta prática não parece ser adequada nem mesmo exequível, particularmente no caso das adegas de maior dimensão

9.1.1.1. Definição e princípios

A distribuição no solo é entendida como a aplicação de resíduos ou efluentes sobre ou por incorporação nos solos agrícolas. Baseia-se nas propriedades depuradoras do sistema solo-microorganismos-plantas, tendo cada um deles um papel específico: o solo, pelas suas propriedades filtrantes retém os sólidos; os microorganismos do solo asseguram a degradação das matérias orgânicas contidas no EV, transformando-as em fertilizantes minerais, fixados pelo solo; finalmente as plantas retiram os elementos fertilizantes excedentários do solo. (Mathys, 1994 Drevon, 1998; Drevon *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001, 2004). O funcionamento deste sistema está representado esquematicamente na Figura 9.1.

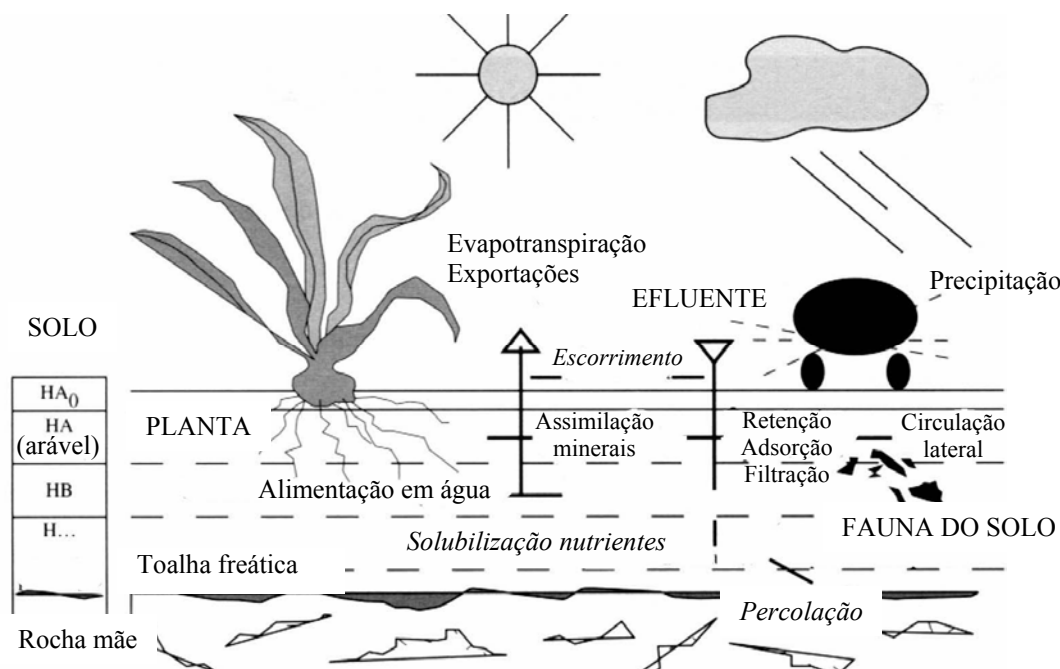


Figura 9.1- Ciclo de depuração de EVs por distribuição no solo

Em itálico: fenômenos indesejáveis; H: Horizontes do solo (HA₀=superficial a H...= em profundidade)

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

A depuração por distribuição no solo compreende quatro fases:

1ª) Filtração dos EVs e sua retenção no solo

A crosta superficial do solo exerce a função de filtro retendo os sólidos em suspensão, incluindo eventuais agentes patogénicos e outros microrganismos. A eficácia desta filtração está intimamente ligada à estrutura do horizonte superficial do solo. A fracção líquida que passa este filtro, vai ficando armazenada nos poros e na microporosidade do solo que por sua vez depende da sua granulometria e textura (um solo argiloso agirá como reservatório de água por contraponto a um solo arenoso) (Jourjon *et al.*, 2001).

Normalmente, um solo é composto por diferentes horizontes, pelo que a diferença de condutividade hidráulica entre eles determina também a capacidade do solo reter mais ou menos líquido. Assim pode concluir-se que a textura, profundidade, humidade inicial, estabilidade estrutural e condutividade hidráulica existentes nos diferentes horizontes, são os factores que influenciam a capacidade do solo armazenar mais ou menos líquido (Jourjon *et al.*, 2001). Quando o fornecimento de EVs é superior à capacidade de infiltração, forma-se uma lâmina de água na superfície do solo, originando fenómenos indesejáveis: encharcamento no caso de solos planos ou escorrência superficial, no caso de solos declivosos (Mathys, 1994 e Hazel, 1998).

A capacidade de armazenamento do solo depende do equilíbrio entre a sua reserva útil (volume de água disponível para os vegetais) e a sua capacidade de infiltração (fluxo máximo que o solo pode absorver pela sua superfície em contacto com a água livre).

2ª) Degradação da matéria orgânica contida no efluente

Esta efectua-se principalmente por acção da microflora e microfauna do solo que, através do seu crescimento e multiplicação, asseguram a mineralização da matéria orgânica, transformando-a em húmus e compostos minerais.

Um solo saudável e bem estruturado pode depurar até 20 a 30 toneladas de CQO ha⁻¹ ano⁻¹ (Jourjon *et al.*, 2001). Este rendimento de depuração depende fortemente da actividade microbiana, que por sua vez é influenciada pela variação do teor em água; pH; composição da atmosfera do solo; variações de temperatura e introdução de compostos antibióticos ou tóxicos. Chapman *et al.* (1994 e 1995), Chapman (1998) e Jusiak (1998) referem que os microrganismos de um solo bem estruturado que receba habitualmente efluentes, são capazes de degradar cerca de 80-95% do carbono orgânico presente no EV nas primeiras 3 a 6 horas após a sua distribuição (2 a 3 vezes mais rápido que um solo virgem).

3ª) Fixação dos elementos minerais

Os iões que se vão formando por degradação da matéria orgânica podem ser armazenados de diversas maneiras, nomeadamente:

- a) Os principais catiões são adsorvidos no complexo argilo-húmico (como é o caso do NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , etc.), integrando a Capacidade de Troca Catiónica do solo (CTC);
- b) Os aniões (ex. NO_3^- , Cl^- , SO_4^- , etc.) não são retidos, permanecendo na solução do solo, podendo por isso ser lixiviados.

O solo actua portanto como um filtro selectivo, sendo a capacidade de retenção de elementos minerais limitada, função da sua CTC. Assim que os minerais libertados saturam a CTC do solo, estes passam para a solução do solo, podendo também ser facilmente lixiviados. Alguns destes elementos (como por ex. o azoto e o potássio) são mais facilmente lixiviados que outros, pois são mais solúveis na solução do solo. Alguns fenómenos de precipitação e fixação sobre certos compostos minerais do solo, são também responsáveis pela fixação de alguns minerais (como por ex. o fósforo).

4ª) Exportação de elementos fertilizantes pelo coberto vegetal

Esta fase permite evitar a acumulação dos nutrientes no solo e/ou a sua lixiviação. O volume das exportações é função da espécie cultivada, do clima (evapotranspiração) e da humidade do solo (a água é o agente de transferência dos nutrientes até à planta). O sistema depurador será tanto mais eficaz quanto maiores as exportações das culturas. No Anexo 8 é apresentada uma tabela com o valor das exportações médias dos principais elementos fertilizantes de diversas culturas.

Comparando o valor fertilizante dos EVs com o de outros efluentes (Tabela 9.1), verifica-se que o fornecimento de azoto e fósforo dos EVs é muito modesto, por isso normalmente é o potássio o elemento considerado no cálculo do balanço fertilizante. Da tabela ressalta o baixo valor fertilizante dos EVs (com excepção do potássio), e o elevado valor em matéria orgânica.

Tabela 9.1- Composição em elementos fertilizantes dos EVs em comparação com outros efluentes

Parâmetro (g L ⁻¹)	EVs		Efluente de Lactícínios	Chorume de pocilga
	Sem borras	Com borras		
pH	3-5	3-5	7-11	6,5-7,5
SST	2-10	5-30	0,4-1,0	4-8
CQO	1-15	10-50	2-4	60-120
CBO ₅	0,8-10	5-20	1,5- 2,5	40-80
Nt	0,06 (0,03-0,21)	1 (0,5-1,0)	0,06-0,12	3-6
P ₂ O ₅	0,05 (0,01-0,32)	0,65 (0,1-0,8)	0,07-1,15	3-5
K ₂ O	0,5 (0,1-1,3)	4 (1,5- 4)	0,05-0,08	2,5-4,0

Fonte: Adaptado de Orcate, (1986) e Jourjon *et al.*, (2001 e 2004)

O cálculo da dose de aplicação anual de EVs é feito em função do elemento limitante mais frequente (no caso o potássio), pelo que a dose de aplicação anual D (m³ ha⁻¹) é igual a:

$$D = \frac{\text{Necessidade da cultura em K (kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{Concentração dos EVs em K (kg m}^{-3}\text{)}}$$

Neste caso, apenas as doses de K são satisfeitas por esta aplicação, devendo esta ser complementada pela adição dos nutrientes em falta (N, P, Ca e Mg) através de outros fertilizante. As necessidades de potássio de uma cultura variam em geral ente 150 e 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Doré, 1998). No Anexo 6 apresenta-se uma tabela com o valor fertilizante dos EVs e borras de vinho para uma dose de 100 m³.

9.1.1.2. Descrição técnica da sequência de tratamento

Esta fileira de depuração, esta assenta em três fases principais (Desautels *et al.*, 1994 e Rochard e Viaud, 2000):

- i) Crivagem fina (1 mm)
- ii) Armazenamento tampão, que reduz o risco de entupimento, homogeneizando simultaneamente o EV e evitando picos de carga hidráulica.
- iii) Encaminhamento até às áreas de distribuição através de canalização ou por cisterna, sendo a distribuição efectuada com recurso a canhões aspersores, tubagem distribuidora ou por circulação da própria cisterna (Figura 9.2).

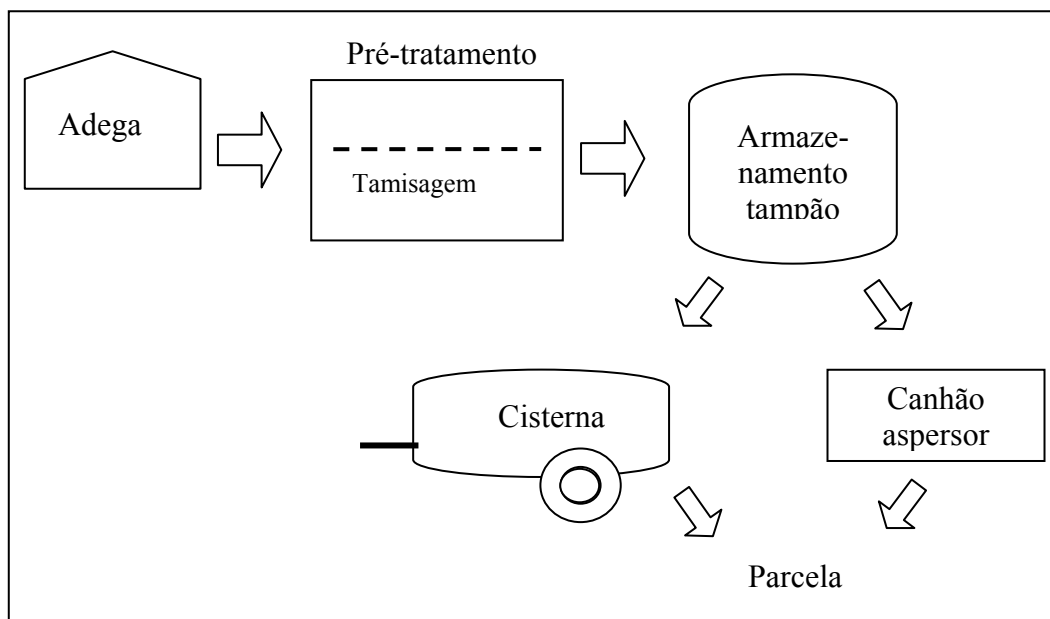


Figura 9.2- Esquema da fileira de distribuição de EVs

Fonte: Adaptado de Jourjon *et al.*, (2001)

Para fazer face a condições climáticas desfavoráveis, dificuldades de acesso às parcelas ou a eventuais avarias, a adega deve dispor de uma capacidade de armazenamento de segurança de EVs. Esta capacidade dependerá das características da adega e dos terrenos utilizados: (volume de efluentes e tipo, culturas praticadas e espaço disponível na adega). Em geral, considera-se que o volume de armazenamento mínimo deverá corresponder à produção de 5-15 dias de actividade em período de ponta (Drevon, 1998; Drevon *et al.*, 1998; Jusiak, 1998; Jourjon *et al.*, 2001 e Bidault, 2004).

A legislação francesa impõe em certas regiões de produção (como por exemplo *Maine-et-Loire*) uma capacidade mínima de armazenamento de 0,5 L água L⁻¹ vinho produzido anualmente, devendo o volume de armazenamento junto à adega ser pelo menos 0,1 L água L⁻¹ de vinho. Jourjon *et al.* (1998 e 2001). Estes autores referem que o volume de armazenamento mínimo para que possa funcionar como armazenamento tampão capaz de homogeneizar os EVs é de 50% da produção anual, de forma a permitir um armazenamento prolongado até cerca de 6 meses.

Drevon *et al.* (1998); Galy e Menier (1998) e Jusiak (1998) indicam para a distribuição no solo um custo médio de tratamento de 0,7-1 euro hl⁻¹ EV distribuído. Na Tabela 9.2 são apresentadas as principais vantagens e inconvenientes da distribuição por cisterna vs canhão aspersor.

Tabela 9.2- Vantagens e inconvenientes da distribuição por cisterna vs canhão aspersor

	Tipo de distribuição	
	Veículo cisterna ou cisterna móvel	Canhão aspersor-enrolador
Vantagens	<ul style="list-style-type: none"> . Simplicidade de operação . Investimento reduzido . Possibilidade contratação prestador serviços geograficamente 	<ul style="list-style-type: none"> . Necessidade de mão-de-obra limitada . custo funcionamento reduzido . repartição homogénea
Inconvenientes	<ul style="list-style-type: none"> . Custo de funcionamento elevado . Maior necessidade de mão-de-obra . dependência das condições climáticas . Acesso às parcelas/compressão dos solos . Repartição por vezes heterogénea 	<ul style="list-style-type: none"> . necessita proximidade das parcelas . necessidade de boa crivagem . investimento elevado

Fonte: Desautels *et al.*, (1994); Rochard e Viaud, (2000); Jourjon *et al.*, (2001) e Desenne *et al.*, (2003)

9.1.1.3. Limitações da depuração por distribuição no solo

Para que o ciclo de depuração se complete, é indispensável que todos os "actores" solo, plantas e microrganismos estejam presentes e possam desempenhar o seu papel em condições favoráveis, pois só desta forma o sistema desempenhará eficientemente o seu papel depurador. A Figura 9.3 apresenta em esquema os principais factores que intervêm no rendimento depuratório pelo solo, sendo possível intervir sobre alguns destes factores.

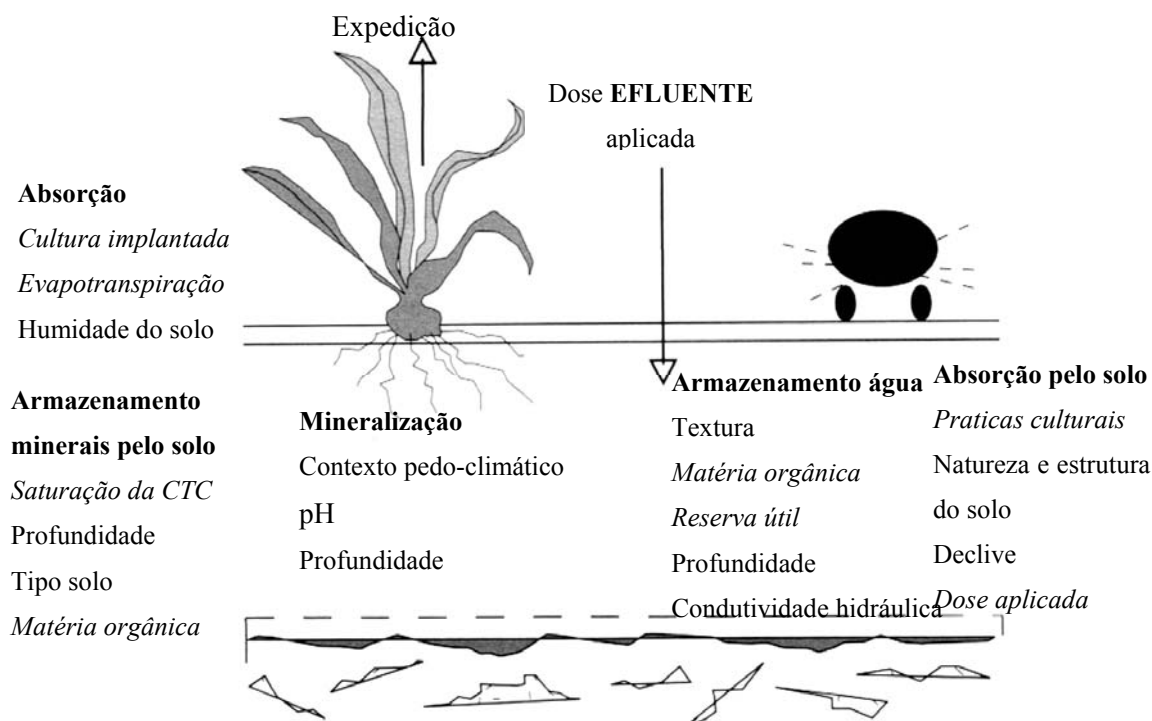


Figura 9.3- Principais factores que intervêm no rendimento depuratório de EVs pelo solo

Em itálico: Factores modificáveis; Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

A eficácia deste processo está intimamente ligada às condições de implementação, dado que práticas desadequadas conduzem à diminuição do rendimento de depuração. Por exemplo, as sobredosagens (por aplicação individual ou pelo total anual) aumentam o risco de escoamento superficial de EVs brutos, facilitando a lixiviação (ou percolação) dos elementos solúveis, e consequente contaminação das toalhas freáticas (Doré, 1998). Chapman e Sefton (1994) referem que o oxigénio contido por metro cúbico de terreno é em média suficiente para a degradação microbiológica de 5-20 L de EV.

A aplicação no solo de EVs, exceptuando um ligeiro aumento dos teores em Na e K (proveniente dos produtos de limpeza), Cu (originário dos fitofarmacos) e da salinidade, tem um efeito global favorável sobre as principais propriedades agronómicas do solo, nomeadamente pH, condutividade, teores em N, P e K. Contudo é aconselhado o acompanhamento das concentrações de Cu e salinidade do solo, conjuntamente com uma estratégia de optimização/reciclagem da utilização de soda cáustica na adega e dos fitofarmacos com cobre na vinha (Serfontein, 1994 e 1995; Chapman, 1998 e Doré, 1998).

De forma geral, o sistema solo-plantas-microorganismos é incapaz de depurar efluentes com elevados teores em metais pesados, pelo que estes elementos são retidos no solo através de fenómenos de precipitação e por fixação em colóides argilosos, (a fixação é favorecida em solos com pH básico). Contudo a exportação destes elementos pelas culturas é em geral muito baixa (Jourjon *et al.*, 2001).

Para que a distribuição de EVs no solo seja considerada um processo de tratamento, é necessário (Dornier, 1992; Rochard e Viaud, 2000; Bidault, 2004):

- a) ausência de efeitos de toxicidade sobre as plantas;
- b) existência de um volume mínimo de armazenagem de segurança correspondente pelo menos a 5-30 dias de laboração em período de ponta;
- c) ausência de escoamento superficial e/ou estagnação (encharcamento);
- d) manutenção dos solos e do coberto vegetal em bom estado;
- e) distribuição exclusivamente sobre terrenos cultivados.

A Tabela 9.3 apresenta uma grelha de classificação da eficiência da distribuição em função das condições observadas.

Peres *et al.* (2004), após 4 anos de distribuição de EVs no solo em doses de 20-60 m³ ha⁻¹ observaram um aumento da biomassa microbiana, do número e biomassa total de minhocas e do número de espécies presentes, do que resultaram melhores características de fertilidade do solo. No entanto, doses superiores às indicadas mostraram um aparente efeito nocivo para as minhocas do solo.

Tabela 9.3- Classificação da eficiência da distribuição de EVs no solo

Eficiência da distribuição (% degradação MO)	Condições observadas
Medíocre (<60%)	- avaliação do volume a distribuir - análise periódica dos EVs - existência de "caderno de registros de distribuição"
Média (60-80%)	as anteriores acrescidas de: - existência de um plano de distribuição - volume armazen. suficiente e adaptado
Boa (80-90%)	as anteriores acrescidas de: - estudo do perímetro - materiais de distribuição adequados - respeito do equilíbrio hídrico do solo
Muito boa (>90%)	as anteriores acrescida de: - estrutura e qualidade solo não alteradas

Fonte: Rochard e Viaud (2000)

Debroux *et al.* (2004) em ensaios de campo realizados na Califórnia concluíram que o solo se mostra eficaz no tratamento de EVs (nomeadamente na regularização do pH, degradação do CBO₅ e teor em N) desde que não se ultrapassem 8,6 t CBO₅ ha⁻¹ (a partir deste valor poderão surgir problemas com odores provocados por anaerobiose e fitotoxicidade).

Trabalhos realizados em condições laboratoriais por Jourjon *et al.* (1998) mostraram efeitos ao nível da inibição de germinação, redução do crescimento radicular em plântulas e redução de crescimento de plantas em vasos (milho e trigo) proporcionais à dose de EVs aplicada. Os mesmos autores verificaram que em França a aplicação de um EV com 50 g CQO L⁻¹ e 2,6 g SST L⁻¹ num prado natural em doses de 400 m³ ha⁻¹ provocou 30-50% de diminuição da produção de matéria seca relativamente à testemunha.

Estes autores observaram sinais de fitotoxicidade e queimaduras nas folhas, associados à presença de polifenóis provenientes das uvas tintas após a aplicação de doses elevadas de EVs.

Condições climáticas extremas (períodos de gelo ou neve prolongados, chuvas fortes e persistentes) limitam fortemente o rendimento de depuração, desaconselhando o seu uso. Neste sentido, e no caso de se optar por uma só passagem Jourjon *et al.* (1998) preconizam a aplicação de uma dose de 100 m³ ha⁻¹, desaconselhando que os EVs ultrapassem as concentrações de 10 g L⁻¹ CQO e 2 g SST L⁻¹, e indicando que a aplicação deve ser feita no mínimo 1 mês após a sementeira (no caso de culturas anuais). Estes resultados evidenciam a necessidade de uma gestão rigorosa da dose e da oportunidade de

distribuição dos EVs, assim como da necessidade de uma crivagem prévia a fim de baixar a sua carga orgânica.

Muller e Heil (1998) em trabalhos realizados na Alemanha referem que a actividade microbiana e os níveis de azoto mineral do solo aumentam após a aplicação de 60 mm de EVs ao solo, não tendo verificado qualquer efeito eco toxicológico, aumento dos teores em metais pesados ou presença de elementos proveniente dos EVs no percolado. Estes autores indicam que os EVs apenas se mostraram tóxicos nos testes *Daphnia* para concentrações superiores a 16%.

9.1.1.4. Distribuição sobre solo agrícola ou florestal

Como se referiu, a distribuição de EVs deve ser realizada exclusivamente em terrenos regularmente trabalhados ou em prados normalmente explorados. Na maior parte dos casos esta distribuição realiza-se sobre prados naturais ou culturas cerealíferas (trigo, milho, cevada, luzerna, etc.). Os terrenos florestais ou com plantações frutícolas também são adaptados a este fim, mas de forma geral tornam-se pouco práticos por dificuldade de acesso e distância às parcelas (Coignac *et al.*, 1986). De forma genérica, após um pré tratamento, os EVs podem constituir uma fonte de água apreciável para a rega de determinadas culturas estivais (milho, por exemplo) (Doré, 1998; Beltrão, 2002; Clerc, 2004 e Walsdorff e Kraayenburg, 2004).

Em alguns países, este processo está associado não só ao tratamento de efluentes mas também a uma imagem favorável em termos ambientais e paisagísticos, retirando simultaneamente proveitos económicos, já que se utilizam os EVs para irrigar a floresta por exemplo (Serfontein, 1994 e 1995). Na Austrália onde esta prática é vulgar, devido a problemas de espaço e odores, uma das principais adegas cooperativas abandonou o tratamento por evaporação, procedendo à distribuição dos seus EVs por alagamento numa área de 30 ha de eucaliptos, com uma dose de 1 m ano⁻¹ e após um ligeiro tratamento físico por crivagem e decantação (carga diária aplicada inferior a 100 kg CBO₅ ha⁻¹), sem que se verifiquem alterações significativas ao nível do equilíbrio físico e microbiológico do solo (Chapman e Sefton, 1994 e Kennedy, 1994).

Schoor (2001c) e Schoor e Egypt (2001) referem que a distribuição de EVs na África do Sul é autorizada até ao limite de 500 m³ ha⁻¹ dia⁻¹, desde que obedeça a determinadas características: condutividade <200 mS m⁻¹; pH 6-9; SAR <5 e CQO <0,4 g CQO L⁻¹. Para CQO até 5g L⁻¹, o limite diminui para 50 m³ ha⁻¹ dia⁻¹.

9.1.1.5. Distribuição sobre vinha

Em certas regiões vitícolas (como a RDD por exemplo) a monocultura e a omnipresença de vinha torna impraticável a distribuição sobre outros terrenos senão os ocupados com vinha, o que pode ser vantajoso, já que responsabiliza os viticultores pela gestão dos seus efluentes e diminui os custos de transporte. No entanto, esta prática é ainda hoje em dia pouco comum, por um lado por falta de conhecimento científico e por outro pela presença de declives elevados em algumas regiões vitícolas que limitam esta prática.

Baradeau *et al.* (1999), Jourjon *et al.* (1999 e 2004a) e Rochard e Viaud (2000), em trabalhos desenvolvidos em França com doses de 20-60 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de EVs com 9-26 g CQO L⁻¹ aplicadas durante 6 anos na mesma parcela de vinha, estudaram os parâmetros do solo (escorrência, composição físico-química, actividade microbiana e dos invertebrados) e da vinha (estado sanitário, vigor, precocidade, alimentação mineral e qualidade das uvas) não tendo observado quaisquer efeitos negativos no solo, plantas ou na qualidade das uvas. Pelo contrário, observaram efeitos favoráveis sobre a actividade biológica e microbiológica do solo, recomendando esta prática numa perspectiva sustentável e duradoura, apontando como únicas reservas o aumento do teor em potássio do solo e na planta e um ligeiro aumento do teor em cobre no solo, pelo que recomendam uma gestão da distribuição em função das características do solo e dos EVs.

Por exemplo, na região de *Maine-et-Loire*, a legislação impõe que a distribuição de EVs no solo seja efectuada fora da época vegetativa da vinha e com valores inferiores a 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, distribuídas por pelo menos quatro passagens de 30 m³ ha⁻¹ cada.

Ryder (1994 e 1995) e Crobak e Ryder (2004) referem que na Califórnia a distribuição no solo de EVs com 10-20 g CQO L⁻¹, 5 g SST L⁻¹ e pH entre 3,5-5,5, com taxas de aplicação de cerca de 100 mm e 67 g CBO₅ m² dia⁻¹ é efectuada desde os anos 40, sem que haja degradação do solo ou das águas subterrâneas, melhorando qualitativamente e quantitativamente a produção de uvas.

9.1.2. Armazenamento arejado

O Armazenamento Arejado (AA) é uma adaptação extensiva e em sistema *batch* do processo biológico de depuração conhecido como lamas activadas, sendo caracterizado por Tempo de Retenção Hidráulico (TRH) elevado, ausência de recirculação de lamas e reduzida necessidade de mão-de-obra especializada. É largamente aplicado na região de *Champagne*, desde há largos anos (Pluchart *et al.*, 1994 e 1995; Pluchart, 1998; Rochard *et al.*, 1998; Viaud *et al.*, 1998b; Rochard e Viaud, 2000 e Bidault, 2004).

Devido ao seu reduzido custo e simplicidade esta técnica é particularmente adaptada às pequenas adegas, caracterizadas por apresentarem uma produção de EVs concentrada em períodos curtos (3 a 4 semanas) (Viaud *et al.*, 2004 e Bidault, 2004) e que produzem um volume de EVs reduzido que pode ser armazenado na totalidade (factor crucial ao sucesso do tratamento). A duração do tratamento não é neste caso um factor limitante calculando-se o volume de armazenamento para admitir os EVs de 3 meses a partir do início de vindima) (Pluchart, 1998).

Esta técnica simples, que pode ser utilizada individual ou colectivamente, é cada vez mais associada a tratamentos complementares que permitam a sua aplicação a adegas de maior dimensão, e com produção de EVs mais regular ao longo do ano (Viaud *et al.*, 2004).

O sistema conhecido por lagunagem arejada é semelhante ao AA, diferindo deste último por funcionar de forma contínua e utilizar normalmente duas lagoas em série, sendo que a 1ª lagoa dispõe de arejamento mecânico e é responsável pela maior parte do tratamento. A 2ª lagoa funciona como lagoa de decantação e o fornecimento de oxigénio é efectuado por troca com a atmosfera e pelas algas fotossintéticas. Ambas as lagoas podem funcionar de forma aeróbia ou anaeróbia/facultativa (Gonard, 1992 e Desenne *et al.*, 2003). No Anexo 7 são apresentadas resumidamente as vantagens e inconvenientes do AA e da lagunagem arejada.

9.1.2.1. Descrição da sequência de tratamento

A depuração biológica que se desenrola num processo de armazenamento arejado passa por uma sucessão de etapas correspondentes ao desenvolvimento dos diversos microorganismos (leveduras, fungos, bactérias e protozoários) e ao declínio e morte desta biomassa, assim que a matéria orgânica dos EVs está quase totalmente degradada. O sistema funciona segundo um modo descontínuo normalmente designado por *batch*, sendo as fases de arejamento, sedimentação e decantação realizadas no mesmo local. O ciclo de tratamento é normalmente composto por 3 fases (Figura 9.4):

Na 1ª fase procede-se ao enchimento progressivo do reservatório e simultaneamente ao arejamento e agitação, podendo esta ultima operação ser realizada pelo sistema de arejamento. Esta fase pode durar alguns dias e geralmente o reaktor funciona com Carga volumica (Cv) muito baixa ($0,05 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e reduzido teor em lamas ($1-1,5 \text{ g SSV L}^{-1}$) (Cochet, 1988).

A duração do tratamento é de 3 a 8 semanas, podendo ser reduzida até 10-15 dias se houver adição de nutrientes, neutralização prévia dos EVs, a temperatura for favorável (20-

35°C) e se houver inoculação inicial. (Pluchart *et al.*, 1994 e 1995; Viaud *et al.*, 1994; Jusiak, 1998; Rochard *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001).

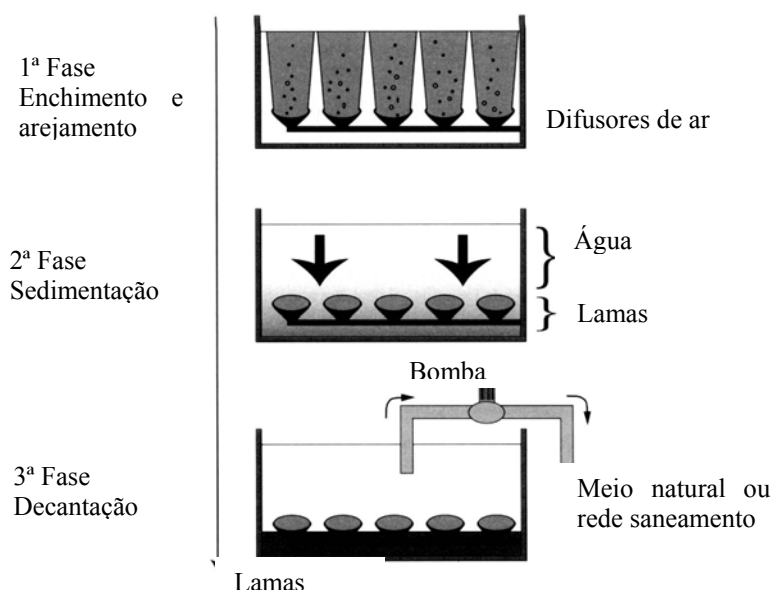


Figura 9.4- Esquema de funcionamento do armazenamento arejado (AA)

Fonte: Rochard *et al.*, (1998) e Jourjon *et al.*, (2001)

Após alguns dias de arejamento uma fracção importante do CQO é degradada, ficando a parte restante sujeita a uma cinética de degradação bastante mais lenta. Em qualquer caso, esta cinética depende fortemente das condições físico-químicas e da temperatura. No decurso do tratamento, o CQO vai sendo degradado a velocidades diferentes segundo a natureza dos compostos presentes nos EVs, permitindo obter efluente final compatível com o tratamento conjunto com efluente doméstico (CQO inferior a 1-1,5 g L⁻¹) (Pluchart *et al.*, 1994 e 1995; Cochet, 1988 e Mortgat, 1999).

O fornecimento do oxigénio e a agitação necessários aos microorganismos é da responsabilidade dos dispositivos de arejamento, que normalmente são hidrojectores, que apesar terem um rendimento de arejamento reduzido, têm a vantagem de serem silenciosos, robustos e limitarem a produção de espumas (Rochard e Viaud, 2000; Meyer *et al.*, 2004 e Viaud *et al.*, 2004).

O teor em SST no tanque de arejamento aumenta regularmente como resultado da multiplicação dos microorganismos, até atingir um máximo correspondente à degradação da maior parte da matéria orgânica (MO), altura em que começa a decrescer devido à mineralização das lamas em resultado da morte e auto-oxidação da biomassa. No final do

processo a produção de lamas é da ordem dos 3-5 % do volume inicial (Pluchart *et al.*, 1994 e 1995; Rochard *et al.*, 1998 e Mortgat, 1999).

A 2ª fase é uma fase estática, sem arejamento e agitação durante algumas horas ou dias, ocorrendo sedimentação das lamas no próprio reactor de arejamento.

Na 3ª fase a água tratada é decantada na parte superior do tanque, sendo separada dos sólidos (biomassa final e partículas não degradáveis). Alternativamente pode também ser utilizada a filtração tangencial ou a centrifugação para separação dos sólidos da água tratada.

9.1.2.2. Características do Armazenamento Arejado

O sistema de tratamento por AA deverá comportar uma crivagem fina (1 mm), um ou mais tanques/cubas de armazenamento/arejamento abertos (bacia de arejamento prolongado) ou fechados (de preferência com fundo inclinado a fim de facilitar a recolha das lamas), um sistema de arejamento (quanto mais profundo maior a taxa de transferência de oxigénio para o meio), um sistema de evacuação de água tratada e finalmente um sistema de extracção de lamas.

O dimensionamento da bacia de armazenamento/arejamento correspondente frequentemente ao volume de EVs produzido no período de vindima/ primeiras trasfegas (0,5-1 L L⁻¹ vinho produzido), com recurso frequente a bacias enterradas, com evidentes vantagens técnicas e paisagísticas (Rochard *et al.*, 1998 e Rochard e Viaud, 2000). No caso de adegas com um funcionamento contínuo, é preferível dispor de cubas de tratamento fraccionadas, sendo tratadas individualmente.

Após decantação e separação da água tratada, os rendimentos de degradação ultrapassam normalmente os 97-98% para o CQO e CBO₅ e 80% para os SST (Pluchart *et al.*, 1994 e 1995; Viaud *et al.*, 1994; Pluchart, 1998; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

O arranque destes reactores na ausência de biomassa origina frequentemente o aparecimento de espumas, dependendo da intensidade do arejamento e da composição e tipo dos EVs, podendo ser amplificado se na adega forem utilizados produtos de limpeza geradores de espuma. Este facto, apesar de ter reduzida importância ao nível do tratamento, origina transbordos e os consequentes problemas estéticos e de odores, podendo ser controlado pela adição de anti espumantes.

Os tempos de arejamento são normalmente controlados por um programador horário, baseado numa estimativa da carga poluente a tratar e da evolução esperada do CQO no decorrer do ciclo de tratamento. Neste processo, o consumo energético não é normalmente

otimizado, sendo o arejamento normalmente excedentário no final do tratamento (potência instalada da ordem de 7-15 W m⁻² bacia) (Cochet, 1988 e Jusiak, 1998). A duração do tratamento é definida *à priori*, mas pode ser eventualmente corrigida por análises à água retirada do sistema após decantação (Jourjon *et al.*, 2001). Nos sistemas mais aperfeiçoados, uma sonda de O₂ dissolvido comanda o funcionamento dos arejadores, otimizando o consumo energético. O custo global de tratamento ronda os 3 euros m⁻³ EV tratado (Pluchart, 1998).

9.1.3. Leito de macrófitas emergentes (LME)

Os LMEs são classificados como biofiltros com culturas fixas em suportes finos (areias ou saibros), que eliminam os sólidos em suspensão, a matéria orgânica e simultaneamente absorvem água e nutrientes, podendo ser verticais ou horizontais (e neste caso de fluxo superficial ou sub-superficial) (Shepherd, 1998). As plantas funcionam como filtros promovendo a sedimentação das partículas em suspensão, evitando a colmatção desses meios filtrantes, graças aos caules que emitem a partir dos nódulos dos seus rizomas. Complementarmente as plantas através da função fotossintética fornecem o oxigénio que disponibilizam para os microorganismos através das raízes. Por outro lado a depuração biológica é assegurada pelos microorganismos que se fixam na superfície das raízes e caules presentes nos maciços filtrantes.

Segundo Shepherd (1998) tradicionalmente a estes sistemas aplicavam-se cargas inferiores a 20 g CQO m⁻² dia⁻¹, pelo que nestas condições uma adega que receba 2600 t de uvas necessitaria de 1 ha de área de tratamento, o que inviabilizava a aplicação desta tecnologia do ponto de vista económico como tratamento primário de EVs. No entanto Shepherd (1995 e 1998) e Grismer *et al.* (1999) referem que o sistema se mostrou eficiente na remoção de CQO, SST, nutrientes e na neutralização dos EVs, tendo suportado sem problemas efluentes até 5 g CQO L⁻¹ e cargas até 160 g CQO m⁻² dia⁻¹, permitindo obter efluente final com CQO inferior a 0,1 g L⁻¹ (correspondendo a 85 a 97% de remoção de CQO) e 50% remoção de SST com 9,4 dias de TRH.

Kerner e Rochard (2004) utilizando um LME composto por *Phragmites australis*, conseguiram tratar um EV com 12 g CQO L⁻¹ utilizando dois LME em série, com cerca de 15 a 20 recirculações do efluente tratado para o tanque de homogeneização ao longo de 45 dias, obtendo um efluente tratado com cerca de 0,1 g CQO L⁻¹.

Coma *et al.* (2004) utilizando um LME no tratamento de EVs provenientes de uma destilaria obtiveram uma degradação de CQO acima de 90% e acima de 85 % para os SST,

sem terem observado quaisquer problemas com odores. Jourjon *et al.* (2004b) utilizaram um LME composto por *Phragmites australis* no tratamento de lamas biológicas tendo obtido um percolado com 72 mg CQO L⁻¹ e 51 mg SST L⁻¹, 90% diminuição do volume de lamas e redução de odores e microrganismos patogénicos (*E. Coli* presente na lama mas ausente do percolado), leveduras e fungos, propondo um valor de área necessária ao tratamento de cerca de 1,43 x10⁻⁵ m² L⁻¹ vinho produzido.

9.2. Processos de tratamento aeróbios intensivos

Muitos dos processos biológicos aeróbios aplicáveis aos EVs baseiam-se no desenvolvimento e manutenção de biomassa em concentrações relativamente elevadas, constituída principalmente por bactérias e leveduras. O objectivo dos tratamentos intensivos é o conhecimento e a estabilização da razão F/M a aplicar ao processo biológico e que conduza ao equilíbrio do funcionamento do reactor. A maior parte dos processos são baseados no sistema de lamas activadas, que é a técnica mais comum no tratamento de efluentes urbanos e industriais. Os primeiros tratamentos intensivos de EVs seguiam esta técnica, usando nas bacias TRH maiores, em consequência da maior concentração dos EVs (entre 10 e 20 vezes superior aos urbanos).

Tendo em vista o conhecimento dos seus princípios básicos e dos critérios de escolha da melhor opção técnica, económica e ambiental, os processos de tratamento são classificados em subgrupos. É possível distinguir duas classes de processos consoante exista ou não sedimentador que separe as lamas, e um circuito que assegure a sua recirculação. No primeiro caso, os diversos passos do circuito comportam uma ou várias bacias em série com um sedimentador final e por vezes sedimentadores intermédios. No último caso, as lamas decantam na própria na bacia de arejamento, e as águas depuradas são extraídas por bombagem do sobrenadante após decantação ou por filtração tangencial.

9.2.1. Sistemas de lamas activadas com sedimentador e recirculação

Dado que numerosas soluções deste tipo são possíveis, a sua descrição exaustiva excede os objectivos do presente trabalho, pelo apenas são descritas as principais e os objectivos procurados com cada uma delas. Este processo contínuo compreende duas fases: uma primeira em que a matéria orgânica é degradada por acção da biomassa num ou em vários reactores arejados e uma segunda em que a biomassa é separada do efluente tratado, o que ocorre geralmente num sedimentador.

9.2.1.1. Lama activada convencional (LA)

Esta fileira de tratamento consiste na promoção do desenvolvimento de um consórcio microbiano sob a forma de flocos numa bacia arejada alimentada continuamente com EV (efluente e biomassa). Após um determinado tempo de residência o licor passa para um sedimentador onde se efectua a separação lamas/efluente depurado. De forma geral integra os seguintes processos e componentes (Gonard, 1992; Picot e Guglielmini, 1998; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001):

- a) Crivagem (0,8-1 mm);
- b) Bacia-tampão, com volume mínimo correspondente a um dia de trabalho em época de ponta e eventualmente com correcção de pH;
- c) Bacia de arejamento dimensionada para se obter uma razão F/M correspondente aos valores de arejamento prolongado ($0,1 \text{ g CBO}_5 \text{ g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) (Jourjon *et al.*, 2001);
- d) Sedimentador com bomba de recirculação de lamas;
- e) Armazenamento de lamas.

Devido ao facto da produção de EVs ser extremamente sazonal, o teor em lamas é baixo no início da campanha, crescendo fortemente no período de vindima e trasfegas, pelo que contrariamente ao que se passa numa ETAR urbana, é difícil fixar e manter constante a razão F/M de alimentação. Consequentemente, o cálculo do volume da bacia de arejamento é efectuado normalmente para uma C_v da ordem de $0,6 \text{ g CBO}_5 \text{ L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, tomando como referência a ponta de carga diária esperada. A manutenção em permanência de um EV bruto com $6 \text{ g CBO}_5 \text{ L}^{-1}$ (por exemplo) conduzirá a cerca de 10 dias de TRH (ou mais, com EVs mais concentrados) (Jourjon *et al.*, 2001). O sedimentador é normalmente dimensionado para uma velocidade ascensional de $0,6 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ hora}^{-1}$ (Rochard e Viaud, 2000).

A remoção de CQO é elevada (94-98,5%) e a produção de lamas de cerca de $0,6 \text{ g SST g}^{-1} \text{ CQO degradado}$ (Gonard, 1992; Muller, 1997 e Forgeat e Ehlinger, 1998).

Petruccioli *et al.* (2000) em ensaios laboratoriais em que utilizaram reactores do tipo LA, FBBR e MBBR, efluentes com $0,8\text{-}11 \text{ g CQO L}^{-1}$ e C_v aplicadas até $8,8 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, obtiveram os melhores resultados (taxa de remoção máxima de $6,6 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, 92% remoção CQO e um efluente final com $0,19\text{-}1 \text{ g CQO L}^{-1}$) para o reactor do tipo LA, com um teor em biomassa de $5,8 \text{ g SST L}^{-1}$ e para 0,8 dias TRH, tendo concluído que a prévia neutralização dos EVs não se mostrou necessária e que nestas condições o processo de LA se mostrou superior aos processos de filme fixo.

O sobredimensionamento destas instalações é desaconselhado tecnicamente, pois ao provocar períodos de carência de alimentação, aumenta o risco de desenvolvimento de

bactérias filamentosas e consequente desfloculação das lamas (Canler *et al.*, 1998a e 1998b). Este processo é relativamente pouco consumidor de espaço, ocupando cerca de 2 m² para tratar 1 kg CBO₅ (ou 18 EH) mas coloca problemas de gestão de lamas e necessita de um número levado de equipamentos electromecânicos (Gonard, 1992).

9.2.1.2. Bacias em série

O tratamento de EVs por bacias ou tanques em série é uma alternativa interessante, pois permite obter rendimentos de depuração elevados e custos relativamente reduzidos, além de ter uma reduzida produção de lamas. Neste caso a bacia de arejamento única é substituída por uma série de bacias (ou tanques) em cascata, existindo apenas um sedimentador final, com recirculação de lamas para a primeira bacia. Este sistema tem a dupla vantagem de aceitar melhor pontas de carga e o facto de ter resultados mais fiáveis para volumes de bacia acumulados equivalentes à solução anterior.

O teor em lamas pode ser diferente entre as diversas bacias, mas através da recirculação as diferenças de concentração e qualidade das lamas podem ser alteradas. Esta solução tem também a vantagem de possibilitar um arranque por etapas e permitir o curto circuito entre uma ou várias bacias nos períodos de reduzida produção de efluentes, adaptando desta maneira o volume do reactor à carga a tratar, optimizando o funcionamento e reduzindo custos de funcionamento (Ryder, 1994 e 1995; Fumi *et al.*, 1995; Canler *et al.* 1998a e 1998b; Forgeat e Ehlinger, 1998; Picot *et al.* 1998 e Jourjon *et al.*, 2001).

Na maioria dos casos recorre-se a uma homogeneização prévia e utilizam-se três bacias (melhor compromisso entre custo e eficiência do tratamento), com repartição idêntica de volumes ou com uma primeira bacia representando 50% do volume e as duas seguintes 25% cada. A eficiência global do tratamento é de cerca de 98 a 99% para o CQO e SST, sendo que a primeira bacia assegura o essencial do tratamento (remoção de 80 a 90% da carga orgânica). Por este facto, a 1ª bacia deverá dispor de 75% da capacidade de arejamento global, ficando 15% e 10% respectivamente para a 2 e 3ª bacias (Andreoni *et al.*, 1994 e 1995; Sorlini *et al.*, 1998 e Rochard e Viaud, 2000).

Alguns processos funcionam apenas com 2 bacias, sem capacidade de armazenamento tampão a montante, assumindo a primeira bacia essa função. O processo de tratamento por bacias em série é adaptável a uma gama alargada de dimensão das adegas, requerendo no entanto um acompanhamento regular, particularmente do teor em biomassa.

Canler *et al.* (1998a e 1998b) em ensaios em que utilizaram 1, 2 ou 3 bacias para o mesmo volume global, o mesmo efluente bruto (18 g CQO L⁻¹) e o mesmo TRH (20 dias),

obtiveram um CQO de saída inferior a 100 mg L^{-1} para a situação com 3 bacias, seis vezes inferior ao obtido com 1 única bacia. O fraccionamento das bacias permite que sejam utilizadas bacias ou cubas profundas, permitindo maior eficiência dos sistemas de arejamento.

Tendo por objecto a obtenção de uma boa qualidade para o efluente final (CQO do efluente final inferior a 125 mg L^{-1}), a razão F/M aplicada ao conjunto das bacias deve ser inferior a $0,12 \text{ g CBO}_5 \text{ g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, e em média não deverá ultrapassar 0,23, 0,05 e 0,01 $\text{g CBO}_5 \text{ g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ respectivamente na primeira, segunda e terceira bacias (a 1ª bacia deve funcionar em regime de alta carga e as seguintes em regime de baixa carga). Nos sistemas mais eficientes, o TRH global no conjunto das bacias é de 10 a 20 dias (Andreoni *et al.*, 1994,1995 e Ryder, 1994 e 1995). A produção de lamas é de 0,1 a 0,3 $\text{g SST g}^{-1} \text{ CQO}$ degradado, permitindo que na maioria dos casos se proceda a remoção de lamas das bacias apenas de 10 em 10 anos (Forgeat e Ehlinger, 1998; Picot *et al.* 1998 e Mortgat, 1999).

Fumi *et al.* (1995) investigaram um sistema à escala real composto por três cubas em série, (a ultima bacia era composta por 2 estádios), a que aplicaram Cv de 0,055 a 0,16 $\text{g CBO}_5 \text{ g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ sem adição de nutrientes ou correcção de pH, com TRH de 10 a 40 dias e utilizando EVs com 2-9 g CQO L^{-1} . A percentagem de remoção de CQO foi de 96 a 99%, tendo obtido um efluente final com 50-130 mg CQO L^{-1} e um teor em SST inferior a 60 mg L^{-1} . Estes autores referem ainda que a concentração de biomassa utilizada foi de 2,5 g SSV L^{-1} , que a produção de lamas foi reduzida (0,065 $\text{g SST g}^{-1} \text{ CQO}$ degradado), e que a sedimentabilidade obtida foi boa ($\text{SVI}=80 \text{ ml g}^{-1}$). Este sistema mostrou ter um custo de funcionamento 50% inferior ao sistema de LA tradicional.

Canler *et al.* (1998a e 1998b) e Picot *et al.* (1998) instalações à escala real associadas a adegas com produções de vinho até 10 ML, compostas por gradagem, tanque de homogeneização e 3 bacias seguidas de um sedimentador secundário, com recirculação de lamas para a primeira lagoa, sem adição de nutrientes e sem correcção de pH, mesmo com EVs desequilibrados (razão CQO:N:P de 100:1:0,25), verificaram que o efluente final apresentava 150 a 430 mg CQO L^{-1} e um pH de 7,5 a 8. Em termos de custos estes autores referem um custo de investimento e de funcionamento médios de respectivamente 5 e 0,25 euros hl^{-1} de vinho produzido. Mortgat, (1999) refere que o consumo energético é de cerca de 4 $\text{kW kg}^{-1} \text{ CBO}_5$ eliminado

9.2.1.3. Fileira aeróbia bietápica

As adegas de grande dimensão, pelo facto de apresentarem flutuações significativas sazonais (em caudal e carga orgânica), têm adoptado o princípio de tratamento bietápico.

Tratando-se de um tratamento aeróbio com biomassa em suspensão, a primeira etapa pode ser orientada quer para o desenvolvimento de uma LA com elevada C_v , quer para o desenvolvimento de uma biomassa constituída essencialmente por leveduras. A 2ª etapa é normalmente orientada para um tratamento de acabamento com baixa razão F/M aplicada. Em qualquer dos casos, o funcionamento da 1ª etapa é crucial para o bom rendimento e fiabilidade do processo global.

9.2.1.3.1. Lamas activadas (LA) bietápica

As instalações deste tipo são compostas fundamentalmente por duas fases de LA independentes e compreendendo em geral os seguintes processos e componentes (Forgeat e Delons, 1994; Morais e Oliveira, 1994; Racault *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001):

- Crivagem fina (0,6 mm);
- Bacia tampão reguladora de pontas, com volume relativamente reduzido (TRH de cerca de um dia em período de ponta);
- Primeira etapa LA, a funcionar com C_v e potência de arejamento elevadas, e separação de lamas por decantação ou flotação;
- Segunda etapa LA, a funcionar com baixa C_v e arejamento prolongado;
- Clarificação e rejeição do efluente tratado para o meio receptor;
- Desidratação das lamas.

A presença de um equipamento de separação de lamas (sedimentador ou flotador) intermédio entre as duas bacias de arejamento, permite concentrar as lamas na primeira etapa, possibilitando a operação com elevada C_v e média razão F/M. (Figura 9.5).

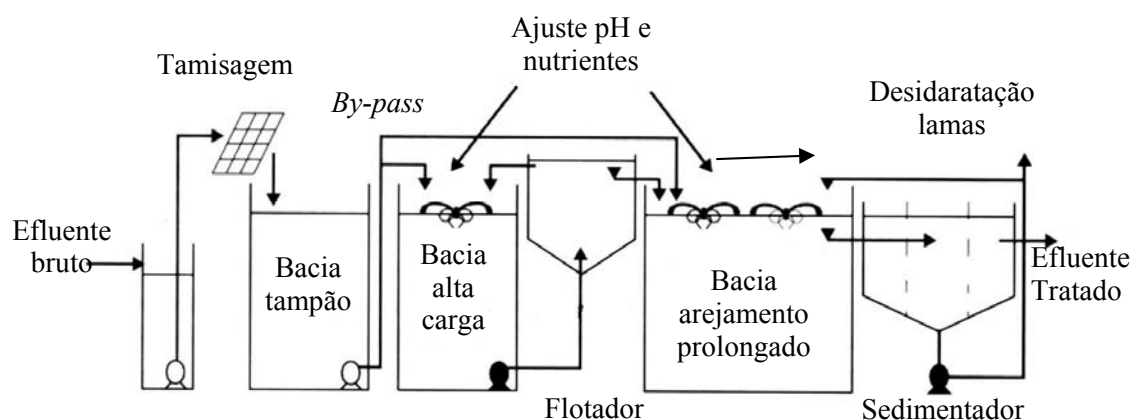


Figura 9.5- Esquema do funcionamento de um sistema de tratamento por LA bietápico

Fonte: Morais e Oliveira, (1994); Racault *et al.*, (1998); Rochard e Viaud, (2000) e Jourjon *et al.*, (2001)

Este sistema é particularmente indicado para as situações em que é possível preparar a primeira bacia antes do período da vindima através de uma “sementeira”, favorecendo a sua resposta rápida à ao aumento súbito da carga orgânica afluyente à ETAR. Esta sementeira pode ser feita quer com lamas de ETAR municipal (se existir nas proximidades) quer com lamas da 2ª etapa, o que pressupõe a recepção e tratamento de uma carga poluente baixa no período extra vindima.

A 1ª etapa ocupa geralmente 65% do volume total do sistema e dispõe de 80% da capacidade de arejamento total. O teor em lamas no tanque é mantido entre 7 a 10 g SST L⁻¹, enquanto que a razão F/M média aplicada é da ordem dos 0,25 a 0,6 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ e a Cv de 2 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, para um TRH de 3 a 5 dias (Racault *et al.*, 1998; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

A 2ª etapa ocupando 35% do volume total e dispondo de 20% do arejamento, consiste num tratamento de lamas activadas convencional, com 4-8 dias de TRH, teor em lamas de 4 a 8 g SST L⁻¹ e baixa razão F/M e Cv aplicadas (respectivamente 0,05 a 0,15 g CBO₅ g SSV⁻¹ dia⁻¹ e 0,2 a 0,6 g CQO L⁻¹ dia⁻¹). A produção global de lamas do sistema é da ordem de 0,3 a 0,4 g SST g⁻¹ CQO degradado (Racault *et al.*, 1998; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

A percentagem de remoção de CQO do sistema global atinge os 96-99%, o que permite obter efluente final com 500 mg CQO L⁻¹, com TRH globais de 10-15 dias, sendo 80 a 90% da eficiência de depuração da responsabilidade da 1ª etapa. No entanto este valor reduz-se drasticamente se houver acidificação do meio, pelo que normalmente existe um sistema de neutralização para corrigir o pH, devendo também ser efectuada a adição de nutrientes. A manutenção de um pH adequado na 1ª etapa pressupõe a manutenção de uma taxa de arejamento elevada na ordem de 85 W m⁻³ (Forgeat e Delons, 1994 e Jusiak, 1998).

Esta técnica exige um bom trabalho de exploração nos momentos de ponta bem como uma boa estratégia de arranque no início da campanha, o que pode limitar a sua aplicabilidade. Cerca de dois meses após o período de ponta, a primeira etapa pode ser desactivada com mineralização das lamas aí presentes para melhorar a sua desidratabilidade, passando o sistema a funcionar apenas com a 2ª etapa (Jusiak, 1998). No Anexo 7 apresentam-se as principais vantagens e inconvenientes do processos de LA bacias em série e bietápico.

9.2.1.3.2. Bacia de leveduras (BL) + lamas activadas (LA)

Este processo foi desenvolvido considerando a sua capacidade de tratar EVs em contínuo e a capacidade de absorção das pontas de carga hidráulica e orgânica, devido à rápida capacidade de arranque das leveduras, ao elevado teor em biomassa presente e às elevadas cargas volúmicas admissíveis na primeira fase de tratamento. De facto, a carga poluente aplicada à 1ª etapa (bacia de leveduras) é 4 a 5 vezes superior à média admissível num sistema de lamas activadas (razão F/M média 1 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹), podendo mesmo ser bastante superior (razão F/M até 5 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ e Cv até 65 g CBO₅ L⁻¹ dia⁻¹, com 92% de remoção de CBO₅) (Ehlinger *et al.*, 1994 e 1995; Lefebvre *et al.*, 1998; Racault *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001). A eficiência global do sistema é da ordem dos 98%.

Estes argumentos favoráveis devem no entanto ser ponderados devido à relativa complexidade do processo, resultante do funcionamento sucessivo de dois meios biológicos específicos com condições óptimas muito diferentes (particularmente de pH). Este sistema consta de uma série de cubas em aço inox constituídas pelos seguintes elementos (Figura 9.6):

a) Bacia-tampão (BT), também com volume relativamente reduzido, e com funções de pré-tratamento;

b) 1ª Etapa: bacia de leveduras (BL), seguida de centrífuga para recuperação e recirculação de leveduras.

A BT e a BL constituem o primeiro estágio de tratamento. Em condições de rotina, as leveduras são extraídas por centrifugação à medida que vão sendo produzidas e parcialmente recicladas.

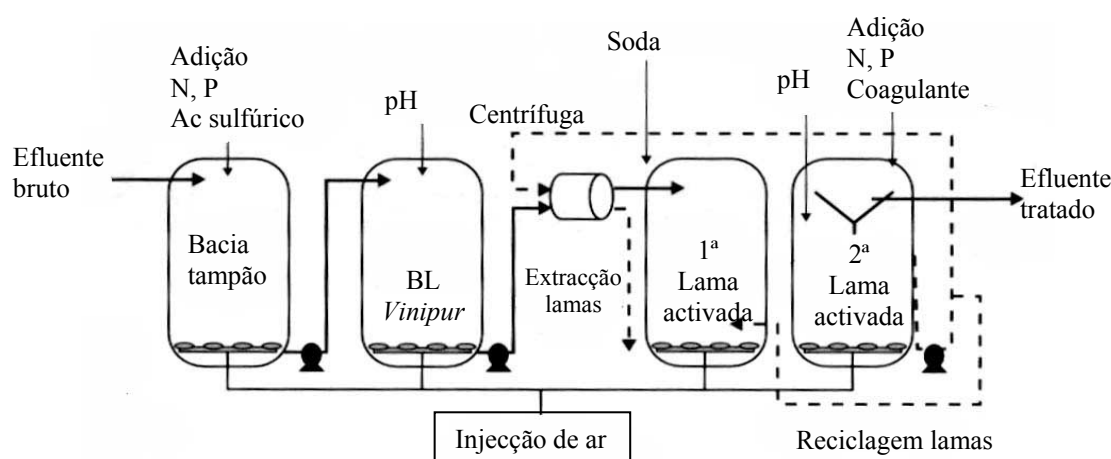


Figura 9.6- Esquema do funcionamento do processo *Vinipur* (bacia de leveduras + lamas activadas)

Fonte: Racault *et al.*, (1998) e Jourjon *et al.*, (2001)

c) 2ª Etapa: bacia LA, constituída por duas cubas em série (LA1 e LA2) a funcionar com baixa Cv, visando obter um efluente em condições de ser rejeitado no meio natural.

Na 1ª etapa deste processo (BL), a degradação do CQO é da ordem dos 75 a 85 % com cargas volúmicas aplicadas até 10 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e 3 dias de TRH, mantendo-se o pH baixo (≈ 3). Esta fase exige potências específicas de arejamento muito elevadas da ordem de 400 W m⁻³ (2 a 3 vezes superiores às de uma 1ª etapa de LA com um sistema de arejamento semelhante) e ocasiona uma elevação de temperatura até cerca de 40 °C. Na fase BL a concentração de lamas um mês após o início da vindima, pode atingir 10 a 12 g SST L⁻¹, sendo bem toleradas as pontas de carga orgânica: o rendimento diminui mas a quantidade de CQO degradado é pouco afectada (Racault *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001). Antes do envio deste efluente para a 2ª etapa do processo (LA de acabamento), as leveduras são separadas por centrifugação, devendo corrigir-se o pH até à neutralidade.

A 2ª etapa (LA) funciona em média com 3,5 dias de TRH, razão F/M de 0,12 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ e Cv de 0,9 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, devendo também ser capaz de aceitar pontas, o que se torna difícil num sistema compacto deste género. Fora da época de ponta, a primeira etapa é desactivada, sendo o tratamento realizado apenas pelo processo LA.

Este processo é muito compacto e mostra uma boa capacidade de arranque no início da época de ponta, tendo no entanto a desvantagem de apresentar um elevado consumo energético (2,9 kWh kg⁻¹ CQO degradado em época de ponta), e exigir uma automatização importante, uma exploração atenta e pessoal bem formado. A própria concepção do sistema deixa pouca margem de manobra para eventuais falhas mecânicas de funcionamento mesmo que momentâneas, podem reflectir-se em graves consequências no funcionamento da 2ª etapa. A elevada sensibilidade desta etapa pode ainda ser agravada pela temperatura elevada dos efluentes à saída da 1ª etapa.

Ehlinger *et al.* (1994 e 1995) utilizaram uma bacia de leveduras piloto como pré-tratamento de EVs (processo patenteado como Vinipur), tendo obtido um rendimento médio de cerca de 91% remoção CQO, para cargas volúmicas aplicadas de 5 a 40 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e razões F/M de 0,4 a 4 g CQO g SST⁻¹ dia⁻¹.

9.2.2. Sistemas com lamas activadas sem sedimentador

9.2.2.1. Tratamento biológico com alimentação sequencial (SBR)

O processo SBR (*Sequential Batch Reactor*) faz parte da família de tratamentos por lamas activadas e alimentação descontínua, sendo conceptualmente semelhante ao

armazenamento arejado. Este sistema comporta uma série de ciclos realizados na mesma bacia e programados por um temporizador, tendo as vantagens de ter uma automatização simples, dispensar a existência de um sedimentador secundário e do sistema de recirculação de lamas, diminuindo o espaço ocupado, permitir a modificação dos ciclos durante a operação e ter custos de funcionamento e investimento moderados. Este processo é particularmente adaptado às adegas de pequena a média dimensão, tendo contudo o inconveniente de exigir um volume de armazenamento-tampão relativamente elevado. No Anexo 7 são apresentadas as principais vantagens e inconvenientes do processo SBR.

As quatro etapas que o compõem podem ser descritas da seguinte forma (Riou *et al.*, 1994; Grismer e Shepherd, 1998; Houbroun *et al.*, 1998; Rochard e Viaud, 2000; Jourjon *et al.*, 2001; Wilderer *et al.*, 2001 e Torrijos *et al.*, 2004):

1- **Alimentação:** um determinado volume de EV é introduzido na bacia de arejamento. A C_v aplicada proveniente da bacia de armazenamento, é calculada para ser degradada num determinado tempo de arejamento e na presença de um teor médio de lamas.

2- **Arejamento:** a mistura efluente/lamas é arejada até à degradação da MO solúvel. A sua duração é função dos objectivos de qualidade a atingir para o efluente tratado.

3- **Decantação:** o arejamento é interrompido, iniciando-se a decantação das lamas no próprio reactor, e eventualmente uma extracção parcial destas.

4- **Retirada do sobrenadante:** um volume de sobrenadante idêntico ao introduzido inicialmente (sempre inferior ao volume total da bacia) é bombeado para o meio receptor, seguido de novo enchimento com efluente bruto, com início do ciclo seguinte.

O processo é flexível e adaptável ao aumento da dimensão da adega possibilitando arranjos em série ou em paralelo, consoante os objectivos sejam respectivamente aumentar a eficiência ou a capacidade do sistema (Riou *et al.*, 1994).

Como em todos os processos biológicos com alimentação contínua, a biomassa vai aumentando, pelo que é necessária uma extracção regular de lamas. A concentração crítica de lamas não deve ser ultrapassada de modo a evitar que estas possam ser arrastadas na altura da evacuação da água tratada. Do ponto de vista do funcionamento biológico, este sistema tem o comportamento de um reactor de Lamas Activadas convencional (degradação essencialmente centrada nos elementos carbonados), mas em que o mesmo tanque desempenha a dupla função de arejamento e decantação em função da sequência do ciclo. Os principais processos

e componentes deste sistema são genericamente (Rochard e Viaud, 2000 e Wilderer *et al.*, 2001):

- a) Tamisagem;
- b) Armazenamento-tampão, com bomba de transferência dos EVs para o reactor;
- c) Reactor com a dupla função de arejamento e decantação, equipado com sistema de extracção de lamas e efluente tratado. O conjunto dos equipamentos do reactor é comandado por programadores horários;
- d) Sistema de injeção de anti-espumante e nutrientes (optativo);
- e) Cuba de armazenamento de lamas em excesso para desidratação.

O dimensionamento da bacia-tampão e do reactor efectua-se caso a caso em função dos volumes e cargas médias esperadas, bem como do período anual previsto para o funcionamento da instalação. A quantidade de lamas presente no reactor e a decantabilidade das mesmas devem ser regularmente controladas. No entanto, o teor em lamas ideal a utilizar pode variar de 1,8 a 5 g SSV L⁻¹, estando normalmente limitado pela capacidade do sistema de arejamento e pela necessidade de decantar o efluente tratado (Wilderer *et al.*, 2001). A paragem do sistema nos períodos de inactividade da adega é possível, mas na campanha seguinte será necessário proceder a um rearranque do SBR com novas lamas (Rochard e Viaud, 2000).

Charmot *et al.* (1997), Canler *et al.* (1998a e 1998b) e Wilderer *et al.* (2001) referem que a principal vantagem da alimentação sequencial é o facto de ser possível controlar o crescimento das bactérias filamentosas, favorecendo a selecção e manutenção da biomassa com boas características de decantabilidade. O acompanhamento e a alteração das características do efluente bruto, provocadas por eventuais despejos acidentais na adega e mudança nas práticas enológicas, devem ser práticas observadas, tendo em vista a adaptação dos ciclos de tratamento, mantendo sempre que possível, constante a carga aplicada (salienta-se a importância do armazenamento tampão).

Este sistema boas percentagens de remoção de CQO (93 a 96%) em numerosas ETARs de adegas com produção de 0,2 a 3 ML vinho ano⁻¹ (Jourjon *et al.*, 2001; Clerc, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004).

Torrijos *et al.* (2004) utilizando diversos SBR à escala real instalados em adegas, a funcionar com uma Cv de 0,8 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e razão F/M de 0,25 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹, obtiveram um efluente final com cerca de 280 mg CQO L⁻¹, uma remoção de CQOt, CQOs e

CBO₅ respectivamente de 93, 95 e 97%, com uma produção de lamas de 0,22 g SSV g⁻¹ CQO removido.

Torrijos e Moletta (1997) e Houbbron *et al.* (1998) monitorizando durante 3 anos um reactor SBR à escala real operando numa adega com uma produção de 1 ML vinho ano⁻¹, obtiveram rendimentos de depuração de 93 a 96% para o CQOt, 95 a 96% para o CQOs e 97, 50 e 88% respectivamente para o CBO₅, Nt e Pt, com uma produção de lamas de 0,22 g SST g⁻¹ CQO aplicado. A qualidade do efluente tratado atingiu valores de 240 a 280 mg CQO L⁻¹ e uma razão CBO₅/CQO de 28%. Estes autores concluem que o sistema está particularmente bem adaptado ao tratamento de EVs das pequenas e médias adegas (até 1,5 ML vinho ano⁻¹).

Wilderer *et al.* (2001) referem que em França numerosos reactores deste tipo com volumes entre 35 e 150 m³ tratam EVs com um ciclo diário (compreendendo 19 h de arejamento e 3 horas de sedimentação), operando com Cv próxima de 0,8 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, obtendo 94 a 99% de remoção para o CQO. O efluente final apresentava concentrações inferiores a 300 mg L⁻¹ para o CQO e a 100 mg L⁻¹ para o CBO₅ e SST, com uma produção de lamas de 0,25 g SST g⁻¹ CQO degradado. As lamas apresentam uma floculação reduzida e são retiradas manualmente uma vez por semana, assim que o seu volume após sedimentação ultrapassa metade da altura do reactor.

Um caso particular dos reactores SBR é o dos que são operados com enchimento plástico ou mineral, e que funcionam neste caso como reactores de biofilme (móvel ou fixo) a operar de forma sequencial, sendo conhecidos por SBBRs (*Sequencing Batch Biofilm Reactors*). Estes reactores combinam as vantagens dos SBR com as dos reactores MBBR/FBBR: operam com elevados teores em biomassa, elevadas Cv e razões F/M, são mais resistentes às variações de pH, temperatura e carga, tendo como desvantagens o facto de necessitarem de um decantador secundário, o seu custo ser superior e o facto de uma parte importante do volume do reactor ser ocupada pelo suporte do biofilme (Wilderer *et al.*, 2001 e Andreottola *et al.*, 2002).

Andreottola *et al.* (2002) utilizando um SBBR à escala piloto com enchimento plástico móvel no tratamento de EVs com concentração de 0,4 a 4 g CQO L⁻¹, utilizando uma percentagem de enchimento de 37%, aplicando Cv de 3,5 a 6,3 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e 5 a 32 horas de TRH, obtiveram 78 a 99% de remoção para o CQO, correspondendo a uma taxa de remoção de 0,3 a 9 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e um CQO no efluente final de 100 a 350 mg L⁻¹. Estes autores referem ainda que as Cv aplicadas a este tipo de reactores são superiores às aplicadas aos SBRs convencionais (1,3 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ CQO segundo Torrijos e Moletta (1997) e Houbbron *et al.* (1998)).

9.2.2.2. Bio-reactor de membranas

Esta técnica recentemente introduzida no tratamento de EVs deriva do processo de filtração por membranas. Trata-se da associação entre um reactor biológico e a separação posterior do efluente tratado por filtração. As membranas utilizadas actuam como barreiras para a MO e os microorganismos, permitindo assim ultrapassar os problemas de decantabilidade e aumentar a concentração de biomassa no reactor. A porosidade normalmente utilizada é da ordem de 0,02 a 0,5 μm , ou seja no domínio da ultra filtração/microfiltração. As membranas são geralmente cerâmicas ou orgânicas (poliamida, polipropileno, etc.), aplicadas sobre a forma de módulos planos, tubulares ou fibras tecidas (Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001). Este tipo de reactores são por isso sistemas de lamas activadas que funcionam com elevada concentração em SSV, e em que a separação biomassa/água tratada se faz segundo duas técnicas:

a) Através de um filtro de membrana externo ao tanque de arejamento (exige pressão e recirculação);

b) Através de módulos de filtração tangencial imersos no tanque de arejamento, sendo o efluente tratado extraído por aspiração. Neste caso a descolmatação do filtro é assegurada pela turbulência causada pelo sistema de arejamento.

A utilização deste sistema torna possível a utilização de teores em biomassa muito elevados (próximos de 15 g SST L^{-1}), o que permite reduzir consideravelmente o volume do tanque de arejamento, mantendo as vantagens de uma lama activada. São sistemas ultra compactos, com elevadas percentagens de remoção de CQO e SST, com boa integração ambiental e uma produção de lamas sensivelmente menor que os sistemas convencionais Rochard e Viaud, 2000. O efluente tratado apresenta normalmente concentrações inferiores a 50 mg L^{-1} em CQO (nos casos em que o EV tem boa biodegradabilidade), por comparação com a lama activada clássica, com CQO da ordem de 90 mg L^{-1} (Jourjon *et al.*, 2001).

Este processo encontra-se ainda em fase experimental, tendo como inconveniente o facto da filtração exigir uma limpeza e substituição periódica das membranas.

9.2.3. Reactores de biofilme (MBBR, FBBR, RBC e leito percolador)

Alternativamente aos processos que utilizam biomassa suspensa é possível utilizar sistemas em que a biomassa se encontra fixa a suportes inertes (meio de enchimento), podendo mover-se livremente no reactor (*Moving Bed Biofilm Reactor*-MBBR) ou não (*Fixed Bed Biofilm Reactor*-FBBR, *Rotating Biological Contactor*-RBC e leito percolador).

Os reactores de biofilme oferecem algumas vantagens no tratamento de EVs em relação aos de biomassa suspensa, graças à sua capacidade de oxidação de efluentes com cargas elevadas e facilmente biodegradáveis que se difundem no biofilme, adaptando-se bem à sazonalidade e variação de carga típicas dos EVs. Os sistemas deste tipo em que a biomassa cresce em suportes plásticos apresentam as seguintes vantagens por comparação com os de biomassa suspensa (Gonard, 1992; Gatti *et al.*, 1994 e 1995; Grasmick *et al.*, 1994 e 1995; Riou *et al.* 1994 e Andreottola *et al.*, 2004):

- Redução até 3 vezes do volume de rector dado que estes funcionam com cargas volúmicas mais elevadas (até 5 g CBO₅ L⁻¹ dia⁻¹, cerca de 15 vezes superior à admissível num tratamento de LA)

- Redução dos problemas de *bulking* (são poucos os sólidos que atingem o sedimentador, consistindo apenas em biomassa floculada que se desprende dos suportes)

- Menor produção e inexistência de recirculação de lamas

- Custo de arejamento reduzido e eficiência elevada

- Boa resistência aos picos de carga

- Facilidade de operação

Como desvantagem têm a necessidade de prévia colonização dos suportes para garantir o rápido estabelecimento do biofilme necessário ao tratamento, a necessidade de pessoal qualificado e de uma correcta gestão de lamas.

Rioual e Revilla (2004) referem a existência de uma ETAR compacta destinada a EVs que utiliza um MBBR com 4 g SSV L⁻¹ no rector, Cv aplicada de 0,7 a 1 g CBO₅ L⁻¹ dia⁻¹ e razão F/M entre 0,2 e 0,25 g CBO₅ g SSV⁻¹ dia⁻¹. Bartra *et al.* (1998) utilizando também um MBBR com 70% de enchimento com suportes plásticos obtiveram efluentes finais com 0,8 a 5 g CQO L⁻¹ (correspondendo a 40 a 90% remoção para o CQO), para cargas aplicadas respectivamente entre 8 e 2 g CQO L⁻¹ dia⁻¹. Resultados semelhantes foram obtidos também por Riou *et al.* (1994) com adição de inoculo bacterianos específicos. Estes autores referem que para uma boa eficiência do sistema é essencial que o arejamento e a agitação sejam moderados, a fim de possibilitar uma rápida e eficaz colonização dos suportes plásticos (excesso de agitação e arejamento provocam demasiada fricção e a “lavagem” de biomassa dos suportes).

Andreottola *et al.* (2004) em trabalhos à escala real na Itália utilizando um sistema composto por 2 FBBRs (ou biofiltros) em série no tratamento de um EV com 7 g CQO L⁻¹ e 0,7 g SSTL⁻¹ (valores médios) e aplicando cargas volúmicas de 0,2 a 8 g CQO L⁻¹ dia⁻¹,

obtiveram taxas de remoção na ordem dos 91% para o CQO total e um efluente final com CQO inferior a 500 mg L⁻¹, correspondentes a taxas de remoção de 0,4 a 7 g CQO removido L⁻¹ dia⁻¹ (média de cargas volúmica aplicada e removida de respectivamente 1,57 e 1,43 g CQO L⁻¹ dia⁻¹). Gatti *et al.* (1994 e 1995) utilizaram um sistema à escala piloto composto por tanque de homogeneização, 2 FBBR em série e um sedimentador, com efluentes até 8 g CQO L⁻¹, carga aplicada até 11g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e adição de nutrientes, obtendo os melhores resultados (85% remoção CQO, efluente final com um teor em CQO e SST inferior respectivamente a 500 e 200 mg L⁻¹) para cargas até 3 g CQO L⁻¹ dia⁻¹. A utilização de cargas superiores resultou na rápida perda de eficiência do sistema.

Um tipo particular de reactores de biofilme é o RBC, que consiste numa série de discos onde o biofilme se fixa e que rodam, parcialmente imersos no tanque de arejamento, combinando a eficiência dos processos de biomassa suspensa e filme fixo (Muller, 1994 e 1997). Este sistema tem a vantagem de ter um reduzido custo de funcionamento, dado que o arejamento quer dos biodiscos quer do tanque é efectuado pela rotação dos discos e consequente exposição ao ar atmosférico. Cuenca *et al.* (2004) utilizando um sistema com 5 m³ de volume e EVs com 0,7 a 12 g CBO₅ L⁻¹ e 0,4 a 6,3 g SST L⁻¹ (Cv aplicada de cerca de 0,6 g L⁻¹ dia⁻¹) conseguiram tratar um caudal de 0,5 a 2 m³ dia⁻¹, com uma eficiência de remoção de cerca de 96% para o CBO₅ e 86% para os SST. Muller (1994 e 1997) utilizou este sistema à escala real na Alemanha, no tratamento de EVs com 2,5 a 5 g CQO L⁻¹, obtendo 80 a 97 % remoção para o CQO e um efluente final com CQO inferior a 500 mg L⁻¹).

Nos leitos percoladores o efluente é distribuído por recirculação na superfície de um leito com 3 a 6 metros de altura e constituído por material plástico de elevada superfície e porosidade, pelo que a oxigenação é efectuada por ventilação natural. Este sistema ocupa um espaço reduzido sendo normalmente dimensionado para 5 g CBO₅ m⁻² de superfície de contacto. Apresenta uma eficiência de remoção para o CQO de 50 a 80%, por isso normalmente é considerado como pré-tratamento, precedendo um 2º leito percolador ou LA (Gonard, 1992 e Rochard e Viaud, 2000). Moletta e Raynal (1992) referem que a aplicação de uma Cv média de 4 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ com um TRH de 10 dias, permitiu obter 73% remoção CQO com um consumo de energia de apenas 1,14 kWh kg⁻¹ de CQO degradado.

9.2.4. Outros reactores

Diversos outros tipos de reactores são também possíveis de utilizar para o tratamento de EVs, com menor expressão do que os anteriores e muitos deles ainda em fase de desenvolvimento laboratorial. Merece referência o reactor JLR (*Jet-loop Reactor*), que tem

sido investigado nos últimos anos em Portugal por Eusébio *et al.* (1999 e 2004) e na Itália por Petruccioli *et al.* (2002), Trata-se de um reactor vertical, em que o fornecimento de oxigénio é efectuado pela recirculação do efluente no reactor através de um dispositivo venturi, o que permite ter uma boa taxa de difusão do oxigénio com as vantagens de ocupar um espaço reduzido, ter baixos custos de oxigenação, manutenção e construção (Alegria e Di Berardino, 1997; Petruccioli *et al.*, 2002 e Duarte *et al.*, 2004b). Tem no entanto os inconvenientes de elevar demasiado a temperatura (até cerca de 40°C) e desagregar a biomassa, impedindo a formação de flocos e consequentes problemas de sedimentação das lamas (Bloor *et al.*, 1995).

Petruccioli *et al.* (2002) utilizando o reactor JLR no tratamento de EVs com 0,8 a 13 g CQO L⁻¹, e aplicando Cv de 0,4 a 5,9 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, razões F/M de 0,5 a 7,4 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹, com um teor em biomassa no reactor de 0,5 a 2 g SSV L⁻¹ e 2,1-4,4 dias TRH, obtiveram uma taxa de remoção máxima de 5,3 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ correspondentes a 90 a 97% CQO removido, e um efluente final com 200 a 1200 mg CQO L⁻¹.

Duarte *et al.* (2004b) em ensaios com um JLR à escala piloto no tratamento de EVs obtiveram 89% de remoção de CQO (correspondente a 17 g CQO removido L⁻¹ dia⁻¹) para uma carga aplicada de 20 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, 1,4 dias de TRH e um teor em biomassa no reactor de 4 g SSV L⁻¹.

9.3. Tratamento colectivo misto

Nos casos em que exista uma ETAR municipal nas proximidades (o que é ainda muito raro na RDD) a gestão dos EVs poderá ser equacionada recorrendo ao sistema colectivo. Contudo, a maioria das ETARs municipais não estão dimensionadas para suportar este tipo de cargas, pelo que os EVs lhes introduzem graves perturbações de funcionamento, resultantes da sazonalidade e elevada carga orgânica (Rochard, 1990b, 1990c; Racault, 1993; Ehlinger *et al.*, 1994 e 1995; Muller, 1994; Badie, 1998; Duarte *et al.*, 1998; Muller e Heil, 1998 e Fíguls *et al.*, 2004).

No período da vindima, a carga poluente afluente à ETAR municipal é muito elevada (até 30 vezes superior relativamente à média da comunidade), diminuindo a eficiência dos microorganismos depuradores (Montbrun, 1994). Esta perturbação apesar de sentida apenas durante algumas semanas (sobretudo no período de vindima), tem um impacto muito negativo e prolongado no equilíbrio dos processos biológicos da ETAR (Jourjon *et al.*, 2001). Muller (1997) refere que a implementação de um programa de recuperação de borras numa comunidade Alemã em que se realiza o tratamento misto de EVs, permitiu reduzir em 50 a 60

% a carga poluente a tratar em termos de EH, reduzindo para metade o custo a suportar pelas adegas.

Para que o tratamento misto seja uma alternativa válida, é indispensável que a ETAR municipal esteja preparada para responder a este problema, e nomeadamente que possua uma boa capacidade de armazenamento tampão, com capacidade suficiente para armazenar os EVs produzidos na época de ponta e posteriormente proceder ao seu tratamento faseado e desfasado no tempo durante a época baixa (6-8 meses) (Lefeuvre *et al.*, 1994 e Rochard e Viaud, 2000). Esta orientação pressupõe igualmente uma concertação estreita entre vinicultores, autoridades municipais, gestores da ETAR e organismos institucionais (legislação, ajudas financeiras, etc.). A ausência de colectores municipais ou a falta de acordo entre os diferentes actores intervenientes são normalmente os factores de exclusão deste tipo de solução.

Badie (1998) refere que esta solução é uma alternativa economicamente interessante caso existam muitas pequenas adegas na mesma localidade, com separação de redes águas pluviais/efluentes, e no caso da ETAR municipal estar dimensionada para o efeito, dada a redução de custos conseguida pela economia de escala. Note-se no entanto que o acréscimo dos custos de investimento e funcionamento do tratamento misto não deve ser imputado aos municípios mas antes às adegas.

As ETARs municipais do tipo LA são as mais adaptadas ao tratamento destes efluentes mistos. Com efeito a lagunagem natural não suporta as cargas elevadas dos EVs nos períodos de ponta, enquanto que a lagunagem arejada na maior parte dos casos não conduz a rendimentos de depuração satisfatórios (Cochet, 1988 e Jourjon *et al.*, 2001). Em qualquer dos casos é sempre necessário um contrato com a entidade gestora da ETAR municipal, em que figurem as características e o volume de EVs admissíveis, o que em muitos casos prevê um pré-tratamento a realizar na adega (Dornier, 1992). O acréscimo de custo de exploração com a eventual necessidade de obras de adaptação deverá ser imputado às adegas beneficiárias.

Lefeuvre *et al.* (1994), Montbrun (1994 e 1995) e Brucculeri *et al.* (2004), em estudos realizados em ETARs municipais tratando efluentes mistos (CQO médio de 0,3 a 11 g L⁻¹), obtiveram 87 a 98 % de remoção em CQO, para razões F/M de 0,05 a 0,12 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ e cargas volúmicas de 0,1 a 0,6 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, tendo obtido uma produção de lamas de 0,2-0,4 g SSV g⁻¹ CQO degradado para um TRH de 3,8 a 17 dias.

No Anexo 7 apresentam-se as principais vantagens e inconvenientes dos processos de tratamento aeróbios em geral.

10. PROCESSOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO ANAERÓBIO

Em termos gerais, o tratamento anaeróbio adapta-se a efluentes concentrados e carentes de nutrientes (azoto e fósforo), o que explica a sua aplicação desde há longo tempo no tratamento de efluentes de destilarias (vinhaças). As principais vantagens estão associadas ao tratamento de efluentes com elevadas cargas poluentes aplicáveis (até 20 vezes superior ao processo LA), reduzido volume, baixo consumo energético e baixa produção de lamas, possibilidade de aproveitamento do biogás produzido e facilidade de arranque após um longo período de paragem do sistema (Gonard, 1992; Boulenger *et al.* 1994 e 1995; Raynal, 1994; Caetano e Berardino, 1998; Beal e Raman, 2000; Kalyuzhnyi *et al.*, 2000; Rochard e Viaud, 2000 e Perez *et al.*, 2004a, 2004c e 2004d).

Os principais inconvenientes associados ao tratamento anaeróbio estão associados com o facto do processo anaeróbio ser mais complexo do que o processo aeróbio, ser mais sensível a variações de pH, ter uma cinética lenta (necessitando de TRH longos e elevados volumes de reator), e o risco de explosão (Jourjon *et al.*, 2001). A metanização tem por isso uma imagem de complexidade e dificuldade de exploração que tem actuado como entrave ao seu desenvolvimento. Os riscos de funcionamento anormal existem sobretudo se o reator funcionar com Cv elevadas ou com aumentos de caudal demasiado rápidos. Os pontos críticos relacionados com o tratamento de EVs por este processo, têm a ver com a extrema variabilidade de carga e volume dos EVs, e a definição da dimensão da adega a partir do qual o processo atinge o seu óptimo técnico-económico.

Tal como nos processo aeróbios, utilizam-se diferentes técnicas podendo os microorganismos estar em suspensão (reactores de biomassa em suspensão) ou constituindo um biofilme (reactores de biofilme). O biofilme pode estar aglomerados sob a forma de grânulos (*Up flow Anaerobic Sludge Blanket* -UASB) ou em suportes plásticos ou minerais (*Anaerobic Fluidized Bed Biofilme Reactor* - AFBBR). De forma geral estes sistemas classificam-se em (Rochard e Viaud, 2000 e Moletta *et al.*, 2004).

a) Processos extensivos, com funcionamento à temperatura ambiente (por exemplo bacia de metanização e leito de lamas a funcionar à temperatura ambiente);

b) Processos intensivos, a funcionar a temperaturas mais elevadas (nos casos mais comuns, cerca de 35 °C) como por exemplo *Anaerobic Filter Reactor* (AFR) e *Up flow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB).

Em qualquer dos casos o processo anaeróbio é sempre utilizado como primeira fase no tratamento de EVs, permitindo um abaixamento da carga poluente de 70-90%, mas necessitando de ser complementado obrigatoriamente por um tratamento aeróbio posterior (na adega ou numa ETAR municipal), a fim de permitir o seu despejo no meio receptor (Alegria e Di Berardino, 1997; Goliath, 1998; Torrijos e Moletta, 1998; Muller *et al.*, 1999; Bidault, 2004 e Croback e Ryder, 2004).

A digestão anaeróbia é particularmente indicada para efluentes desequilibrados do ponto de vista nutricional como os EVs, pois contrariamente à digestão aeróbia (que aconselha razões CQO:N:P da ordem dos 100:5:1), esta admite efluentes com razões CQO:N:P da ordem de 800:5:1 (Moletta, 2004), ou 350:7:1 segundo Croback e Ryder (2004).

A Cv aplicada ao sistema depende da tecnologia utilizada e das características do EV a tratar. No entanto nos sistemas que utilizam biomassa em suspensão são normais valores de 5 a 15 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ no caso do processo UASB, 5 a 20 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ para o AFR e 15 a 30 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ para o leito fluidizado. A remoção CQO obtida é de 80 a 98%, com TRH de algumas horas. O biogás produzido é de 0,5 a 0,6 L g⁻¹ CQO degradado, com cerca de 60 a 80% de metano e 1% H₂S (Alegria e Di Berardino, 1997 e Moletta, 2004).

Croback e Ryder (2004) referem que os reactores UASB e as lagoas de metanização são à partida os sistemas que terão melhores resultados no tratamento de EVs por produzirem menos lamas, não necessitarem de nutrientes, terem custos de investimento e funcionamento reduzidos (não existe arejamento), produzirem metano que pode ser valorizado; terem uma grande facilidade de arranque, mesmo após um período de paragem longo e ocuparem um espaço relativamente reduzido.

Os mesmos autores referem que o tratamento anaeróbio tem à partida custos mais reduzidos relativamente ao aeróbio (que necessita de pelo menos 0,5 a 2 kWh kg⁻¹ CBO₅ removido de capacidade de arejamento), devendo usar-se como tratamento prévio. Contudo, este processo só tem interesse se remover pelo menos 80% do CQO e dos SST. Moletta (2004) refere um custo de investimento médio de 2 euros Kg⁻¹ CQO removido (valores extremos de 0,56 e 5 euros Kg⁻¹ CQO), ou em termos de volume de 0,005 a 25 euros L⁻¹ reactor, com um custo de exploração entre 0,2 e 1,5 euros Kg⁻¹ CQO removido (média de 0,74 euros Kg⁻¹ CQO).

10.1. Tecnologias que utilizam biomassa em suspensão

10.1.1. Processos intensivos (CSTR e ASBR)

As tecnologias que utilizam biomassa em suspensão são usadas geralmente quando os efluentes contêm um teor elevado em SST, sendo de destacar os processos seguintes:

a) CSTR (*Continuous Stirred Tank Reactor*) ou reactor de contacto, que consiste num digestor anaeróbio de mistura completa, complementado com um sedimentador e recirculação de lamas para o reactor (Roux *et al.* 1998; Bolzonella *et al.*, 2004 e Galy e Menier, 1998). Os CSTR podem operar com efluentes com elevados teores em SST e mesmo semi-pastosos, funcionando normalmente a 35°C, com C_v até 2 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e 10 dias de TRH, permitindo obter cerca de 80 a 90% de remoção em CQO (Moletta e Raynal, 1992).

Bolzonella *et al.* (2004) utilizando um CSTR combinado com um tratamento químico posterior por ozonização obteve os melhores resultados (62-66% remoção CQO) para uma carga aplicada de 2,4 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, 33 dias de TRH e uma remoção complementar de 8% para uma dose de ozono aplicada de 0,5g O₃ kg⁻¹ CQO residual.

Roux *et al.* (1998) utilizaram um CSTR piloto no tratamento de EVs com cerca de 20 g CQO L⁻¹, operando com uma carga de 1 a 9 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e 2 a 9 dias de TRH, com separação de fases acidogénica e metanogénica e inoculação com bactérias metanogénicas seleccionadas, tendo obtido 70 a 80% de taxa de remoção em CQO e uma produção de biogás de 0,4 L g⁻¹ CQO degradado, referindo que o efluente resultante do processo anaeróbio apresenta uma boa biodegradabilidade (razão CBO₅/CQO=0,56).

b) *Anaerobic Sequential Batch Reactor* (ASBR), que consiste num sistema sequencial semelhante ao SBR aeróbio já referido, em que todas as etapas de tratamento ocorrem num único reactor mas neste caso anaeróbio. (Moletta *et al.*, 2004). O efluente é adicionado ao digestor, que já contem as lamas, iniciando-se imediatamente a agitação e o tratamento. No final do tratamento, quando termina a produção de biogás, a agitação é parada, deixa-se o sistema em repouso para que ocorra a sedimentação das lamas, e retira-se o sobrenadante em volume idêntico ao que foi adicionado, sendo iniciado um novo ciclo com a adição de mais efluente bruto.

10.1.2. Processo extensivo: bacia de metanização

Este sistema, também conhecido por técnica anaeróbia rústica ou lagunagem anaeróbia, é um processo simples e económico de tratamento de EVs, constituído por um leito

de lamas anaeróbio em que os microorganismos sedimentam dentro da lagoa. É concebido para reduzir ao máximo os custos de investimento, funcionamento e a necessidade de acompanhamento. (Moletta e Raynal, 1992; Pluchart 1994; Raynal *et al.*, 1994 e 1995; Torrijos e Moletta, 1998 e Rochard e Viaud, 2000). Apresenta normalmente as seguintes características:

- Bacia estanque de 3 a 7 m de profundidade;
- Neutralização dos EVs à entrada;
- Cobertura da bacia por um filme plástico (facultativa), para limitação de odores e manutenção da temperatura, sendo o gás geralmente disperso no ambiente;
- Ausência de agitação e de aquecimento.

Este processo não necessita de armazenamento tampão sendo a bacia dimensionada para uma C_v de cerca de 0,3 a 2 g CQO L^{-1} dia $^{-1}$ e 30 dias de TRH, para uma temperatura de 18-20°C em período de ponta. Da experiência adquirida sobretudo em França, este processo permite uma remoção em CQO da ordem dos 50 a 90% (em condições desfavoráveis, 0,5 g L^{-1} dia $^{-1}$) e de 40 a 80% dos SST (Jourjon *et al.*, 2001). Esta técnica requer uma superfície considerável, não devendo ser aplicada próximo de habitações devido ao risco de odores. A sua eficiência depende da temperatura e da concepção da bacia (hidráulica, presença ou não de suportes para fixação da biomassa e respectivo tipo, cobertura, etc.).

Torrijos e Moletta (1998) utilizaram uma bacia de metanização coberta e em que a biomassa se encontrava fixa a redes de pesca regularmente distribuídas na bacia, referindo que este processo apresentou bons resultados como pré-tratamento de EVs com cerca de 18 g CQO L^{-1} e 2 g SST L^{-1} (C_v média aplicada 0,13 g CQO L^{-1} dia $^{-1}$), atingindo 95% de remoção em CQO.

Esta tecnologia adapta-se a adegas com EVs concentrados (CQO superior a 19 g L^{-1}) permitindo tratar cerca de 3 m 3 de EV ano $^{-1}$ m $^{-3}$ bacia, devendo no entanto ser complementada por um tratamento aeróbio de acabamento.

10.2. Tecnologias que utilizam biofilme

De entre todos os processos anaeróbios, os reactores de filme fixo são os que melhor se adequam às características das adegas, por serem mais fiáveis, resistirem melhor às flutuações de carga hidráulica e poluente, serem simples de operar e requererem um mínimo de atenção por parte do proprietário (Andreoni *et al.* 1994 e 1995 e Grasmick *et al.*, 1994 e 1995). Em geral os reactores de filme fixo alcançam taxas de remoção superiores a 80% para C_v aplicadas até 3,8 g CQO L^{-1} dia $^{-1}$ e 4 dias de TRH (Perez *et al.*, 2004d).

10.2.1. Processos intensivos (UASB, AFR, AFBBR, digestor híbrido)

As tecnologias que utilizam biofilme são extensamente utilizadas quando os EVs têm baixas concentrações em SST, permitindo a utilização de elevado teores em biomassa no reactor (até 50 g L⁻¹ de SST), e funcionando a temperaturas mais elevadas (cerca de 35°C). Os processos mais utilizados são os seguintes:

a) *Up flow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) ou leito de lamas, em que os microorganismos se encontram em grânulos, que por sua vez se encontram em suspensão provocada pela recirculação de efluente no reactor e pela formação de biogás. No topo interior do reactor existe um sedimentador que retém os grânulos dentro do reactor (Habouzit *et al.*, 1998; Beal e Raman, 2000; Kalyuzhnyi *et al.*, 2000, 2001a e 2001b e Croback e Ryder, 2004).

Kalyuzhnyi *et al.* (2000) utilizaram reactores UASB laboratoriais a funcionar entre 10 a 35 °C no tratamento de vinhaças com 5 a 18 g CQO L⁻¹, com adição de nutrientes e correcção de pH a que aplicaram Cv máximas de 7 a 16 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, tendo obtido uma remoção em CQO de 60 a 85%, e um efluente final com 0,4 a 2,3 g CQO L⁻¹ para um TRH de cerca de 1 dia. Kalyuzhnyi *et al.* (2001a e 2001b) utilizando 2 reactores UASB a funcionar a temperatura reduzida (4 a 10°C) no tratamento de vinhaças com 1,5 a 4,3 g CQO L⁻¹, com adição de nutrientes e correcção de pH e aplicando Cv máximas de 2 a 5 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, obtiveram 60 a 70% remoção em CQO, 40 a 60% remoção de polifenóis e um efluente final com cerca de 1 g CQO L⁻¹, para um TRH de 1 dia. Utilizando 2 destes reactores em série e aplicando Cv máximas de 1,3 a 2,2 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ com 2 dias de TRH, a taxa de remoção em CQO aumentou para 70 a 80%.

Muller (1998a) utilizou um UASB à escala real, com regulação de pH e adição de N e P, no pré tratamento de EVs com 1 a 13 g CQO L⁻¹, e a funcionar com uma Cv de 10 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, tendo obtido 80 a 90% de remoção em CQO.

Boulenger *et al.* (1994 e 1995) utilizaram um UASB piloto, a funcionar a 24°C, no tratamento de EVs com 3 a 8 g CQO L⁻¹ a que aplicaram cargas de 2 a 12 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, tendo obtido 70 a 85% de remoção em CQO e uma produção de biogás de 0,45 L g⁻¹ CQO degradado.

Keyser *et al.* (2003) utilizando reactores UASB laboratoriais enriquecidos com *Enterobacter sakazakii* e nutrientes no tratamento de EVs com 2,6 g CQO L⁻¹ e a funcionar a 35°C, com CV até 6 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, obtiveram 70 a 90% de remoção em CQO para um TRH de 1 a 2 dias, concluindo que a adição desta bactéria acelera o período de arranque do reactor até 17 dias, permitindo obter os melhores resultados em termos de eficiência.

b) *Anaerobic Filter Reactor* (AFR), ou filtro anaeróbio, no qual o biofilme se encontra fixo num suporte sintético ou orgânico de elevada área superficial por unidade de volume, podendo funcionar com fluxo ascendente ou descendente. Este tipo de reactor permite uma remoção de cerca de 90 a 95% em CQO, com C_v de 2 a 12 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e 2 a 5 dias de TRH, e com reduzida produção de lamas (0,1 g g⁻¹ CBO₅ degradado) (Gonard, 1992; Farinet e Forest, 1994 e Rochard e Viaud, 2000).

Perez *et al.* (2004a e 2004b) utilizando AFR laboratoriais no tratamento de vinhaças provenientes de uma destilaria vinícola com 15 g CQO L⁻¹, obtiveram 76,8 % de remoção em CQO, para C_v de 6,3 a 10,5 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e TRH de 1,1 a 2,5 dias. Nestes reactores, a fim de se obter uma distribuição homogénea do EV normalmente faz-se recirculação do efluente

Gonçalves *et al.* (1998) também utilizando um AFR a que aplicaram cargas de 0,3 a 1,8 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ com 4,2 dias de TRH, obtiveram cerca de 90% de remoção em CQO e 40 % remoção SST. Bories e Moulon (1994 e 1995) utilizaram um AFR piloto com enchimento composto por engaço de uvas no tratamento de EVs com 2 a 5 g CQO L⁻¹ a que aplicaram C_v de 0,4 a 1,5 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, tendo obtido cerca de 90% de remoção em CQO com 3 dias de TRH, sublinhando as vantagens deste material como suporte da biomassa, devido à sua elevada área superficial (400 m² m⁻³), elevada porosidade (90% vazios), reduzida densidade e custo nulo.

Andreoni *et al.* (1994 e 1995) utilizaram AFR laboratoriais com enchimento composto por estilha de madeira e a funcionar com EVs de 6-8 g CQO L⁻¹, suplementação de azoto e C_v de 2 a 4 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, tendo obtido 70 a 90% de remoção em CQO e uma produção de biogás de 0,4 a 0,5 L g⁻¹ CQO removido.

Daffonchio *et al.* (1998) utilizando o mesmo tipo de reactor no tratamento diferenciado de EVs de vinho branco e tinto com 7,5 g CQO L⁻¹ a que aplicaram cargas até 12 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ com adição de nutrientes e 16 horas TRH, obtiveram respectivamente taxas de remoção de 95 e 88 %, concluindo que os EVs de vinho branco apresentam melhor biodegradabilidade, por não conterem compostos fenólicos.

O custo do enchimento de um AFR representa cerca de 40 a 50% do investimento total, razão porque se utiliza frequentemente estilha de madeira ou engaço de uvas (Moletta e Raynal, 1992).

c) *Anaerobic Fluidized Bed Biofilme Reactor* (AFBBR) ou reactor anaeróbio de leito fluidizado, que consiste num digestor onde o suporte do biofilme (material inerte) é móvel dentro do reactor, sendo fluidizado pela recirculação do liquido e/ou de gás. Em geral tem

eficácia superior a 90% com C_v aplicadas de 20 a 30 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ (podendo chegar a 80 a 100 g CQO L⁻¹ dia⁻¹), reduzida produção de lamas e algumas horas de TRH (Buffière *et al.*, 2000 e Perez *et al.*, 2004b e 2004c).

Arnaiz *et al.* (2004), utilizando um AFBRR com partículas pré-colonizadas para tratar um EV à escala laboratorial, conseguiram reduzir o tempo de arranque do reactor, obtendo eficiências de remoção de 70 a 92%, com cargas aplicadas de 11 a 28 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, correspondendo respectivamente a 29,2 e 11,1 horas de TRH.

Perez *et al.* (2004b) utilizando também um AFBRR no tratamento de vinhaças com 15 g CQO L⁻¹ obtiveram 96% remoção para 2,5 dias de TRH e uma carga aplicada de 5,9 g CQO L⁻¹ dia⁻¹. Habouzit *et al.* (2004b) utilizaram também um AFBRR a funcionar em modo sequencial descontínuo, com biofilme fixo a suportes de PVC para tratar efluentes de destilaria com 15 a 20 g CQO L⁻¹ e aplicando uma C_v de 1 a 18 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ tendo obtido um rendimento de 90%, uma produção de gaz de 0,5 L g⁻¹ CQO degradado contendo 80% de metano, a que corresponde um efluente final com cerca de 2,5 g CQO L⁻¹. Já Perez *et al.* (2004c) utilizando vinhaças de vinho com 15 g CQO L⁻¹ aplicou a um AFBRR laboratorial cargas até 32 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ com TRH de 0,5 a 2,5 dias, tendo obtido um efluente final com 0,5 a 2,8 g CQO L⁻¹ (remoção em CQO superior a 80%) e uma produção de metano de 0,9 L L⁻¹ reactor dia⁻¹ (correspondente a 0,33 L metano g⁻¹ CQO degradado).

d) Anaerobic Hybrid Filter (AHF) ou Digestor Híbrido, que consiste num reactor composto por um leito de lamas na parte inferior (UASB) e um filtro anaeróbio (AFR) na parte superior (Andreoni *et al.* 1994a, 1994b e 1995; Andreottola *et al.*, 1998 e Berardino *et al.*, 2001). Segundo estes autores os reactores híbridos apresentam algumas vantagens por serem mais resistentes às variações de carga hidráulica e volúmica características dos EVs, eliminando simultaneamente os problemas de obstrução dos AFR, permitirem longos intervalos de paragem (até 4 meses) e terem tempos de arranque muito curtos (cerca de 1 semana).

Andreoni *et al.* (1994a, 1994b e 1995) e Andreottola *et al.* (1998) utilizaram AHFs piloto no pré-tratamento de EVs até 15 g CQO L⁻¹, tendo obtido rendimentos de 80 a 93% de remoção em CQO e uma produção de gás de 0,3 L g⁻¹ CQO removido (com 75% de metano), com C_v aplicadas até 13 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, 1 a 4 dias de TRH e efluente final com CQO inferior a 150 mg L⁻¹.

Em Portugal, Berardino *et al.* (2001) utilizando um AHF laboratorial no tratamento de EVs com 7-10 g CQO L⁻¹, obtiveram 65 a 90% remoção em CQO, um efluente final com

1,8 a 3 g CQO L⁻¹ e uma produção de metano de 0,2 a 0,45 L g⁻¹ CQO degradado, com 2 a 3 dias de TRH e Cv aplicadas até 5,3 g CQO L⁻¹ dia⁻¹.

No Anexo 7 apresentam-se as principais vantagens e inconvenientes dos processos de tratamento anaeróbios em geral.

11. TRATAMENTOS COMPLEMENTARES DE ACABAMENTO

Conforme foi verificado nos capítulos anteriores, muitos dos processos e tecnologias de tratamento usadas no tratamento de EVs, não permitem obter efluentes tratados com características compatíveis com a sua rejeição no meio hídrico (em Portugal 150 mg L⁻¹ CQO e 40 mg L⁻¹ de CBO₅). Assim é necessário recorrer a processos de tratamento complementares, normalmente sistemas aeróbios de arejamento prolongado, ou usando soluções alternativas, algumas das quais se descrevem a seguir.

11.1. Filtro de saibro

Este processo complementar consiste num leito filtrante inerte composto por saibro e visa assegurar de forma extensiva uma qualidade de tratamento e uma flexibilidade elevadas na rejeição dos EVs. Em geral, operam com carga orgânica aplicada baixa, têm boa capacidade de retenção de sólidos actuando como filtros, pelo que o tratamento principal deve reduzir previamente o CQO do efluente até 1 a 2 g L⁻¹ (Orditz *et al.* 1998; Jourjon *et al.*, 2001 e Bidault, 2004).

No caso do tratamento principal ser o armazenamento arejado (AA), os TRH elevados aí utilizados conduzem a uma mineralização e auto oxidação das lamas, de que resulta uma produção de lamas muito reduzida (3 a 10% do volume tratado). Um processo deste tipo denominado *Cascade* encontra-se patenteado pela empresa Vaslin Bucher (Clerc, 2004).

Orditz *et al.* (1998) utilizando um filtro de saibro com 0,65 m de profundidade a que aplicou uma carga hidráulica de 50 mm dia⁻¹ de um EV previamente tratado por AA (com 1,5 g CQO L⁻¹), obteve um CQO de saída de 50 mg L⁻¹, taxas de remoção de 95% em CQO, 93 % em SST, 94% em Nt e 50% em P, com um TRH de 55 horas, referindo que os filtros de saibro apresentam a capacidade de atenuar os problemas colocados pela variabilidade do caudal, carga e características físico químicas típicas dos EVs.

11.2. Leito de Macrófitas Emergentes (LME)

O tratamento complementar através de um LME, (também conhecido por fitoetar ou filtro de caniços), reproduz o processo que ocorre nos ecossistemas naturais, e baseia-se nos princípios da infiltração, percolação e tratamento biológico, e nas interações do efluente com as raízes, microorganismos depuradores, sol, ar, vento e água. Este processo tem conhecido um desenvolvimento crescente nos últimos anos particularmente no domínio da depuração de efluentes domésticos de pequenos aglomerados (Shepherd, 1995 e 1998; Jourjon *et al.*, 2004b e Kerner e Rochard, 2004). O reduzido consumo de energia, necessidade de acompanhamento e a sua integração no ambiente incitam a sua aplicação à depuração dos EVs e ao tratamento das lamas produzidas pelos diversos sistemas depuradores (Ferreira e Serra, 2002). Na Figura 11.1 apresenta-se um esquema do funcionamento deste sistema.

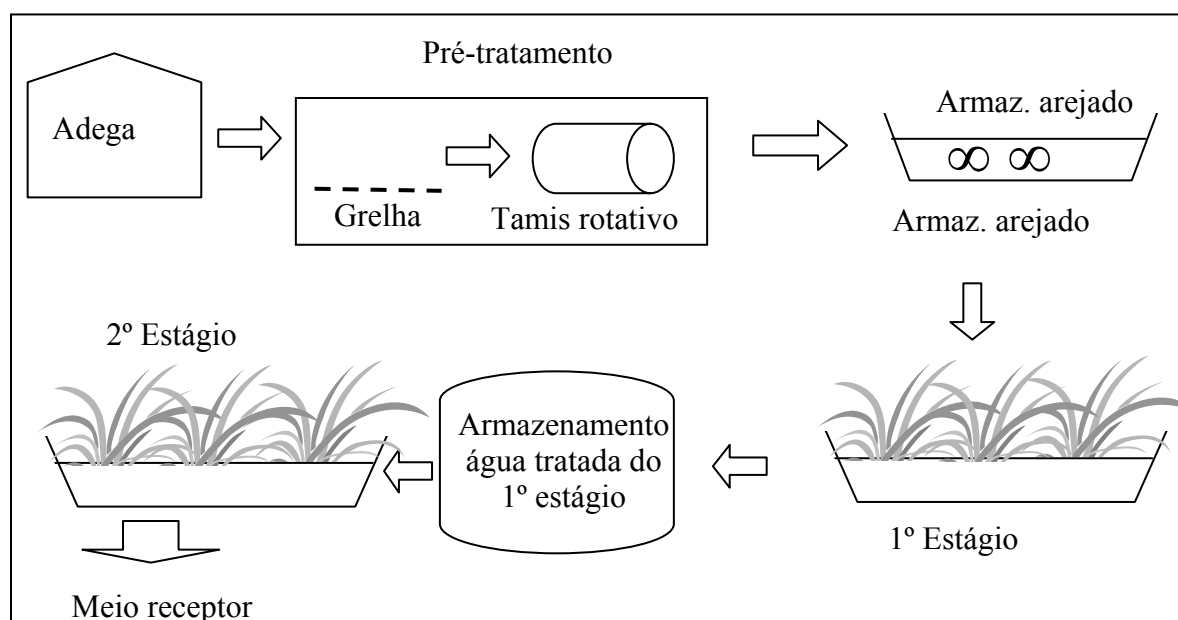


Figura 11.1- Esquema de funcionamento do tratamento por AA + Leito de macrófitas emergentes (LME) com dois estágios

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001) e Kerner e Rochard, (2004)

O processo só funciona se a montante houver uma regulação do fluxo de carga orgânica fornecida ao filtro que deverá ser realizada pelo tratamento principal (Jourjon *et al.*, 2001, 2004b e Kerner e Rochard, 2004). Assim, é necessário portanto assegurar um pré-tratamento dos efluentes, reduzindo-lhes a carga poluente até níveis compatíveis com a capacidade depuradora deste sistema. O tratamento principal tem pois como funções assegurar uma degradação inicial rápida da MO, armazenar o volume de EVs produzidos num

período limitado (aprox. 40-60 dias) e alimentar os filtros durante um período longo. Por vezes, e em função do CQO de entrada/saída dos filtros, pode ser necessário dispor de vários LMEs em série, e/ou fazer recircular o efluente de saída.

Os LME são dimensionados com base numa carga orgânica por unidade de superfície e em função de uma carga hidráulica máxima diária. Efluentes com 1,5 a 2 g CQO L⁻¹ e carga hidráulica da ordem de 0,1 m³ m⁻² dia⁻¹ aplicadas a LME possibilitam a obtenção de um efluente final com 125 a 300 mg CQO L⁻¹ (Shepherd, 1995; Jourjon *et al.*, 2001 e Kerner e Rochard, 2004).

No Anexo 9 apresentam-se as principais características de cada um dos tipos de AA propostos e respectivos tratamentos complementares.

12. FACTORES DE SELECÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os aspectos técnico, económico, ambiental e sócio-cultural que devem ser considerados no processo de escolha da solução de tratamento mais adaptada a cada tipo de adegas.

12.1. Factores técnicos

O volume de efluente é uma das variáveis determinantes para o estabelecimento da capacidade da ETAR a instalar, e condiciona fortemente o investimento. Por um lado, a composição dos EVs influencia a escolha do processo e da tecnologia a utilizar, e consequentemente, os custos de funcionamento assim como os rácios de consumo de água, os valores de concentração em CQO e CBO₅ médios determinam as bases do dimensionamento, (Jusiak, 1994; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001).

Por outro lado, o destino final dos efluentes (descarga em cursos de água ou em ETAR municipal) e as características do meio receptor condicionam a qualidade exigida aos efluentes finais descarregados pela adegas e portanto também o tipo de tratamento a utilizar.

Os diversos processos de tratamento produzem lamas em maior ou menor quantidade, pelo que a sua deve fazer parte integrante do projecto da ETAR, desde o seu início. A quantidade de lamas produzidas é portanto mais uma variável na escolha da solução de tratamento a adoptar (Palau e Mata-Alvarez, 1998).

12.2. Factores económicos

Os custos de investimento e funcionamento devem ser considerados na altura da escolha da solução de tratamento e são muitas vezes decisivos na escolha da solução de tratamento a adoptar. Com efeito, baixos custos de investimento podem em certos casos conduzir a elevados custos de funcionamento, sendo importante referir que os apoios financeiros previstos para a construção de ETARs, apenas preveem os custos de investimento. Por esta razão muitas vezes torna-se vantajoso investir um pouco mais na altura da construção (em automatização por exemplo) garantindo-se um custo de funcionamento e um custo global durante a vida útil dos equipamentos inferior (Jusiak, 1994; Muller *et al.*, 1999 e Rochard e Viaud, 2000).

12.3. Factores de ordem ambiental

Os constrangimentos de ordem ambiental podem ser agrupados em três grupos (Jusiak, 1994; Rochard e Viaud, 2000 e Jourjon *et al.*, 2001):

1) Os associados às características do efluente final a descarregar pela adega no meio receptor. Têm em conta os valores limite fixados na legislação de protecção ambiental previstos para este tipo de instalações (Dec. Lei 236/98 de 1 de Agosto);

2) Os de localização, referindo-se este aspecto ao clima, à localização e ao espaço disponível na adega para implantação da solução de tratamento, aos terrenos eventualmente utilizáveis para distribuição, a presença ou não de vizinhança e a existência de rede de esgotos municipal. Este ponto é extremamente importante na RDD, uma vez que a maioria das adegas se encontram em zonas de socalcos, com reduzida disponibilidade de espaço e com terrenos extremamente escassos e valorizados, inviabilizando muitas vezes a escolha de soluções de tratamento em área, e favorecendo a adopção de soluções compactas que se integrem no meio paisagístico.

3) Os de enquadramento paisagístico e sócio-cultural

A instalação da ETAR deve ser vista como uma preocupação ambiental e social da adega. Na Figura 12.1 resumem-se os factores a ter em conta na escolha do tipo de instalação de tratamento a utilizar.

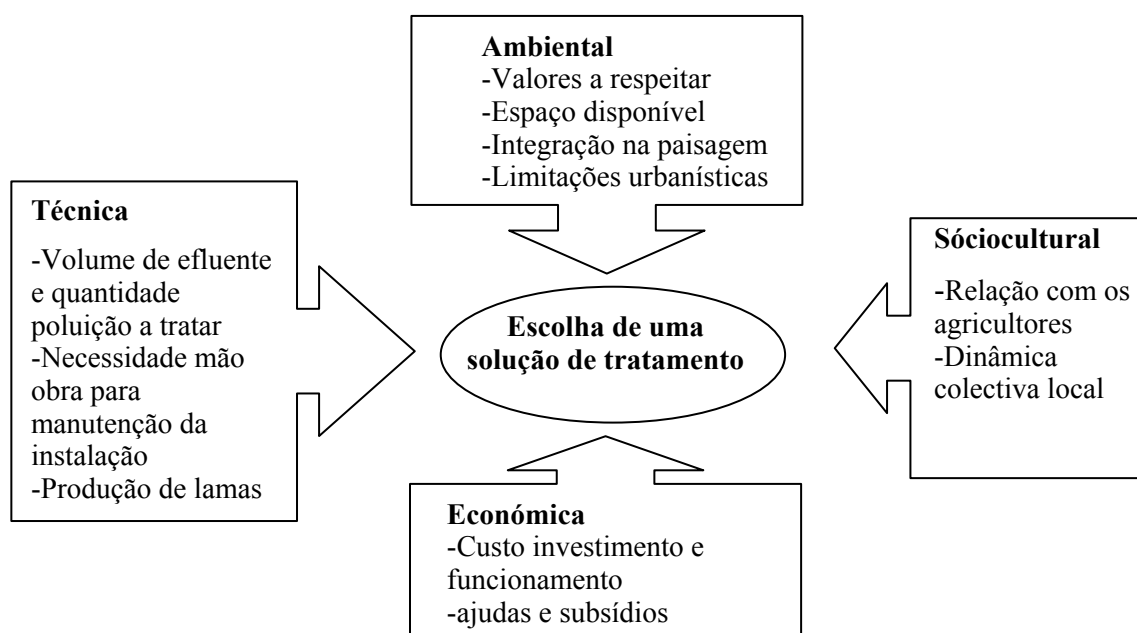


Figura 12.1- Factores a ter em conta na escolha do tipo de instalação de tratamento a utilizar

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001) e Bidault, (2004)

12.4. Diagrama de ajuda à decisão

Diversos autores têm proposto diagramas visando ajudar o responsável da adega na escolha da solução de tratamento que melhor se adequa às suas condições, tendo em conta factores como o tipo de vinho produzido, o volume de água consumido, taxas e impostos aplicados, tamanho e localização da adega no seu ambiente geográfico (implantação na povoação, vizinhança, etc.), a sua estrutura (área disponível, proximidade de parcelas para distribuição) e a disponibilidade ou não de tratamento colectivo nas proximidades (Jourjon *et al.*, 2001).

O diagrama da Figura 12.2 aplica-se a pequenas e médias explorações, pelo que as soluções preconizadas são as que lhes estão adaptadas: reduzida mão-de-obra disponível, reduzida exigência técnica e custos razoáveis.

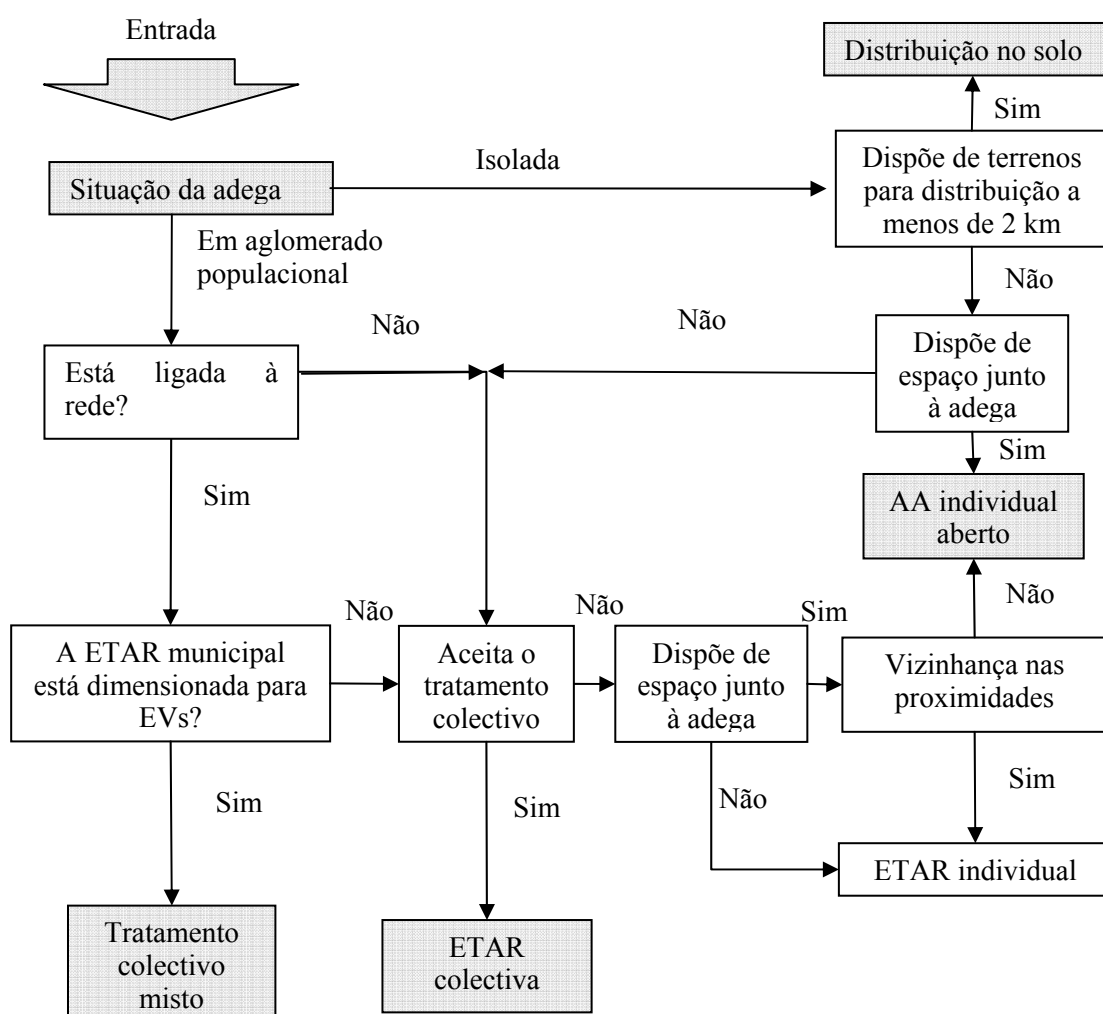


Figura 12.2- Diagrama da ajuda à decisão para escolha do melhor tipo de tratamento de EVs a seguir (caso de pequenas e médias adegas)

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

12.4.1. Programas informáticos

Em alguns casos existem já no mercado programas interactivos computadorizados, que propõem e permitem optar pela solução de tratamento mais adequada, em função dos factores técnicos, económicos e ambientais referidos, fornecendo simultaneamente custos de investimento e funcionamento das diversas soluções alternativas propostas (Farolfi, 1994 e 1995; Grenier *et al.* 1994 e 1995 e Walczak *et al.*, 1997).

Estes programas propõem soluções completas adaptadas a cada caso particular que vão desde o planeamento da adega até ao tratamento propriamente dito dos EVs, fornecendo informações sobre a utilização e ocupação dos equipamentos da adega, as características quali- e quantitativas dos EVs que vão sendo gerados ao longo do ano, legislação, diferentes processos de tratamento, custos e ajudas disponíveis para o sector, sendo por isso uma útil ferramenta de gestão, informação, sensibilização e ajuda à decisão (Villete e Grenier, 1994; Walczak *et al.*, 1997; Balsari e Airoidi, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001).

12.5. Tratamento colectivo vs individual

Por tratamento colectivo entende-se a solução onde diversas adegas se agrupam para tratar os seus efluentes em comum numa instalação específica. Segundo a maior ou menor proximidade, assim será de instalar uma rede particular de esgotos ou optar pelo transporte em cisterna dos efluentes retidos em fossas (capacidade de armazenamento de alguns dias) instaladas nos vinicultores aderentes. A escolha da solução a adoptar implicará sempre uma análise caso a caso. Em algumas regiões existem também adegas situadas no centro de núcleos populacionais, onde soluções individuais são de difícil implementação. Nestes casos, a capacidade de armazenamento de efluentes na adega permitirá regular o fluxo enviado para um sistema de tratamento colectivo, quer ele seja municipal quer específico para um conjunto de instalações.

12.6. Tratamento contínuo vs descontínuo

A partir do momento em que se torna necessário tratar um fluxo poluente extremamente irregular no tempo, põe-se o problema da optimização do dimensionamento e da fiabilidade das *performances* do tratamento. Este objectivo passa necessariamente pela análise da carga poluente a tratar e o exame da pertinência ou não de realização do tratamento em contínuo.

Em grandes unidades, com caudais diários elevados ($> 40 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$) será necessário um tratamento em contínuo a fim de evitar volumes de armazenamentos muito elevados.

Neste caso, o sistema de tratamento deve ser dimensionado para admitir os períodos de ponta de carga e caudal, o que implicará campanhas de medição nesses períodos críticos (normalmente 5 a 6 semanas após o início da vindima) (Racault *et al.*, 1998).

Nas pequenas adegas os tratamentos descontínuos serão preferíveis, pelo que os fluxos poluentes são acumulados. Na Tabela 12.1 apresentam-se os tipos de tratamento mais adequados em função da dimensão da adega.

Tabela 12.1- Tipos de tratamento mais adequados em função da dimensão da adega

Caudal em período de ponta	Tipo tratamento	Capacidade armazenamento tampão	Processos mais adaptados	Vantagens	Desvantagens
Elevado ($>40 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$) Produção vinho $>5000 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$	Contínuo	1-3 vezes o volume diário de EVs produzido em período de ponta	Biológicos intensivos Processos multietapas	Limitação vol. obras Ocupação solo inferior Adaptado a grandes volumes	Exploração sensível Arranque início vindima Produção lamas
Médio a elevado ($5-40 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$)	Diferido ou semi contínuo	Uma a algumas semanas de produção em período de ponta	Aeróbios ou anaeróbios SBR	Regulação do fluxo a tratar Estabilidade Simplicidade	Arejamento da bacia armazenamento Longo período exploração
Reduzido a médio ($<5 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$)	Descontínuo	60-100% Produção anual EVs	AA (Armaz. Arejado) Evaporação	Simplicidade Fiabilidade Reduzida produção lamas Adaptação a pequenas unidades	Custo investimento Custo energético não optimizado Duração tratam. prolongada

Fonte: Rochard e Viaud, (2000)

12.7. Sistemas de tratamento físico-químicos e biológicos

A fim de se ter uma percepção global do conjunto de soluções de pré-tratamento e tratamento físico-químico e biológico disponíveis, apresentam-se a seguir dois organigramas representando esquematicamente o conjunto dos processos físicos (Figura 12.3) e biológicos (Figura 12.4) de tratamento dos EVs. A hierarquização dos processos de tratamento biológicos faz-se segundo os volumes anuais a tratar e o aspecto contínuo ou descontínuo do tratamento.

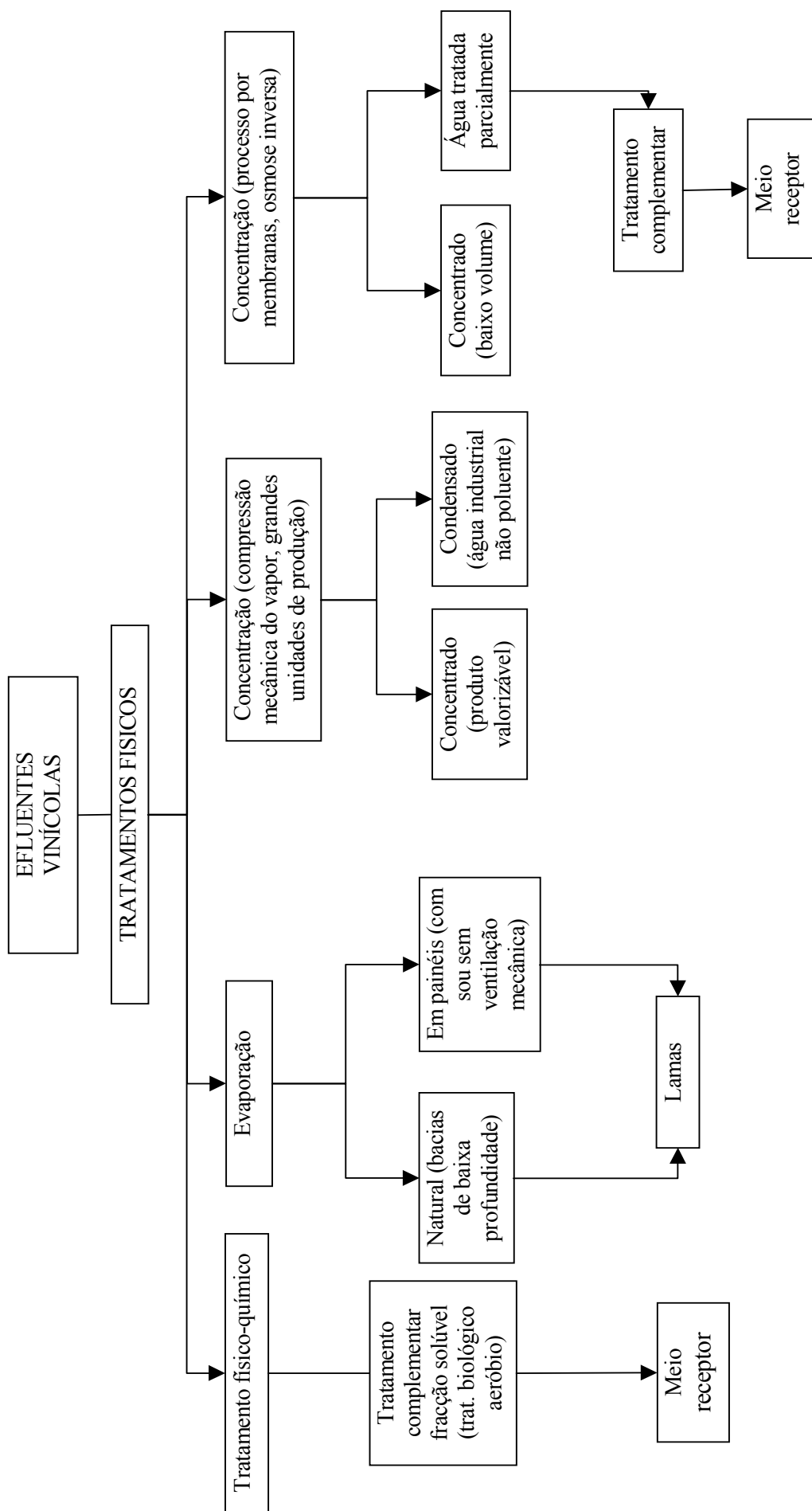


Figura 12.3- Organograma dos principais processos de tratamento físico-químicos aplicáveis ao tratamento de EVs

Fonte: Rochard e Viaud, (2000) e Jourjon *et al.*, (2001)

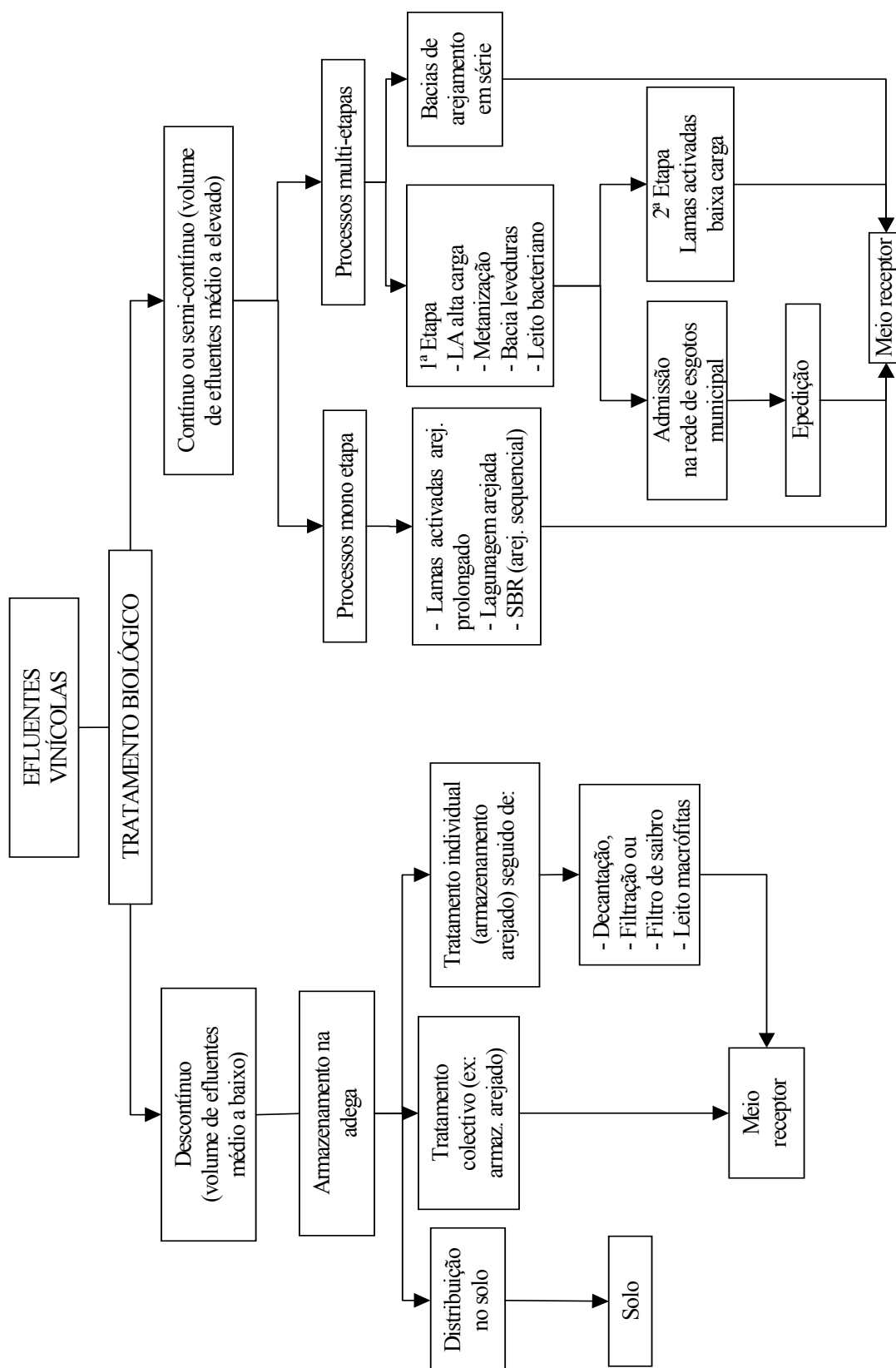


Figura 12.4- Organograma dos principais processos de tratamento biológico aplicáveis ao tratamento de EVs

Fonte: Kennedy, (1994); Rochard e Viaud, (2000 e Jourjon *et al.*, (2001)

PARTE V- CARACTERIZAÇÃO DAS ADEGAS EM ESTUDO

13. SELECÇÃO E CARACTERIZAÇÃO TECNOLÓGICA

Com a finalidade de dispor de um conjunto de efluentes característicos da realidade da RDD, foram seleccionadas três adegas representativas dos diferentes tipos e dimensões das instalações produtivas do Douro:

- Quinta da Gaivosa (produtor/engarrafador de pequena dimensão)
- Adega Cooperativa de Vila Real (produtor/engarrafador de média dimensão)
- Quinta do Sol (grande produtor de vinho do Porto e de vinho de mesa).

A Quinta da Gaivosa (Q. da Gaivosa) é uma pequena adega familiar situada em St^a Marta de Penaguião, que emprega dois trabalhadores em permanência e vinifica exclusivamente uvas produzidas nas suas próprias propriedades. Nas suas instalações procede também aos tratamentos pós vinificação, lotação, envelhecimento em casco, engarrafamento e comercialização. Esta adega produz vinhos muito corados e de alta qualidade, na sua maioria estagiados em casco, por isso os seus efluentes têm quase sempre elevada carga poluente. Tem uma actividade muito sazonal, pelo que a produção de efluentes reflecte essa sazonalidade. Engarrafa exclusivamente taras não retornáveis, procedendo ao seu enxaguamento prévio apenas com água. Está muito bem equipada em termos tecnológicos dispondo de prensas pneumáticas, centrífuga, esmagadores, tubagem e cubas inteiramente em aço inox. A adega recorre a mão-de-obra semi-especializada da região, os seus pavimentos são na sua maioria cerâmicos de fácil lavagem, dispõe de pontos de água em número suficiente e utiliza regularmente água à pressão (não dispondo no entanto de rede de água quente para limpezas). Não dispõe de ETAR.

A Adega Cooperativa de Vila Real (ACVR) é uma instalação recente de média dimensão situada nos arredores de Vila Real, e que emprega cerca de doze trabalhadores em permanência. Vinifica uvas dos seus associados, procedendo aos tratamentos pós vinificação, lotação, envelhecimento em casco, engarrafamento e comercialização. Esta adega engarrafa

um volume importante da sua produção em taras retornáveis (de 1 e 5 L) pelo que procede à lavagem diária de taras com detergentes (essencialmente à base de soda caustica). Está bem equipada em termos tecnológicos dispondo de prensas pneumáticas, filtro de vácuo para borras, centrifuga, esmagadores, tubagem e cubas inteiramente em aço inox. Os pavimentos são na sua maioria de cimento rugoso de difícil lavagem, dispondo de poucos pontos de água e com possibilidade de uso de água à pressão pontualmente em determinadas lavagens. O sistema de esgotos é problemático por não possuir separação de redes efluentes/águas pluviais, e por entupir frequentemente devido à presença de rolhas, cápsulas e rótulos nos efluentes e à inexistência de grelhas de gradagem desses mesmos efluentes. Esta adega recorre a mão-de-obra não especializada da região e por exigência regulamentar possui uma ETAR, que se encontrava contudo inoperacional à data de realização deste trabalho.

A Quinta do Sol (Q. do Sol) é uma adega moderna, de grandes dimensões, empregando cerca de vinte trabalhadores em permanência, situada nos arredores da Régua e pertencente a uma multinacional produtora de vinho do Porto e vinhos de mesa. Vinifica as uvas de quintas próprias bem como uvas adquiridas a particulares. Além disso recebe também vinho proveniente de outras adegas do grupo na região (este representa cerca de 35 % do total de vinho processado). Procede aos tratamentos pós vinificação, lotação e preparação para o engarrafamento posterior em Vila Nova de Gaia. Em termos tecnológicos está muito bem equipada dispondo de lagares de esmagamento/maceração robotizados, prensas pneumáticas, filtro de vácuo para borras, tubagem e cubas em aço inox, bem como alguns balões de cimento que herdou do início da actividade da adega.

Cerca de metade dos seus pavimentos são cerâmicos de fácil lavagem, recorre a mão-de-obra não especializada da região, dispõe de pontos de água em número suficiente, utiliza de forma generalizada água à pressão, não possuindo rede de água quente para lavagens. O sistema de recolha de esgotos abrange de forma razoável toda a área da adega, contudo existe mistura parcial de águas pluviais com os efluentes. Esta adega possui duas pequenas lagoas que funcionam como ETAR.

Nestas adegas e durante as campanhas de 2001/02 a 2003/04, procedeu-se ao acompanhamento das etapas de laboração e da respectiva produção de efluentes, através da interpretação do seu ciclo produtivo, bem como da caracterização dos diferentes efluentes a este associados.

De forma geral, todas estas adegas recolhem e enviam para destilação, após filtração com filtro de vácuo, os fundos de cuba (borras) bem como os bagaços resultantes da fermentação, não recolhendo no entanto as terras de filtração que são processadas juntamente

com os efluentes. Estas adegas (bem como a generalidade das existentes no Douro) não têm qualquer preocupação em racionalizar ou reduzir o consumo de água, não controlando o seu consumo nem a respectiva produção de efluentes.

13.1. Caracterização quantitativa

Todas as adegas têm registos pormenorizados das produções de vinho por espécie, verificando-se no entanto uma ausência completa de elementos qualitativos e quantitativos relativos ao consumo de água/produção de efluentes (note-se que neste tipo de indústrias, em que não existe incorporação de água no produto final, a produção de efluentes considera-se idêntica ao consumo de água). Por este motivo foram instalados contadores de água em cada uma das adegas, tendo sido efectuados os registos diários deste consumo. Esta informação é apresentada em gráficos de evolução temporal do consumo de água para as campanhas de 2001 a 2003.

13.1.1. Produção anual de vinho

Na Tabela 13.1 apresentam-se as produções de vinho por espécie para as adegas em estudo. Como se verifica, a Q. do Sol é uma adega de grande dimensão com cerca de 6,5 milhões de litros de vinho processado por ano, com 85% de produção de vinho tinto, sendo cerca de 65% do total processado como vinho do Porto. A ACVR é uma adega de média dimensão, com cerca de 3,2 milhões de litros de vinho produzido por ano, na sua maior parte vinho tinto (70%), sendo cerca de 62% vinho de mesa. A Q. da Gaivosa é uma adega individual de pequena dimensão, com cerca de 170 000 litros de vinho produzido por ano, exclusivamente vinho de mesa e na sua maior parte vinho tinto (86%).

13.1.2. Consumo de água

Tal como já referido, verifica-se que não existe preocupação em reduzir, mas sobretudo racionalizar o consumo de água. De facto este não parece ser um bem escasso na região, verificando-se um desperdício generalizado do recurso. Esta situação deve-se à facilidade de obtenção (a ACVR e a Q. da Gaivosa recorrem a furos e minas próprias, enquanto a Q. do Sol utiliza água que extrai de um ribeiro e do rio Douro), não recorrendo nenhuma delas à água da rede pública.

Tabela 13.1- Produção anual de vinho por espécie das adegas em estudo (milhares de litros)

	Ano	Vinho de mesa		Vinho generoso		Total	% Vinho	
		Branco	Tinto	Branco	Tinto		Mesa	Tinto
Quinta da Gaivosa	1999	11	116			127	100	91
	2000	11	127			138	100	9
	2001	11	149			160	100	93
	2002	38	125			163	100	77
	2003	44	204			248	100	82
	Média	23	144			167	100	86
ACVR	1999	281	1381	502	563	2726	61	71
	2000	59	882	548	615	2104	45	71
	2001	724	2393	612	778	4506	69	70
	2002	256	1388	620	703	2967	55	70
	2003	549	1906	695	511	3661	67	66
	Média	374	1590	595	634	3193	62	70
Quinta do Sol*	1999	183	1182	894	3493	5751	24	81
	2000	30	1036	903	3732	5702	19	84
	2001	52	2638	1051	3468	7209	37	85
	2002	173	2513	654	3650	6991	38	88
	2003	605	2849	468	2795	6717	51	84
	Média	209	2044	794	3428	6474	35	85

*Os valores anuais e totais indicados englobam também o vinho vinificado noutros locais e para aqui transportado onde é processado, representando cerca de 35% do total.

Por outro, e contrariamente ao que se passa em França (Jourjon *et al.*, 2001) em que existe uma taxa ambiental função da eficiência do uso da água e da carga poluente produzida, o Estado português não premeia a eficiente utilização do recurso nem penaliza o seu excessivo consumo nem a elevada produção de efluentes destas empresas, contribuindo para a manutenção do *status quo*.

A atenção dada à racionalização do consumo de água nesta actividade é extremamente importante, dado que toda a água utilizada resulta na produção do mesmo volume de efluentes, pelo que reduzindo a sua utilização automaticamente se reduz o custo associado ao tratamento dos EVs que origina (Duarte *et al.*, 2004a).

13.1.2.1. Sazonalidade dos consumos diários

Nas Figuras 13.1 a 13.3 apresenta-se a evolução do consumo diário de água para cada uma das adegas em estudo nas campanhas de 2001 a 2003. Como se verifica na Figura 13.1, a Q. do Sol apresenta o maior consumo absoluto deste recurso, oscilando entre cerca de 10 a 50

$\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$ na época mais baixa (período entre vindimas), e 40 a 150 $\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$ (atingindo pontualmente valores superiores) na época alta (correspondendo ao período da vindima).

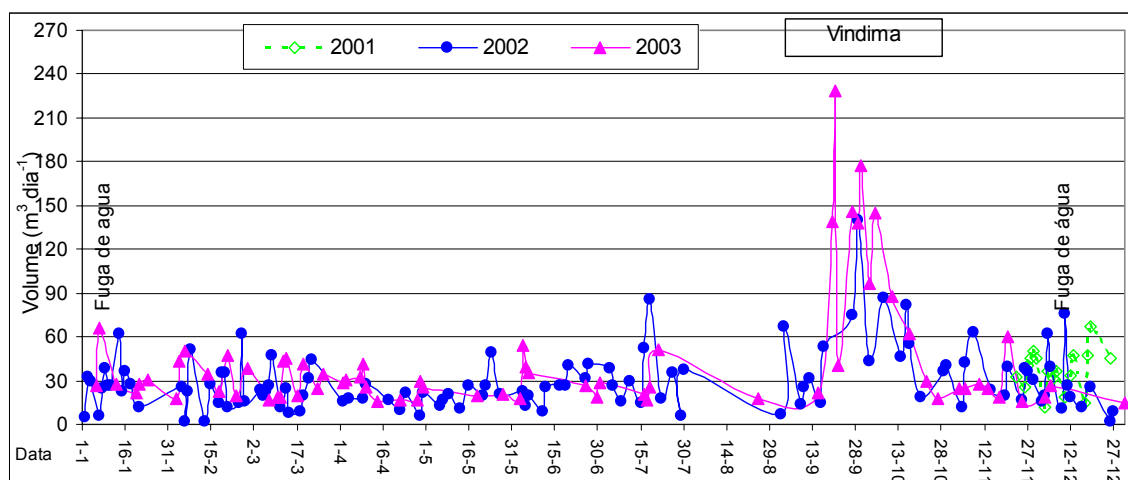


Figura 13.1- Consumo diário de água na Quinta Sol

Na Figura 13.2 verifica-se que a ACVR apresenta um consumo que oscila entre 8 e 20 $\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$ na época baixa e entre 20 e 55 $\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$ na época alta, igualmente com algumas pontas de consumo esporádicas fora deste período. Apresenta um consumo mais regular do que a Q. do Sol, dado o tipo de actividades que desenvolve (a lavagem e engarrafamento de taras retornáveis são actividades praticamente diárias e muito consumidoras de água, ao contrario das restantes adegas em que esta actividade não existe).

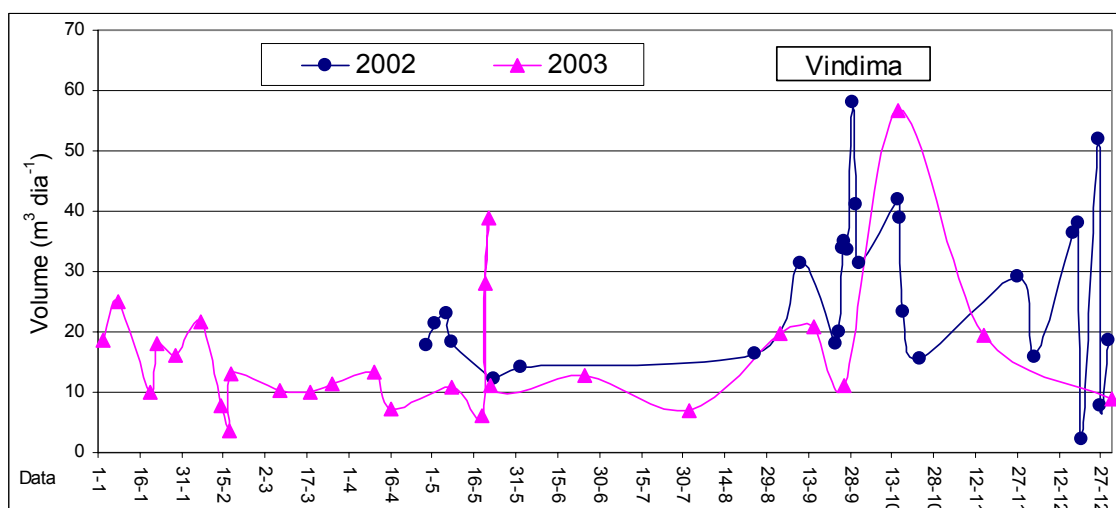


Figura 13.2- Consumo diário de água na ACVR

A Figura 13.3 mostra que a Q. da Gaivosa apresenta um consumo reduzido e muito irregular, que oscila entre cerca de 1 a 6 m³ dia⁻¹ na época baixa (de fins de Outubro a Agosto) e entre 3 e 15 m³ dia⁻¹ no período de vindima.

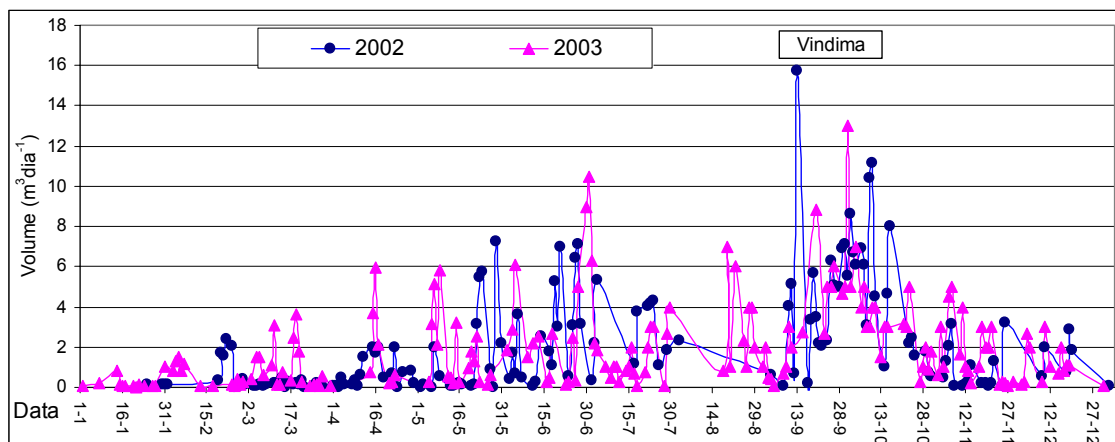


Figura 13.3- Consumo diário de água na Q. da Gaivosa

13.1.2.2. Consumos acumulados

As Figuras 13.4 a 13.6, permitem analisar a evolução do consumo acumulado de água nas diferentes adegas ao longo de todo o período de registos. De modo geral, observa-se que no período extra vindima o consumo apresenta uma evolução linear em todas as adegas. Na época de vindima/primeiras trasfegas (Setembro e Outubro), o consumo aumenta, apresentando uma evolução exponencial, concentrando-se neste período cerca de 35 a 50 % do consumo anual de água.

Este facto é particularmente notado na Q. do Sol e Q. da Gaivosa, adegas onde se verifica o aumento de consumo mais acentuado neste período e onde não existe lavagem de garrafas de tara retornável.

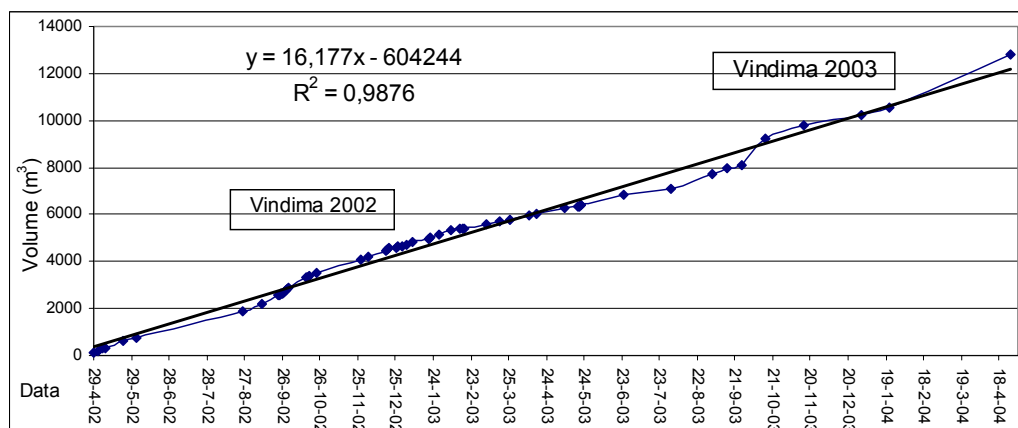


Figura 13.4- Consumo acumulado de água na Quinta do Sol

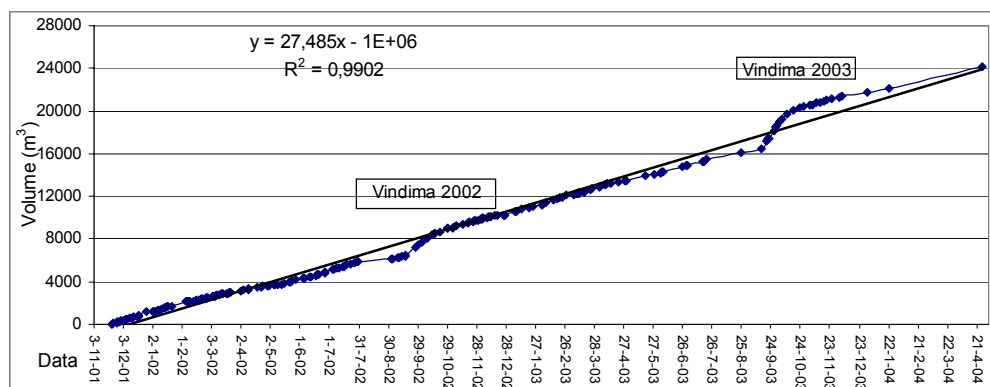


Figura 13.5- Consumo acumulado de água na ACVR

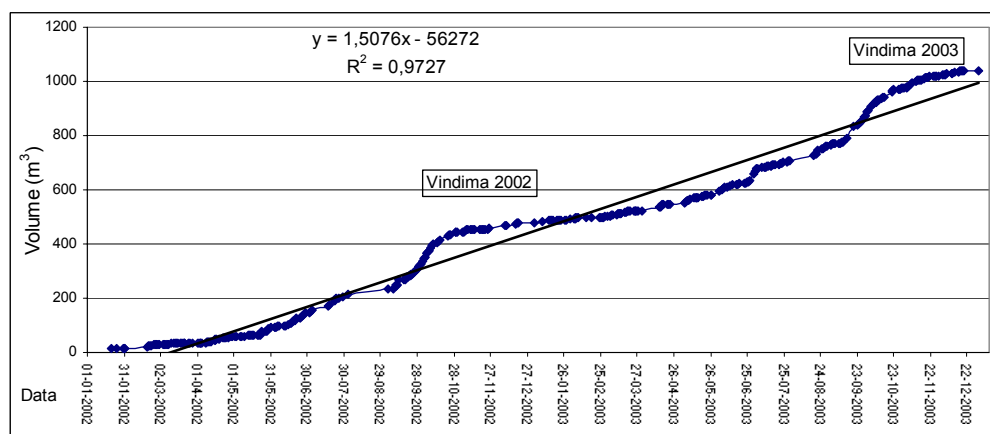


Figura 13.6- Consumo acumulado de água na Q. da Gaivosa

13.1.2.3. Consumo médio diário e específico

Dado que as adegas em estudo apresentam dimensões muito diferentes, foi calculado o consumo específico de água por litro de vinho processado, parâmetro que permite a comparação da eficiência do uso da água e pode funcionar como indicador de desempenho. Este parâmetro permite ter um conjunto de dados de eficácia ambiental característicos de determinado tipo de adega, e possibilita a aplicação destes rácios a outras unidades com tecnologia e processos produtivos idênticos (Duarte *et al.*, 2004a). Assim, por análise da Figura 13.7 verifica-se que a Q. do Sol apresenta o consumo médio diário mais elevado (cerca de $38,8 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$), seguida da ACVR com $23,0 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ e finalmente a Q. da Gaivosa com apenas $2,0 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$). No caso do consumo específico, a Q. do Sol é a instalação mais eficiente ($1,45 \text{ L água L}^{-1} \text{ vinho processado}$), seguida da ACVR com $1,81 \text{ L água L}^{-1} \text{ vinho processado}$, e finalmente a Q. da Gaivosa aparece como a instalação com índice mais elevado ($2,58 \text{ L água L}^{-1} \text{ vinho processado}$).

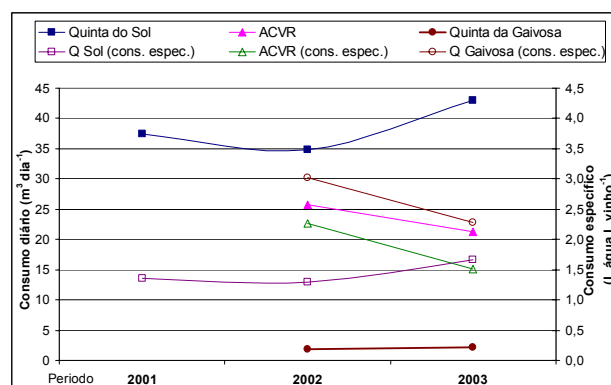


Figura 13.7- Consumo médio diário e específico de água das adegas em estudo

13.1.2.4. Conclusões preliminares

Do estudo realizado verifica-se que a Q. do Sol é realmente uma adega de grande dimensão, produzindo principalmente vinho do Porto tinto, enquanto a ACVR, com cerca de metade da dimensão, produz principalmente vinho de mesa tinto. A Q. da Gaivosa é uma pequena adega produzindo exclusivamente vinho de mesa e na sua maior parte tinto.

Conclui-se também que existem claramente duas épocas distintas no consumo de água/volume de efluentes produzido: uma época baixa (de Novembro a Agosto, *sensu lato*), com consumos reduzidos, e uma época alta correspondendo ao período de vindimas/primeiras trasfegas (Setembro e Outubro), período em que os consumos são multiplicados por um factor 2-3, nas adegas mais pequenas, ou por um factor 5 nas de maior dimensão (o consumo de água neste período corresponde a cerca de 35 a 50% do total anual). Fora deste período de ponta, o consumo de água tem uma evolução mais regular, apresentando no entanto alguns picos de consumo, correspondentes a operações específicas. Estes resultados são concordantes com os valores referidos por (Racault e Lenoir, 1994 e 1995 e Duarte *et al.* 2004a).

Por outro lado, verifica-se que o volume médio de efluentes produzido é variável em função da dimensão e da fase do ciclo produtivo em que a adega se encontra, com valores médios anuais que oscilam entre 1,9 e 95,67 m³ dia⁻¹ (sendo superior nas adegas de maior dimensão). A produção específica de efluentes varia entre 1,45 e 2,58 litros de água por litro de vinho produzido, sendo inversamente proporcional ao tamanho da adega. Estes resultados são semelhantes aos encontrados por Jourjon e Arcanger (1998) e Arcanger *et al.* (1999).

Da análise dos consumos de água, apesar dos valores de consumo específico serem semelhantes aos obtidos noutras regiões de Portugal por Duarte *et al.* (2004a) (entre 1,4 e 4,9 L água L⁻¹ vinho) e se situarem dentro do intervalo de 1 a 3 L água L⁻¹ vinho referidos na bibliografia (Doré, 1998; Lemiere *et al.*, 1998 e Jourjon *et al.*, 2001), a diferença de consumo

específico médio encontrada entre as diferentes adegas (de 1,45 a 2,58 L água L⁻¹ vinho) denota algum desperdício de água por parte das adegas de menor dimensão, que fazem por isso uma pior utilização deste recurso, aumentando os custos de produção.

13.2. Caracterização qualitativa dos efluentes produzidos

13.2.1. Sazonalidade das suas características

A caracterização qualitativa dos efluentes foi efectuada em cada uma das instalações através de amostragens semanais efectuadas aos seus efluentes (amostragem representativa proporcional ao caudal) e da realização de análises físico-químicas segundo as metodologias referidas por APHA/AWWA/WEF (1995).

Os efluentes da Q. do Sol apresentam uma carga poluente muito sazonal (Figura 13.8), extremamente variável ao longo das diversas fases do ciclo produtivo do vinho, verificando-se que atinge os valores máximos de CQO e CBO₅ (cerca de 8-15 g CQO L⁻¹) no período imediatamente após a vindima (Novembro/Dezembro), apresentando também picos de concentração, associados a operações específicas (filtrações, centrifugações, lavagem de cubas, etc.). O teor em CBO₅ oscila entre 20 e 90% dos valores para o CQO.

Quanto ao teor em SST verifica-se que este oscila entre 0,05 e 1,25 g L⁻¹, em relação directa com a carga poluente associada. O teor em SSV é também extremamente variável, oscilando entre 9 e 99% do teor em SST, sem relação com o ciclo operativo da adega. Quanto à evolução do pH verifica-se que este oscila entre 3,7 e 12,3, apresentando uma preponderância básica por altura das vindimas e ácida fora deste período.

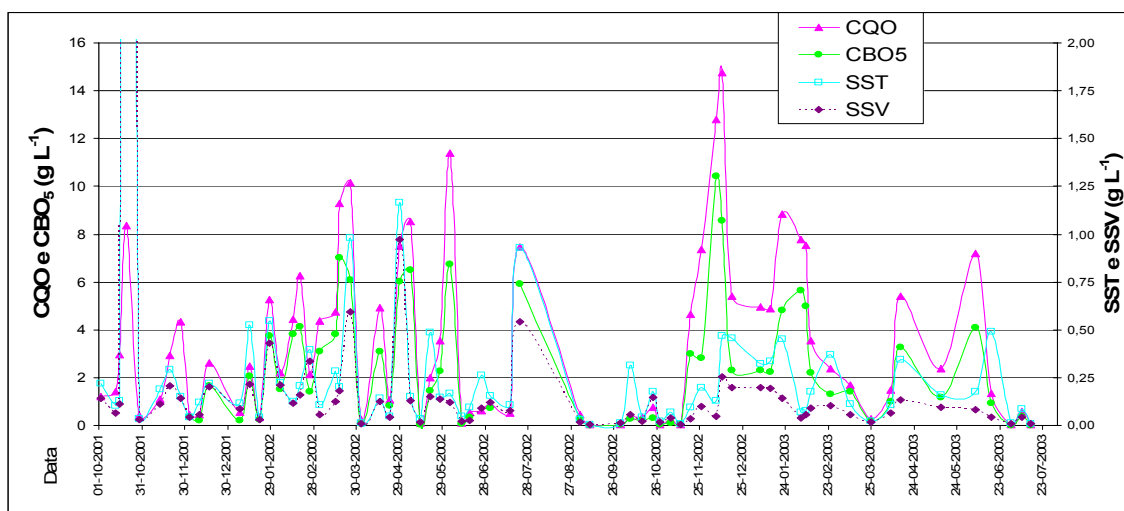


Figura 13.8- Evolução dos teores em CQO, CBO₅, SST e SSV na Q. do Sol

No caso da ACVR, e da análise da Figura 13.9 verifica-se que esta instalação apresenta também efluentes com uma carga poluente extremamente variável e sazonal ao longo das diversas fases do ciclo produtivo do vinho e de actividade da adega, verificando-se que atinge os valores máximos no período de Fevereiro a Junho, chegando a atingir valores de 100 g CQO L^{-1} . Tal como no caso anterior, apresenta também picos de concentração fora deste período, associados a operações específicas executadas nomeadamente no período imediatamente após a vindima, e/ou filtrações, centrifugações, lavagem de cubas, etc. O teor em CBO_5 apresenta valores entre 36 e 97% dos valores para o CQO, sem relação directa com o ciclo operativo da adega.

Quanto ao teor em SST verifica-se que oscila entre $0,015$ e $9,2 \text{ g L}^{-1}$, com relação directa com a carga poluente associada. O teor em SSV é também extremamente variável, oscilando entre 11 e 98% do teor em SST, sendo atingidos os valores mais elevados por altura da vindima. O pH oscila entre 3,5 e 12,1, apresentando uma preponderância ácida por altura das vindimas e básica fora deste período (altura em que a adega procede a lavagens de vasilhame com soda caustica).

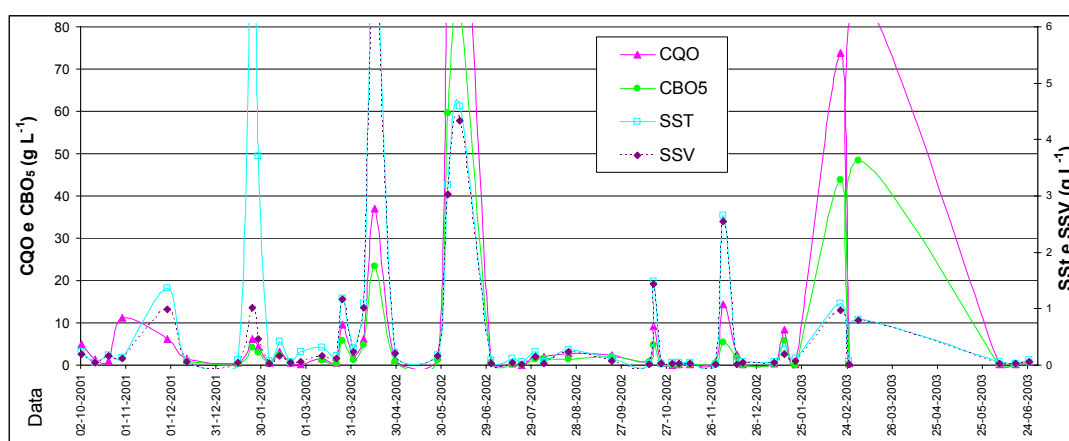


Figura 13.9- Evolução dos teores em CQO, CBO_5 , SST e SSV na ACVR

A Q. da Gaivosa apresenta também efluentes com uma carga poluente extremamente variável e sazonal ao longo das diversas fases do ciclo produtivo do vinho e de actividade da adega (Figura 13.10). Em geral a carga poluente é muito elevada (associada aos vinhos tintos extremamente corados que produz), verificando-se que atinge o valor máximo no período imediatamente após a vindima, prolongando-se estes picos até Março (fim da fermentação maloláctica), chegando a atingir valores superiores a 60 g CQO L^{-1} . O teor em CBO_5 oscila entre 20 e 95% do teor em CQO, em relação directa com o ciclo operativo da adega.

O teor em SST é também muito variável, oscilando entre $0,008$ e 33 g L^{-1} , em relação directamente proporcional à carga poluente associada, enquanto o teor em SSV varia entre 40

e 99% do teor em SST, com os valores mais elevados imediatamente após o período de vindima. Quanto à evolução do pH verifica-se que oscila entre 3,5 e 12,1, apresentando uma preponderância ácida com alguns picos básicos (períodos em que a adega procede a lavagem de vasilhame com soda caustica).

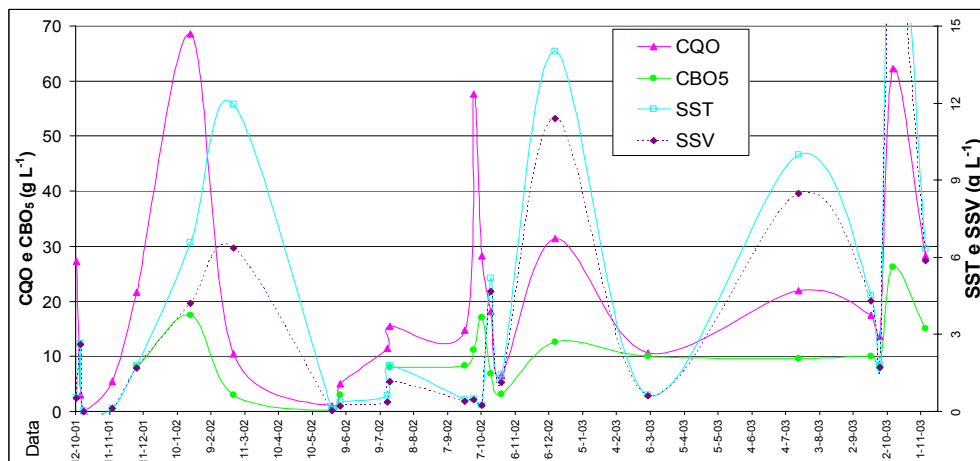


Figura 13.10- Evolução dos teores em CQO, CBO₅, SST e SSV na Q. da Gaivosa

13.2.2. Características médias

Através da análise da Figura 13.11 verifica-se que a Q. da Gaivosa apresenta EVs com cargas poluentes mais elevadas, com médias anuais variando entre 11,5 e 25,7 g CQO L⁻¹ (o que está em consonância com o tipo de vinhos muito corados que produz), seguindo-se a ACVR variando entre 4,4 e 19,1g CQO L⁻¹ e a Q. do Sol cujos valores oscilam entre 2,4 e 3,6 g CQO L⁻¹.

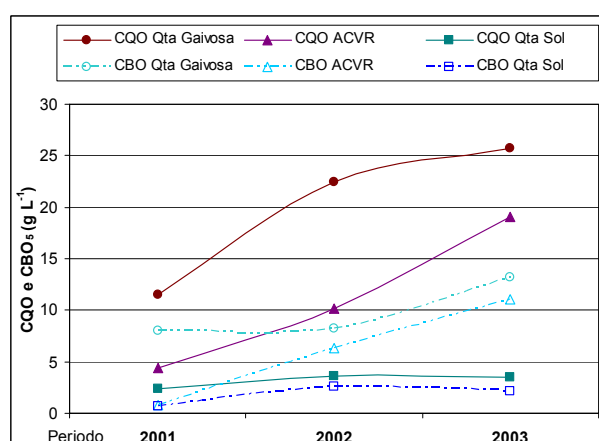


Figura 13.11- CQO e CBO₅ médios dos efluentes das adegas em estudo

O CBO_5 segue tendência idêntica, apresentando neste caso a Q. da Gaivosa valores oscilando entre 8 e $13,1 \text{ g CBO}_5 \text{ L}^{-1}$, enquanto a ACVR apresenta valores entre 0,8 e $11,1 \text{ g CBO}_5 \text{ L}^{-1}$ e a Q. do Sol valores entre 0,7 e $2,6 \text{ g CBO}_5 \text{ L}^{-1}$. A Q. da Gaivosa e a ACVR apresentam um aumento dos valores médios anuais em CQO e CBO_5 de 2001 para 2003 sem razão correlacionável com a produção de vinho, enquanto que a Q. do Sol apresenta valores médios sem grande variação.

Através da análise da Figura 13.12 verifica-se que é também a Q. da Gaivosa a adega que apresenta EVs com teores mais elevados em SST, com médias anuais variando entre 1 e $7,7 \text{ g L}^{-1}$, seguindo-se a ACVR variando entre 0,3 e $1,1 \text{ g L}^{-1}$ e a Q. do Sol cujos valores oscilam entre 0,2 e $1,4 \text{ g L}^{-1}$. O teor em SSV segue tendência idêntica, apresentando neste caso a Q. da Gaivosa valores oscilando entre 1 e $6,7 \text{ g L}^{-1}$, enquanto a ACVR apresenta valores entre 0,25 e $0,7 \text{ g L}^{-1}$ e a Q. do Sol valores entre 0,08 e $1,3 \text{ g L}^{-1}$. A Q. da Gaivosa, tem neste caso um comportamento distinto das restantes adegas, apresentado um aumento dos valores médios anuais em SST e SSV de 2001 para 2003 sem razão correlacionável com a respectiva produção de vinho.

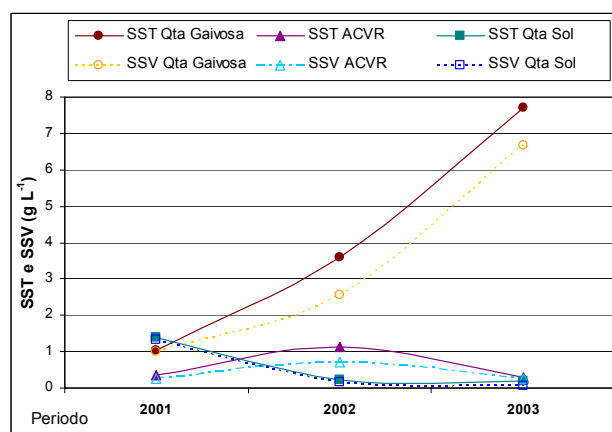


Figura 13.12- SST e SSV médios dos efluentes das adegas em estudo

Da análise da Figura 13.13 verifica-se que a razão CBO_5/CQO é menor na Q. da Gaivosa (cerca de 47%), sendo próxima de 65% na ACVR e cerca de 62% na Q. do Sol, indiciando que os EV destas duas últimas adegas serão mais facilmente biodegradáveis. No que respeita à relação SSV/SST , verifica-se que na Q. da Gaivosa os EVs apresentam em média um teor mais elevado em SSV (cerca de 81%), seguindo-se a ACVR e a Q. do Sol com cerca de 69% e 64% respectivamente. Com exceção da Q. da Gaivosa, verifica-se que as outras duas instalações apresentam uma diminuição dos valores médios anuais da

percentagem de SSV de 2001 para 2003, mais uma vez sem razão correlacionável com a produção de vinho.

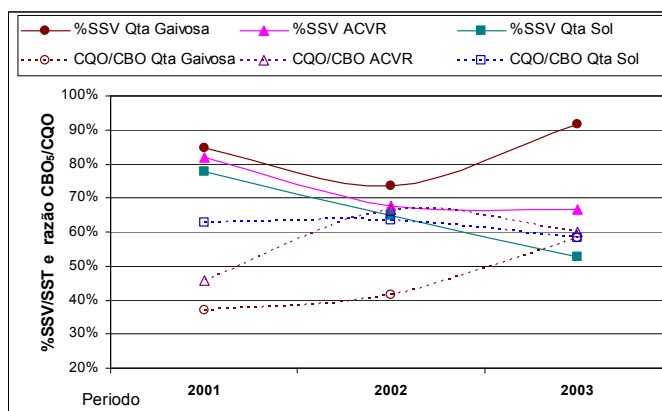


Figura 13.13- % SSV e razão CBO5/CQO médios dos efluentes das adegas em estudo

Quanto ao pH verifica-se que a ACVR apresenta EVs com valores de tendência de pH mais elevados (8,1), o que está em consonância com o uso frequente de soda caustica na limpeza de vasilhame reutilizável. A Q. do Sol e a Q. da Gaivosa apresentam EVs com pH ligeiramente ácido, com valores de tendência na ordem dos 5,6 a 6,5.

13.2.3. Conclusões preliminares

Do trabalho realizado pode concluir-se que a sazonalidade e heterogeneidade dos EVs produzidos em termos de carga poluente, teor em SST e pH é extremamente elevada em todas as adegas, sendo no entanto possível estabelecer uma relação directa entre a altura do ano/fase do ciclo produtivo da adega e o tipo e carga poluente dos efluentes associados a essas operações, verificando-se a existência de efluentes com maior carga poluente e com teor e sólidos em suspensão mais elevado e mais ácidos na fase da vindima e período imediatamente seguinte (primeiras trasfegas), à semelhança dos resultados obtidos por Duarte *et al.* (2004a).

Por outro lado a caracterização efectuada permite igualmente concluir que os EVs da RDD apresentam uma carga poluente extremamente variável, entre 0,06 e 71,8 g CQO L⁻¹, com um valor médio na ordem dos 11,8 g CQO L⁻¹, e são facilmente biodegradáveis (o CBO₅ é da ordem dos 58% do CQO, com uma média de 6,38 g L⁻¹). Em relação ao teor em sólidos suspensos, os valores obtidos variam entre 0,02 e 15,3 g SST L⁻¹, com um valor médio de 1,8

g SST L⁻¹, enquanto os SSV oscilam entre 0,01 e os 13,2 g L⁻¹, com um valor médio de 1,4 g L⁻¹.

O CQO, CBO₅, teor em SST e a razão CQO/CBO₅ obtidos são superiores quer aos obtidos por Duarte *et al.* (2004a) no sul de Portugal e aos obtidos por Muller (1998a) relativos à Alemanha. O pH oscila entre 3,5 e 12,1, com um valor de tendência de 6,7. Contrariamente aos resultados obtidos por inquérito na África do Sul por Sheridan *et al.* (2004), as adegas mais pequenas e que produzam principal ou exclusivamente vinhos de mesa e com preponderância de vinhos tintos (Q. da Gaivosa) têm EVs mais ácidos, com maior carga poluente, com mais sólidos em suspensão e mais dificilmente biodegradáveis, enquanto que adegas maiores, que produzam maioritariamente vinhos do Porto (Q. do Sol) produzem EVs menos poluentes e com menos sólidos em suspensão.

PARTE VI- ESTUDOS DE TRATABILIDADE

AERÓBIA DE EVs

14. SELECÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES

Partindo da caracterização do ciclo produtivo típico das adegas seleccionadas e representativas da RDD (Quinta da Gaivosa, ACVR e Quinta do Sol), e dos diferentes efluentes a ele associados, foram seleccionados três efluentes independentes identificados como correspondendo às águas de lavagem das três principais trasfegas realizadas ao longo do ciclo produtivo do vinho (Tabela 14.1).

Tabela 14.1- Efluentes tipo, época de produção e operações associadas

Efluente Tipo	Época de produção	Operação associada
1ª trasfega	Setembro/Outubro	Passagem a limpo realizada imediatamente após a vindima/fermentação
2ª trasfega	Novembro/Dezembro	2ª passagem a limpo, que visa a clarificação do vinho
3ª trasfega	Janeiro/Fevereiro	3ª passagem a limpo, após fermentação maloláctica (vinhos tintos); como clarificação final e preparação p/ engarrafamento (vinhos brancos)

Os efluentes 1T, 2T e 3T utilizados nos ensaios laboratoriais de biodegradabilidade, foram obtidos por mistura de efluentes equivalentes das três adegas seleccionadas, correspondentes a cada uma das três épocas de produção referidas (1ª, 2ª e 3ª Trásfegas). A partir destes efluentes, foi também composto um outro efluente designado por Mix, e obtido por mistura dos três efluentes base. este Efluente foi utilizado na fase de ensaios descontínuos de biodegradabilidade e na fase de ensaios com reactores SBR, como o efluente contendo todos os compostos orgânicos provenientes da laboração global anual das adegas da RDD.

Todos estes efluentes foram caracterizados em termos de pH, CBO₅, CQO, SST, SSV e teor em N, P e K, tendo sido usados os métodos referidos no SMWW (APHA-AWWA-EVCF, 1995). Os resultados obtidos constam da Tabela 14.2.

Tabela 14.2- Caracterização dos efluentes concentrados correspondentes às operações mais poluentes do ciclo produtivo (1T, 2T e 3T) e do efluente Mix

Efluente	pH	CQO (g L ⁻¹)	CBO ₅ (g L ⁻¹)	CBO ₅ / CQO(%)	SST (g L ⁻¹)	SSV (g L ⁻¹)	SSV (%)	Nt (mg L ⁻¹)	P (mg L ⁻¹)	K (mg L ⁻¹)
1T (1ª Trasega)	4,95	5,8	3,2	55	5,58	5,50	98	100	19	219
2T (2ª Trasega)	3,76	17,5	8,6	49	6,91	5,39	78	204	29	1200
3T (3ª Trasega)	3,63	92	50	54	43,70	27,20	62	935	63	5600
Mix (EV global)	3,90	45	24,8	55	20,60	14,48	70	467	63	2500

Da análise da tabela verifica-se que todos os efluentes em estudo são ácidos, apresentando valores de pH inferiores a 5. Além disso, todos os efluentes apresentam uma razão CBO₅/CQO semelhante, entre 49 e 55%. Os ensaios descontínuos de biodegradabilidade foram realizados em duas fases, em que o efluente a tratar foi previamente neutralizado:

- i) Ensaios de biodegradabilidade de curta duração, e sem adição de nutrientes
- ii) Ensaios de biodegradabilidade de longa duração, sem adição de nutrientes (efluentes 1T, 2T e 3T) e após adição de nutrientes (efluente Mix).

14.1. Ensaios de biodegradabilidade de curta duração (efluentes 1T, 2T e 3T)

14.1.1. Material e métodos

Tendo em vista o estudo da tratabilidade biológica dos EVs, procedeu-se a um conjunto de ensaios descontínuos de biodegradabilidade visando a determinação da relação F/M que optimize o tratamento aeróbio dos EVs pelo processo de lamas activadas.

A partir dos EVs denominados 1T, 2T e 3T, foram realizados ensaios laboratoriais descontínuos de biodegradabilidade aeróbia em reactores de 2,5 L, com agitação e fornecimento de oxigénio por borbulhamento de ar comprimido sob a forma de microbolha. Para cada um dos três efluentes testados, foi construída uma matriz de 24 ensaios (Tabela 14.3), variando a concentração de matéria orgânica inicial entre 1 e 10 g CQO L⁻¹ e a quantidade de biomassa inoculada entre 2 e 6 g SSV L⁻¹ (razão F/M inicial entre 0,17 e 5 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹).

Todos os ensaios tiveram a duração de 48 horas, sendo recolhidas amostras para a determinação analítica do CQOt de três em três horas. No início e no fim de cada ensaio laboratorial foram ainda recolhidas amostras para a determinação das concentrações inicial e final de SST e SSV. Foi igualmente monitorizada a evolução do pH, bem como do teor em O₂

dissolvido ao longo do ensaio, para garantir que o teor deste último parâmetro se mantivesse sempre superior a $1,5\text{--}2\text{ mg L}^{-1}$, de forma a não ser um factor limitante para o desenvolvimento dos microorganismos (Ryder, 1994 e 1995 e Andreottola *et al.*, 2004).

Tabela 14.3- Matriz experimental e respectiva razão F/M inicial utilizada nos ensaios de biodegradabilidade para cada efluente seleccionado (1T, 2T e 3T)

Teor em biomassa (X) SSV (g L^{-1})	CQO inicial do EV (S), g L^{-1}					
	1	2	4	6	8	10
2	X2S1	X2S2	X2S4	X2S6	X2S8	X2S10
	(0,5)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
3	X3S1	X3S2	X3S4	X3S6	X3S8	X3S10
	(0,33)	(0,67)	(1,33)	(2)	(2,67)	(3,33)
4	X4S1	X4S2	X4S4	X4S6	X4S8	X4S10
	(0,25)	(0,5)	(1)	(1,5)	(2)	(2,5)
6	X6S1	X6S2	X6S4	X6S6	X6S8	X6S10
	(0,17)	(0,33)	(0,67)	(1)	(1,33)	(1,67)

As razões F/M consideradas contemplam as gamas recomendadas por Beltrán *et al.* (2001) como conduzindo a efluentes tratados com boas características de decantabilidade (razões F/M entre 0,4 e $1,4\text{ g CQO g SSV}^{-1}\text{ dia}^{-1}$).

As lamas utilizadas como inóculo nos ensaios de biodegradabilidade eram provenientes duma estação de tratamento de efluentes domésticos por lamas activadas, sendo previamente adaptadas aos EVs em estudo. O teor em SST destas lamas oscilou entre os 5,7 e os $9,3\text{ g L}^{-1}$, variando o respectivo teor em SSV entre $4,0$ e $7,5\text{ g L}^{-1}$.

14.1.2. Apresentação e discussão de resultados

Para cada um dos 24 ensaios realizados com cada efluente (no total foram feitos 24 ensaios x 3 efluentes, totalizando 72 ensaios), e utilizando os resultados analíticos obtidos, foram construídos gráficos representando a evolução da matéria orgânica no reactor ao longo do tempo (expressa como CQO total). A evolução do CQO com o tempo é um parâmetro importante para o estudo da biodegradabilidade dos diferentes efluentes vinícolas testados.

A Figura 14.1 representa um dos conjuntos de resultados obtidos, traduzindo o comportamento do reactor operado com o efluente da 3ª trasfega, para 6 g CQO L^{-1} e 3 g SSV L^{-1} de biomassa (reactor 3T X3S6).

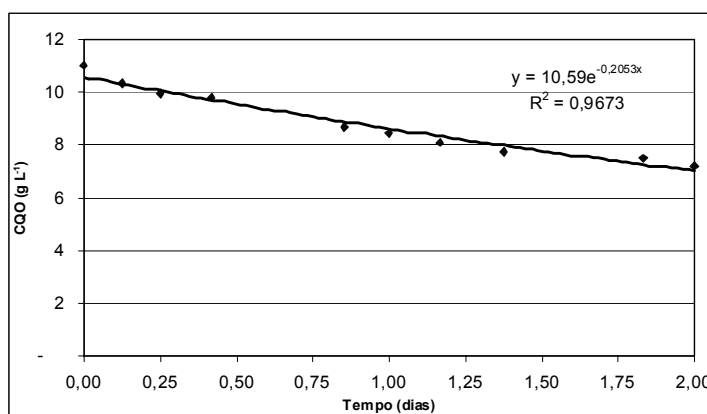


Figura 14.1- Evolução do CQOt (ensaio 3T X3S6)

A partir dos dados da evolução do CQO com o tempo, foram construídos gráficos da evolução da percentagem de remoção de matéria orgânica em função do tempo de operação, para cada ensaio, de modo a poder ser avaliada a biodegradabilidade dos três efluentes em estudo.

i) 1ª Trasfega

As percentagens de remoção de matéria orgânica ao longo do tempo em função da concentração de substrato e para diferentes quantidades de biomassa são apresentadas na Figura 14.2. Não foi possível efectuar os ensaios com uma concentração em CQO superior a 6 g L^{-1} dado o efluente 1T ser o que apresenta o CQO mais baixo ($5,8 \text{ g L}^{-1}$ CQO).

Da análise dos gráficos da figura, verifica-se que a variação da remoção de CQO ao longo do tempo depende da concentração inicial quer da biomassa quer do substrato. De um modo geral, obtêm-se maiores remoções de CQO para baixas concentrações de substrato, o que parece indiciar que os compostos presentes no efluente da 1ª trasfega são inibidores do processo biológico para altas concentrações. Para além disso, verifica-se que a remoção de matéria orgânica está praticamente concluída ao fim de um dia de operação, para a maioria dos ensaios.

A percentagem de remoção foi máxima para uma concentração inicial de substrato de 1 g L^{-1} de CQO (cerca de 75%), e para os ensaios com uma quantidade de biomassa entre 2 e 3 g SSV L^{-1} . Para concentrações de biomassa superiores (4 e 6 g SSV L^{-1}), obtiveram-se remoções de CQO inferiores a 50% para todos os ensaios.

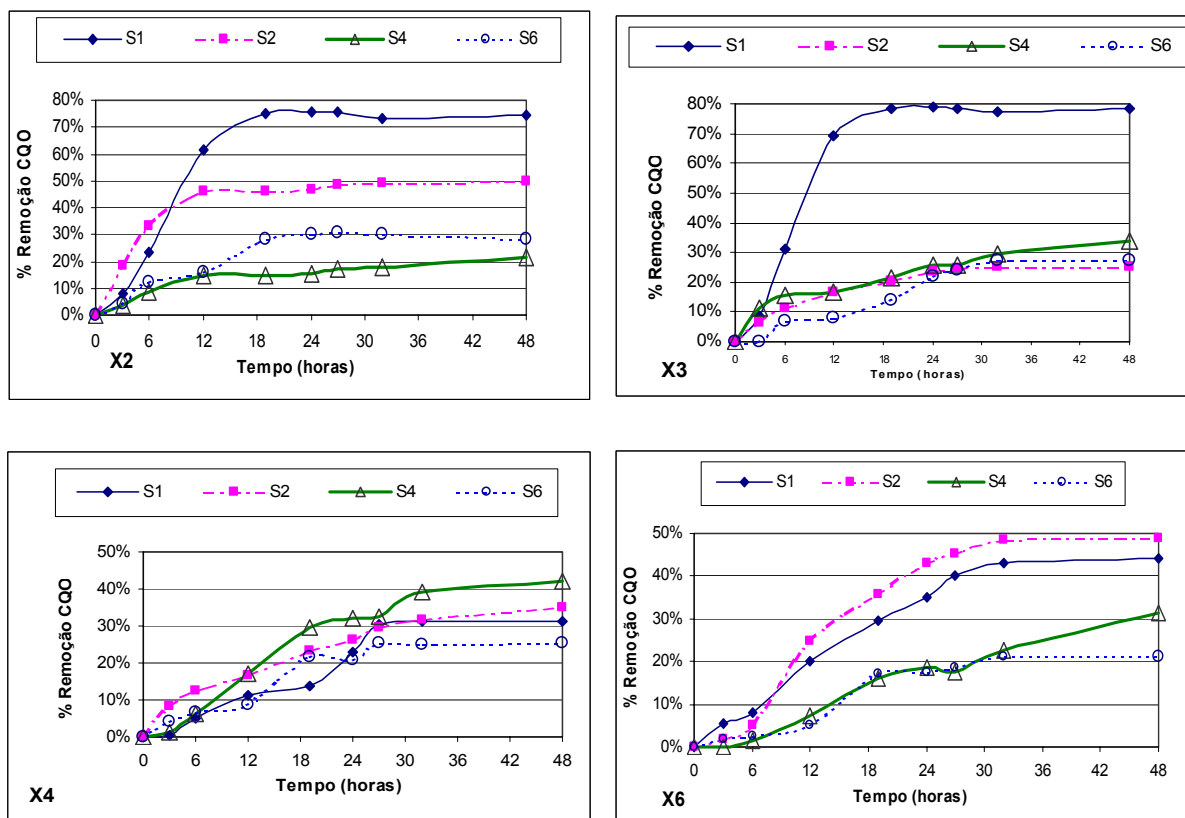


Figura 14.2- Curvas de evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para os diferentes ensaios e relativas à 1ª trasfega

De modo a permitir fazer uma análise comparativa dos resultados obtidos para as diferentes quantidades de biomassa e tempos de operação de 6, 12, 24 e 48 horas, foram feitos os gráficos de barras apresentados na Figura 14.3, para duas concentrações de substrato intermédias, S2 e S4.

Da análise da Figura 14.3, verifica-se que a percentagem de remoção aumenta com o tempo de operação para todos os ensaios. Para os ensaios com a concentração de CQO mais baixa (2 g CQO L^{-1}), observa-se que os ensaios com a quantidade mais baixa de biomassa apresentaram os melhores resultados, indiciando que há uma limitação na transferência de substrato para os microorganismos, devida à presença de quantidades superiores de biomassa. Para uma concentração de substrato de 4 g CQO L^{-1} , verifica-se que os melhores resultados foram obtidos com quantidades intermédias de biomassa (entre 3 e 4 g SSV L^{-1}).

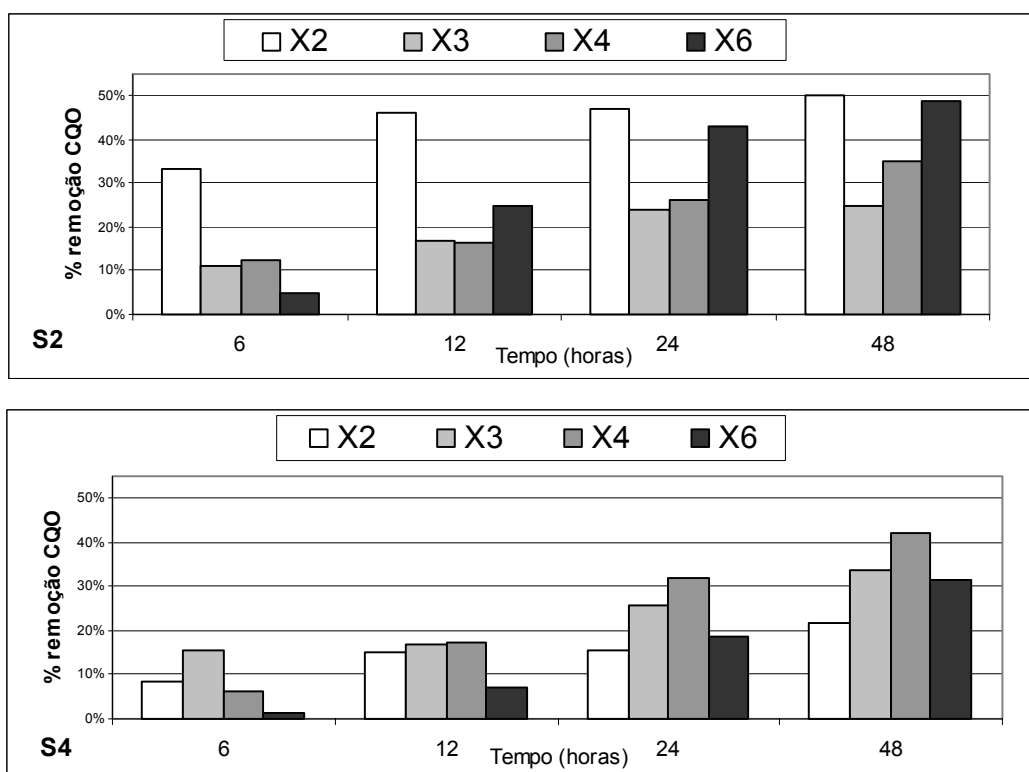


Figura 14.3- Evolução da percentagem de remoção de CQO da 1ª trasfega para as concentrações S2 e S4, e para os tempos de operação de 6, 12, 24 e 48 horas

ii) 2ª Trásfega

No caso do efluente da 2ª trasfega (Figura 14.4), verifica-se que as percentagens de remoção de matéria orgânica ao longo do tempo em função da concentração de substrato e para diferentes quantidades de biomassa dependem das concentrações iniciais quer de biomassa quer do CQO. Para a maioria dos ensaios observa-se que a remoção de matéria orgânica atinge um primeiro patamar ao fim de 6 a 12 horas, e que depois só ao fim de 1 dia é que começavam a ser degradados os substratos mais dificilmente biodegradáveis presentes no efluente da 2ª trasfega. Verifica-se também que ao fim de dois dias, e para a grande maioria dos ensaios, ainda não estava concluída a degradação.

Para além disso, estes gráficos mostram que o efluente da 2ª trasfega apresenta uma biodegradabilidade inferior à da 1ª trasfega, apresentado um valor máximo de remoção de CQO ao fim de 48 horas de 35%. Esta remoção é máxima para teores de biomassa mais baixos, de 2 a 3 g SSV L⁻¹, o que parece também indiciar limitações à transferência de massa do substrato para os microorganismos nos ensaios que apresentam maiores quantidades de

biomassa. De um modo geral, obtêm-se maiores remoções de CQO para baixas concentrações de substrato, o que parece indiciar que os compostos presentes no efluente da 2ª trasfega também são inibidores do processo biológico para altas concentrações desses compostos.

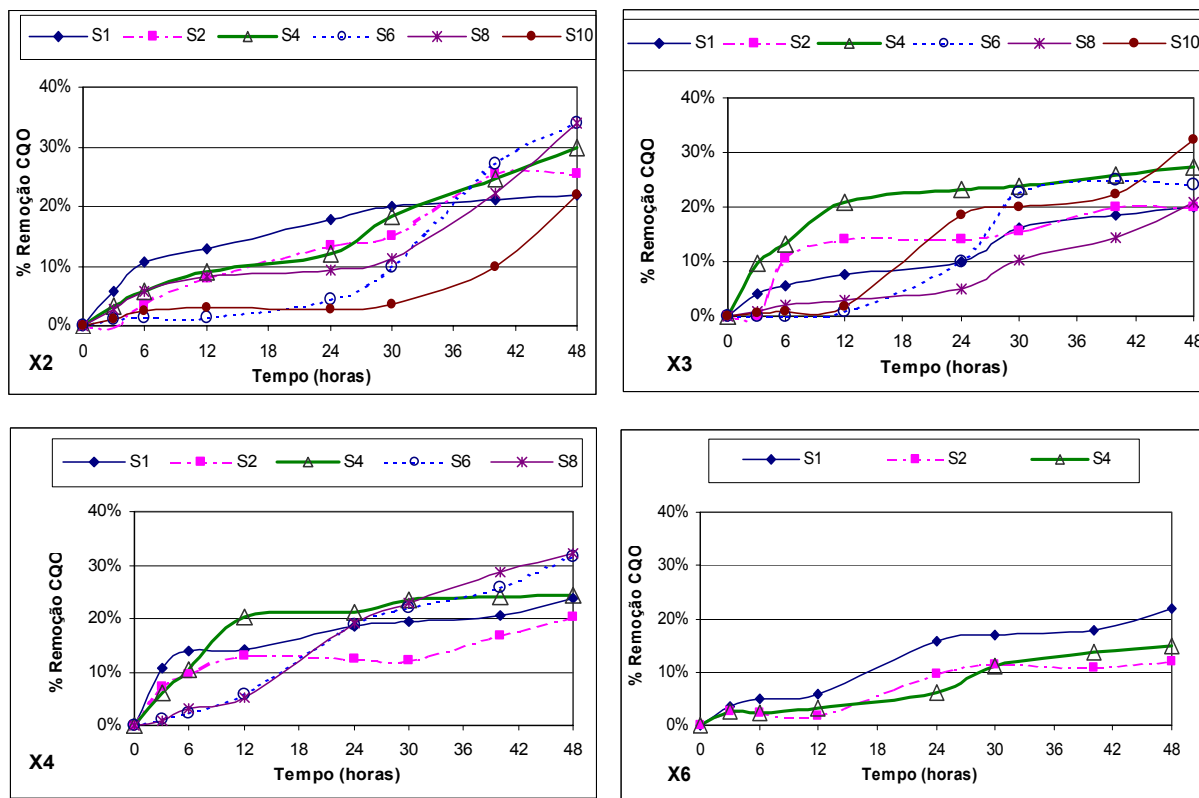


Figura 14.4- Curvas de evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para os diferentes ensaios e relativas à 2ª trasfega

Tal como para o efluente da 1ª trasfega, foram construídos gráficos de barras (Figura 14.5) para as mesmas concentrações de substrato (S2 e S4), de modo a permitir fazer uma análise comparativa dos resultados obtidos para as diferentes quantidades de biomassa e tempos de operação de 6, 12, 24 e 48 horas.

Da análise da figura, verifica-se que a percentagem de remoção aumenta com o tempo de operação para todos os ensaios até às 48 horas de duração destes, o que leva a concluir que nessa altura a degradação ainda não estaria completa. De um modo geral, verifica-se que, quer para 2 quer para 4 g CQO inicial, os ensaios com uma quantidade intermédia de biomassa (entre 3 e 4 g SSV L⁻¹) apresentam os melhores resultados ao longo do tempo, com excepção do tempo de operação de 48 horas. Para este tempo, foi o ensaio com 2 g SSV L⁻¹ de biomassa que apresentou as maiores remoções (25 a 30%), enquanto o

ensaio com 6 g SSV L⁻¹ continuam a apresentar as remoções mais baixas (12-15%), indiciando limitações na transferência do substrato.

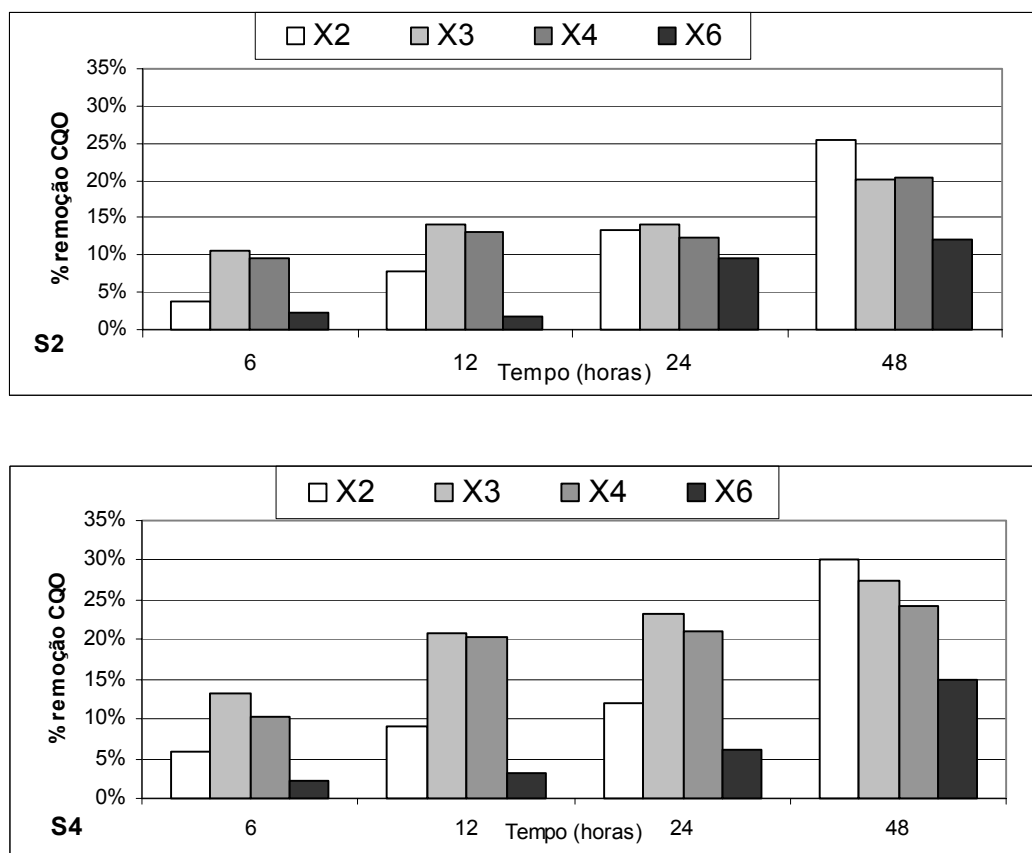


Figura 14.5- Evolução da percentagem de remoção de CQO da 2ª trasfega para as concentrações S2 e S4 e para os tempos de operação de 6, 12, 24 e 48 horas

iii) 3ª Trásfega

No caso do efluentes da 3ª trasfega (Figura 14.6), verifica-se que as percentagens de remoção de matéria orgânica ao longo do tempo em função da concentração de substrato e para diferentes quantidades de biomassa também dependem das concentrações iniciais quer de biomassa quer do CQO. Para a maioria dos ensaios, e tal como no caso da 2ª trasfega observa-se que a remoção de matéria orgânica atinge um primeiro patamar ao fim de 6 a 12 horas, e que depois só ao fim de 1 dia é que começavam a ser degradados os substratos mais dificilmente biodegradáveis presentes no efluente da 3ª trasfega, pelo que em alguns casos se verifica que mesmo ao fim de 48 horas ainda não estava concluída a remoção.

Estes gráficos mostram ainda que o efluente da 3ª trasfega apresenta uma biodegradabilidade semelhante à da 2ª trasfega, e inferior à da 1ª trasfega, apresentado uma taxa máxima de remoção de CQO ao fim de 48 horas de cerca de 35%. Esta remoção também é máxima para os teores de biomassa mais baixos (2 a 3 g SSV L⁻¹). No entanto, contrariamente ao verificado com os efluentes da 1ª e 2ª trasfegas, no caso do efluente da 3ª trasfega, verificam-se maiores remoções de matéria orgânica para altas concentrações de substrato inicial, o que leva a concluir que os compostos presentes no efluente da 3ª trasfega não são inibidores a altas concentrações.

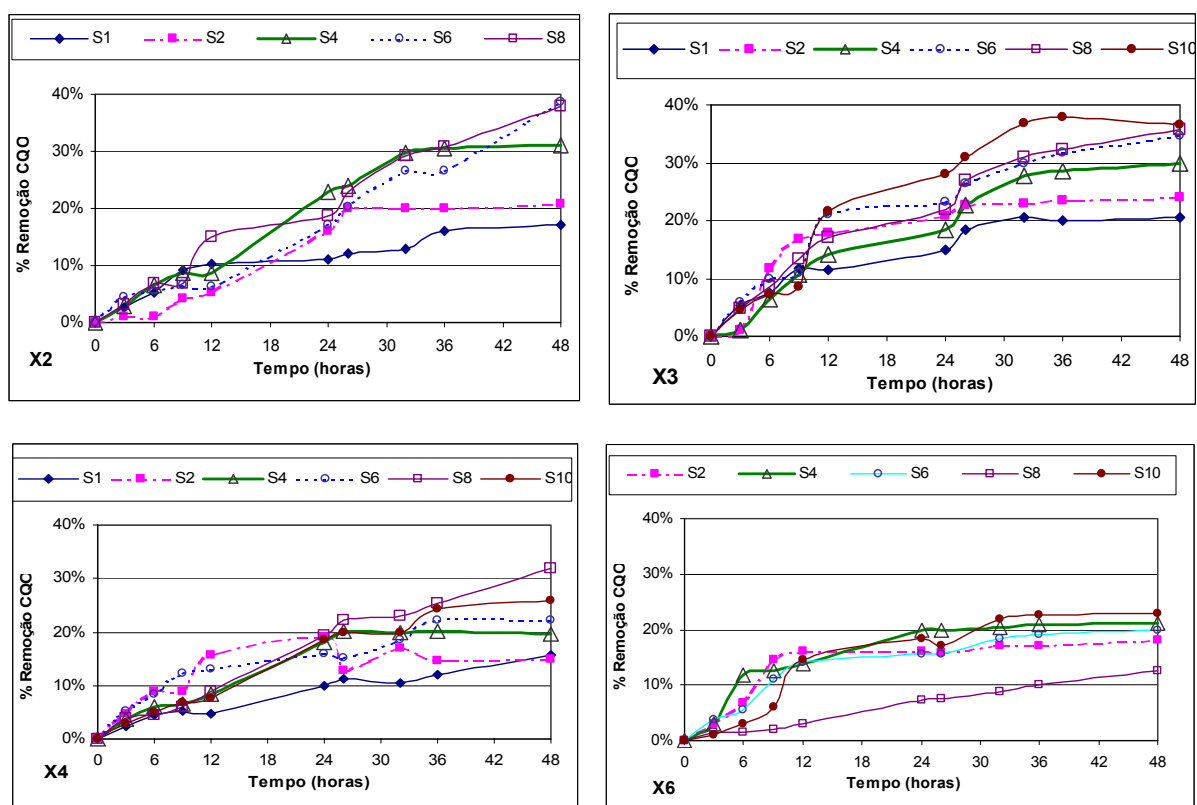


Figura 14.6- Curvas de evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para os diferentes ensaios e relativas à 3ª trasfega

Tal como para os efluente da 1ª e 2ª trasfegas, foram construídos gráficos de barras (Figura 14.7) para as mesmas concentrações de substrato (S2 e S4), de modo a permitir fazer uma análise comparativa dos resultados obtidos para as diferentes quantidades de biomassa e tempos de operação de 6, 12, 24 e 48 horas.

Da análise da figura, verifica-se que a percentagem de remoção aumenta com o tempo de operação para todos os ensaios, principalmente durante as primeiras 24 horas de

duração destes. De um modo geral, verifica-se que os ensaios com menores concentrações de biomassa (2 a 3 g SSV L⁻¹) apresentam os melhores resultados, o que também parece indiciar limitações à transferência de substrato para os microorganismos a elevados valores de biomassa. Para 4 g de CQO inicial, e tempos de operação de cerca de 48 horas, os ensaios com 2 a 3 g SSV L⁻¹ de biomassa inicial apresentaram ligeiramente melhores resultados (30 a 31% remoção CQO).

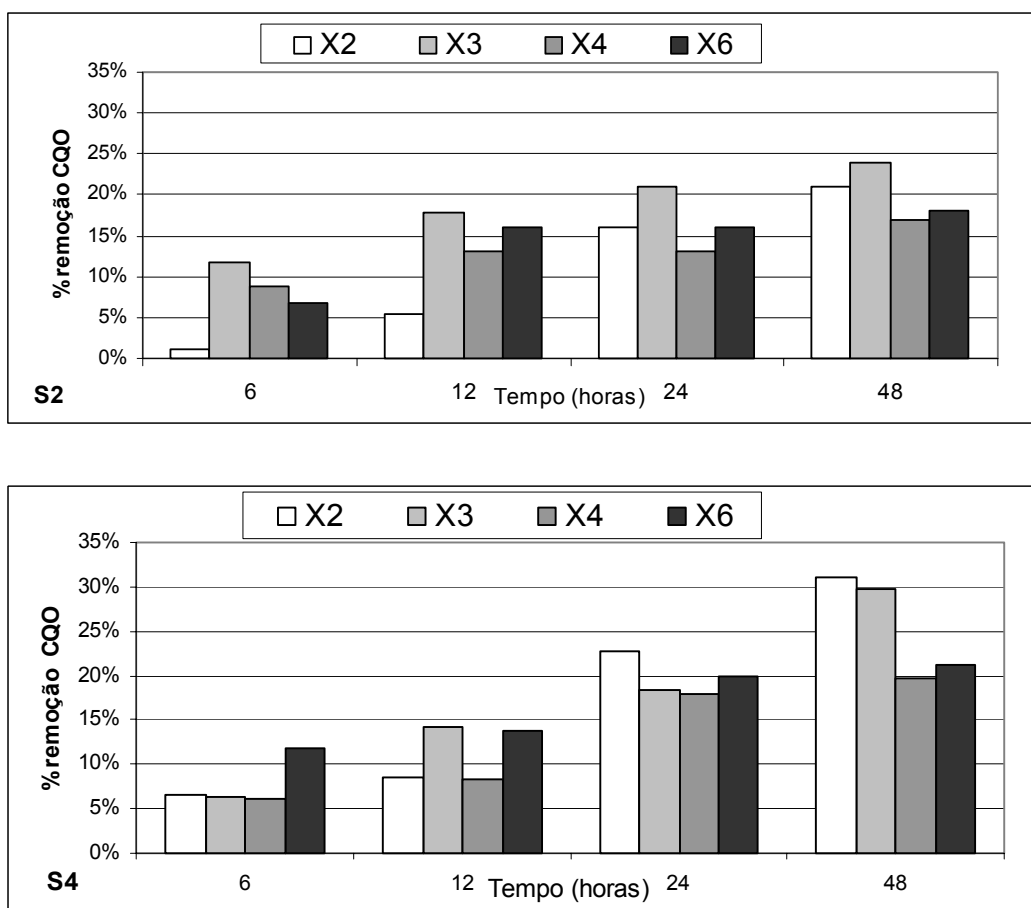


Figura 14.7- Evolução da percentagem de remoção de CQO da 3ª trasfega para as concentrações S2 e S4 e para os tempos de operação de 6, 12, 24 e 48 horas

14.1.3. Conclusões preliminares (ensaios 1T, 2T e 3 T)

O estudo realizado permitiu identificar três efluentes independentes (1ª, 2ª e 3ª trasfegas), correspondentes às operações mais poluentes do ciclo produtivo do vinho. Os três efluentes apresentam características físico-químicas muito distintas, sendo o efluente da 3ª trasfega aquele que apresenta a maior carga poluente, tendo no entanto todos eles uma razão CBO₅/CQO semelhante e de cerca de 50 a 55%.

A razão CQO:N:P obtida para os EVs da RDD (da ordem dos 250:2,5:1) é semelhante à obtida por Duarte *et al.* (1998) na Estremadura (200:1:1), e indica um ligeiro desequilíbrio em termos de composição e adequação ao tratamento biológico (falta de N e P face ao carbono presente).

No que diz respeito aos testes descontínuos de biodegradabilidade, verificou-se que os efluentes da 2ª e 3ª trasfegas apresentam globalmente uma biodegradabilidade semelhante e inferior à da 1ª trasfega. Para além disso, os efluentes da 1ª e 2ª trasfegas apresentam uma diminuição da percentagem de remoção de CQO para valores de substrato elevados, o que indicia a presença de compostos biodegradáveis que são inibidores do processo a concentrações elevadas. Pelo contrário, o efluente da 3ª trasfega não evidencia a presença de compostos biodegradáveis que sejam inibidores a altas concentrações.

O efluente da 1ª trasfega apresenta compostos com uma biodegradabilidade semelhante enquanto que os efluentes da 2ª e 3ª trasfegas apresentam compostos com biodegradabilidades diferentes. A 2ª e 3ª trasfegas apresentaram a ocorrência de um patamar a 6-12 horas de operação, e um aumento da velocidade de degradação a partir das 24 horas, pelo que na maioria dos casos ao fim de 48 horas a degradação ainda não estava completa.

De um modo geral, obtiveram-se remoções mais elevadas para baixas concentrações de biomassa (2 a 3 g SSV L⁻¹), e para as concentrações de substrato mais baixas (S1 a S4), o que indicia por um lado limitações à transferência de substrato para os microorganismos, para elevadas quantidades de biomassa presentes nos reactores, e por outro a presença de compostos inibidores no efluente a tratar a concentração elevada.

14.2. Ensaios de biodegradabilidade de longa duração (efluentes 1T, 2T e 3T e Mix)

14.2.1. Material e métodos

Tendo como objectivo comprovar os resultados obtidos nos testes de curta duração e verificar o comportamento do processo para tempos superiores, foram realizados novos ensaios utilizando os mesmos efluentes (1T, 2T e 3T) e na gama de valores para X/S que apresentaram maiores remoções de CQO. Estes ensaios tiveram a duração de 14 dias.

Assim os efluentes 1T, 2T e 3T foram submetidos a ensaios descontínuos de biodegradabilidade aeróbia semelhantes aos anteriores, sem adição de nutrientes e utilizando diferentes teores de carga poluente inicial (S), que variou de 2 a 4 de g CQO L⁻¹ para uma

concentração constante de biomassa inicial de 3 g SSV L⁻¹ (X3), correspondendo a razões F/M iniciais entre 0,67 e 1,33 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹.

Para o efluente designado por Mix, foram realizados oito ensaios de biodegradabilidade usando duas concentrações de biomassa X2 e X3 (2 e 3 g SSV L⁻¹ respectivamente) e cargas poluente iniciais (S) de 1, 2, 3 e 4 g CQO L⁻¹ (correspondendo a razões F/M iniciais de 0,33 a 2 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹). Aos ensaios com o efluente Mix foram adicionados nutrientes de modo a suprir a sua falta e avaliar o efeito da sua adição no processo biológico. A Tabela 14.4 apresenta a matriz experimental completa usada nesta fase dos ensaios de biodegradabilidade.

Tabela 14.4- Matriz experimental e razão F/M (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹) inicial utilizada nos ensaios de biodegradabilidade para cada efluente seleccionado (1T, 2T, 3T e Mix)

Efluente e teor em biomassa (X) (g L ⁻¹)	Carga poluente inicial (S) (g L ⁻¹)			
	1	2	3	4
1T (X3)		1TX3S2 (0,67)	1TX3S3 (1)	1TX3S4 (1,33)
2T (X3)		2TX3S2 (0,67)	2TX3S3 (1)	2TX3S4 (1,33)
3T (X3)		3TX3S2 (0,67)	3TX3S3 (1)	3TX3S4 (1,33)
Mix (X2)	MixX2S1 (0,5)	MixX2S2 (1)	MixX2S3 (1,5)	MixX2S4 (2)
Mix (X3)	MixX3S1 (0,33)	MixX3S2 (0,67)	MixX3S3 (1)	MixX3S4 (1,33)

14.2.2. Apresentação e discussão de resultados

14.2.2.1. Efluentes 1T, 2T e 3T

Nos ensaios de longa duração com os efluentes 1T, 2T e 3T (Figura 14.8), verifica-se que as percentagens de remoção de matéria orgânica ao longo do tempo, em função da concentração de substrato e para 3 g SSV L⁻¹ de biomassa, praticamente não dependem do CQO inicial. Para todos os ensaios, observa-se que a remoção de matéria orgânica aumenta ao longo do tempo, atingindo um máximo de cerca de 50 a 60%, no final dos 14 dias de operação. No entanto, verifica-se que cerca de metade desta remoção (30%) é atingida nas primeiras 48 horas de duração do ensaio.

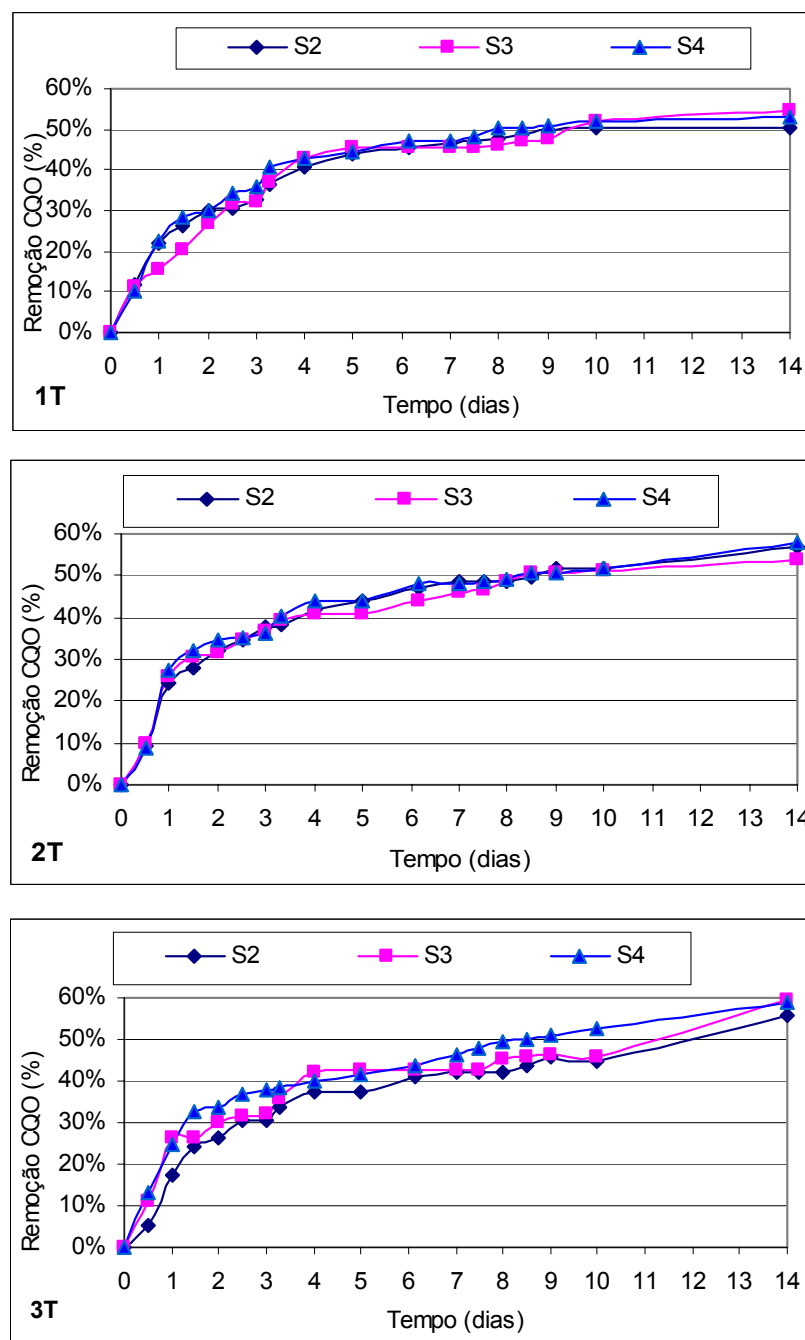


Figura 14.8- Curvas de evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para os diferentes ensaios relativos à 1ª, 2ª e 3ª trasfegas

Tal como verificado nos ensaios de curta duração, todos os efluentes apresentaram um primeiro patamar que decorreu do dia 1,5 ao dia 3, indicando a ocorrência da degradação dos compostos mais facilmente biodegradáveis, sendo este patamar mais evidenciado para os efluentes 2T e 3T.

Tal como efectuado para os ensaios de curta duração, construíram-se gráficos de barras (Figura 14.9) para os diferentes teores de substrato (S) utilizados (2, 3 e 4 g CQO L⁻¹) e para cada um dos efluentes (1T, 2T e 3T), de modo a permitir fazer uma análise comparativa dos resultados obtidos para os diferentes efluentes e tempos de operação mais baixos, de 0,5 a 7 dias.

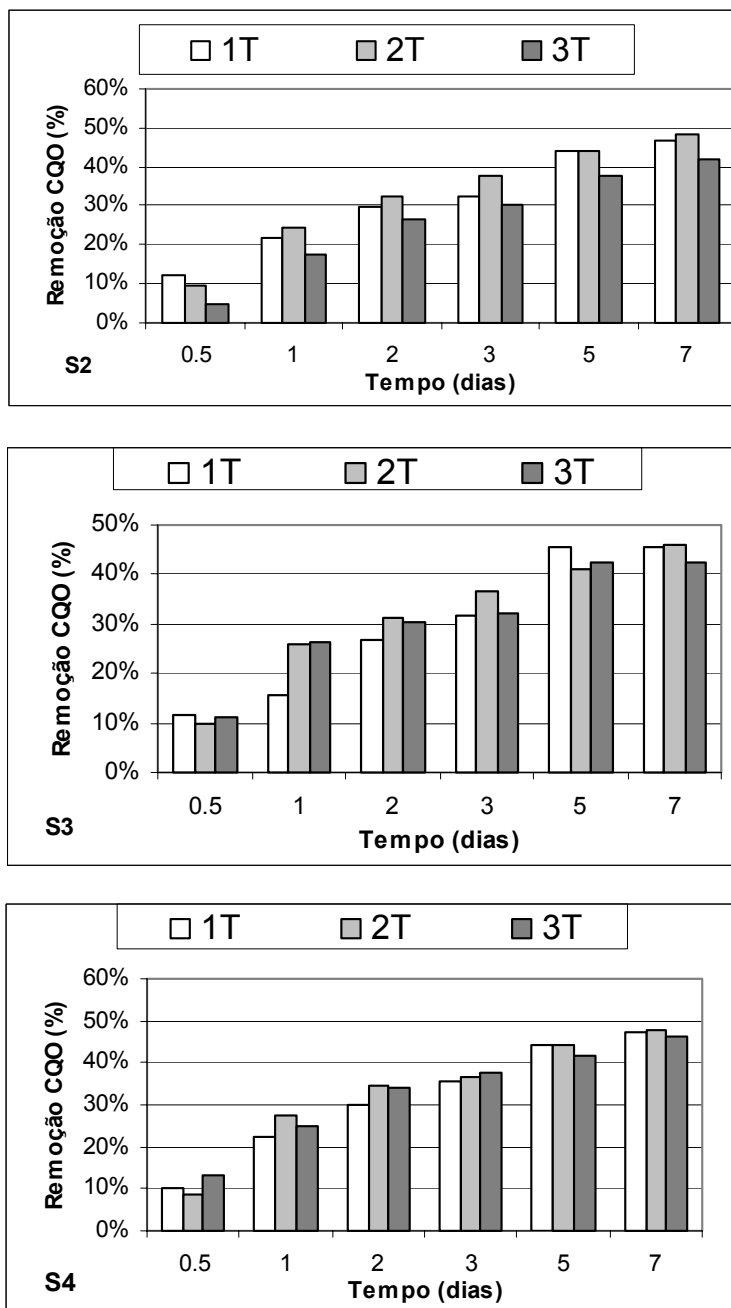


Figura 14.9- Evolução da percentagem de remoção de CQO da 1ª, 2ª e 3ª trasfegas para os diferentes ensaios e os tempos de operação de 0,5 a 7 dias

Da análise da figura, verifica-se que a percentagem de remoção aumenta com o tempo de operação para todos os ensaios, atingindo cerca de 30% ao 2ª dia e 45% ao 7º dia,

sendo no entanto relativamente semelhante para todas as trasfegas. De modo geral, verifica-se que, o efluente da 2ª Trásfega apresenta maioritariamente biodegradabilidades superiores aos efluentes da 1ª e 3ª trasfegas.

Dado que para as três trasfegas foram escolhidos os ensaios em que se obtiveram as melhores remoções, verificou-se que os três efluentes apresentaram um comportamento relativamente semelhante ao longo do tempo, pelo que se conclui que, para estas condições, não se justifica um tratamento individualizado, passando a utilizar-se nos ensaios seguintes um efluente composto a partir destes, denominado por Mix.

14.2.2.2. Efluente Mix

Nos ensaios com o efluente Mix (Figura 14.10) foram adicionados nutrientes, verificando-se que as percentagens de remoção de matéria orgânica ao longo do tempo neste caso atingem valores muito mais elevados, sendo para a maioria dos ensaios superiores a 80% ao fim de 1 dia. Em comparação com os resultados sem adição de nutrientes verifica-se que é de primordial importância a sua adição.

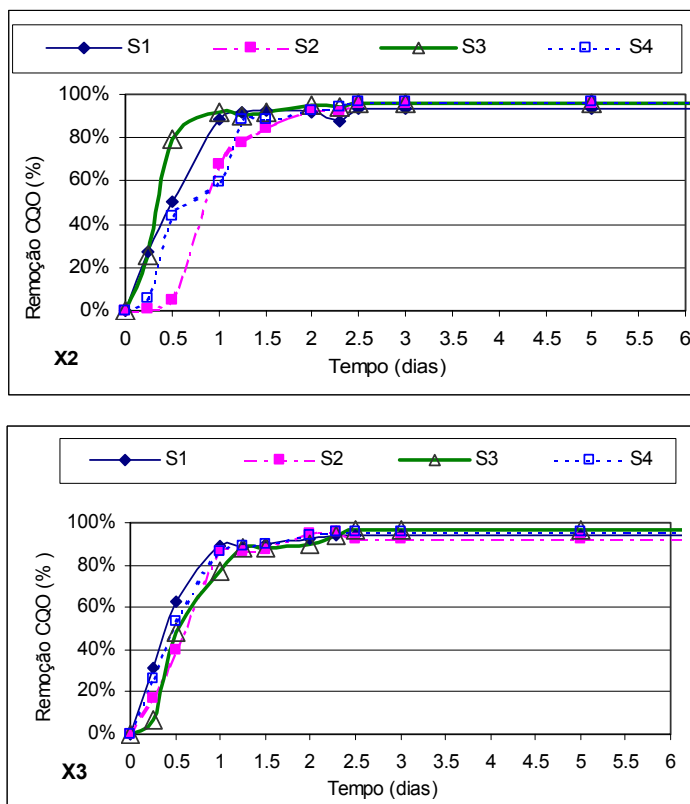


Figura 14.10- Curvas de evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para os diferentes ensaios relativas ao efluente Mix

Do gráfico pode ainda observar-se que, a partir das primeiras 24 horas de operação, a remoção de CQO não depende do CQO inicial para todos os ensaios, apresentando resultados semelhantes para todos. Para a maioria dos ensaios, observa-se que a remoção de matéria orgânica aumenta ao longo do tempo atingindo um valor máximo de cerca de 95 % ao fim dos primeiros 2 a 3 dias de operação.

Em resumo, estes gráficos mostram que o efluente Mix, com adição de nutrientes, apresenta uma biodegradabilidade bastante superior à obtida para as diferentes trasfegas individualizadas em que não houve essa adição. Os reactores apresentaram ainda uma boa resistência às cargas elevadas, particularmente os ensaios para 3 g SSV L⁻¹, obtendo-se cerca de 90% de remoção de CQO logo após as primeiras 24 horas de operação, sendo este valor praticamente independente do teor em CQO inicial.

Os gráficos de barras obtidos para o efluente Mix (Figura 14.11) com 2 e 3 g SSV L⁻¹ e para os diferentes teores de S utilizados (1, 2, 3 e 4 g CQO L⁻¹), permitem constatar o facto já referido da maior parte do CQO (cerca de 90%) ser removido nas primeiras 24 horas de operação dos reactores, particularmente quando se usa uma concentração de biomassa no reactor de 3 g SSV L⁻¹.

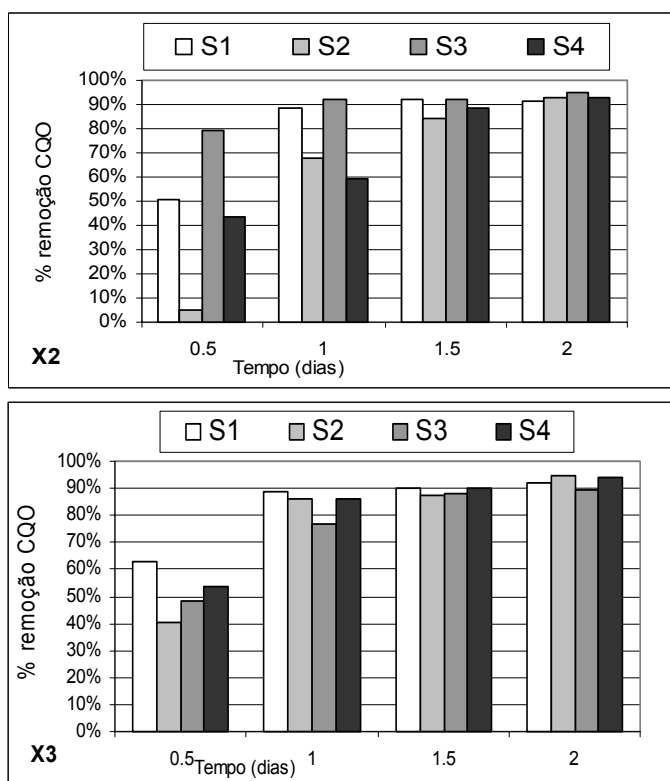


Figura 14.11- Evolução da percentagem de remoção de CQO do efluente Mix para as concentrações S1 a S4 e os tempos de operação de 0,5 a 2 dias

Tendo por finalidade avaliar a evolução da remoção de CQO com o tempo, em função do teor de CQO inicial (S), construíram-se também os gráficos apresentados nas Figuras 14.12 e 14.13, tendo esta análise incidido apenas nos ensaios efectuados com o efluente Mix. Da análise dos gráficos verifica-se que nas primeiras 12 horas não são obtidas remoções de CQO superiores a 50%, pelo que esse tempo não é suficiente para a obtenção de remoções significativas. Para uma concentração de substrato mais elevada (4 g CQO L⁻¹) verifica-se que são precisos tempos de operação superiores (36 horas no caso de 2 g SSV L⁻¹ e 30 horas no caso da biomassa ser 3 g SSV L⁻¹). Verifica-se ainda que são necessários tempos de operação menores para obtenção da mesma percentagem de remoção, quando a concentração de biomassa é superior (3 g SSV L⁻¹).

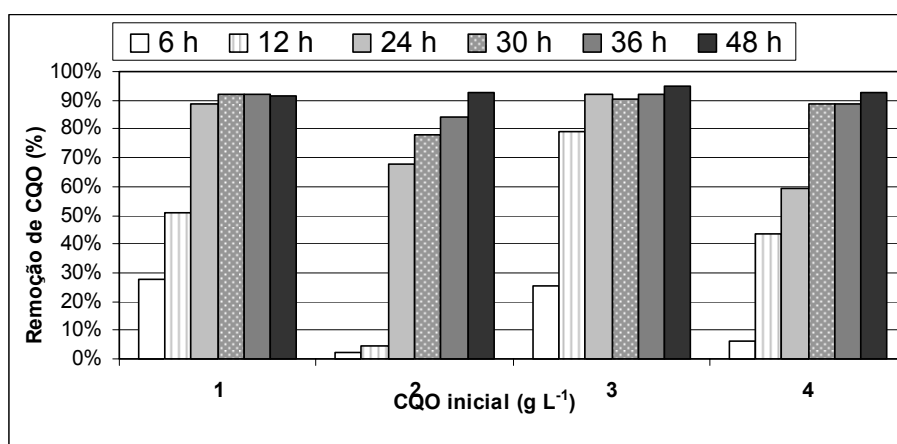


Figura 14.12– Efeito da concentração inicial em CQO na evolução da remoção em CQO para o efluente Mix e para X2 (2 g SSV L⁻¹ de biomassa)

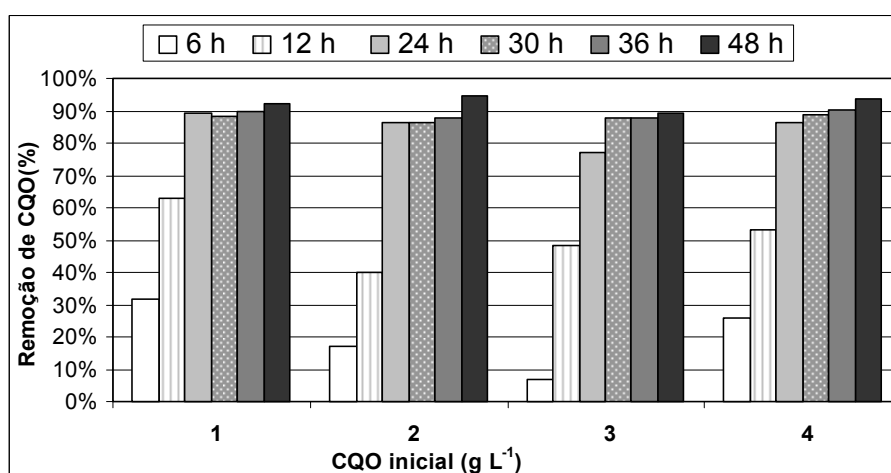


Figura 14.13- Efeito da concentração inicial em CQO na evolução da remoção em CQO para o efluente Mix e para X3 (3 g SSV L⁻¹ de biomassa)

14.2.3. Decantabilidade

A fim de se obter um efluente tratado com boa qualidade, para além da remoção de CQO é importante analisar também a decantabilidade dos flocos biológicos formados. Neste sentido foram também realizados ensaios de decantabilidade com as lamas provenientes dos ensaios de biodegradabilidade.

14.2.3.1. Efluentes 1T, 2T e 3T

Na Figura 14.14 apresentam-se as curvas da evolução da altura da interface obtidas nos ensaios de decantabilidade para os efluentes 1T, 2T e 3T com as lamas obtidas no final dos ensaios de biodegradabilidade para a concentração de biomassa X3 e os vários valores de S. Os valores de S0 dizem respeito à decantabilidade das lamas no instante zero, antes da realização dos ensaios de biodegradabilidade.

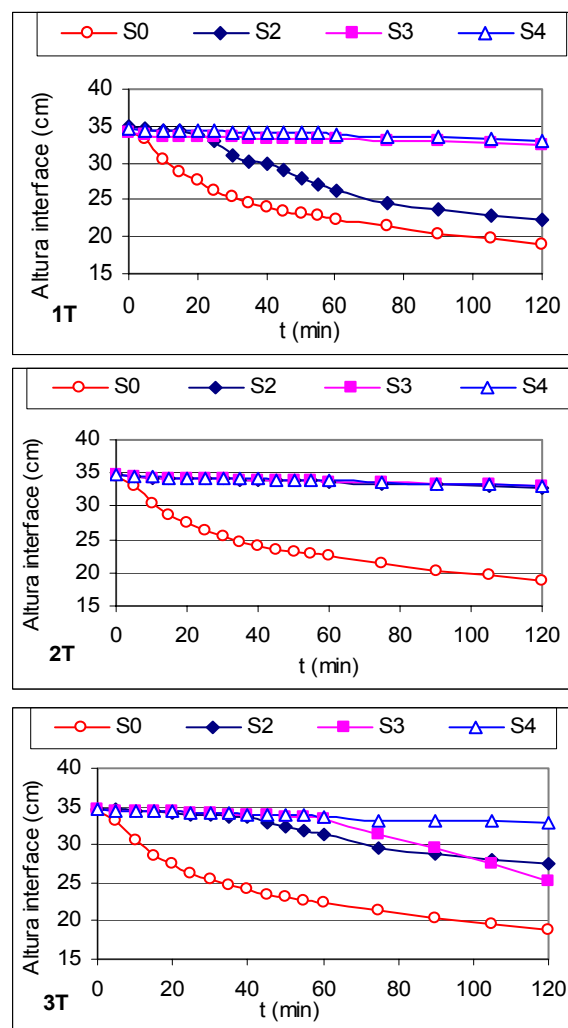


Figura 14.14– Altura de interface nos ensaios de sedimentabilidade para os 3 ensaios com os efluentes 1T, 2T e 3T e para X3

Em geral verifica-se que a altura da interface no final do teste de decantabilidade e

para a maioria dos ensaios com as 3 trasfegas, é semelhante, ocupando as lamas cerca de 90% e 70% do volume total ao fim de, respectivamente, 1 e 2 horas de sedimentação. Apesar de algum atraso no início da sedimentação (20 a 40 minutos), o ensaio realizado com a concentração de efluente mais baixa (2 g CQO L⁻¹) apresentou os melhores resultados, ocupando as lamas um volume de 70 a 90% do volume inicial, ao fim de 1 hora de sedimentação. Globalmente, verifica-se uma tendência para melhores resultados com concentrações de matéria orgânica mais baixas (S2), particularmente na 1^a e 3^a Trasfegas.

14.2.3.2. Efluente Mix

Nas Figuras 14.15 a 14.17 apresentam-se as curvas da evolução da altura da interface obtidas nos ensaios de decantabilidade para o efluente MIX e para as duas concentrações de biomassa X2 e X3. Estes ensaios foram realizados para os diferentes teores de substrato inicial (S) e para diferentes tempos de operação dos digestores (12, 24 e 48 horas). Os valores de S0 dizem respeito à decantabilidade só das lamas antes dos ensaios de biodegradabilidade (sem efluente).

i) Concentração de biomassa (X2)

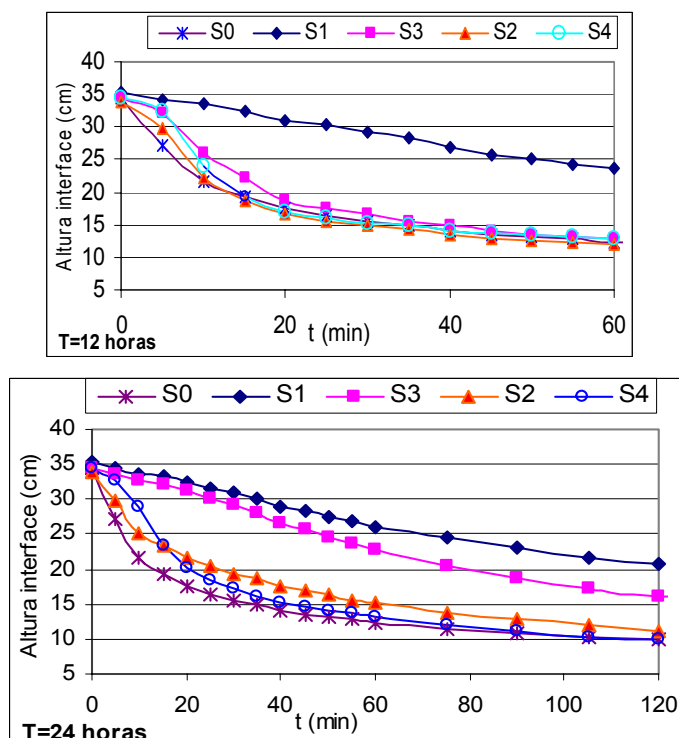


Figura 14.15– Altura de interface nos ensaios de sedimentabilidade para o efluente Mix após 12, 24 horas de reacção e para X2

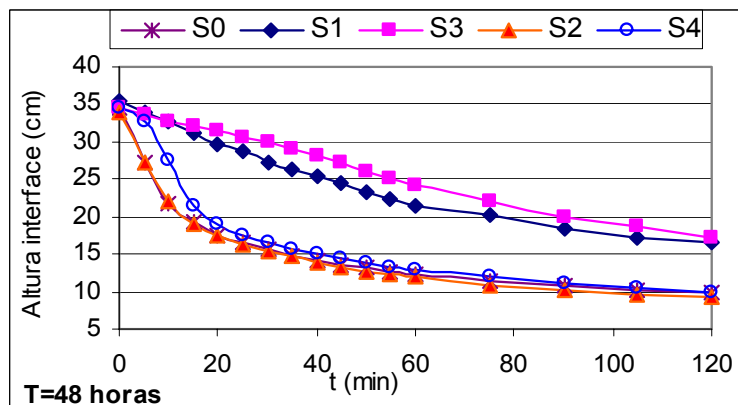


Figura 14.16– Altura de interface nos ensaios de sedimentabilidade para o efluente Mix após 48 horas de reacção e para X2

De um modo geral verifica-se que, para uma concentração de biomassa de 2 g SSV L^{-1} (Figuras 14.15 e 14.16), não houve diminuição significativa da decantabilidade dos sólidos com o aumento do tempo de operação dos reactores, a tratar o efluente Mix. Os melhores resultados em termos de decantabilidade são observados para 2 e 4 g CQO L^{-1} , em que as lamas ocupavam cerca de um terço do volume inicial ao fim de 1 hora de decantação, idêntico ao obtido com as lamas antes dos testes.

ii) Concentração de biomassa (X3)

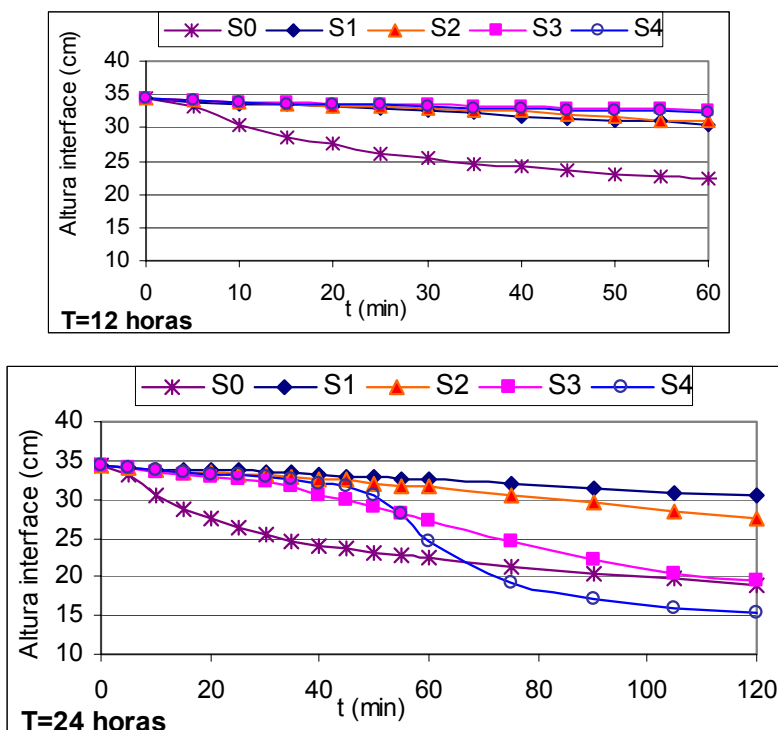


Figura 14.17– Altura de interface nos ensaios de sedimentabilidade para os ensaios com o efluente Mix após 12 e 24 horas de reacção e para X3

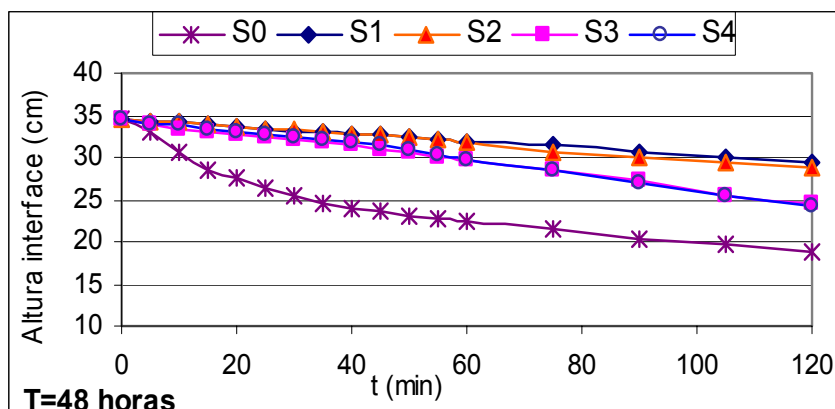


Figura 14.18– Altura de interface nos ensaios de sedimentabilidade para os ensaios com o efluente Mix após 48 horas de reacção e para X3

Como se verifica nas Figuras 14.17 e 14.18, e para um teor de biomassa de 3 g SSV L^{-1} , a decantabilidade é idêntica para a maioria dos valores de S estudados, parecendo também não se verificar a sua diminuição com o aumento do tempo de operação dos reactores. Ao fim de 1 hora de decantação, a altura das interfaces para a concentração X3 são cerca do dobro das observadas para X2, pelo que as lamas obtidas nos testes com a maior concentração de biomassa apresentam uma decantabilidade inferior.

Nas Figuras 14.19 e 14.20 mostram-se os resultados obtidos relativos às velocidades iniciais de sedimentação, determinadas a partir dos ensaios de decantabilidade realizados com todos os efluentes (1T, 2T, 3T e Mix), para um tempo de reacção de 48 horas.

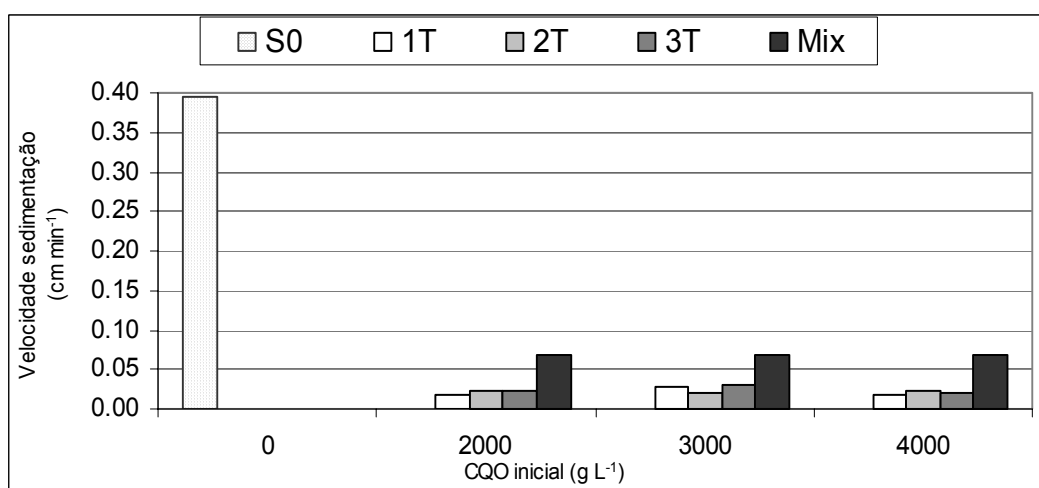


Figura 14.19– Efeito de concentração inicial em CQO na velocidade de sedimentação para todos os efluentes (1ª, 2ª, 3ª trasfegas e Mix), para X3 e 48 horas de tempo de reacção

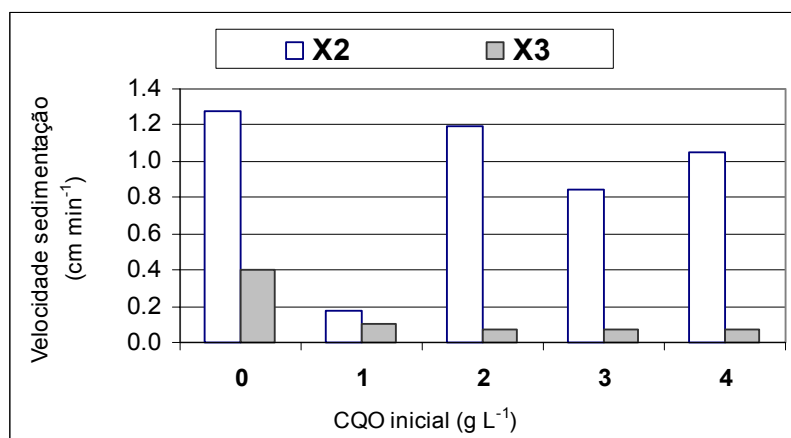


Figura 14.20– Efeito de concentração inicial em CQO e do teor em biomassa na velocidade de sedimentação para o efluente Mix e 48 horas de tempo de reacção

Para os efluentes 1T, 2T e 3T, os melhores resultados (velocidades de sedimentação de $0,03 \text{ cm min}^{-1}$) são observados para a 3ª trasfega e para 3 g CQO L^{-1} . O efluente Mix apresenta resultados de velocidades iniciais de sedimentação bastante superiores às das três trasfegas, mas mesmo assim muito inferiores às da biomassa antes da sua utilização nos testes de biodegradabilidade (S0). O efluente Mix apresenta uma decantabilidade aceitável, particularmente para um teor em biomassa de 2 g SSV L^{-1} , em que a velocidade inicial de sedimentação se situa entre $0,8$ e $1,2 \text{ cm min}^{-1}$, para um CQO inicial entre 2 e 4 g L^{-1} , sendo o melhor resultado obtido para a concentração de 2 g CQO L^{-1} . No caso da concentração de substrato mais baixa (1 g CQO L^{-1}), a velocidade inicial de sedimentação é muito baixa, sendo inferior a $0,2 \text{ cm min}^{-1}$. O melhor resultado corresponde a aproximadamente $22,5 \text{ cm}$ decantados no final de 1 hora ($1/3$ da altura ocupado pelas lamas), e um $\text{SVI}=150 \text{ ml g}^{-1}$, valor considerado como aceitável por Petruccioli *et al.* (2000, 2002).

Comparando as velocidades iniciais de sedimentação para o efluente Mix e para 2 e 3 g SSV L^{-1} de concentração de biomassa (Figura 14.20), verifica-se que os valores são bastante inferiores para a concentração superior de biomassa, correspondendo a cerca de 10 cm decantados ao fim de 2 horas ($1/5$ da altura de clarificado), correspondendo a um $\text{SVI}=260 \text{ ml g}^{-1}$. Para a concentração de 2 g L^{-1} os valores da velocidade de sedimentação são muito semelhantes ao valor obtido para S0 ($1,2 \text{ cm min}^{-1}$) com excepção dos resultados obtidos para 1 g CQO L^{-1} , diminuindo para concentrações de substrato mais elevadas (3 e 4 g CQO L^{-1}). Para 3 g L^{-1} as velocidades iniciais de sedimentação diminuem bastante após a operação dos reactores, atingindo valores de cerca de $0,07 \text{ cm min}^{-1}$.

14.2.4. Conclusões preliminares (ensaio 1T, 2T e 3T e Mix)

Os trabalhos realizados permitiram concluir que os efluentes 1T, 2T e 3T estudados apresentam características químicas diferentes, apresentando no entanto uma relação CBO_5/CQO semelhante (cerca de 0,5), uma razão $\text{CQO}_{\text{solúvel}}/\text{CQO}_{\text{total}}$ também semelhante (cerca de 73%) e um pH ácido (inferior a 5). Assim, para que estes EVs possam ser degradados biologicamente têm de ser previamente neutralizados. Apesar das diferenças em termos de carga poluente, não existem contudo diferenças significativas de tratabilidade biológica entre as 3 diferentes trasfegas e o efluente Mix (obtido por mistura das 3 trasfegas), desde que sejam adicionados os nutrientes necessários ao processo biológico.

A partir dos ensaios realizados, verificou-se que o efluente a tratar parece apresentar um efeito inibidor a altas concentrações, uma vez que a taxa máxima de remoção de CQO diminuiu com um aumento da concentração em CQO inicial, para valores superiores a 4 g CQO L^{-1} . Por este facto, a concentração inicial no reactor não deve ultrapassar as 3 g CQO L^{-1} , afim de não provocar inibição significativa pelo substrato.

A percentagem de remoção em CQO nos ensaios realizados com o efluente Mix e após adição de nutrientes foi superior a 70% após as primeiras 24 horas, ultrapassando os 90% decorridas 48 horas após o início da depuração. Para uma concentração de biomassa de 2 g SSV L^{-1} a máxima remoção de CQO (91%) foi obtida para uma concentração inicial de 3 g CQO L^{-1} e dois dias de tempo de operação. Para uma concentração de biomassa mais elevada (3 g SSV L^{-1}), a taxa de remoção de CQO obtida é semelhante, sendo máxima (95%) para uma concentração inicial no reactor de 2 g CQO L^{-1} e um tempo de operação de 2 dias.

Para uma concentração de biomassa de 2 g SSV L^{-1} , a decantabilidade da lama obtida foi boa (0,8-1,2 cm min^{-1}) para os ensaios entre 2 e 4 g CQO inicial, correspondendo a um $\text{SVI}=150 \text{ ml g}^{-1}$, resultado semelhante ao obtido por Petruccioli *et al.* (2000). Este teor em biomassa apresentou o melhor desempenho, quer em termos de remoção de CQO, quer em termos de características de decantabilidade dos sólidos biológicos.

PARTE VII- APLICAÇÃO DA TECNOLOGIA SBR

AO TRATAMENTO DE EVs

O tratamento de EVs é possível de efectuar biologicamente utilizando processos aeróbios ou anaeróbios, com diferentes rendimentos consoante os processos utilizados. No Anexo 10 são apresentadas as eficiências dos principais processos de tratamento obtidas a nível industrial, piloto e laboratorial.

Diversos trabalhos efectuados na ultima década por Torrijos e Moletta (1997), Grismer e Shepherd (1998), Houbroun, *et al.*, (1998), Wilderer *et al.* (2001), Andreottola *et al.* (2002), Brucculeri *et al.* (2004), Clerc, (2004), Torrijos *et al.* (2004) e Rodrigues *et al.* (2004), mostram que a tecnologia SBR aparenta ser bem adaptada ao tratamento de efluentes complexos, com cargas orgânicas elevadas e sazonais como os EVs, devido aos bons resultados de depuração obtidos, à rusticidade, ao funcionamento e automatização simples, aos custos de investimento e funcionamento moderados, à ausência de odores e impactos sonoros significativos e ao reduzido espaço ocupado.

Visando optimizar a aplicação da tecnologia SBR ao tratamento de EVs, e com base nos resultados obtidos nos ensaios descontínuos de biodegradabilidade, foram definidos ensaios experimentais que possibilitassem o estabelecimento do conteúdo óptimo em termos de biomassa e a optimização da Carga orgânica (Cv) e da razão F/M que maximizam o rendimento deste processo.

15. OPTIMIZAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA

15.1. Material e métodos

Com base nos resultados obtidos nos ensaios de biodegradabilidade apresentados anteriormente, e tendo em vista a definição do teor em biomassa que maximize o rendimento de remoção em CQO dos EVs, foi estabelecida uma matriz experimental (Tabela 15.1) para operação de reactores SBR, utilizando-se um tempo de reacção de 21 horas e um teor em biomassa no reactor de 2 e 4 g SSV L⁻¹ (X2 e X4 respectivamente).

Tabela 15.1- Cargas volúmicas (g CQO L⁻¹ dia⁻¹) utilizadas nos ensaios SBR para optimização da concentração em biomassa

CQO influente (g L ⁻¹)	Teor em biomassa X (g SSV L ⁻¹)	
	X2	X4
3	1,5 (X2EV3)	1,5 (X4EV3)
6	3,0 (X2EV6)	3,0 (X4EV6)
9	4,5 (X2EV9)	4,5 (X4EV9)
12	6,0 (X2EV12)	6,0 (X4EV12)

Os efluentes utilizados nos ensaios (EV3, EV6, EV9 e EV12), cujas características se apresentam na Tabela 15.2, foram obtidos por diluição do efluente Mix. Estes efluentes apresentam uma relação CQO:N:P desequilibrada (relação CQO:N:P de 250:2,5:1) e pobre em N e P. Nestes ensaios, e para que fosse estudada a tratabilidade destes efluentes tal qual são produzidos, não foram adicionados quaisquer nutrientes.

Tabela 15.2- Caracterização dos efluentes usados na alimentação dos reactores SBR para optimização da concentração em biomassa

Efluente	CQOt (g L ⁻¹)	CQOs (g L ⁻¹)	CBO ₅ / CQO (%)	SST (g L ⁻¹)	SSV (g L ⁻¹)	% SSV	Nt (mg L ⁻¹)	P (mg L ⁻¹)
Mix	68	50	55	14,7	12,8	87	663	258
EV3	3	2,1	53	0,6	0,5	86	29	11
EV 6	6,1	4,3	56	1,1	1	91	60	21
EV 9	8,9	6,6	57	1,6	1,5	92	86	33
EV 12	12,2	8,8	54	2,3	2,1	92	116	44

Estes ensaios foram realizados em reactores SBR de 4 litros, com agitação magnética e fornecimento de oxigénio por difusão de ar, com microbolha, tendo sido todos operados durante um mínimo de 35 ciclos, antes do fim de cada experiência.

Cada ciclo de funcionamento compreendeu um período de alimentação e um período de descarga desprezáveis em termos de intervalo de tempo, um período de arejamento de 21 horas (tempo de reacção) e um período de decantação de 2 horas. O volume alimentado e o volume de descarga para todos os ensaios foi de dois litros, correspondendo a uma relação volume de enchimento/volume total de 50%. O controlo do processo foi efectuado através dos parâmetros CQOs, SST e pH, no início e fim de cada ciclo, sendo as análises executadas de acordo com o Standard Methods (APHA-AWWA-WECF, 1995).

15.2. Apresentação e discussão de resultados

15.2.1. Comportamento dos reactores SBR

Para cada um dos oito ensaios realizados, construiu-se um gráfico com a evolução do CQO solúvel e dos SST do decantado, bem como da respectiva velocidade de remoção de CQO. Como exemplo, na Figura 15.1 são apresentados os resultados referentes ao ensaio X2EV3 (concentração de biomassa no reactor de 2 g SSV L⁻¹, EV usado com uma concentração de 3 g CQO L⁻¹).

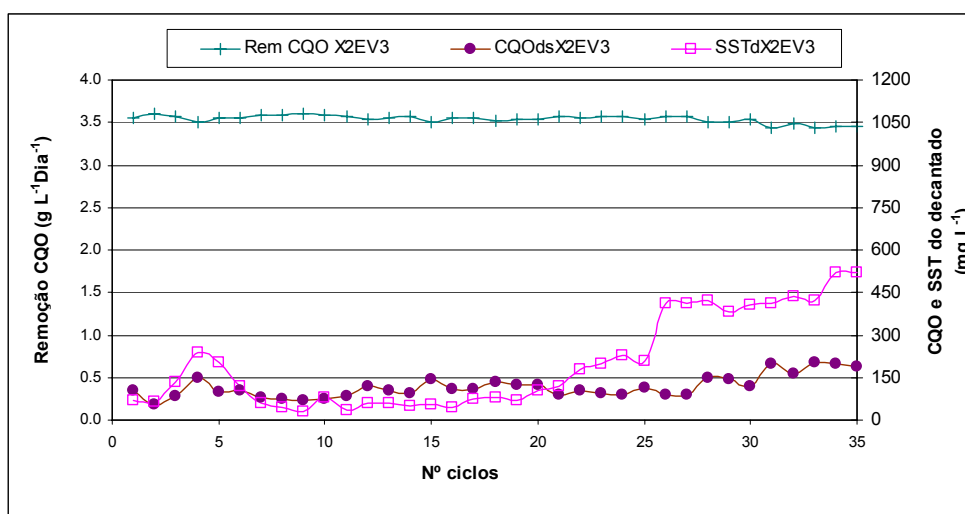


Figura 15.1– Curvas de evolução do CQOs e SST do decantado e respectiva velocidade de remoção em CQO para o ensaio X2EV3

Os gráficos obtidos foram utilizados para definir o final da fase de arranque e calcular os valores do estado estacionário para cada um dos ensaios. Com os resultados dos estados estacionários obtidos para a totalidade dos ensaios da matriz experimental, traduzidos em curvas de evolução similares às da Figura 15.1, e tendo em consideração que todos os ensaios foram realizados com o mesmo tempo de reacção (21 horas), foi construído o gráfico da Figura 15.2 que traduz a influência da carga orgânica aplicada, C_v , na percentagem de remoção de CQO.

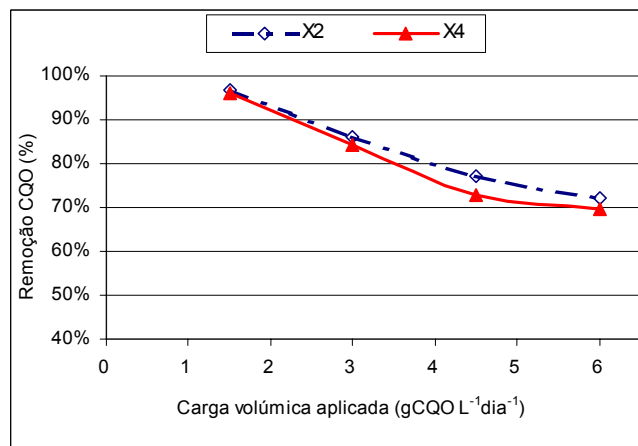


Figura 15.2- Remoção de CQO vs carga volúmica

Da Figura 15.2 constata-se que a remoção de CQO diminui significativamente com o aumento da C_v , para as duas quantidades de biomassa testadas, sendo observada uma menor remoção com o aumento de concentração da biomassa. A maior percentagem de remoção de CQO (cerca de 96%) é obtida para a carga volúmica de $1,5 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para ambas as concentrações de biomassa, diminuindo para valores próximos de 70% para cargas volúmicas de cerca de $6 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$.

Se os dados forem correlacionados com a velocidade de remoção de CQO (Figura 15.3), observa-se que o CQO removido aumenta com o aumento da C_v , atingindo cerca de $19 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para a C_v mais elevada de $6 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$. Para cargas volúmicas superiores a $3 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ verifica-se que a velocidade de remoção é superior para os ensaios com 2 g L^{-1} de biomassa (X2), o que indica influência da transferência de massa no comportamento do processo, para concentrações mais elevadas de biomassa.

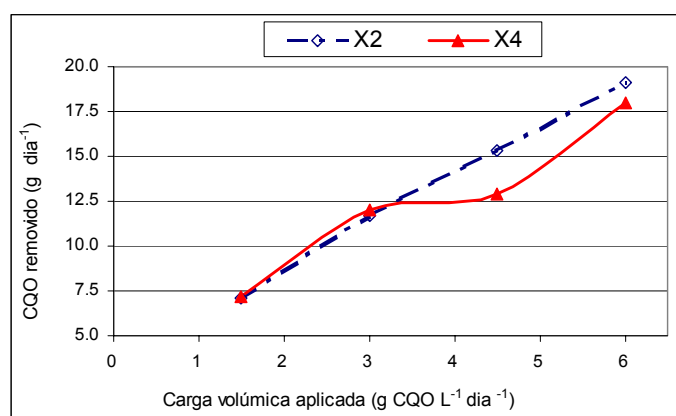


Figura 15.3- Velocidade de remoção CQO vs carga volúmica para todos os ensaios

Da análise da Figura 15.4 verifica-se que a percentagem de remoção de CQO também diminui com o aumento da razão F/M aplicada, de modo análogo ao verificado com o

aumento da carga orgânica aplicada. O aumento da concentração em biomassa diminui a percentagem de remoção de CQO, o que de igual modo indica resistência à transferência de massa, para elevados teores de biomassa.

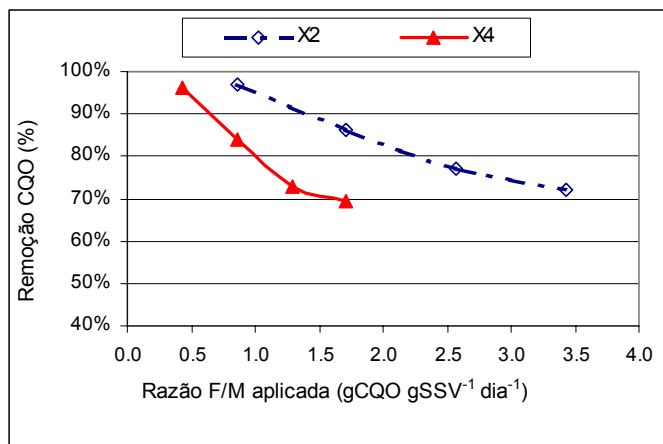


Figura 15.4 - Remoção de CQO vs razão F/M.

Correlacionando a velocidade de remoção de CQO com a razão F/M (Figura 15.5), observa-se que para X4 e X2, são necessárias razões F/M superiores a 1,5 e 2,6 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ respectivamente, para que se obtenham remoções superiores a 15 g CQO dia⁻¹. O teor em biomassa de 2 g L⁻¹ permite obter velocidades de remoção significativas utilizando razões F/M superiores, o que é importante na redução do volume dos reactores e da quantidade de lamas produzidas no final do tratamento (Ehlinger *et al.*, 1994 e 1995; Lefebvre *et al.*, 1998; Racault *et al.*, 1998; Jourjon *et al.*, 2001 e Petruccioli *et al.*, 2002). No entanto, é de referir que para a carga aplicada mais elevada obtém-se uma percentagem de remoção de CQO de cerca de 70%.

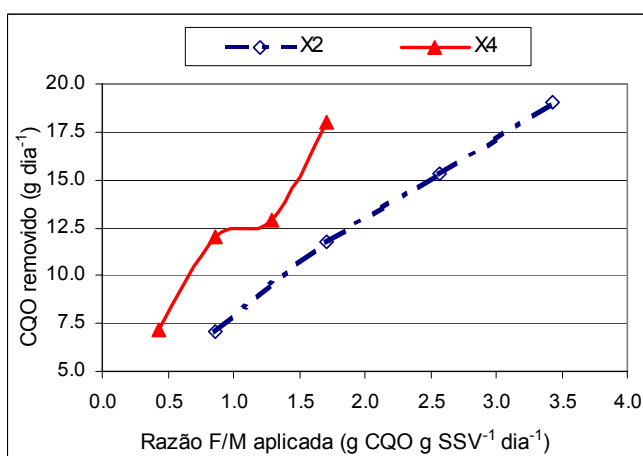


Figura 15.5 – Taxa remoção de CQO vs razão F/M

A fim de se inferir a capacidade de remoção de CQO, relativa a cada um dos reactores em relação ao máximo possível, foi feito o gráfico da Figura 15.6, que apresenta a C_v removida em função da C_v aplicada ao reactor. Como se esperava, a C_v removida aumenta ligeiramente com a C_v aplicada, diminuindo no entanto em termos de capacidade, já que se afasta do máximo teórico para cargas volúmicas superiores a 2 g CQO L⁻¹ dia⁻¹.

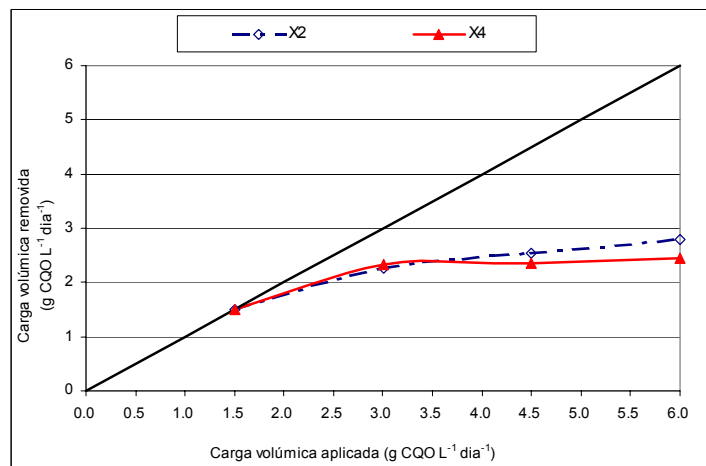


Figura 15.6- Carga volúmica removida vs carga volúmica aplicada ao reactor

Para além da capacidade de tratamento apresentada pelos reactores SBR, é igualmente importante analisar a qualidade do efluente tratado, dado ser este o principal objectivo da aplicação de qualquer processo/tecnologia no tratamento de efluentes. Assim, as Figuras 15.7 e 15.8 apresentam os resultados obtidos nos diferentes ensaios para a qualidade do decantado (efluente tratado) expressa em termos de CQO solúvel e teor em SST. Como se constata, os valores de ambos os parâmetros aumentam com o aumento da C_v aplicada, o que conduz a uma degradação progressiva da qualidade do efluente final.

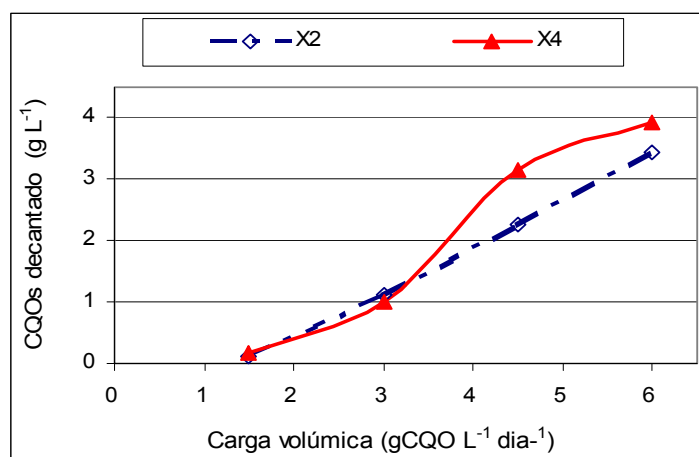


Figura 15.7 – CQOs do efluente tratado vs carga volúmica

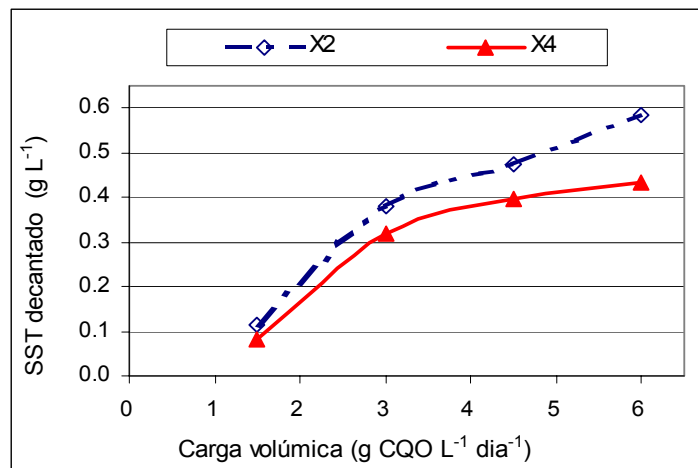


Figura 15.8– SST do efluente tratado vs carga volumétrica.

A melhor qualidade para o efluente tratado (CQOs inferior a 120 mg CQO L⁻¹) foi obtida para X2 e para Cv de 1,5 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, sendo o teor em SST elevado (120 mg L⁻¹). Nestas condições, ou o período de sedimentação utilizado foi demasiado curto, ou o floco biológico não apresenta boas características de sedimentabilidade, provavelmente devido ao desequilíbrio de nutrientes. Para Cv superiores a 4,5 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, o teor em SST no decantado é superior a 0,4 g L⁻¹ e CQOs ultrapassa 2,5 g L⁻¹, valores que denotam uma má qualidade para o efluente tratado.

A produção de lamas durante a operação dos reatores SBR manteve-se aproximadamente constante e de cerca de 0,4 g SSV g⁻¹ CQO removido.

15.2.2. Decantabilidade

Durante a operação dos reatores foram retiradas periodicamente amostras do seu conteúdo, sujeitando-se estas a testes de decantabilidade para avaliação das características de sedimentação das lamas produzidas.

Na Figura 15.9 observa-se que a velocidade inicial de sedimentação aumenta com o aumento da Cv aplicada, obtendo-se as maiores velocidades de sedimentação (superiores a 0,4 cm min⁻¹) para 2 g SSV L⁻¹ (X2) e Cv superiores a 3 g CQO L⁻¹ dia⁻¹. Para X4, verifica-se que as velocidades de sedimentação são muito reduzidas para todos os valores de Cv aplicada.

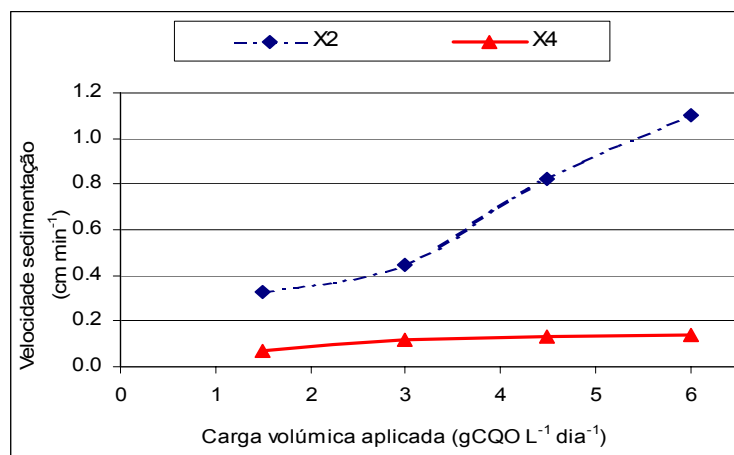


Figura 15.9 – Velocidade de sedimentação vs carga volúmica

Relativamente ao SVI (Figura 15.10), observa-se que este índice oscilou entre 80 e 170, resultado semelhante ao obtido por Petruccioli *et al.* (2000), registando-se a diminuição deste índice com o aumento da C_v para todos os ensaios, obtendo-se os valores mais baixos para X2 (um aumento da velocidade de sedimentação e uma diminuição do valor do SVI com o aumento da C_v correspondem a melhores características de decantabilidade).

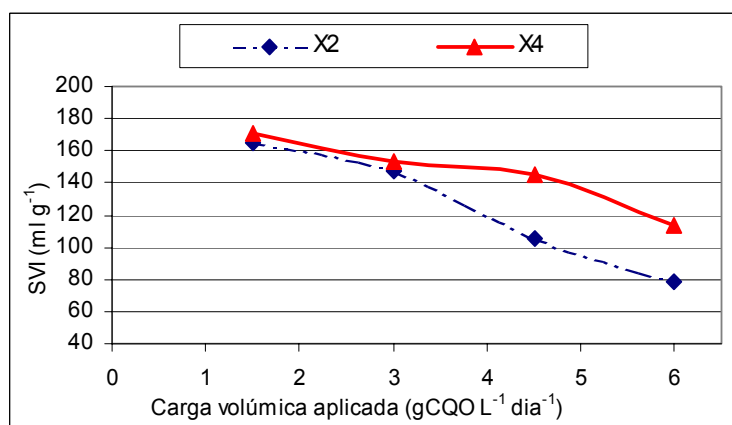


Figura 15.10- SVI vs carga volúmica

Estas conclusões são concordantes com as referentes à avaliação do comportamento do reactor em termos de remoção de carga poluente. De facto, os reactores com melhor desempenho foram também os que funcionaram com cargas volúmicas mais elevadas (superiores a $3,4 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e com 2 g SSV L^{-1} de teor em biomassa, apesar da qualidade do efluente tratado não atingir os valores exigidos no anexo XVIII do D.L. 236/98 de 1 de Agosto.

15.3. Conclusões preliminares

Do trabalho realizado conclui-se que a remoção de CQO obtida sem adição de nutrientes oscilou entre os 70 e os 95%, alcançando-se os melhores resultados para cargas volúmicas inferiores a 3,4 g CQO L⁻¹ dia⁻¹. Estes resultados são concordantes com os obtidos por Gatti *et al.* (1994) utilizando um *Fluidized Bed Biofilm Reactor* (FBBR) e com cargas volúmicas semelhantes.

O CQO removido variou entre 7,5 e os 19 g CQO dia⁻¹ para ambas as concentrações de biomassa testadas (2 e 4 g SSV L⁻¹). A carga volúmica removida oscilou entre 1,5 e 2,8 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ para cargas volúmicas aplicadas respectivamente de 1,5 a 6 g CQO L⁻¹ dia⁻¹. Dos ensaios efectuados conclui-se que a partir de 2 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ de Cv aplicada, existe um afastamento do máximo teórico em termos de eficiência de remoção de CQO.

Os resultados permitiram concluir também que para X2, cargas volúmicas superiores a 3 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ conduzem à produção de lamas com melhor decantabilidade (velocidades de sedimentação mais elevadas e menores valores de SVI). Para X4, verifica-se que a velocidade de sedimentação é muito reduzida para todos os valores de Cv aplicados.

A melhor velocidade de remoção obtida (19 g CQO dia⁻¹) e as melhores características de decantabilidade (SVI=78 ml g⁻¹ e velocidade de sedimentação de 1,1 cm min⁻¹) foram obtidas no tratamento de EVs com 12 g CQO L⁻¹ e 2 g SSV L⁻¹ de biomassa, a que corresponde uma Cv de 6 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e uma razão F/M de 3 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ (razões F/M superiores às recomendadas por Beltrán *et al.* (2001) e Moletta (2004)). No entanto para estas condições foram obtidas percentagens de remoção de cerca de 70%, o que influencia a qualidade do efluente tratado. Para melhorar o comportamento dos reactores, no que diz respeito à qualidade do efluente tratado, seria necessária a adição de nutrientes.

Em conclusão, o tratamento aeróbio de EVs através de reactores SBR e sem adição de nutrientes mostrou-se tecnicamente possível, permitindo percentagens de remoção de CQO superiores a 95%, para condições de cargas aplicadas baixas.

16. OPTIMIZAÇÃO DO TEMPO DE REACÇÃO

16.1. Material e métodos

Visando a optimização do tempo de reacção dos reactores SBR, foi definida uma matriz experimental (Tabela 16.1) tendo os reactores sido operados com o teor de biomassa que apresentou os melhores resultados, quer nos ensaios com os reactores SBR quer nos ensaios descontínuos de biodegradabilidade (X2, 2 g SSV L⁻¹). A parte experimental foi complementada com ensaios realizados com teores de biomassa de 1 e 4 g SSV L⁻¹ (X1 e X4), para comparação e confirmação de resultados.

Tabela 16.1- Razões F/M (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹) utilizadas nos ensaios SBR para optimização do tempo de reacção

CQO do EV (g L ⁻¹)	Tempo de reacção (horas)			
	21		42	
9	0,65 X4EV9	1,13 X2EV9	0,6* X2EV9	
12				0,75* X2EV12
18		1,13 X4EV18	2,25 X2EV18	1,13* X2EV18

*Carga média por dia

Adicionalmente foram também executados três ensaios complementares: dois utilizando 1 g SSV L⁻¹ (X1) de biomassa no reactor, para um EV com 4,5 g CQO L⁻¹, e 10,5 ou 21 horas de tempo de arejamento (razões F/M medias aplicadas por dia idênticas aos ensaios X2EV18), e um outro ensaio com X4, EV com 6 g CQO L⁻¹ e 21 horas de tempo de arejamento (razão F/M=0,4 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹).

Tal como no conjunto de ensaios anteriormente realizado, o efluente utilizado (EV 4,5, EV 6, EV 9, EV 12 e EV 18), cujas características se apresentam na Tabela 16.2), foi obtido diluindo o efluente Mix até se obterem as cargas poluentes desejadas (4,5, 6, 9, 12 e 18 g CQO L⁻¹).

Da análise da Tabela 16.2 verifica-se que os efluentes utilizados apresentam uma relação CQO:N:P de 250:2,5:1, pelo que nestes ensaios foi adicionada ureia (33 mg g CQO⁻¹) e ortofosfato de sódio (52 mg g CQO⁻¹) a fim de prover os componentes necessários para a síntese celular (Viaud *et al.*, 1994).

Tabela 16.2- Caracterização dos efluentes usados na alimentação dos reactores SBR para optimização do tempo de reacção

Efluente	CQOt (g L⁻¹)	CQOs (g L⁻¹)	CBO₅/ CQO (%)	SST (g L⁻¹)	SSV (g L⁻¹)	% SSV	Nt (mg L⁻¹)	P (mg L⁻¹)
Mix	68	50	55	14,7	12,8	87	663	258
EV 4,5	4,5	3,3	53	0,8	0,8	96	46	19
EV 6	6,1	4,4	56	1,2	1,1	95	55	21
EV 9	8,9	6,6	57	1,6	1,5	92	86	33
EV 12	12,2	8,8	54	2,3	2,1	92	116	44
EV 18	18,5	13,2	56	3,6	3,2	90	174	66

Os ensaios foram executados utilizando reactores SBR de 4 litros, com agitação, fornecimento de oxigénio por difusores de ar, e com adição de nutrientes, tendo sido todos operados igualmente durante um mínimo de 35 ciclos, antes do fim de cada experiência. O ciclo de funcionamento compreendeu um período de alimentação e um período de descarga desprezáveis, um período de arejamento de 10,5, 21 ou 42 horas (tempo de reacção) e um período de decantação de 2 horas. Ao contrário dos ensaios anteriores, quer o volume alimentado quer o volume de descarga nestes ensaios foi de apenas um litro, correspondendo a uma relação volume de enchimento/volume total de 25% (*filing ratio*).

16.2. Apresentação e discussão de resultados

16.2.1. Comportamento dos reactores SBR

Para cada um dos doze ensaios realizados, foram construídos gráficos de evolução do CQOs e dos SST do decantado ao longo dos 35 ciclos, bem como da respectiva velocidade de remoção de CQO. Como exemplo, a Figura 16.1 apresenta os resultados referentes ao ensaio X2EV9-42h (concentração em biomassa no reactor de 2 g SSV L⁻¹, EV com 9 g CQO L⁻¹ e 42 horas de tempo de reacção).

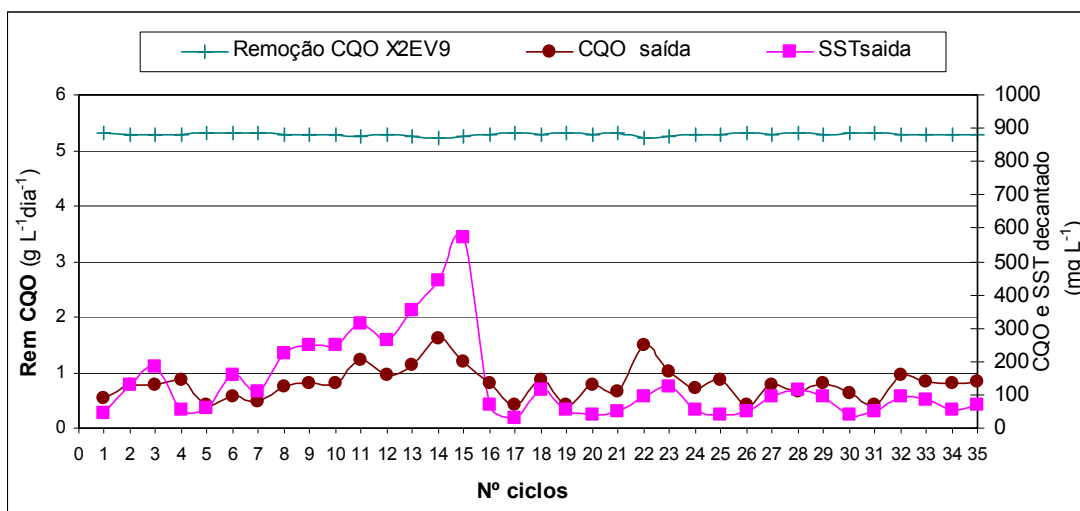


Figura 16.1– Curvas de evolução do CQOs e SST do decantado e respectiva velocidade de remoção de CQO para o ensaio X2EV9-42h

Com os resultados das curvas de evolução similares à Figura 16.1, para todos os ensaios, foram definidos os estados estacionários, construindo-se um gráfico mostrando a influência do tempo de reacção na percentagem de remoção de CQO (Figura 16.2).

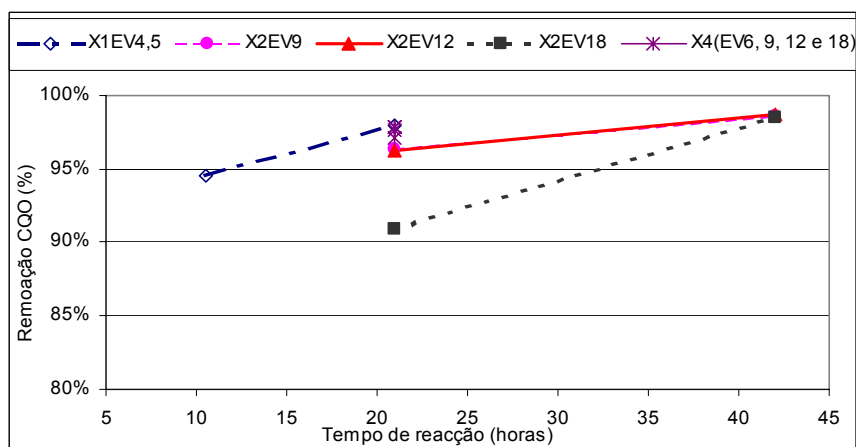


Figura 16.2- Percentagem de remoção de CQO vs tempo de reacção para todos os ensaios

Como se verifica na Figura 16.2, a remoção de CQO aumenta com o tempo de reacção para todos os ensaios e diminui com o aumento da concentração de EV. Nos ensaios com EVs com concentrações mais baixas, até 12 g CQO L⁻¹, e tempos de reacção superiores a 21 horas obtêm-se remoções de CQO superiores a 95%. Por outro lado, para um EV com 18 g CQO L⁻¹ (X2EV18) é necessário um tempo de reacção de 42 horas para se obter uma remoção de CQO superior a 95%.

Se os resultados forem correlacionados com a velocidade de remoção de CQO (Figura 16.3), observa-se para todos os ensaios, que a velocidade de remoção média aumenta com o aumento da Cv aplicada, e diminui ligeiramente com o aumento da quantidade de biomassa, o que indicia alguma resistência à transferência de massa. Obtiveram-se taxas de remoção superiores a 17,5 g CQO dia⁻¹ para a carga mais elevada (5,5 g CQO L⁻¹ dia⁻¹).

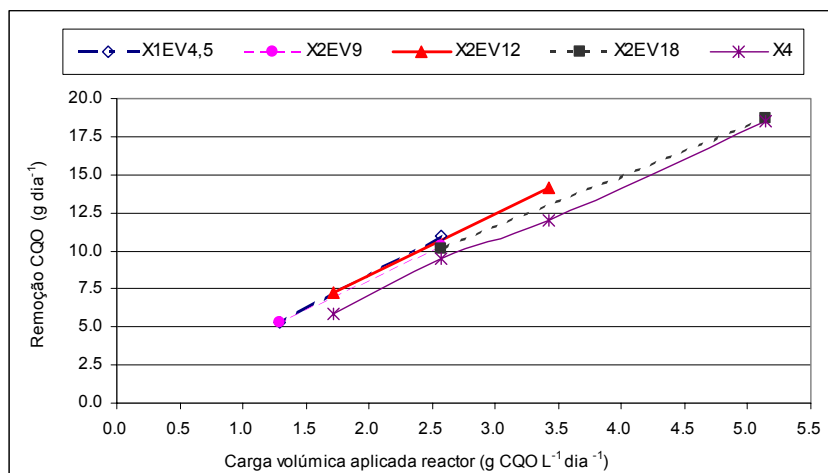


Figura 16.3- Velocidade remoção CQO alimentado vs carga volúmica aplicada

A Figura 16.4 mostra que, para cargas volúmicas até 3,4 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, a remoção de CQO é praticamente constante, situando-se acima de 95%, para concentrações de EVs até 12 g CQO L⁻¹. Para 2 g SSV L⁻¹ de biomassa verifica-se que o sistema atingiu a sua capacidade máxima de tratamento para a carga de 3,4 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, a partir da qual a eficiência de remoção baixa para 91%, para uma carga de 5,2 g CQO L⁻¹ dia⁻¹. Para o teor em biomassa X4, o sistema não atingiu a sua capacidade máxima de tratamento, pelo que é possível operar a cargas volúmicas de 5,2 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ sem perda de eficiência depurativa.

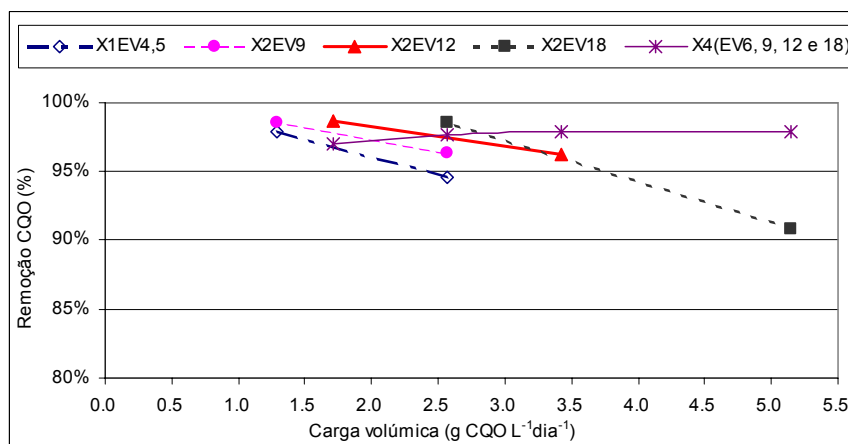


Figura 16.4 - Percentagem de remoção de CQO vs carga volúmica

Se a correlação for realizada com a relação de F/M (Figura 16.5), observa-se que esta razão deverá ser inferior a 2 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ para se obterem remoções de CQO superiores a 95%.

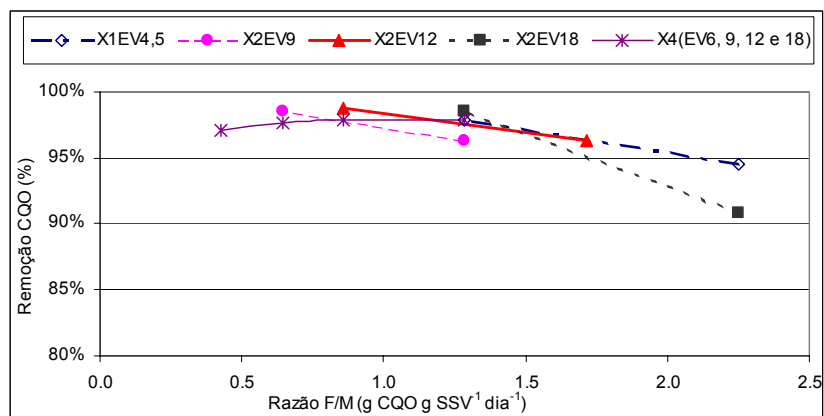


Figura 16.5 - Percentagem de remoção de CQO vs razão F/M

A fim de se inferir a eficiência de cada um dos reatores em relação ao máximo teórico, na Figura 16.6 apresenta-se a C_v removida em função da C_v aplicada ao reactor. Como se verifica, para todos os ensaios a C_v removida aumenta com a C_v aplicada, diminuindo progressivamente em termos de eficiência, já que se afasta cada vez mais do máximo teórico para cargas volúmicas superiores a 3,4 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, especialmente para a concentração de biomassa de 2 g SSV L⁻¹.

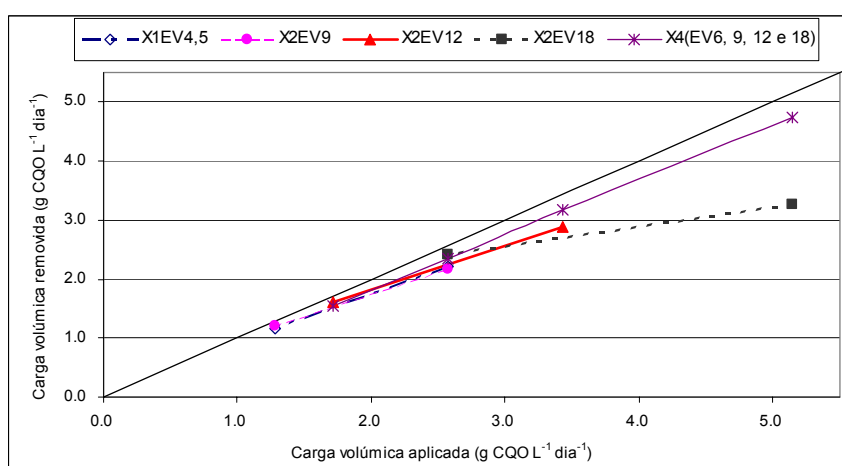


Figura 16.6- Carga volúmica removida vs carga volúmica aplicada ao reactor

A qualidade do efluente tratado, em termos de $\text{CQO}_{\text{solúvel}}$ (CQOs) e de SST, é apresentada nas Figuras 16.7 e 16.8. Como se observa, os valores de ambos os parâmetros aumentam com o aumento da carga aplicada, o que conduz a uma diminuição progressiva da qualidade do decantado (efluente tratado).

Estes resultados são semelhantes aos obtidos por Petruccioli *et al.* (2000) com o mesmo tipo de efluentes, reactores laboratoriais do tipo LA e MBBR e C_v aplicadas até $8,8 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, tendo estes autores obtido uma taxa de remoção máxima de $6,6 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e 90% de remoção CQO.

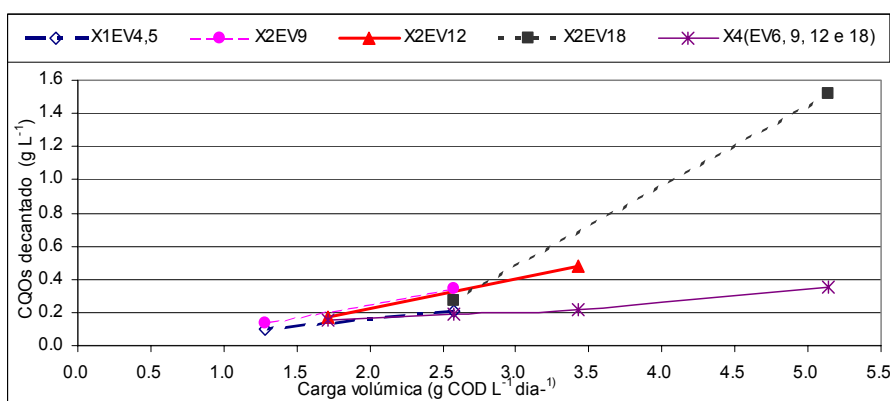


Figura 16.7 – CQOs do efluente tratado vs carga volumica

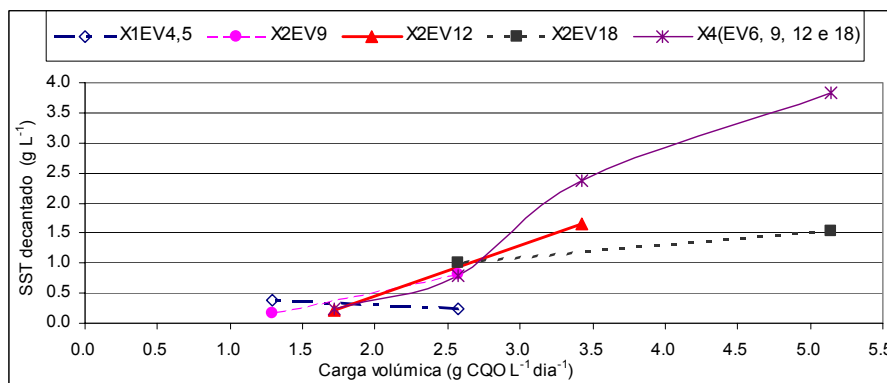


Figura 16.8– SST do efluente tratado vs carga volumica

No que diz respeito à influência do teor em biomassa, verifica-se que quanto maior é a quantidade de biomassa, maior é a remoção e portanto menor é o CQO do decantado. No entanto verifica-se que a qualidade do efluente tratado em termos de SST piora com o aumento da biomassa.

Apesar dos melhores valores relativos à qualidade de efluente final serem obtidos para cargas volumicas aplicadas inferiores a $2,6 \text{ g CQO L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (CQOs do efluente final

inferior a $0,4 \text{ g L}^{-1}$ e SST decantado inferior a 1 g L^{-1}), estes valores são ainda superiores ao padrão de qualidade para descarga de efluentes em Portugal ($0,15 \text{ g CQO L}^{-1}$ e $0,06 \text{ g SST L}^{-1}$).

A produção de lamas durante a operação dos reactores SBR é apresentada na Figura 16.9. Como se verifica, os valores oscilam entre $0,2$ e $0,5 \text{ g SSV g CQO degradado}^{-1}$, mostrando uma ligeira diminuição com o aumento da carga aplicada e do teor de biomassa presente. A produção de lamas obtida é idêntica à referida por Wilderer *et al.* (2001) utilizando também SBRs à escala real no tratamento de EVs ($0,25 \text{ g SSV g}^{-1} \text{ CQO degradado}$), e à obtida por Brucculeri *et al.* (2004) (cerca de $0,24$ a $0,28 \text{ g SSV g CQO degradado}^{-1}$), apesar das cargas aplicadas por estes autores serem cerca de 10 a 50 vezes inferiores às utilizadas neste trabalho.

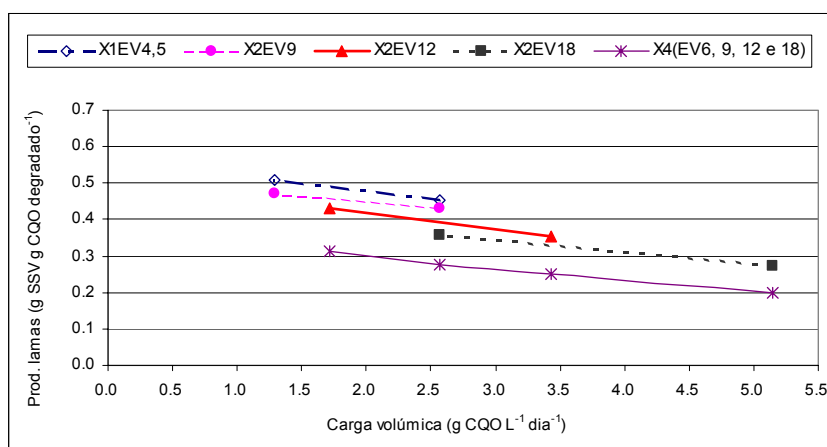


Figura 16.9– Produção de lamas dos reactores vs carga volumétrica.

16.2.2. Decantabilidade

Periodicamente durante a operação dos reactores foram retiradas amostras do conteúdo do reactor, sujeitando-se estas a ensaios de decantabilidade para avaliação das características de sedimentação das lamas.

Os resultados obtidos estão representados na Figura 16.10, onde se observa que a velocidade inicial de sedimentação apresenta uma tendência para aumentar com o aumento da carga orgânica aplicada e diminuindo significativamente com o aumento da quantidade de biomassa. Para além disso verifica-se que a velocidade inicial de sedimentação diminui no com o aumento do tempo de reacção (Figura 16.11). Os valores mais elevados (superiores a 3 cm min^{-1}) foram obtidos para os ensaios com a menor concentração de biomassa (1 g SSV L^{-1}). Para a concentração de 2 g SSV L^{-1} , verificou-se que as maiores velocidades de sedimentação foram obtidos para os ensaios efectuados com o efluente mais concentrado (18

g CQO L⁻¹). Os reactores com 4 g SST L⁻¹ apresentam velocidades de sedimentação muitíssimo baixas.

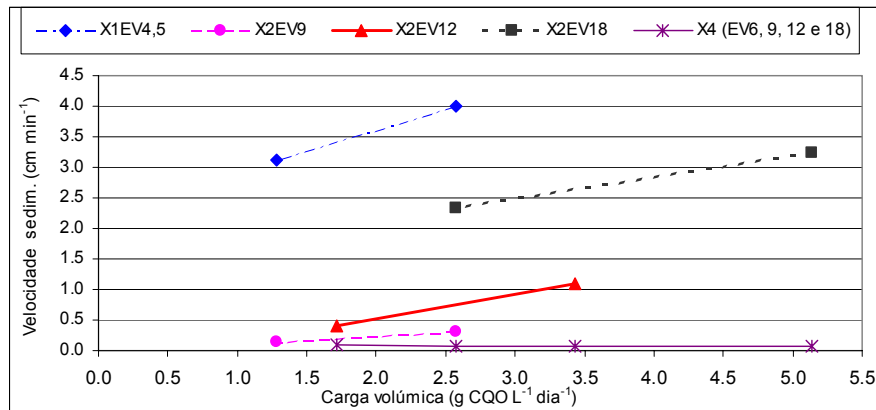


Figura 16.10 – Velocidade de sedimentação vs carga volumica

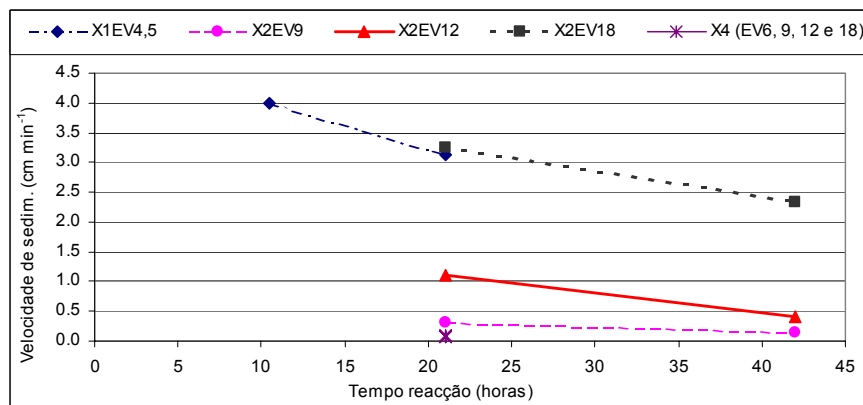


Figura 16.11 – Velocidade de sedimentação vs tempo de reacção

Relativamente ao SVI, observa-se um comportamento oposto ao observado para a velocidade de sedimentação, pois à medida que aumenta o tempo de reacção (Figura 16.12) aumenta também o valor do SVI e com o aumento da C_v aplicada diminui o valor do SVI (Figura 16.13). O valor mais baixo ($SVI=85 \text{ ml g}^{-1}$) foi obtido para o ensaio realizado com o efluente mais concentrado (18 de g CQO L⁻¹) e um teor de biomassa de 2 g SST L⁻¹, o que está concordante com os resultados obtidos por análise da velocidade de sedimentação.

Estes resultados também estão concordantes com as conclusões referentes à avaliação do comportamento dos diferentes reactores. De facto, o reactor com o melhor desempenho em termos de remoção de CQO foi também o reactor que tratou o EV mais concentrado (18 de g CQO L⁻¹) com o tempo de reacção mais baixo (21 horas) e com um teor de biomassa de 2 g SSV L⁻¹. Os reactores com concentração de biomassa mais elevada (X4),

apesar de terem resultados próximos dos reactores X2 ao nível da remoção de CQO, apresentam características de sedimentação muito desfavoráveis.

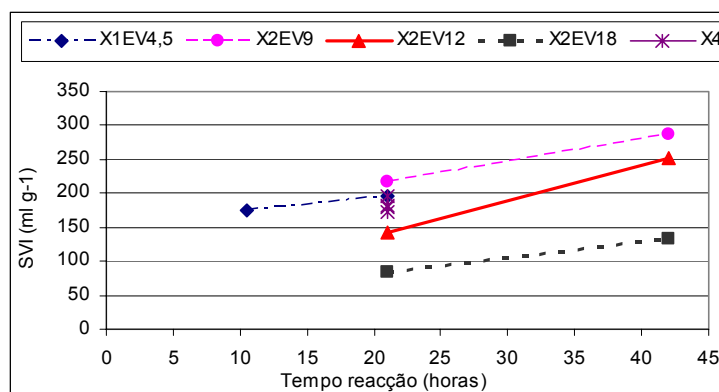


Figura 16.12- SVI vs tempo de reacção

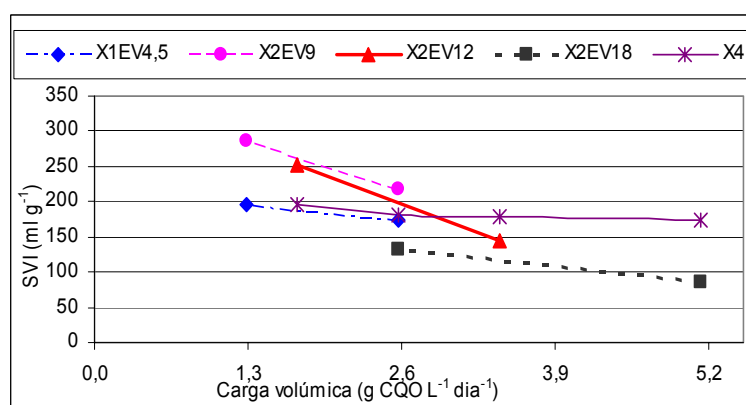


Figura 16.13- SVI vs carga volúmica

16.3. Conclusões preliminares

Os resultados alcançados neste grupo de ensaios de optimização do tempo de reacção são semelhantes em termos de comportamento aos anteriormente obtidos relativamente à optimização da concentração em biomassa, no que respeita à remoção de CQO atingida 7-19 g CQO L⁻¹ removido nos ensaios anteriores contra 5-18,7 g CQO L⁻¹ agora alcançados. Já quanto à carga volúmica removida face à carga volúmica aplicada, e à velocidade de sedimentação verifica-se que estas praticamente duplicam com a adição de nutrientes e para cargas volúmicas semelhantes. Quanto às características do efluente tratado em termos de CQOs e teor de SST e às características de sedimentação das lamas também se verifica uma melhoria muito significativa devida à adição de nutrientes.

Conclui-se portanto que a adição de nutrientes e a diminuição da razão volume de enchimento/volume total contribuíram para a melhoria do rendimento do processo, e da qualidade do efluente depurado.

Com adição de nutrientes, a remoção de CQO foi superior a 95% em todos os ensaios, com excepção do ensaio realizado com um EV de 18 g CQO L⁻¹, 2 g SSV L⁻¹ de biomassa e 21 horas de tempo de reacção, correspondendo a uma Cv de 5,1 g CQO L⁻¹ dia⁻¹, em que foi obtido 91% de remoção. No entanto a remoção aumentou para 98% com o prolongamento do tempo de reacção de 42 horas. Assim conclui-se que, na maioria dos ensaios, a maior parte da carga orgânica foi degradada nas primeiras 21 horas de reacção.

Do exposto conclui-se que, utilizando uma *filling ratio* de 25% e com adição de nutrientes é possível obter percentagens de remoção superiores a 95% para valores de Cv até 3,5 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e razões F/M até 1,8 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹. Estes resultados superam os obtidos por Rodrigues *et al.* (2004) que utilizaram um SBR à escala real para tratamento de EVs, tendo obtido 90-95% remoção de CQO para valores de Cv até 0,5-1,5 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e razões F/M de 0,2-0,4 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹. Estes autores apresentam ainda quedas abruptas de eficiência para Cv superiores.

A melhor taxa de remoção de CQO observada (4,8 g CQO L⁻¹ dia⁻¹) e as melhores características de decantação (SVI de 85 ml g⁻¹ e velocidade de sedimentação de 2,3 cm min⁻¹) foram obtidas no tratamento de EVs com 18 g CQO L⁻¹, um teor de biomassa de 2 g SSV L⁻¹ e um tempo de reacção de 21 horas (remoção de 91% do CQO), a que corresponde um carga de volúmica aplicada de 5,1 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e uma razão F/M de 2,6 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹. Para obter uma remoção de CQO superior (98%) será necessário operar a 42 horas de tempo de reacção, a que corresponde uma Cv de 2,5 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e uma razão F/M de 1,3 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹. Conclui-se assim que estas são as melhores condições para operar um reactor SBR no tratamento de EVs.

PARTE VIII- MODELAÇÃO

17. MODELOS CINÉTICOS

17.1. Introdução

O controle ambiental efectivo no tratamento biológico de águas residuais baseia-se no conhecimento dos princípios básicos que governam o crescimento dos microorganismos.

O desenrolar de um tratamentos biológico é função da cinética das diferentes reacções que o constituem. Uma vez que a maior parte destas são realizados por microorganismos, a cinética do conjunto do sistema é geralmente descrita pela cinética microbiana. A modelação matemática da cinética microbiana é complicada, pois as inter relações existentes entre as numerosas reacções envolvidas são muito complexas, pelo que esta modelação se tem baseado fundamentalmente em resultados experimentais (Nakhla *et al.*, 1997 e Grady *et al.*, 1999).

O conhecimento da cinética de crescimento de culturas microbiológicas e da cinética de consumo de substrato são imprescindíveis no desenvolvimento, operação, controlo e dimensionamento de sistemas de tratamento biológico, quer sejam anaeróbios quer sejam aeróbios, já que quanto mais aprofundado for o seu conhecimento, mais fácil será optimizá-lo. No entanto, note-se que a escolha de um determinado modelo para representar o crescimento microbiano, em detrimento de outro deve-se apenas ao seu melhor ajuste aos dados experimentais, a uma conveniência matemática ou a uma aceitação geral.

O crescimento de uma cultura bacteriana assemelha-se cineticamente a uma reacção química de primeira ordem, ou seja, a taxa de crescimento das bactérias num determinado período de tempo é proporcional à quantidade de bactérias presentes nesse momento:

$$\mu X = \frac{dX}{dt} \quad (17.1)$$

em que

μX = taxa de crescimento das bactérias

O coeficiente de proporcionalidade μ denomina-se taxa de crescimento específico e logo que seja constante, o crescimento destas é exponencial. No entanto este coeficiente depende das condições do meio (temperatura, teor em substrato e em biomassa), descrevendo fundamentalmente a influência das condições ambientais sobre o crescimento dos microorganismos (Grady *et al.*, 1999).

Os primeiros modelos cinéticos desenvolvidos foram aplicados ao crescimento bacteriano de culturas puras crescendo a partir de um único substrato orgânico. O modelo inicialmente proposto foi o de Monod, por analogia com um modelo semelhante utilizado para a cinética enzimática, o modelo de Michaelis-Menten. Este modelo relaciona a taxa de crescimento específico (μ) com a concentração de substrato limitante ao crescimento:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S_s}{K_s + S_s} \quad (17.2)$$

sendo:

- μ_{\max} = taxa de crescimento máxima específica das bactérias (d^{-1})
- K_s = Constante de saturação (numericamente igual à concentração de substrato para a qual $\mu = \mu_{\max}/2$) ($g\ L^{-1}$)
- S_s = concentração de substrato limitante ($g\ L^{-1}$)

Esta equação assume que existe um único substrato limitante, que todos os outros nutrientes estão presentes em excesso, e que estes não se acumulam a ponto de terem efeitos tóxicos sobre os microorganismos e causarem inibição. Apesar destas limitações, aceita-se que este modelo descreve razoavelmente bem muitos dos complexos sistemas biológicos, considerando-se usualmente a concentração de CQO ou de CBO₅ como a concentração de substrato.

A equação 17.2 mostra que o crescimento bacteriano pode ser traduzida por uma equação de 1ª ordem relativamente a S, quando existe relativamente pouco substrato ($S \ll K_s$):

$$\mu = \frac{\mu_{\max} * S}{K_s} \quad (17.3)$$

Ou por uma equação de ordem zero, quando existe bastante substrato ($S \gg K_s$):

$$\mu = \mu_{\max} \quad (17.4)$$

Dado que, quer a equação de Monod quer outras que se lhe seguiram foram desenvolvidas para culturas puras a degradar substratos puros, torna-se importante reflectir sobre se estas expressões podem ser usadas para exprimir a remoção de matéria orgânica que, no caso dos efluentes reais, é uma mistura de inúmeros substratos diferentes, medidos por um teste não específico como o CQO, efectuada por uma comunidade envolvendo múltiplas espécies de microorganismos diferentes entre si e medida apenas como “biomassa” (X). Contudo, e apesar das simplificações, geralmente obtêm-se resultados satisfatórios. (Grady *et al.*, 1999).

Entretanto outros modelos foram propostos, incorporando outros efeitos e variáveis para além daquelas que o modelo de Monod considera.

O modelo de Haldane/Andrews, também denominado de modelo de inibição incompetitiva, é usado geralmente para modelar cinéticas onde se verifica uma taxa máxima de crescimento que depois declina, assim que a concentração de substrato aumenta, denotando uma inibição pelo substrato. Um inibidor incompetitivo é uma substância que bloqueia a actividade enzimática ao nível da sua catálise, e a sua presença faz decrescer os coeficientes μ_{\max} e K_s da cinética de Monod. Tal como o modelo de Monod, também o modelo de Andrews foi buscar a um modelo de actividade enzimática a sua expressão, neste caso o modelo de Haldane, considerando-se o próprio substrato como inibidor. A expressão para o modelo de Andrews é:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S + \frac{S^2}{K_i}} \quad (17.5)$$

sendo:

- μ_{\max} = taxa de crescimento máxima específica das bactérias (d^{-1})
- K_s = constante de saturação (numericamente igual à concentração de substrato para a qual $\mu = \mu_{\max}/2$, na ausência de inibição) ($g\ L^{-1}$)
- K_i = constante de inibição de Andrews (numericamente igual à concentração de substrato para a qual $\mu = \mu_{\max}/2$, na presença de inibição) ($g\ L^{-1}$)
- S = concentração de substrato limitante ($g\ L^{-1}$)

que pode ser simplificada a:

Modelo de Haldane/
Andrews

$$\mu = \mu_{\max} \frac{1}{1 + \frac{K_s}{S} + \frac{S}{K_i}} \quad (17.6)$$

Quanto maior for a inibição causada por um dado substrato, menor será o valor de K_i . No caso de a inibição ser pequena, o valor de K_i é muito elevado e a expressão de Andrews reduz-se à expressão de Monod. Ao contrário do que acontece para um substrato não inibitório, μ_{\max} não é um valor atingível na prática. O significado de μ_{\max} é o de uma taxa máxima de crescimento que seria possível observar se não houvesse inibição (Grady *et al.*, 1999). O significado destes parâmetros está ilustrado na Figura 17.1 seguinte:

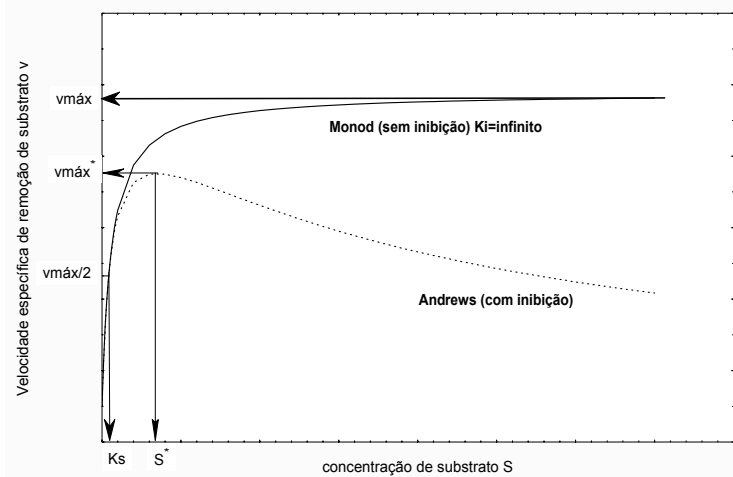


Figura 17.1– Comparação entre a velocidade específica de remoção de substrato com inibição (modelo de Andrews) e sem inibição (modelo de Monod).

Fonte: Grady *et al.*, (1999)

No caso real, a taxa máxima de crescimento efectivamente observável pode ser deduzida, derivando uma vez a expressão de Andrews e igualando a zero:

$$\mu^* = \frac{\mu_{\max}}{2 * \sqrt{\frac{K_s}{K_i}} + 1} \quad (17.7)$$

onde:

μ^* = taxa de crescimento máxima específica observável (d^{-1})

E a concentração à qual é possível observar essa velocidade é dada por:

$$S^* = \sqrt{K_s \cdot K_i} \quad (17.8)$$

onde:

S^* = concentração de substrato à qual se observa μ^* (g L^{-1})

A equação 17.7 é importante porque demonstra que o grau de inibição é determinado pela razão K_s/K_i , e não pelo valor de K_i apenas.

Uma vez que a taxa de crescimento microbiano (μ) é directamente relacionável com a taxa de utilização (ou remoção) de substrato (v) através do rendimento celular (Y), que relaciona a quantidade de biomassa criada e a massa de substrato utilizada, tem-se:

$$v = \frac{\mu}{Y} \quad (17.9)$$

Por isso, todas as relações mostradas para a taxa de crescimento bacteriano podem ser usadas para a taxa de remoção de substrato, bastando para isso usar a relação 17.9, obtendo-se as expressões mais usualmente utilizadas:

Modelo de Monod
$$v = v_{\max} \frac{S_s}{K_s + S_s} \quad (17.10)$$

Modelo de Haldane/Andrews
$$v = v_{\max} \frac{1}{1 + \frac{K_s}{S} + \frac{S}{K_i}} \quad (17.11)$$

v^* = Velocidade máxima específica de remoção de substrato observável
$$v^* = \frac{v_{\max}}{2 \cdot \sqrt{\frac{K_s}{K_i}} + 1} \quad (17.12)$$

S^* = Concentração de substrato à qual se observa v^*
$$S^* = \sqrt{K_s \cdot K_i} \quad (17.13)$$

Apesar dos modelos anteriores serem os mais utilizados, existem contudo outras formas ou modelos capazes de exprimir a velocidade de crescimento celular/remoção do substrato que, em determinados casos, se ajustam melhor aos dados experimentais. Entre estes

merecem referência os modelos de Contois e de Powel que não consideram inibição, e os modelos de inibição competitiva e inibição não competitiva, que acrescentam os seus efeitos.

O modelo de Contois considera a concentração de microorganismos presentes e as possíveis dificuldades de degradação do substrato devidas à transferência de massa, propondo a seguinte equação (Grady *et al.*, 1999 e Benitez *et al.*, 2003):

$$\text{Modelo de Contois} \quad v = v_{\max} \frac{S}{K * X + S} \quad (17.14)$$

sendo

K = Parâmetro cinético

X = Concentração de microorganismos

Outro modelo frequentemente utilizado é o de Powel, que se baseia na transferência de massa do substrato para os microorganismos, admitindo a existência de um gradiente de modo a que a concentração de substrato junto dos microorganismos não é a mesma da solução, e que se traduz pela seguinte equação:

$$\text{Modelo de Powell} \quad v = v_{\max} \frac{S}{K_s + S + H} \quad (17.15)$$

sendo

H = constante cinética

Quanto aos modelos que consideram inibição, acresce ao de Haldane/Andrews já referido (também conhecido por inibição incompetitiva), o modelo de inibição não competitiva e o de inibição competitiva. O grau de inibição depende da natureza e da concentração da substância inibidora e do grau de aclimatização do ecossistema a essas substâncias.

Os inibidores não competitivos interferem com a actividade enzimática e com o reconhecimento do substrato. O efeito de um inibidor não competitivo sobre a cinética de Monod é o de reduzir o valor aparente de v_{\max} , como se observa a seguir.

$$\text{Inibição não competitiva} \quad v = v_{\max} \frac{1}{\left[1 + \frac{K_s}{S}\right] * \left[1 + \frac{I}{K_i}\right]} \quad (17.16)$$

Os inibidores competitivos são geralmente compostos não assimiláveis que têm uma estrutura análoga à dos compostos assimiláveis. A presença de um inibidor deste tipo causa normalmente uma diminuição do valor de K_s .

$$\text{Inibição competitiva} \quad v = v_{\max} \frac{1}{S + K_s + \left[1 + \frac{I}{K_i} \right]} \quad (17.17)$$

Nos Efluentes Vinícolas (EVs) os substratos potencialmente mais inibidores são geralmente os compostos fenólicos, presentes em maior ou menor quantidade e consonante o tipo de vinho e o tipo de efluente. Yang e Speece (1985) afirmam que, em casos onde existe a adsorção de um composto inibidor na superfície da célula, a proporção do composto inibidor será menor em ensaios onde, à mesma concentração de inibidor, a concentração de biomassa seja maior, reduzindo desta forma o impacto do inibidor.

17.2. Modelação e estimação de parâmetros cinéticos

Todos os ensaios realizados foram modelados utilizando *software* específico, adaptado para este tipo de dados. No entanto, de modo a que um modelo possa ser usado na prática é necessário que este produza uma resposta igual ou muito próxima do sistema real. Neste caso verificou-se que a resposta dos modelos nem sempre traduzia de modo satisfatório o comportamento do sistema, pelo que se decidiu proceder à sua calibração. Esta consistiu na estimativa do valor de alguns parâmetros cinéticos que devolvesse a resposta mais próxima do valor real possível. Face ao elevado número de parâmetros dos modelos, a estimativa de parâmetros é uma tarefa difícil, exigindo o recurso a técnicas computacionais baseadas em algoritmos matemáticos.

Assim, os parâmetros envolvidos foram estimados utilizando o software AQUASIM Versão 2.1, minimizando a função que traduz a soma do quadrado dos desvios ponderados entre os valores medidos e os valores calculados nas simulações. Esta função tem o nome de função objectivo e corresponde à seguinte expressão:

$$\chi^2(p) = \sum_{i=1}^n \left(\frac{f_{\text{real},i} - f_i(p)}{\sigma_{\text{real},i}} \right)^2 \quad (17.18)$$

onde $p = (p_1, p_2, \dots, p_m)$ é o conjunto de parâmetros, $f_{\text{real},i}$ é o valor medido, $f_i(p)$ é o valor calculado usando os parâmetros p , e $\sigma_{\text{real},i}$ é o desvio padrão de $f_{\text{real},i}$. O somatório estende-se a todos os pontos de todas as séries de dados e de todos os cálculos incluídos na estimativa de parâmetros. Os parâmetros estão limitados por valores máximos e mínimos, que correspondem aos intervalos de valores com significado físico para cada um dos parâmetros.

17.3. Determinação das constantes cinéticas

Todos os ensaios realizados com os diferentes efluentes (1T, 2T e 3T e Mix) foram modelados utilizando o programa AQUASIM e utilizando os modelos de Monod, Haldane/Andrews, Contois, Powel, Inibição competitiva e Inibição não competitiva. De uma maneira geral, e para a esmagadora maioria dos ensaios experimentais, os modelos que melhor se ajustaram aos dados experimentais foram o de 1ª ordem (simplificação do modelo de Monod, admitindo $S \ll K_s$), o de Monod, e particularmente o modelo de Haldane/Andrews, que admite como inibidor o próprio substrato a altas concentrações.

As constantes cinéticas para cada modelo foram obtidas por ajuste aos dados experimentais da evolução da concentração do substrato ao longo do tempo.

A título de exemplo apresenta-se na Figura 17.2 a evolução da remoção de CQO ao longo do tempo (ensaio com uma concentração de biomassa de 3 g SSV L⁻¹ e o efluente MIX) e o respectivo ajuste obtido por modelação com o programa AQUASIM para a equação de Haldane face aos resultados experimentais obtidos.

Esta modelação foi executada para todos os ensaios realizados, tendo-se obtido os valores dos parâmetros cinéticos e respectivos valores de χ^2 para os efluentes da 1ª, 2ª e 3ª trasfegas e para o efluente Mix que se apresentam nos Anexos 11 a 14.

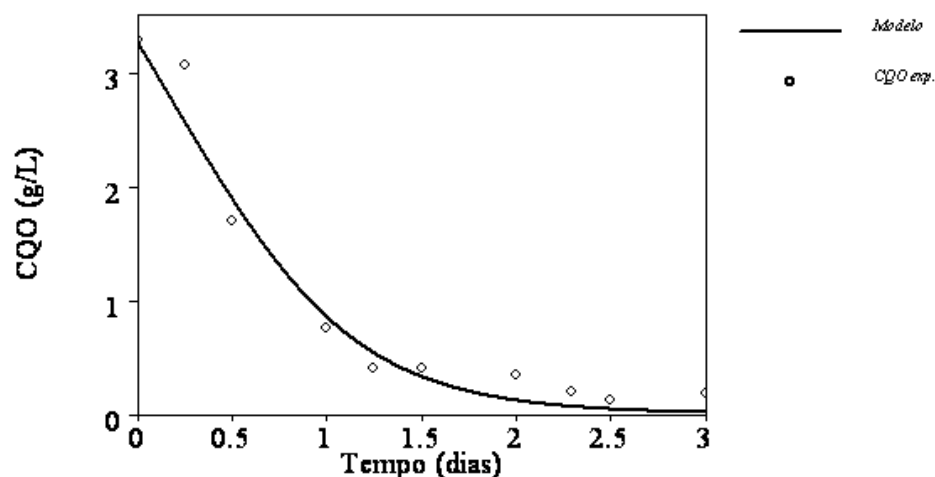


Figura 17.2– Evolução da remoção de CQO ao longo do tempo para 3 g SSV L⁻¹ (X3) e para o efluente MIX obtida por modelação com o programa AQUASIM e para a equação de Haldane, face aos resultados experimentais obtidos.

17.3.1. Efluente da 1ª Trasega (1T)

Na Tabela 17.1 apresentam-se as constantes cinéticas obtidas para os modelos que melhor se ajustaram aos dados experimentais dos ensaios realizados com o efluente 1T. Observa-se que este efluente apresenta valores de K_s entre 5 e 38 g CQO L⁻¹; V_{max} de 8 a 49 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ e valores de K_i variáveis entre 0,13 (com inibição de substrato para uma concentração de biomassa de 2 g SSV L⁻¹) e valores muito elevados (sem inibição de substrato), para valores de biomassa entre 3 e 6 g SSV L⁻¹.

Como se verifica na Tabela 17.1, em geral observa-se uma diminuição da velocidade máxima de remoção de substrato à medida que aumenta quer o teor de biomassa quer o teor de substrato no reactor. Por outro lado verifica-se que os valores mais elevados de V_{max} se observam para as concentrações de biomassa mais baixas (2 e 3 g SSV L⁻¹). Não se evidenciou limitação à transferência de substrato para os microorganismos, dado os modelos que melhor se ajustaram terem sido o de Monod e o de Haldane. Para a concentração de biomassa mais baixa (2 g SSV L⁻¹) verifica-se que as concentrações testadas (4 e 6 g CQO L⁻¹) são inibidoras para o processo biológico, apresentando um coeficiente de inibição entre 0,13 e 0,23.

Tabela 17.1- Valores paramétricos de K_s , V_{\max} , K_i , V^* e S^* estimados a partir do programa AQUASIM para o efluente 1T

X2	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	K_i (g CQO L⁻¹)	V^* (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	S^* (g CQO L⁻¹)
S4	25	49	0,23	2,24	2,40
S6	20	45	0,13	1,73	1,60
X3	K_s	V_{\max}	K_i	v^*	S^*
S2	32	40			
S4	36	37			
S6	38	20	8.70E+06	27.86	22072
X4	K_s	V_{\max}	K_i	v^*	S^*
S2	11	16,1	1,60E+09	16,10	1,3E+05
S4	6	10	1,50E+05	9,88	9,5E+02
X6	K_s	V_{\max}	K_i	v^*	S^*
S4	5	8	2,00E+99	8,00	1,00E+50

Na Figura 17.3 apresentam-se sob a forma gráfica os resultados obtidos com o programa AQUASIM a partir dos valores do Anexo 11, para os modelos que melhor ajustaram os dados experimentais para os ensaios efectuados com o efluente 1T.

Da análise da Figura 17.3, verifica-se que para todas as concentrações de biomassa, testadas (2, 3, 4 e 6 g SSV L⁻¹), de forma geral há uma diminuição da velocidade específica de degradação do substrato com o aumento da concentração do CQO inicial, o que indica inibição pelo substrato. Para a concentração de biomassa mais baixa (2 g SSV L⁻¹) verifica-se que foram atingidas as velocidades máximas de degradação de substrato, de 1,73 e 2,24 g CQO gSSV⁻¹ d⁻¹, para as concentrações de substrato de 1,6 e 2,4 g CQO L⁻¹ respectivamente. Para as restantes concentrações de biomassa (3, 4 e 6 g SSV L⁻¹), verifica-se que não foram atingidas as velocidades máximas de degradação, pelo que o sistema não tinha atingido a sua capacidade máxima.

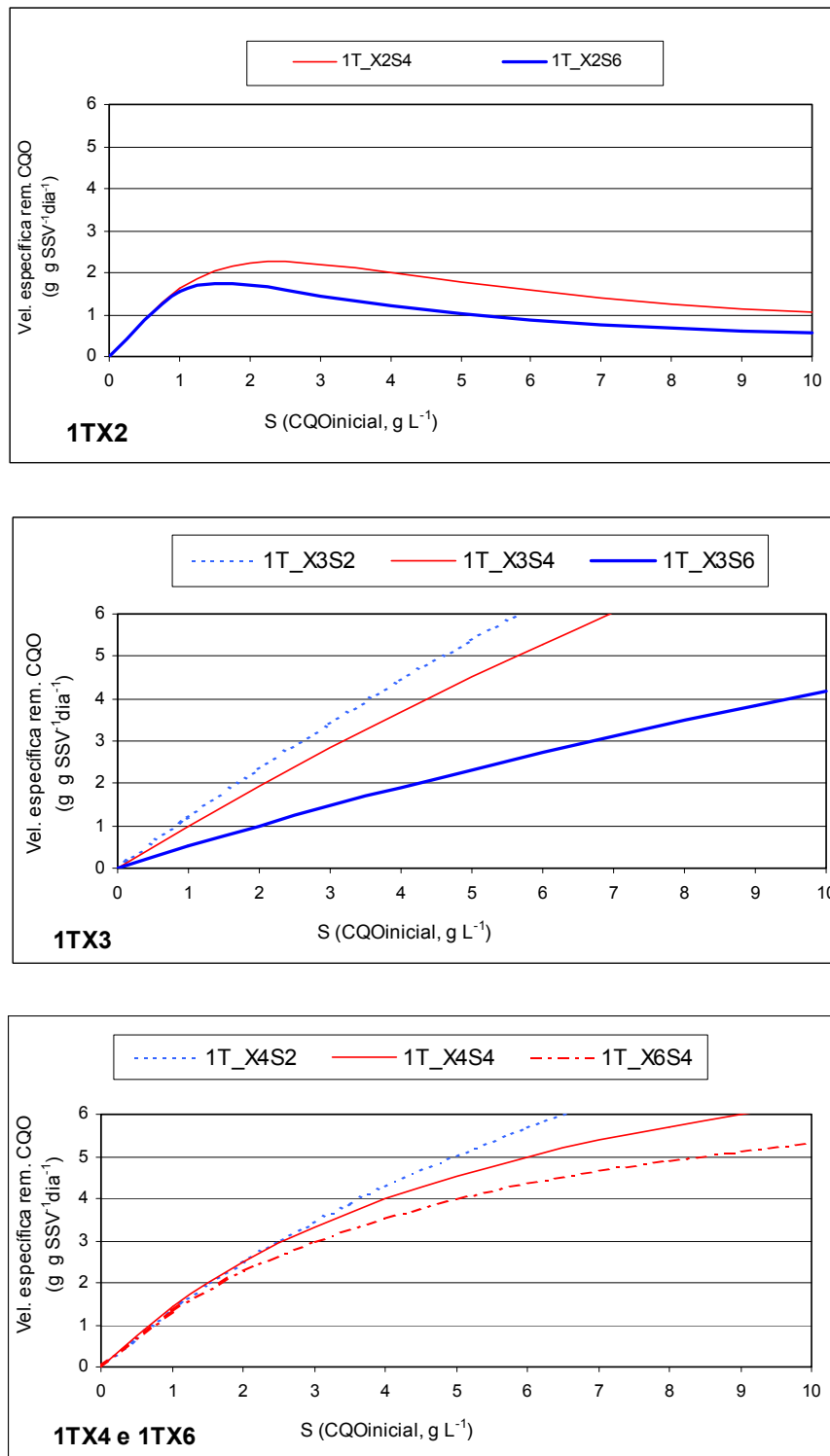


Figura 17.3– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores S_i e para 2, 3, 4 e 6 g SSV L⁻¹ (X2, X3, X4 e X6) obtida por modelização com o programa AQUASIM (1ª Trasfega)

17.3.2. Efluente da 2ª Trasfega (2T)

Na Tabela 17.2 apresentam-se as constantes cinéticas obtidas para o efluente 2T e para os modelos que melhor ajustaram aos dados experimentais. Observa-se que este efluente apresenta valores de K_s entre 0,01 e 17,6 g CQO L⁻¹; V_{max} de 0,75 a 30 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ e valores de K_i bastante elevados.

Como se verifica na Tabela 17.2, e de forma geral, os valores de V_{max} são relativamente semelhantes para todos os ensaios, notando-se no entanto uma pequena diminuição do valor de V_{max} com o aumento do teor de substrato. Globalmente verifica-se que os valores de V_{max} são inferiores aos obtidos para o efluente da 1ª trasfega, o que indicia uma menor biodegradabilidade.

Tabela 17.2- Valores paramétricos de K_s , V_{max} , K_i , V^* e S^* estimados a partir do programa AQUASIM para o efluente 2T

X2	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	K_i (g CQO L⁻¹)	V^* (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	S^* (g CQO L⁻¹)
S1	2,1	5			
S2	4,2	3	2,00E+09	3,0	9,1E+5
S4	4,5	4			
S6	3,5	4	5,80E+09	4,0	1,4E+5
S8	5	4,5	2,00E+09	4,5	10E+5
S10	0,5	0,75			
X3	K_s	V_{max}	K_i	v^*	S^*
S1	17,6	30			
S2	2	3,8			
S4	5,8	4,2			
S6	0,1	1,6	6,1E+09	1,6	2,5E+4
S8	8,5	2			
S10	0,01	1,4	2E+05	1,4	4,5E+1
X4	K_s	V_{max}	K_i	v^*	S^*
S2	4,5	5,1	2,20E+09	5	10E+4
S4	2	2,8	2,50E+09	2,8	7E+4
S6	1,6	2,7	5,50E+09	2,7	9,4E+4
S8	4,3	3	6,30E+09	3	1,6E+5
X6	K_s	V_{max}	K_i	v^*	S^*
S1	3,9	6	2,00E+05	5,5	8,8E+2
S2	5	5	2,00E+05	5,0	1E+3
S4	9,9	6	1,00E+14	6,0	3,1E+7

Por observação dos valores de χ^2 (Anexo 12) verifica-se que, tal como para o efluente 1T os modelos que melhor se ajustam são os modelos de Monod e o de Haldane/Andrews.

Nas Figuras 17.4 e 17.5 apresentam-se sob a forma gráfica os resultados obtidos com o programa AQUASIM a partir dos valores das constantes cinéticas, para os modelos que melhor se ajustaram aos resultados experimentais e para o efluente 2T.

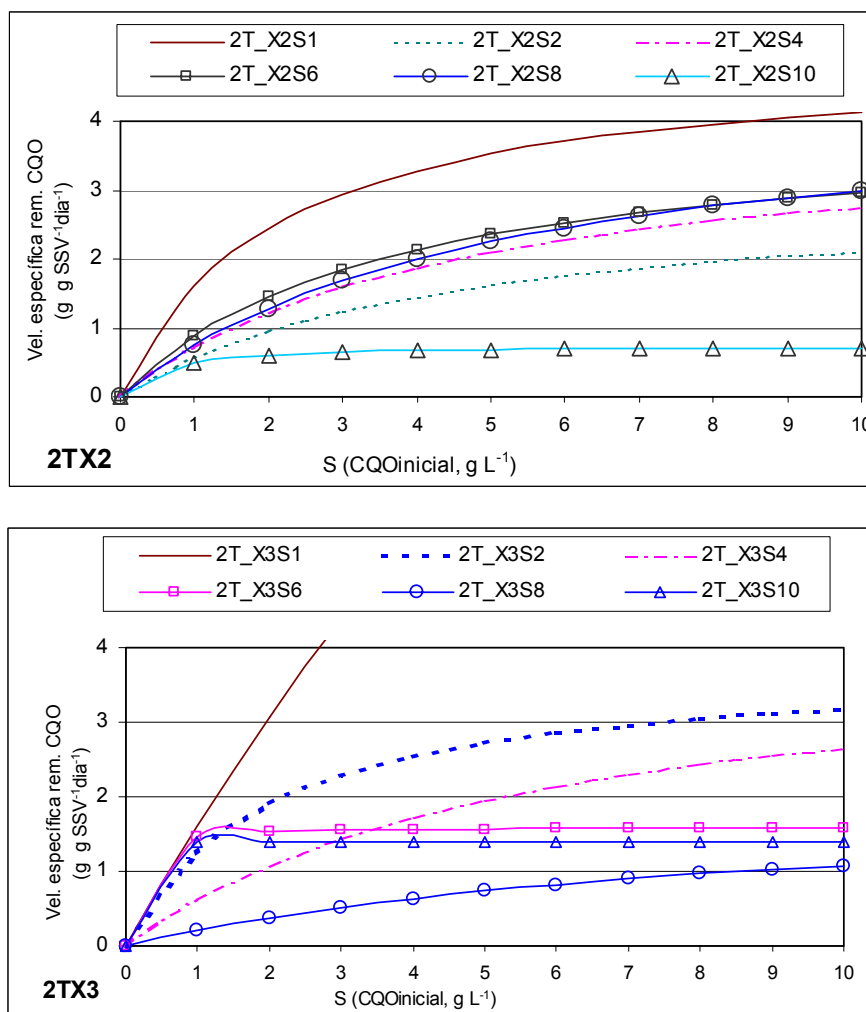


Figura 17.4– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores Si e 2 e 3 g SSV L⁻¹ (X2 e X3) obtida por modelização com o programa AQUASIM (2ª Trasfega)

Da análise das Figuras verifica-se que para todas as concentrações de biomassa, testadas (2, 3, 4 e 6 g SSV L⁻¹), há genericamente uma diminuição da velocidade específica de degradação do substrato com o aumento da concentração do CQO inicial, indicando inibição pelo substrato, de um modo análogo ao verificado com o efluente da 1ª trasfega.

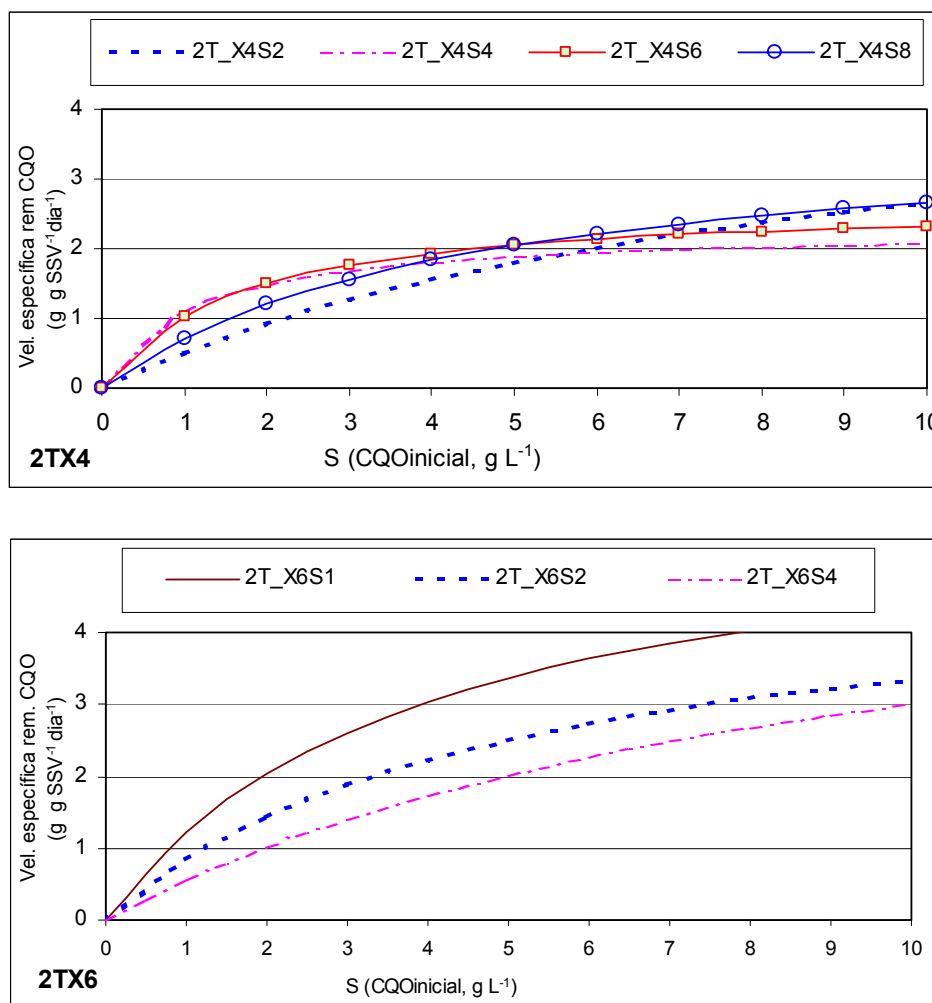


Figura 17.5– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores S_i e 4 e 6 g SSV L⁻¹ (X4 e X6) obtida por modelização com o programa AQUASIM (2ª Trasfega)

17.3.3. Efluente da 3ª Trasfega (3T)

Na Tabela 17.3 apresentam-se as constantes cinéticas obtidas para o efluente 3T e para os modelos que melhor se ajustaram aos resultados experimentais. Observa-se que este efluente apresenta valores de K_s entre de 2,5 e 14 g CQO L⁻¹; V_{max} de 2,2 a 10 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ e valores de K_i bastante elevados.

Como se verifica na Tabela 17.3, e de uma forma geral, os valores de V_{max} são relativamente semelhantes para todas as concentrações de biomassa, verificando-se uma tendência para a diminuição desse valor com o aumento do teor de substrato, evidenciando também alguma inibição pelo substrato.

Globalmente verifica-se que os valores de V_{max} são semelhantes aos obtidos para o efluente da 2ª trasfega, o que indica uma biodegradabilidade aproximada para estes dois efluentes, mas inferior à da 1ª trasfega.

Tabela 17.3- Valores paramétricos de K_s , V_{max} , K_i , V^* e S^* estimados a partir do programa AQUASIM para o efluente 3T

X2	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	K_i (g CQO L⁻¹)	V^* (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	S^* (g CQO L⁻¹)
S1	9,8	4,9	2,0E+09	4,9	1,4E+05
S2	7,7	3,2	1,7E+09	3,2	1,1E+05
S4	7,1	3,5			
S6	5,7	2,2			
S8	5,9	2,3			
X3	K_s	V_{max}	K_i	v^*	S^*
S1	12	9	3,9E+09	9,0	2,2E+05
S2	10	8	2,0E+09	8,0	1,4E+05
S4	13	7	1,0E+09	7,0	1,1E+05
S6	9,9	6	2,0E+97	6,0	1,4E+49
S8	7,8	5	7,8E+05	5,0	2466,6
S10	10,7	4	9,2E+97	4,0	3,1E+49
X4	K_s	V_{max}	K_i	v^*	S^*
S1	14	8	1,1E+09	8,0	1,2E+05
S2	14	10	3,9E+09	10,0	2,3E+05
S4	8,9	5	7,8E+09	5	2,6E+5
S6	2,5	2,5	3,3E+09	2,5	9,1E+04
S8	2,5	2,9	2,0E+09	2,9	5,5E+04
X6	K_s	V_{max}	K_i	v^*	S^*
S4	3,7	6,5	7,8E+98	6,5	5,4E+49
S6	7,8	4,8	3,3E+79	4,8	1,6E+40
S8	6,5	5,8	3,9E+99	3,8	1,6E+50
S10	7,6	3,4	1,6E+97	3,4	1,1E+49

Por observação dos valores de χ^2 (Anexo 13) verifica-se que, de uma forma geral, o melhor ajustamento se verifica para os modelos de Monod e de Haldane/Andrews. Nas Figuras 17.6 e 17.7 apresentam-se sob a forma gráfica os resultados obtidos com o programa AQUASIM a partir dos valores da Tabela 17.3 para o efluente 3T.

Da análise das Figuras verifica-se que para todas as concentrações de biomassa, testadas (2, 3, 4 e 6 g SSV L⁻¹), de uma forma geral há uma diminuição da velocidade específica de degradação do substrato com o aumento da concentração do CQO inicial, indicando também inibição pelo substrato.

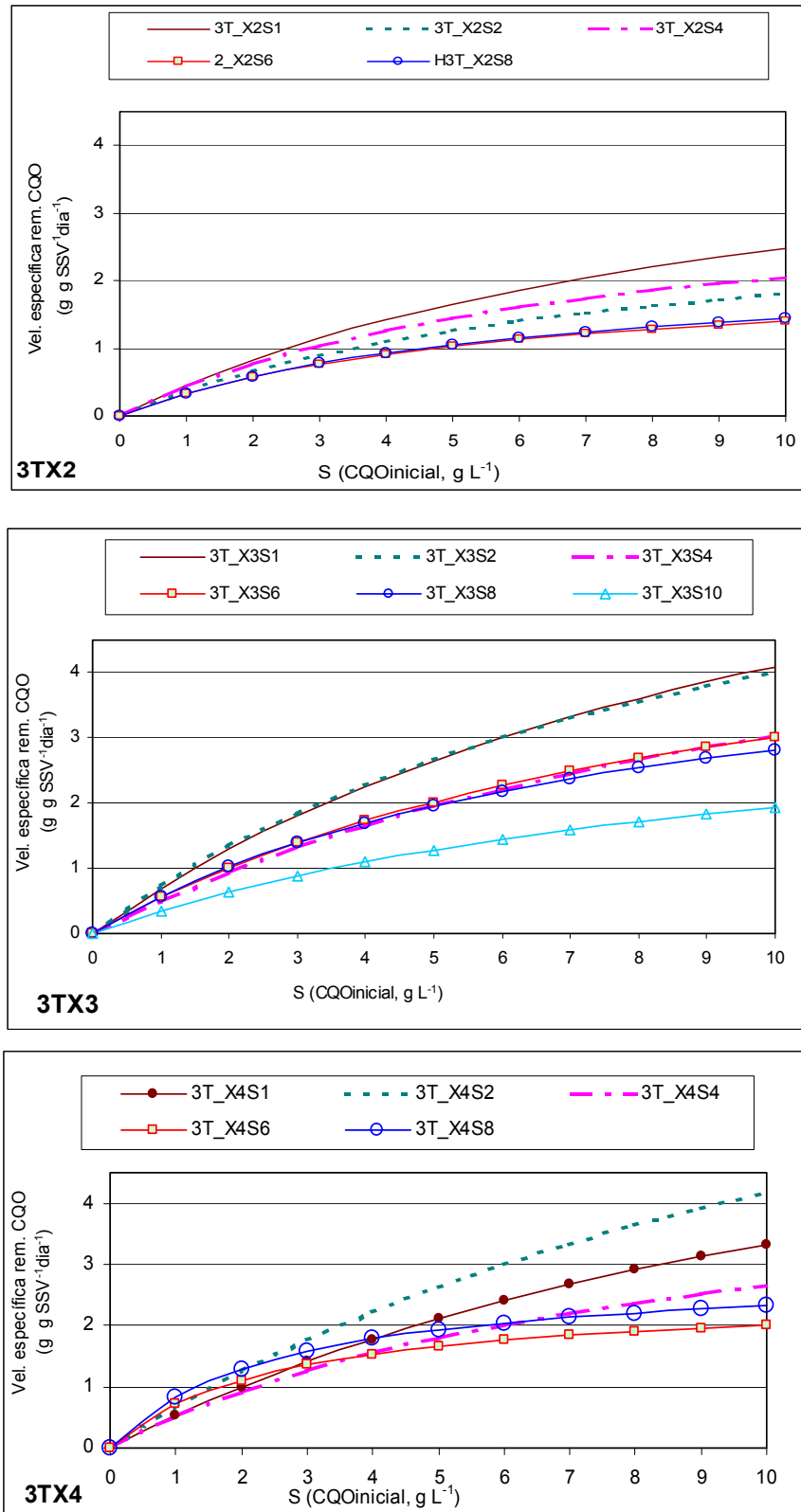


Figura 17.6– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores S_i e para 2, 3, 4 g SSV L⁻¹ (X2,X3, X4) obtida por modelização com o programa AQUASIM (3ª Trásfega)

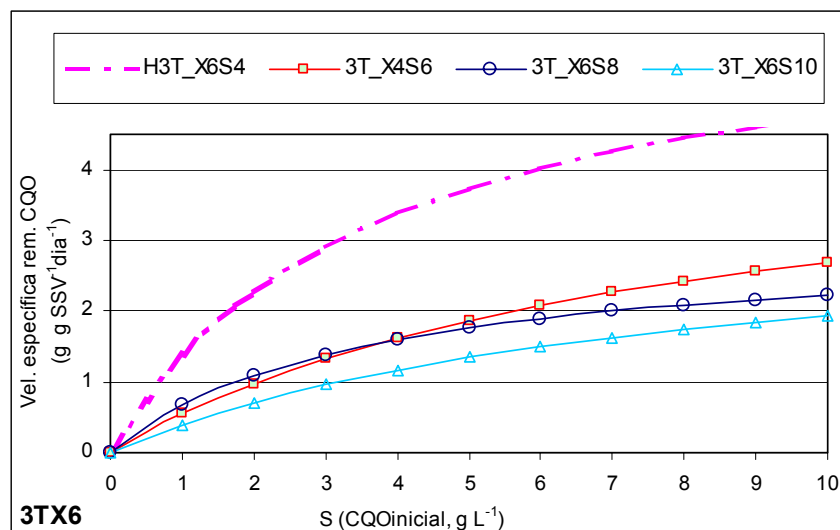


Figura 17.7– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores Si e para 6 g SSV L⁻¹ (X6) obtida por modelização com o programa AQUASIM (3ª Trasfega)

17.3.4. Efluente de mistura das diferentes trasfegas (Mix)

Na Tabela 17.4 apresentam-se as constantes cinéticas obtida para o efluente Mix e para os modelos que melhor se ajustaram aos resultados experimentais. Observa-se que este efluente apresenta valores de K_s de 1 a 3,1 g CQO L⁻¹; V_{max} de 1,7 a 10,8 g CQO g SSV dia⁻¹ e K_i de 1,5 a 2,8 g CQO L⁻¹ para um teor de biomassa de 2 g SSV L⁻¹, a que correspondem velocidades máximas observáveis (V^*) de 2 a 3,2 g CQO g SSV dia⁻¹ para concentrações de substrato correspondentes (S^*) de 2,2 a 2,5 g CQO L⁻¹. Para 3 g SSV L⁻¹, o valor de K_i é muito elevado, pelo que para esta concentração de biomassa o modelo de Monod apresenta neste caso um melhor ajuste aos dados experimentais. Na Tabela 17.4, não se verifica tendência para a diminuição do valor de V_{max} com o aumento do teor de substrato. Globalmente verifica-se que os valores de V_{max} são semelhantes aos obtidos para o efluente da 3ª trasfega, o que indica uma biodegradabilidade semelhante.

Por observação dos valores de χ^2 (Anexo 14) verifica-se que, de uma forma geral os melhores ajustamentos se verificam para os modelos de Monod e de Haldane/Andrews. Na Figura 17.8 apresenta-se sob a forma gráfica os resultados obtidos com o programa AQUASIM para o efluente Mix, a partir dos valores da Tabela 17.4.

Tabela 17.4- Valores paramétricos de K_s , V_{\max} , K_i , V^* e S^* estimados a partir do programa AQUASIM para o efluente MIX

X2	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	K_i (g CQO L ⁻¹)	V^* (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	S^* (g CQO L ⁻¹)
S1	2,2	5,6	2,8	2	2,5
S2	2,0	9	2,5	3,2	2,2
S3	3,1	10,8	1,5	2,8	2,2
S4	3	8,7	2,1	2,6	2,5

X3	K_s	V_{\max}	K_i	V^*	S^*
S1	1	1,7			
S2	2,6	3,5			
S3	2,7	3,5			
S4	2,2	3,5			

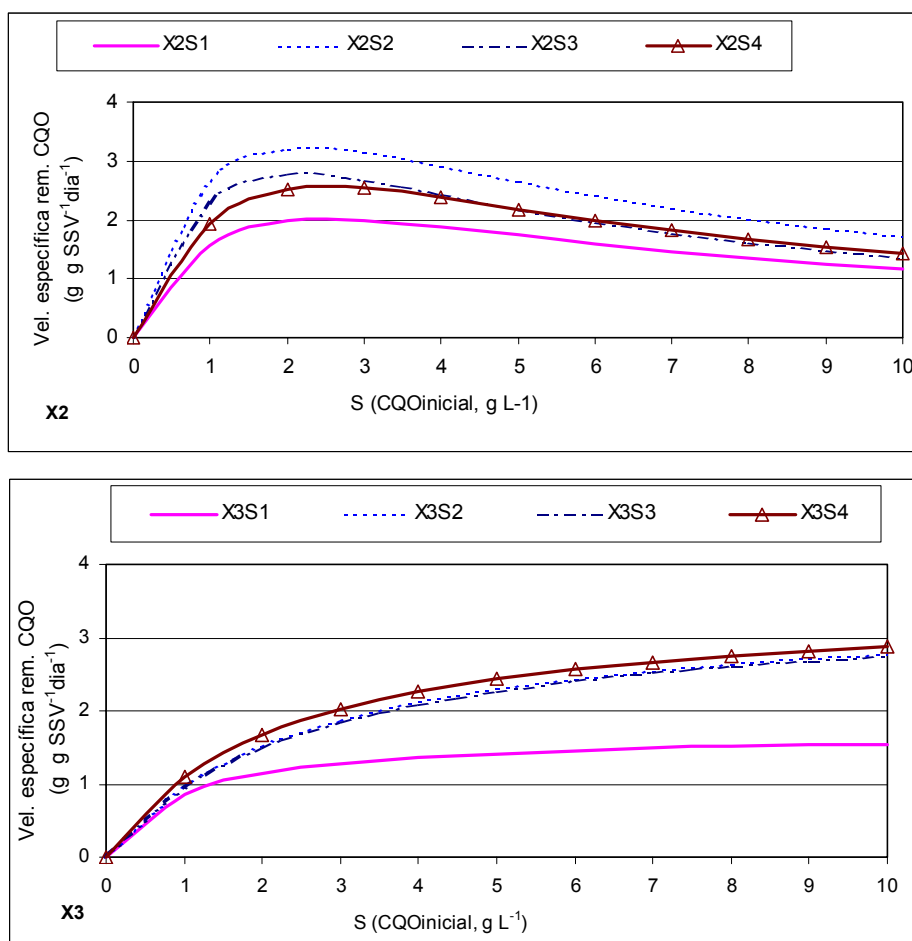


Figura 17.8– Velocidade específica de remoção de CQO para diferentes valores S_i e para 2 e 3 g SSV L⁻¹ (X2 e X3) obtida por modelização com o programa AQUASIM (Efluente Mix)

Da análise das Figuras verifica-se que para X2 há uma diminuição da velocidade específica de degradação do substrato com o aumento da concentração do CQO inicial,

indicando inibição pelo substrato. Para além disso verifica-se que foram atingidas as velocidades máximas de degradação de substrato para concentrações de CQO entre 1 e 3 g L⁻¹. Para os ensaios com 3 g SSV L⁻¹ não parece notar-se esta inibição, para os valores de S estudados.

17.3.5. Conclusões preliminares

Em relação ao efluente da 1ª trasfega, conclui-se que este apresenta uma diminuição da velocidade máxima de remoção de substrato à medida que aumenta quer o teor de biomassa quer o teor de substrato no reactor. Por outro lado verifica-se que os valores mais elevados de V_{max} se observam para as concentrações de biomassa mais baixas (2 e 3 g SSV L⁻¹). Não se evidenciou limitação à transferência de substrato para os microorganismos, dado os modelos que melhor se ajustaram terem sido o de Monod e de Haldane. Para a concentração de biomassa mais baixa (2 g SSV L⁻¹) verifica-se que as concentrações testadas (4 e 6 g CQO L⁻¹) são inibidoras para o processo biológico, apresentando um coeficiente de inibição entre 0,13 e 0,23.

Quanto ao efluente da 2ª trasfega conclui-se que este apresenta valores de V_{max} relativamente semelhantes para todos os ensaios, notando-se apenas uma pequena diminuição deste valor com o aumento do teor de substrato. Globalmente verifica-se que os valores de V_{max} são inferiores aos obtidos para o efluente da 1ª trasfega, o que indicia uma menor biodegradabilidade.

O efluente da 3ª trasfega apresenta valores de V_{max} relativamente semelhantes para todas as concentrações de biomassa, verificando-se no entanto uma tendência para uma pequena diminuição deste valor com o aumento do teor de substrato, evidenciando também alguma inibição pelo substrato. Globalmente verifica-se que os valores de V_{max} são semelhantes aos obtidos para o efluente da 2ª trasfega, o que indica uma biodegradabilidade aproximada para estes dois efluentes, mas inferior à da 1ª trasfega.

Quanto ao efluente Mix, obtido por mistura dos efluentes das três trasfegas, conclui-se que, para um teor de biomassa de 2 g SSV L⁻¹ este apresenta valores de velocidades máximas observáveis (V*) de 2 a 3,2 g CQO g SSV dia⁻¹ para concentrações de substrato (S*) de 2,2 a 2,5 g CQO L⁻¹. Para a concentração de biomassa de 3 g SSV L⁻¹, o valor de K_i é muito elevado, pelo que para esta concentração de biomassa o modelo de Monod apresenta neste caso um melhor ajuste aos dados experimentais. Para este efluente não se verifica tendência para a diminuição do valor de V_{max} com o aumento do teor de substrato.

Globalmente verifica-se que os valores de V_{max} são semelhantes aos obtidos para o efluente da 3ª trasfega, o que indica uma biodegradabilidade semelhante.

Benitez *et al.* (2000, 2001 e 2003), com vinhaças de vinho precedidas por um tratamento por ozono obtiveram bons resultados com o modelo de Contois, obtendo valores de V_{max} de 4,5 a 150 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ e de K_s de 6,4 a 10,6 g CQO L⁻¹.

No tratamento dos efluentes vinícolas das três actividades principais da produção (1T, 2T e 3T) foram obtidos valores de V_{max} de 0,75 a 49 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ e valores de K_s de 0,01 a 38 g CQO L⁻¹. No tratamento do efluente global vinícola (Mix) obtiveram-se valores de V_{max} de 1,7 a 10,8 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ e valores de K_s de 1 a 3,1 g CQO L⁻¹.

A partir dos resultados observados podemos concluir que, de forma geral, todos os efluentes seguem cinéticas de degradação típicas de Haldane/Andrews e de Monod. Kaballo (1996) e Nakhla *et al.* (1997) tiveram boa adaptação aos resultados experimentais utilizando o modelo de Haldane também com efluentes industriais com efeitos inibitórios. Para todas as concentrações de biomassa testadas (2, 3, 4 e 6 g SSV L⁻¹), e todos os efluentes (1T, 2T, 3T e Mix), de forma geral há uma diminuição da velocidade específica de degradação do substrato com o aumento da concentração do CQO inicial, o que indica inibição pelo substrato.

17.4. Simulação do comportamento dos reactores

A partir dos resultados da evolução do CQO ao longo do tempo obtidos nos ensaios de biodegradabilidade, construíram-se gráficos representando a velocidade inicial de degradação do CQO, correspondendo à tangente à curva obtida no ponto de máximo declive nos instantes iniciais de degradação. Na Figura 17.9 apresenta-se a título de exemplo o resultado obtido para o ensaio 3TX3S6.

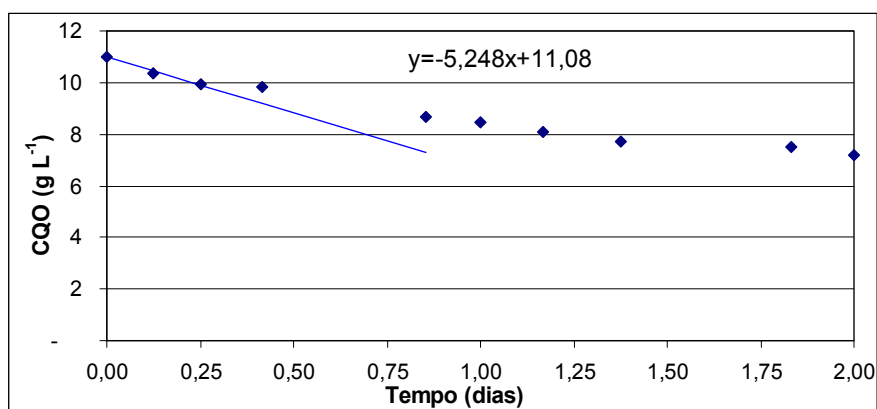


Figura 17.9– Velocidade inicial de degradação do CQOt (ensaio 3T X3S6)

Com os resultados obtidos para as velocidades iniciais de degradação dos diferentes ensaios realizados (3x24 ensaios), foram calculadas as velocidades específicas de degradação da matéria orgânica em termos de CQO removido por unidade de biomassa.

17.4.1. Velocidades específicas de degradação

Com o objectivo de avaliar o efeito da concentração inicial de substrato e da quantidade de biomassa na velocidade de degradação da matéria orgânica para os diferentes efluentes, apresentam-se as Tabelas 17.5 a 17.8 e as respectivas Figuras 17.10 a 17.13. Nestes apresentam-se os valores das constantes cinéticas obtidas utilizando o modelo que melhor se adaptou ao comportamento prático dos reactores para as 3 trasfegas e para o efluente Mix (modelo de Haldane). Nas figuras 17.10 a 17.13 apresentam-se os valores das velocidades específicas de remoção obtidas nos ensaios (pontos experimentais), e as respectivas curvas obtidas pela aplicação do modelo de Haldane. As constantes cinéticas foram obtidas para cada efluente e para cada teor de biomassa testado.

Tabela 17.5- Constantes cinéticas obtidas a partir do programa AQUASIM para o efluente 1T

1T	Vmax (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	Ks (g CQO L ⁻¹)	Ki (g CQO L ⁻¹)
X2	60	10	0,17
X3	50	10	0,2
X4	20	10	0,3
X6	15	10	0,4

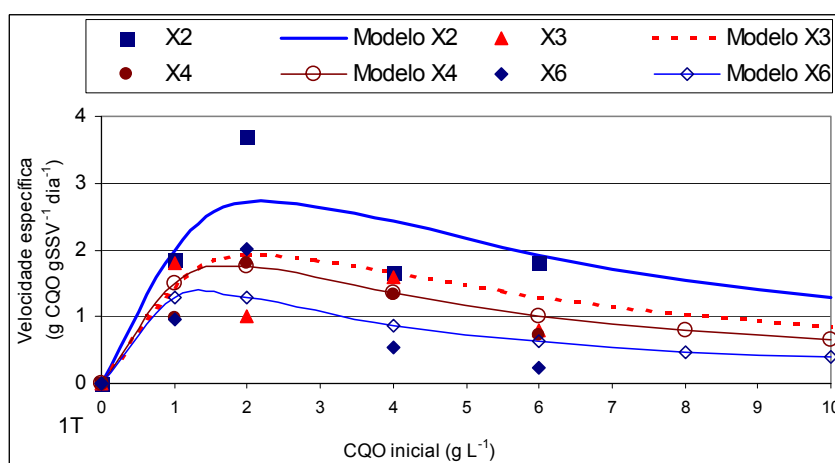


Figura 17.10– Velocidade específica inicial de degradação da CQO para diferentes contribuições de Si e Xi, 1ª trasfega

No caso da 1ª Trásfega (Tabela 17.5 e Fig. 17.10) os valores de Vmax oscilam entre 15 e 60 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹, diminuindo com o aumento do teor de biomassa. O valor de Ks

foi constante e igual a 10 g CQO L⁻¹ e o valor de Ki oscilou entre 0,17 e 0,4 g CQO L⁻¹. As curvas de evolução das velocidades específicas de degradação de substrato seguem um modelo de inibição de substrato (Haldane) para todos os valores de biomassa estudados, atingindo um valor máximo para teores de CQO inicial entre 1 e 2 g CQO L⁻¹. As velocidades máximas de degradação observadas oscilaram entre 3 e 4 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ para os ensaios de menor concentração de biomassa (2 e 3 g SSV L⁻¹) e entre 1 e 2 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹ para os ensaios com um teor de biomassa de 4 e 6 g SSV L⁻¹.

Para a 2ª Trasfega (Tabela 17.6 e Fig. 17.11) os valores de Vmax oscilam entre 5 e 10 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹. O valor de Ks foi constante e igual a 5 g CQO L⁻¹ e o valor de Ki oscilou entre 0,3 e 0,8 g CQO L⁻¹. As curvas de evolução das velocidades específicas de degradação de substrato seguem também um modelo de inibição de substrato (Haldane) para todos os valores de biomassa iniciais, atingindo um valor máximo para teores de CQO inicial entre 1 e 2 g CQO L⁻¹. As velocidades máximas de degradação observadas com este efluente são inferiores às obtidas para o efluente da 1ª Trasfega, o que indica uma menor biodegradabilidade.

Tabela 17.6- Constantes cinéticas obtidas a partir do programa AQUASIM para o efluente 2T

2T	Vmax (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	Ks (g CQO L⁻¹)	Ki (g CQO L⁻¹)
X2	8	5	0,6
X3	10	5	0,8
X4	10	5	0,5
X6	5	5	0,3

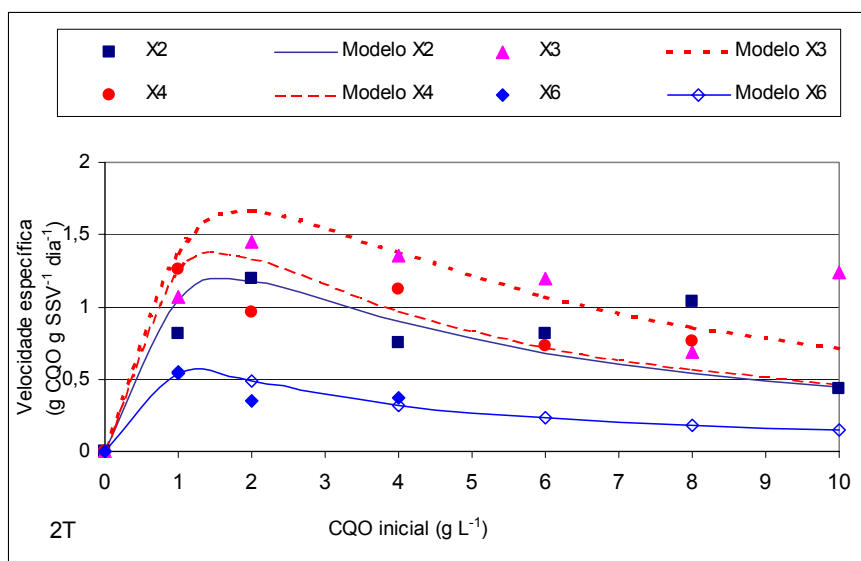


Figura 17.11– Velocidade específica inicial de degradação da CQO para diferentes contribuições de Si e Xi, 2ª trasfega

No caso da 3ª Trásfega (Tabela 17.7 e Fig. 17.12) os valores de V_{max} oscilam entre 5 e 8 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹, semelhantes aos obtidos para o efluente da 2ª trásfega, diminuindo maioritariamente com o aumento do teor de biomassa. O valor de K_s varia entre 8 e 10 g CQO L⁻¹ e o valor de K_i é constante e igual a 2 g CQO L⁻¹. As curvas de evolução das velocidades específicas de degradação de substrato seguem também um modelo de inibição pelo substrato (Haldane), para todos os valores de biomassa iniciais, atingindo um valor máximo para teores de CQO inicial entre 3 e 5 g CQO L⁻¹, mais elevados que os obtidos para os efluentes da 1ª e 2ª trásfegas.

Tabela 17.7- Constantes cinéticas obtidas a partir do programa AQUASIM para o efluente 3T

3T	V_{max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	K_s (g CQO L ⁻¹)	K_i (g CQO L ⁻¹)
X2	6	10	2
X3	8	8	2
X4	5,5	10	2
X6	5	10	2

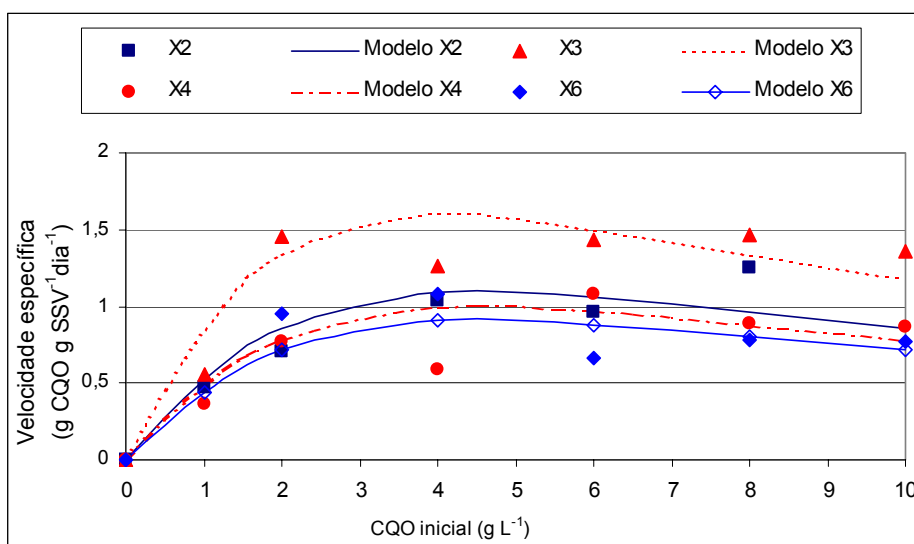


Figura 17.12– Velocidade específica inicial de degradação da CQO para diferentes contribuições de Si e Xi, 3ª trásfega

Para o efluente Mix (Tabela 17.8 e Fig. 17.13) os valores de V_{max} oscilam entre 7 e 8 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹, sendo semelhantes aos obtidos para os efluentes da 2ª e 3ª trásfegas, diminuindo com o aumento do teor de biomassa. O valor de K_s é de 8 g CQO L⁻¹ para ambas as concentrações de biomassa e o valor de K_i oscila entre 2,5 e 3 g CQO L⁻¹. As curvas de evolução das velocidades específicas de degradação de substrato seguem também um modelo de inibição pelo substrato (Haldane) para todos os valores de biomassa testados, atingindo um valor máximo para teores de CQO inicial de 3 a 4 g CQO L⁻¹, de um modo semelhante ao efluente da 3ª trásfega.

Tabela 17.8- Constantes cinéticas obtidas a partir do programa AQUASIM para o efluente Mix

Mix	Vmax (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	Ks (g CQO L ⁻¹)	Ki (g CQO L ⁻¹)
X2	8	8	2,5
X3	7	8	3

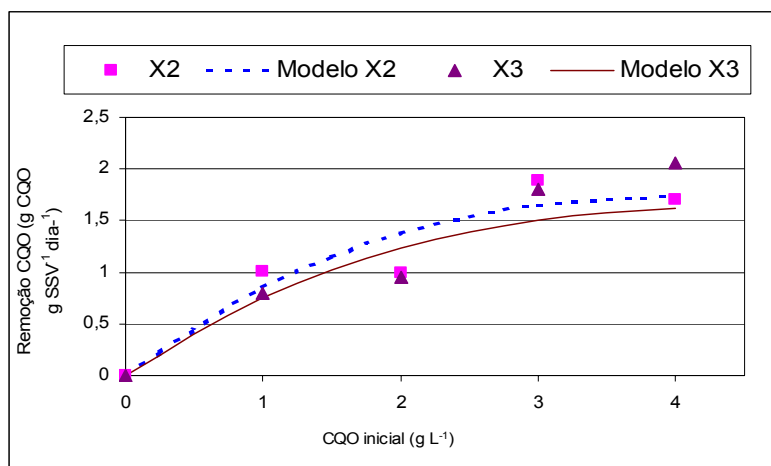


Figura 17.13– Velocidade específica inicial de remoção da CQO para diferentes contribuições de Si e Xi, efluente Mix

17.4.2. Comparação entre os diferentes efluentes

Para comparar os efluentes estudados, foram construídos os gráficos 17.14 e 17.15. onde se apresenta a evolução da velocidade específica de remoção de substrato para as diferentes trasfegas e para o efluente Mix, para teores de biomassa de 2 e 3 g SSV L⁻¹.

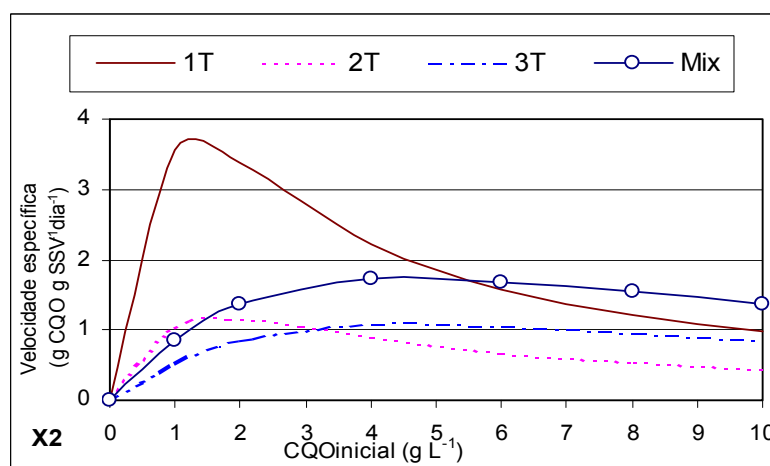


Figura 17.14– Velocidade específica inicial de degradação da CQOt para os diferentes efluentes e para 2 g SSV L⁻¹ (X2)

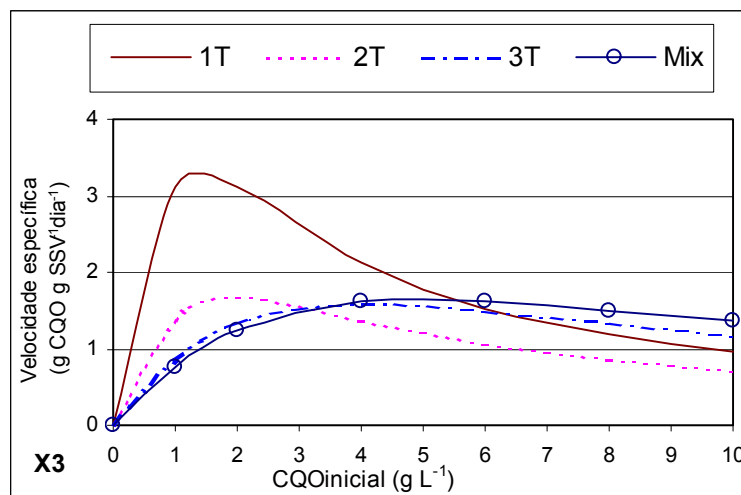


Figura 17.15– Velocidade específica inicial de degradação da CQOt para os diferentes efluentes e para 3 SSV L^{-1} (X3)

O valor da velocidade de remoção específica máxima atingidas de cerca de $4 \text{ g CQO g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ são atingidos apenas para a 1ª trasfega, para ambas as concentrações de biomassa, e para uma concentração de substrato inicial entre 1 e 2 g CQO L^{-1} . O efluente Mix apresenta velocidades de remoção mais baixas, e da ordem das $2 \text{ g CQO g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, para ambas as concentrações de biomassa, atingindo um máximo para uma concentração de substrato entre 4 e 6 g CQO L^{-1} . Os efluentes 2T e 3 T apresentam velocidades máximas de remoção de substrato semelhantes ao efluente Mix e inferiores às do efluente 1T, para ambas as concentrações de biomassa.

17.4.3. Conclusões preliminares

Os resultados obtidos permitem concluir que o efluente 1T é o que apresenta valores mais elevados para as velocidades específicas de remoção de matéria orgânica, e portanto de mais fácil biodegradabilidade. Este efluente apresenta uma V_{max} observada de remoção de substrato de $1,5$ a $4 \text{ g CQO g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para teores de CQO de 1 a 2 g L^{-1} . O efluente 2T apresenta velocidades máximas de remoção de matéria orgânica observada de $0,5$ a $1,5 \text{ g CQO g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para teores de CQO de 1 a 2 g L^{-1} . O efluente 3T apresenta V_{max} de remoção de matéria orgânica observadas de $0,8$ a $1,6 \text{ g CQO g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para teores de CQO de 2 a 4 g L^{-1} . Quanto ao efluente Mix, este apresenta uma velocidade máxima de remoção de matéria orgânica observada de cerca de $2 \text{ g CQO g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para teores de CQO próximos de 3 g L^{-1} .

Em termos gerais, a modelação do *comportamento gráfico* dos reactores confirma que os diversos efluentes vinícolas apresentam biodegradabilidade semelhante, com excepção do efluente da 1ª trasfega que apresenta biodegradabilidade superior. As velocidades específicas máximas de degradação da matéria orgânica observadas são maioritariamente conseguidas para as concentração de biomassa de 2 e 3 g SSV L⁻¹ e para teores de CQO iniciais no reactor (Si) entre 1 e 4 g L⁻¹. As velocidades máximas específicas de degradação do CQO, para ambas as concentração de biomassa (2 e 3 g SSV L⁻¹), situam-se na gama de 1 a 4 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹.

As velocidades específicas máximas de remoção de substrato observadas através da modelação do *comportamento gráfico* dos reactores a operar com efluentes da 1ª trasfega oscilaram entre 1,5 e 2,8 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹, para teores de CQO iniciais no reactor (Si) entre 1 e 4 g L⁻¹ e teores de biomassa de 2 e 3 g SSV L⁻¹, enquanto para as 2ª e 3ª trasfegas e para o efluente Mix estas variaram entre 0,5 e 1,7 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹, para as mesmas condições.

Em termos globais conclui-se que, com excepção do efluente da 1ª trasfega que apresenta biodegradabilidade superior (Vmax observada de cerca de 2,5 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹), os efluentes vinícolas em geral, representados pelas 2ª e 3ª trasfegas e principalmente pelo efluente Mix (mistura das diferentes trasfegas) apresentam biodegradabilidade semelhante, com velocidades máximas de remoção de matéria orgânica observadas de cerca de 1,5 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹, para concentrações de carga poluente inicial entre 3 e 6 g CQO L⁻¹.

PARTE IX- CONCLUSÕES FINAIS E PROPOSTAS DE TRABALHO FUTURAS

18. CONCLUSÕES

Do estudo realizado foi possível tirar as seguintes conclusões:

18.1. Caracterização das adegas e dos efluentes

- Existem dois períodos distintos no que respeita ao consumo diário de água/volume de efluentes vinícolas (EVs) gerado nas adegas da Região Demarcada do Douro (RDD): uma época baixa (de Novembro a Agosto, *sensu lato*) com consumos reduzidos, e uma época alta, correspondendo ao período de vindimas/primeiras trasfegas (Setembro e Outubro). Neste último período os consumos diários são 2 a 3 vezes superiores ao normal nas adegas de menor dimensão, podendo atingir consumos até 5 vezes superiores, nas adegas de maior dimensão (o consumo de água neste período chega a atingir cerca de 35 a 50% do total anual). A produção específica de efluentes oscilou entre 1,45 e 2,58 litros de água por litro de vinho produzido, sendo inversamente proporcional ao tamanho da adega. Verificou-se também um assinalável desperdício de água, principalmente nas adegas de menor dimensão, sendo uma das razões do maior consumo específico neste tipo de adegas.

- Existe elevada sazonalidade e heterogeneidade quanto aos EVs produzidos, verificando-se a produção de efluentes com maior carga poluente e elevado teor em sólidos em suspensão na fase da vindima e primeiras trasfegas. A caracterização efectuada permitiu concluir que os EVs da RDD apresentam uma carga poluente com um valor médio na ordem dos 11,8 g CQO L⁻¹, sendo a CBO₅ cerca de 58% da CQO, com uma média de 6,4 g L⁻¹. Os teores em SST e SSV têm valores médios de 1,8 e 1,4 g L⁻¹ respectivamente. O pH oscilou entre 3,5 e 12,1, com um valor de tendência de 6,7. A razão CQO:N:P obtida, da ordem dos 250:2,5:1, revela um desequilíbrio destes EVs em termos de composição e adequação ao tratamento biológico (défice de Azoto e Fósforo face ao carbono disponível).

- Foram identificados três efluentes (resultantes da 1^a, 2^a e 3^a trasfegas) com características físico-químicas muito distintas, correspondentes às operações mais poluentes

do ciclo produtivo do vinho, tendo no entanto todos eles uma razão $CQO_{solúvel}/CQO_{total}$ semelhante (cerca de 73%) e um pH em geral ácido (inferior a 5).

18.2. Testes de biodegradabilidade, determinação das constantes cinéticas e modelação

A realização de testes descontínuos de biodegradabilidade após adição de nutrientes e prévia neutralização, permitiu concluir que:

- Não existem aparentemente diferenças significativas de tratabilidade biológica entre as três diferentes trasfegas identificadas e o efluente Mix (resultante da respectiva mistura).

- Os EVs apresentam um efeito inibidor a altas concentrações, dado que a taxa de remoção máxima de CQO diminuiu com o aumento da concentração de CQO inicial, para valores superiores a 4 g CQO L^{-1} .

- A percentagem de remoção em CQO nos ensaios descontínuos realizados com o efluente Mix e após adição de nutrientes foi superior a 70% após as primeiras 24 horas, ultrapassando os 90% decorridas 48 horas depois do início da depuração. De forma geral, os reactores operando com um teor de biomassa de 2 g SSV L^{-1} apresentaram o melhor desempenho, quer em termos de remoção de CQO, quer em termos de características de decantabilidade dos sólidos biológicos.

- A determinação das constantes cinéticas e a modelação dos ensaios de biodegradabilidade realizados evidenciam que de forma geral, todos os efluentes seguem cinéticas de degradação típicas de Haldane/Andrews e de Monod.

- O efluente da 1ª trasfega apresenta valores de K_s entre 5 e 38 g CQO L^{-1} e V_{max} de 8 a $49 \text{ g CQO g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, enquanto os efluentes da 2ª e 3ª trasfegas e Mix apresentam valores de K_s entre 0,01 e $17,6 \text{ g CQO L}^{-1}$ e V_{max} de 0,75 a $30 \text{ g CQO g SSV}^{-1} \text{ dia}^{-1}$.

- Os valores de V_{max} específicas de remoção de CQO do efluente da 2ª e 3ª trasfegas são semelhantes aos obtidos para o efluente Mix, o que indica uma biodegradabilidade semelhante, sendo no entanto inferiores aos obtidos para a 1ª trasfega.

- Os efluentes estudados apresentam uma diminuição da velocidade específica máxima de remoção de substrato à medida que aumenta quer o teor de biomassa quer o teor de substrato no reactor, evidenciando inibição pelo substrato e dificuldades à transferência de massa para elevadas concentrações de biomassa.

- Em termos globais, a modelação do *comportamento gráfico* dos reactores confirma que os diversos efluentes vinícolas apresentam biodegradabilidade semelhante, com excepção do efluente da 1ª trasfega que apresenta biodegradabilidade superior.

- As velocidades específicas máximas de degradação da matéria orgânica observadas são maioritariamente conseguidas para as concentrações de biomassa de 2 e 3 g SSV L⁻¹ e para teores de CQO iniciais no reactor (Si) entre 1 e 4 g L⁻¹.

- As velocidades específicas máximas de remoção de substrato observadas através da modelação do *comportamento gráfico* dos reactores a operar com efluentes da 1ª trasfega oscilaram entre 1,5 e 2,8 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹, para teores de CQO iniciais no reactor (Si) de 1 a 4 g L⁻¹ e teores de biomassa de 2 e 3 g SSV L⁻¹, enquanto para as 2ª, 3ª trasfegas e efluente Mix e nas mesmas condições, estas variaram entre 0,5 e 1,7 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹.

18.3. Estabelecimento das condições operatórias para reactores SBR

Funcionamento sem adição de nutrientes:

- A utilização de reactores SBR no tratamento de EVs visando a optimização do teor em biomassa sem adição de nutrientes e utilizando uma razão de enchimento de 50% permitiu concluir que a remoção de CQO obtida oscila entre os 70 e os 95%, alcançando-se os melhores resultados para Cargas Volúmicas (Cvs) aplicadas inferiores a 3,4 g CQO L⁻¹ dia⁻¹.

- Para concentrações de biomassa de 2 g SSV L⁻¹ e Cvs aplicadas superiores a 3 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ as lamas apresentam melhor decantabilidade, enquanto que para concentrações de biomassa de 4 g SSV a velocidade de sedimentação das lamas biológicas é muito reduzida para todos os valores de Cv aplicados. A melhor velocidade de remoção de CQO e as melhores características de decantabilidade foram obtidas no tratamento de EVs com 12 g CQO L⁻¹ e 2 g SSV L⁻¹ de biomassa, a que corresponde uma Cv de 6 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e uma razão F/M de 3 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹. No entanto, nestas condições a percentagem de remoção é de cerca de 70%, o que diminui a qualidade do efluente tratado.

Funcionamento após adição de nutrientes:

- A utilização de reactores SBR no tratamento de EVs utilizando uma razão de enchimento de 25% e após adição de nutrientes, permite praticamente duplicar a Cv removida face à Cv aplicada, e a velocidade de sedimentação das lamas biológicas.

- A remoção de CQO é superior a 95% em todos os ensaios, sendo a maior parte da carga orgânica degradada nas primeiras 21 horas de reacção.

- Globalmente, os reactores SBR permitem obter percentagens de remoção superiores a 95% para valores de C_v aplicada até 3,5 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ e razões F/M correspondentes até 1,8 g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹.

18.4. Propostas de trabalho futuro

Do contacto frequente com os técnicos e operadores das adegas envolvidas neste trabalho e da revisão bibliográfica efectuada, ficou claro que é frequente o uso irracional de água pelos operadores. Verificou-se simultaneamente uma grande falta de conhecimento das técnicas de limpeza ambientalmente mais adequadas, que permitiriam grandes ganhos em termos de poupança de água, sem diminuição do grau de eficiência das limpezas. Detectou-se portanto um enorme potencial de economia na gestão da água na fileira vitivinícola, e particularmente das adegas. Neste sentido propomos a execução de um “Manual de boas práticas ambientais na adega”, a ser elaborado no seguimento desta tese de doutoramento.

No decorrer dos ensaios para estudo do comportamento dos reactores SBR operados com diferentes teores em biomassa, C_v e razões F/M aplicadas, verificou-se que a decantação é uma fase crucial do processo. De facto, as elevadas C_v s aplicadas são propícias à degradação das propriedades de sedimentação das lamas, podendo conduzir a fenómenos de *bulking* filamentosos. Por esta razão, a fim de melhor conhecer e prevenir a ocorrência deste fenómeno no tratamento de EVs, seria interessante o estudo do impacto da coagulação/floculação química no aumento da velocidade de sedimentação e na diminuição dos valores do Índice Volumétrico das Lamas, o que possibilitaria a utilização de teores em lamas mais elevados nos reactores, com implicações positivas na eficiência de remoção do CQO.

Por outro lado, devido ao elevado CQO médio dos EVs (e consequentemente às elevadas C_v s e razões F/M aplicadas), e devido à existência de cerca de 10% de CQO não biologicamente degradável, verifica-se que apesar da elevada eficiência de remoção obtida nos reactores SBR operados, mesmo assim os efluentes depurados não cumprem os imperativos legais em vigor, particularmente no que respeita os teores em SST e CQO. Seria portanto interessante estudar a aplicabilidade de um tratamento complementar de acabamento que conduzisse a efluentes passíveis de descarga no meio natural.

19. BIBLIOGRAFIA

- Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie et Centre Technique Interprofessionnel de la Vigne et du Vin (2000). *Les déchets vinicoles: l'exemple de la champagne Eco-Champ*. ADEME/ITV (Ed.), Chalons en Champagne (France), 6 pp.
- Agnew, R.H.; Mundy, D.C.; Spiers, T.M. and Greven M.M. (2004). Waste stream utilization for sustainable viticulture. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 49-56.
- Airoldi, G.; Balsari, P. and Gioelli, F. (2004). Results of a survey carried out in Piedmont region winery on slurry characteristics and disposal methods. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 335-338.
- Alegria, A. e Di Berardino, S. (1997). *Recuperação e valorização energético-ambiental dos sistemas de tratamento de efluentes por digestão anaeróbia*. Seminário O INETI no desenvolvimento de novas tecnologias energéticas; Lisboa.
- Alliot, C. et Rochard, J. (2001) Le rinçage des pulvérisateurs viticoles. Relatório OIV:371-383
- American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. APHA/AWWA/WEF, 19th Ed., Washington DC, USA.
- Andreoni, V.; Colombo, M.; Origgi, G.; Zangrossi, M.; Daffonchio, D. and Sorlini, C. (1994). Evolution of microbial activity during anaerobic digestion of winery wastewater under variable loading and operating conditions. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 209-214.
- Andreoni, V.; Daffonchio, D.; Fumi, M.; Marchetti, R.; Rozzi, A. et Silva, A. (1994). Anaerobic and aerobic treatment of winery wastewater's. Results of an inter-university research. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 151-156.

- Andreoni, V.; Daffonchio, D.; Fumi, M.; Marchetti, R.; Rozzi, A.; Silva, A. (1995). Anaerobic and aerobic treatment of winery wastewater: results of an interuniversity research. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:41-43.
- Andreottola, G.; Foladori, P.; Nardelli, P. and Denicolo, A. (2004). Treatment of winery wastewaters in a full-scale fixed bed biofilm reactor. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 129-136.
- Andreottola, G.; Foladori, P.; Ragazzi, M.; Villa, R. (2002). Treatment of winery wastewater in a sequencing batch biofilm reactor. *Water Science and Technology*, **45**(12):347-354.
- Andreottola, G.; Nardelli, P. and Nardin, F. (1998). Demonstration plant experience of winery wastewater anaerobic treatment in a hybrid reactor. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 243-251.
- Andresen, T.; Bianchi de Aguiar, F. and Curado, M.J. (2003). The Alto Douro Wine Region greenway. *Landscape and Urban Planning*, **68**:289-303.
- Arcanger, P.; Jourjon, F.; Pidoux, M.; Reveillere, M.; Sicot, Y. (s.d.). Évaluation rapide de DCO par turbidimétrie: application aux effluents vinicoles. *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, **235**:24-26.
- Arcanger, P.; Jourjon, F.; Reveillere, M. (1999). Analyse des flux d'eau dans les caves angevines pour une meilleure gestion des effluents vinicoles. *Revue Française d'Oenologie*, **178**:27-30.
- Arnaiz, C.; Elmaleh, S.; Lebrato, J. and Moleta, R. (2004). Starting up using pre-colonized bioparticles of an anaerobic inverse turbulent bed processing wine distillery wastewater. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 239-244.
- Astill, W. e Bax, R. (2001). Wineries in public drinking water source areas. *Water Quality Protection Note*, 4 pp.
- Audinos, R.; Gerland, C. et Berthonnet, J. (1998). Production directe d'acide tartrique pur à partir de solutions de détartrage chimique par un procédé de type électrodialyse. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 136-143.

- Ayphassorho, H. (1990). Devenir et impact des nutriments dans les milieux aquatiques. *Informations Techniques du Cemagref*, 79(4):7.
- Badie, F. (1998). Raccordement et traitement collectif mixte des effluents vinicoles. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 164-170.
- Baker, D.; Braybrook, D; Grieger, G. (2001). Viticare: equipping the industry to operate in a green future. *The Australian Grapegrower & Winemaker*, **24**:30-32.
- Balsari, P. and Airoidi, G. (1998). Wiwa: a software for winery waste management. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 330-337.
- Baradeau, E.; Jourjon, F.; Brosseau, J-L (1999). Impact de l'épandage des effluents vinicoles sur vigne. *Revue des Oenologues*, **90**:27-30.
- Bartra, E. and Reyes, J. (2004). Vineyard protection with vegetable oil and quality of resulting wines. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 45-48.
- Bartra, E.; Fernandez, R. et Viaud, M. (1998). Conditions de colonisation sur un support plastique lors du traitement aérobie des effluents vinicoles. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 279-286.
- Beal, L. and Raman, D. (2000). Sequential two-stage anaerobic treatment of confectionery wastewater. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **76**:211-217.
- Beck, C.; Prades, G. and Sadowsky, A.-G. (2004). Activated sludge wastewater treatment plants optimization to face pollution overloads during grape harvest periods. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 199-206.
- Bell, F. (2000a). Environmental issues associated with operating a winery and vineyard. **In**: *Conference Size Doesn't Matter*. Tanundo (Australia).
- Bell, F. (2000b). Winery effluent management. **In**: *Conference Quality Factors*. Margaret River (Australia).
- Beltrán de Herédia, J.; Dominguez, J.R. and Partido, E. (2004a). Physico-chemical treatment for the depuration of wine distillery wastewaters "vinasses". *Proceedings of the 3rd*

International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 253-260.

Beltrán de Herédia, J.; Torregrosa, J.; Dominguez, J.R. and Partido, E. (2004b). Degradation of wine distillery wastewater by the combination of aerobic biological treatment with chemical oxidant by Fenton's reagent. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 269-276.

Beltrán, F.; Garcia-Araya, J.; Álvarez, P. (2001). pH sequential ozonation of domestic and wine-distillery wastewaters. *Water Research*, **35**(4):929-936.

Beltrán, F.J.; García-Araya, J.F. and Álvarez, P.M. (2000). Continuous Flow Integrated Chemical (Ozone) - Activated Sludge System Treating Combined Agro industrial-Domestic Wastewater. *Environmental Progress*, **19**(1): 28-35.

Beltrão, J. (2002). A reutilização de águas residuais em Portugal. *10º Encontro Nacional de Saneamento Básico*. Braga, 16 a 19 de Setembro, 15 pp.

Benitez, F.; Beltran-Heredia, J.; Real, F. and Acero, J. (1999). Purification kinetics of winery waste by ozonation, anaerobic digestion and ozonation plus anaerobic digestion. *J. Environ. Sci. Health*, **34**(10):2023-2041.

Benitez, F.; Beltran-Heredia, J.; Real, F. and Acero, J. (2000). Wine vinasses treatments by ozone and an activated sludge system in continuous reactors. *Bioprocess Engineering*, **23**:149-154.

Benitez, F.; Beltran-Heredia, J.; Real, F.; Acero, J. (2001). Biological degradation of winery wastes and the effect of an ozone pretreatment. *Fresenius Environmental Bulletin*, **10**(3):287-290.

Benitez, F.; Real, F.J.; Acero, J.L.; Garcia, J.; Sanchez, M. (2003). Kinetics of the ozonation and aerobic biodegradation of wine vinasses in discontinuous and continuous processes. *Journal of Hazardous materials*, **B101**:203-218.

Berardino, S.; Caetano, L. and Converti, A. (2001). Characterization and Anaerobic Pre-treatment of the Effluent from a Wine Cooperative. *Eng. Life Sci.*, **1**:127-131.

Bernard, L. (2000). La clarification des vins par microfiltration tangentielle: une technologie propre. *Revue des Oenologues*, **94**:1.

Bertran, E.; Sort, X. and Trillas, I. (2004). Composting winery waste. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 363-366.

- Bidault, J-M. (2004). Les Cahiers Itinéraires d'ITV France – Gestion des effluents des petites et moyennes caves. N° 8, ITV France, 23 pp.
- Bidault, J-M. (2004). Les Cahiers Itinéraires d'ITV France – Gestion des effluents des petites et moyennes caves. N° 8, *ITV France*, 23 pp.
- Bloor, J., Andersson, G. e Willey, A. (1995). High rate aerobic treatment of brewery wastewater using a jet loop reactor, *Water Research*, 29(5), 1217-1223.
- Bolzonella, D.; Cecchi, F. and Mata-Alvarez, J. (2004). Anaerobic treatment of wine distillery wastewaters in combination with a post azonisation method. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 293-300.
- Bondon, D.; Crabos, J.; Pietrasanta, Y. et Sambuco, J.P. (1994). Traitement des rejets vinicoles par un procédé innovant: L'évaporation forcée. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 171-178.
- Bondon, D.; Crabos, J.; Pietrasanta, Y.; Sambuco, J.; Canal, P. (1995). Traitement des rejets vinicoles par un procédé innovant: L'évaporation forcée. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:50-52.
- Bories, A. et Moulon, F. (1994). Traitement des effluents vinicoles en filtre anaérobie à support lignocellulosique (rafles de marc). **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 143.
- Bories, A. et Moulon, F. (1995). Traitement des effluents vinicoles en filtre anaérobie à support lignocellulosique (rafle de marc). *Revue Française d'Oenologie*, **152**:35-37.
- Bories, A.; Conesa, F.; Boutolleau, A.; Peureux, J. et Tharrault, P. (1998b). Nouvelle approche et nouveau procédé de traitement des effluents vinicoles par fractionnement des constituants et thermo-concentration. *Revue Française d'Oenologie*, **171**:26-29.
- Bories, A.; Conesa, F.; Boutolleau, A.; Peureux, J. et Tharrault, P. (1998a). Nouveau procédé de traitement d'effluents vinicoles par fractionnement des constituants et thermo-concentration. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 125-133.
- Bories, A.; Sire, Y. and Colin, T. (2004). Odour control of winery and distillery effluents during treatment by natural evaporation in ponds. *Proceedings of the 3rd International*

Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 231-238.

- Bories, A.; Whale, S.; Astruc, S. Conesa, F. et Boutolleau, A. (1999). Nouvelle voie biophysique de traitement d'effluents vinicoles par fractionnement. Résultats et validation du procédé. *Revue des Oenologues*, **92**:34-38.
- Boulenger, P.; Galdeano, P. et Driessen, W. (1994). Traitement des effluents des caves vinicoles en réacteurs préfabriqués du type UASB à boues granuleuses. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 145-150.
- Boulenger, P.; Galdeano, P.; Driessen, W. (1995). Epuration des effluents des caves vinicoles en réacteurs préfabriqués du type UASB à boues granuleuses. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:38-40.
- Boulton, R. and Butzke, C. (1995). Tartrate recycling: a combined approach to by-product recovery and waste reduction. *American Vineyard - Viticulture & Enology Lab*, **12**:3.
- Braga, F. (2002). Valorização industrial de subprodutos vinícolas: produção de ácido tartárico e de corantes a partir das borras e dos bagaços. Tese de Doutorado, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 207 pp.
- Brucculeri, M.; Bolzonella, D.; Battistoni, P. and Cecchi, F. (2004). Treatment of mixed municipal and winery wastewaters in a conventional activated sludge process: a case study. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 121-128.
- Buffière, P.; Bergeon, J-P. and Moletta, R. (2000). The inverse turbulent bed: A novel bioreactor for anaerobic treatment. *Water Research*, **34**(2):673-677.
- Bustamante, M.A.; Paredes, C.; Moral, R.; Moreno-Caselles, J.; Pérez-Espinosa, A. and Pérez-Murcia, M.D. (2004). Uses of winery and distillery effluents in agriculture: characterization of nutrient and hazardous components. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 285-292.
- Caetano, L. and Berardino, S. (1998). Characterization and laboratory pre-treatment study of the effluent from a wine cooperative. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 291-298.

- Canler, J.P.; Perret, J.M. (1994). La biofiltration en eaux usées Évaluation du procédé sur 12 installations. Définition des performances, des limites et des contraintes propres à la filière. *Informations Techniques du Cemagref*, **94**(5):1-8.
- Canler, J-P.; Alary, G.; Perret, J-M.; Racault, Y. (1998b). Traitement biologique aérobie par bassins en série des effluents vinicoles. *Ingénieries – EAT*, **16**:69-79.
- Canler, J-P.; Perret, J. et Racault, Y. (1998a). Traitement biologique aérobie par bassins en série des effluents vinicoles. **In Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles**. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 178-188.
- Castaldi, R. (2001). EMAS e ISO 14001 in enologia. *Vignevini*, **4**:111-115.
- Chamy, R.; Schiappacasse, M.C.; Sanchez, O. (2004). Gestión de aguas y residuos en la industria del vino: evaluación de las etapas de vendimia y posvendimia. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 303-306.
- Chapman, J. (1998). Use of winery effluent for irrigation of winegrapes. **In Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles**. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 99-104.
- Chapman, J. and Sefton, M. (1994). Characteristics of winery and distillery wastewater's and implications for treatment of carbon in the wastewater's by application to soil. **In Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles**. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 239-244.
- Chapman, J.; Correl, R.; Ladd, J. (1995). Removal of dissolved organic carbon in winery and distillery wastewater by application to soil. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:47-49.
- Chapman, J.; Correll, R. and Ladd, J. (1994). Removal of dissolved organic carbon in winery et distillery wastewater by application to soil. **In Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles**. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 165-170.
- Charmot, M.; Roche, N.; Prost, C. (1997). Influence of cyclic feeding on high strength wastewater treatment by activated sludge. *Rev. de L'Eau*, **10**(3):376-394.
- Chastan, P. (1994). Le traitement des effluents dans les caves de la vallée du Rhône. **In Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles**. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 225-231.

- Chatonnet, P et Labadie, D. (1994). Contamination des locaux vinicoles *et* altération des vins - Contrôle de la qualité de l'atmosphère des chais. *Revue des Oenologues*, **74**:19-21.
- Chaussier, J.; Bartoszek, G. et Milisic, V. (1998). Traitement et valorisation des déchets de la cave de Monbazillac. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 144-151.
- Chroback, P. and Ryder, R. (2004). Comparison of Anaerobic Treatment Alternatives for Brandy Distillery Process Water. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 217-223.
- Clerc, J.-M. (2004). Tratamento dos efluentes vinícolas – Novos procedimentos em fase de experimentação. *Vinidea.net, revista Internet Técnica do Vinho*, **2**:5 pp.
- Cochet, P. (1988). Dépollution des activités de vinification et d'élevage des vins. *Revue des Oenologues*, **50**:11-14.
- Coignac, G. Malaval, A. et Ripert, C. (1986). Valorisation des eaux usées par l'irrigation en forêt méditerranéenne. *Informations Techniques du Cemagref*, **64**(3):1-4.
- Colin, T.; Bories, A.; Sire, Y. and Perrin, R. (2004). Treatment and valorisation of winery wastewater by a new biophysical process (ECCF). *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 113-120.
- Coma, J.; Elmalh, S.; Butel, P.; Robic, I. (1998). Clarifloculation d'effluents vinicoles. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 363-368.
- Coma, J.; Persin, F.; Baccou, J.C.; Vaur, M.; Espada, A. and Dupuy, C. (2004). Viticultural effluents and extensive process: using reed plants. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 143-150.
- Contreras, C.; Hernández, J.; Orono, J.; Báez, J. and Pietrosevoli, S. (2004). Growth and reproduction of red earthworms (*Eisenia* spp) in vineyard and winery wastes. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 309-312.
- Costa, A. e Poeta, M. (2004). Principais efeitos da actividade agrícola no ambiente: O caso de Trás-os-Montes e Alto Douro. *Revista da SCAP*, 21 pp.

- Costian, D. et Bragarea, M. (1994). Certains aspects concernant les possibilités de mise en valeur de résidus solides obtenus pendant le processus de vinification. I. Obtention des huiles. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 245-249.
- Cuenca, M.A.; Rodriguez, E.C. and Ghazi, N. (2004). Performance of an active biological contactor (ABC) treating winery. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 159-166.
- Daffonchio, D.; M.Colombo, G.; Origgi, C.; Sorlili, V. e Andreoni (1998). Anaerobic digestion of winery wastewaters derived from different wine making processes. *J. Environ. Sci. Health*, **33**(8):1753-1770.
- Debroux, J-F.; Stuart, C. and Chroback, P.E. (2004). California Land Application of Winery Stillage and Non- Stillage Process Water: Field Study Results and Proposed Management Guidelines. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 81-87.
- Desautels, F.; Rochard, J. et Viaud, M. (1994). Mise en oeuvre de l'épandage. Equipments for spreading winery wastewaters. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 273-278.
- Desautels, F.; Rochard, J. et Viaud, M. (1998). Conception et aménagement des caves. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 324-329.
- Descôtes, A.; Viaud, M. et Moncomble, D. (2004). Un plan d'actions quinquennal pour le traitement des effluents vinicoles et des sous-produits en champagne. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 313-314.
- Desenne, A.; Macary, F.; Monzie, B. et Mouquot, P. (2003) Effluents vinicoles des connaissances et une méthode pour choisir sa filière de traitement. CD-Rom, CEMAGREF Editions.
- Diakonov, P.; Bardarska; G.; Tassev, M. and Ivanova, S. (1994). Status on winery's effluents in Bulgaria. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 31-34.

- Dickeson, D. and Yoshimura, T. (s.d.). *Compact biofilm reactor for aerobic wastewater treatment*. Lantec Products Inc., 5 pp.
- Doré, F. (1998). Epandage des effluents viti-vinicoles; L'expérience du bassin Rhône Méditerranée Corse. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 91-98.
- Dornier, N. (1992). Traitement des rejets en cave vinicole: Épandage – évaporation – raccordement à la station communale. *Revue Française d'Oenologie*, **134**:21-25.
- Drevon, N. (1998). Etude préalable à l'épandage – cas de la Champagne. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 352-357.
- Drevon, N.; Desautels, F.; Rochard, J.; Viaud, M. (1998). L'épandage des effluents vinicoles. *Revue des Oenologues*, **87**:45-51.
- Duarte, E.; Martins, M.; Ghira, J.; Carvalho, E.; Spranger, I.; Costa, S.; Leandro, M. et Duarte, J. (1998). An integrated approach for assessing the environmental impacts of wineries in Portugal. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 61-69.
- Duarte, E.A.; Reis, I.B. and Martins, M.O. (2004a) Implementation of an environmental management plan towards the global quality concept – A challenge to the winery sector. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 23-30.
- Duarte, J.C.; Mateus, M.; Eusébio, A.; Moreira, C.; Ribeiro, B. and Ferreira, A. (2004b). Aerobic biotreatment of winery and other agroindustrial effluents. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 359-362.
- Duchène, P. et Derlet, N. (1994). Carbone et azote réfractaires à l'épuration biologique – Vers de futures analyses normalisées? *Informations Techniques du Cemagref*, **96**(6):8.
- Duchène, P.; Cotteux, É. et Capela, S. (2000). Aération par fines bulles dans les petits bassins d'aération. Assainissement-Traitement des eaux, *Ingénieries - EAT*, N° **spécial**:45-51.
- Ehlinger, F.; Durocq, L.; Mossino, J. et Holst, T. (1994). Vinipur: un nouveau procédé d'épuration des effluents vinicoles. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 111-118.

- Ehlinger, F.; Durocq, L.; Mossino, J.; Holst, T. (1995). Vinipur, un nouveau procédé d'épuration des effluents vinicoles. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:29-30.
- Eusébio, A. and Duarte, J.C. (2004). Microflora evolution of a winery effluent. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 315-318.
- Eusébio, A.; Lageiro, M.; Sousa, J.; Ferreira A. e Duarte, J. (1999) Tratamento Biológico de Efluentes de Adegas. *Livro do X Congresso do Algarve*, Racal Clube (Eds.), Alvor, pp. 647-654.
- Eusébio, A.; Petruccioli, M.; Lageiro, M.; Federici, F. and Duarte, J.C. (2004). Microbial characterisation of activated sludge in jet-loop bioreactors treating winery wastewaters. *J. Ind. Microbiol Biotechnol*, **31**:29-34.
- Farinet, J. et Forest, F. (1994). Filtration et méthanisation en continu sur support ligno-cellulosique renouvelé. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 203-208.
- Farolfi, S. (1994). Les choix de dépollution dans le secteur viti-vinicole de la Romagne. Un essai de modélisation. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 219-224.
- Farolfi, S. (1995). Les choix de dépollution dans le secteur viti-vinicole de la Romagne: un essai de modélisation. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:56-58.
- Faure, C.; Arcanger, P.; Chauvin, F.; Lesquel, E.; Jourjon, F.; Pidoux, M. (s.d.). Station d'épuration: groupes faunistiques et caractérisation des boues activées impact des rejets vinicoles *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, **213**:42-46.
- Faure, J. et Roux, M. (1998). Ecotartres: collecte et valorisation des solutions alcalines de détartrages des cuves à vin. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 358-362.
- Faure, J.; Mourgues, J. et Bouvier, J. (1994). Collecte et traitement des solutions alcalines de détartrage des cuves à vin pour la récupération des sels tartriques. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 45-52.
- Ferreira, E.; Castro, I.; Henriques, J.; Domingues, H.; Pires, F.; Matos, N. (2002). Lamas residuais urbanos: problema ecológico ou fonte de nutrientes para as plantas? *Investigação Agrária*, **6**: 43-44.

- Ferreira, M. e Serra, H. (2002). Secagem, tratamento e confinamento das lamas em leitos de macrófitas. *10º Encontro Nacional de Saneamento Básico*. Braga, 16 a 19 de Setembro, 9 pp.
- Fíguls, N.; Sort, X. and Esteve, B. (2004). Efecto de la vendimia en el effluente de la estación depuradora de aguas residuales de Miguel Torres S.A.. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 339-342.
- Forgeat, J and Ehlinger, F. (1998). The treatment of winery wastes by Degrémont: example of two activated sludge plants. *In Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 399-408.
- Forgeat, J. et Delons, L. (1994). Traitement des eaux résiduaires de caves viticoles en Aquitaine. *In Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 79-85.
- Fumi, M.; Parodi, G.; Parodi, E. and Silva, A. (1995). Optimisation of long-term activated-sludge treatment of winery wastewater. *Bioresource Technology*, **52**:45-51.
- Galé, M.A.; Galé, C.; Ormad, M.P.; Mosteo, R. and Ovelleiro, J.L. (2004). Treatment of winery wastewater using homogeneous Photo – Phenton reactions. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 367-370.
- Galy, B. and Ferrari, G. (2004). Management of wash water from vitiviniculture mobile equipment. Design and planning of multi-purpose washing area. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 319-322.
- Galy, B. et Ménier, M. (1998). Caractéristiques des rejets vinicoles de la région de Cognac – Filières d'épuration. *In Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 306-311.
- Gatti, G.; Cadonna, M.; Silvestri, S.; Odorizzi, G. and Nardelli, P. (1994). Biological filter for the treatment of waste water from wineries. The experience of the autonomous province of Trento. *In Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 95-101.
- Gatti, G.; Nardelli, P.; Odorizzi, G.; Cadonna, M. (1995). Un filtre biologique pour l'épuration des eaux usées des caves vinicoles: l'expérience de la Province Autonome de Trente. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:25-28.

- Goliath, E. (1998). The management of wine industry effluent – A South African perspective. *In Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 70-78.
- Gonard, B. (1992). Les traitements de la pollution par procédés biologiques. *Revue Française d'Oenologie*, **134**:29-35.
- Gonçalves, P.; Alves, M.; Mota, M.; Maia, M. (1998). Caractérisation des Consortia Anaérobies développées dans un filtre anaérobie employé dans de traitement d'effluents des caves vinicoles. *In Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 419-424.
- Grady, C.P.; Daigger, G.T.; Lim, H.C. (1999). *Biological wastewater treatment*. Marcel Decker (ed.), USA, 1039 pp.
- Grasmick, A. (1995). Essais de nanofiltration dans le traitement des effluents vinicoles. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:53-55.
- Grasmick, A.; Diaz, J.; Lasserre, J.; Bouisson, X.; Lamaze, B. et Amblard, P. (1994). Essais de nanofiltration dans le traitement des effluents vinicoles. *In Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 193-198.
- Grenier, P.; Racault, Y. et Mekikdjan, C. (1998). Méthode simplifiée d'évaluation de la charge polluante d'une cave vinicole en période de vendanges. *In Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 15-24.
- Grenier, P.; Villette, P.; Mignonac, J.; Leclercq, P.; Gayda, A.; Cosson, J.; Moletta, R. et Racault, Y. (1994). Un logiciel de simulation pour l'aide à la réduction des effluents. *In Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 59-64.
- Grenier, P.; Villette, P.; Mignonac, J.; Leclercq, P.; Gayda, A.; Cosson, J.; Moletta, R. et Racault, Y. (1995). Un logiciel de simulation pour l'aide à la réduction des effluents. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:19-21.
- Grismer, E. and Shepherd, H. (1998). Fermentation industry. *Water Environment Research*, **70**(4):637-642.
- Grismer, E.; Carr, M.; Shepherd, H. (1999). Fermentation industry. *Water Environment Research*, **71**(5):805-812.

- Guillot, J.; Desauziers, V.; Avezac, M.; Roux, J. (2000). Characterisation and treatment of olfactory pollution emitted by wastewater in wineries of Mediterranean region. *Fresenius Envir. Bull.*, **9**:243-250.
- Habouzit, E.; Verhnes, L. et Moletta, R. (2004b). Étude des performances épuratoires d'un réacteur anaérobie à lit fixe conduit en mode séquentiel discontinu ou SBR (Sequencing Batch Reactor). *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 405-408.
- Habouzit, F.; Savoie, J-M.; Tieche, P.; Cayrol, P. et Moleta, R. (2004a). Utilisation des marcs de raisin pour la production de champignons comestibles lignicoles: Pleurotes. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 323-326.
- Harmand, J.; Manh, A.; Steyer, J. (2000). Identification and Disturbance Accommodating Control of a Fluidized Bed Anaerobic Digester. *Bioprocess Engineering*, **23**(2):177-185.
- Hayward, D.; Lorenzen, L.; Bezuidenhout, S.; Barnardt, N.; Prozesky, V.; Schoor, L. (1999). Environmental compliance or complacency – can you afford it? Modern trends in environmental management for the wine industry. Winboer, 7 pp.
- Hazzel, P. (1998). Monitoring et control of environmental impacts associated with winery effluent in South Australia. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 53-60.
- Houbron, E.; Torrijos, M. et Moletta, R. (1998). Application du procédé SBR aux effluents; vinicoles: Résultats de trois années de suivi. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 189-196.
- <http://www.inag.pt>.
- <http://www.gppaa.min-agricultura.pt>.
- <http://www.ivdp.pt>.
- Instituto da Vinha e do Vinho (1999). A Vinha e o Vinho em Portugal. Apontamento Histórico, Lisboa, 142 pp.
- Instituto da Vinha e do Vinho. (2004). *Anuário de Vinhos e Aguardentes de Portugal 2003/04* IVV, Lisboa, 504 pp.

- Instituto Nacional de Estatística/GPPA, (1998). Panorama da Agricultura Portuguesa. In Reforma da OCM Vitivinícola. CAP, Luso.
- Jaeger, H. (2001). ISO 14001 gagne du terrain. *La vigne*, **120**:42-43.
- Jordan, A.; Dlott, J.; Garn, J. and Birdseye, K. (2004). The California Wine Community's Code of Sustainable Winegrowing Practices – From Ground to Bottle. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 95-102.
- Jourjon, F. (1998). L'épandage des effluents vinicoles: impact et principaux critères technico-économiques et environnementaux d'évaluation des pratiques. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 105-112.
- Jourjon, F. et Arcanger, P. (1998). Caractérisation des flux d'effluents vinicoles- application aux caves angevines. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 299-305.
- Jourjon, F.; Arnau, Z.; Pidoux, M.; Bodet, E.; Khaldi, S. and Bednar, J. (2004). Evaluation of sludge treatment by reed beds application to winery sludge. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 375-378.
- Jourjon, F.; Khaldi, S.; Brosseau, J.L. and Bednar, J. (2004). The impact of winery wastewater spreading on vineyards. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 327-330.
- Jourjon, F.; Khaldi, S.; Reveillere, M.; Thibault, C.; Poulard, A.; Chretien, P. and Bednar, J. (2004). Microbiological characterization of winery effluents: an inventory of the sites for different treatment systems. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 191-198.
- Jourjon, F.; Racault, Y. et Rochard, J. (2001). *Effluents vinicoles: gestion et traitements*. Editions Féret, Bordéus (France), 240 pp.
- Jusiak, P. (1994). Le traitement des effluents des caves vinicoles en Aquitaine et Midi-Pyrénées. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 19-24.

- Kalyuzhnyi, S.; Gladchenko, M.; Sklyar, V.; Kizimenko, Y.; Shcherbakov, S. (2001a) One and two stage UASB reactor pre-treatment of winery waste water at 4-10 °C. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **90**:107-124.
- Kalyuzhnyi, S.; Gladchenko, M.; Sklyar, V.; Kizimenko, Y.; Shcherbakov, S. (2001b). Psychrophilic one and two step systems for pre-treatment of winery waste water. *Water Science Technology*, **44**(4):23-31.
- Kalyuzhnyi, S.; Gladchenko, M.; Sklyar, V.; KuraKova, O.; Shcherbakov, S. (2000). The UASB treatment of winery wastewater under submesophilic and psychrophilic conditions. *Environmental Technology*, **21**:919-925.
- Katsiri, A. and Dalou, F. (1994). Wine and distillery effluents in Greece. Main results of the SPRINT/AQUANET programme. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 25-30.
- Kennedy, A. (1994). Irrigated winery woodlot case study. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 181-191.
- Kerner, S. and Rochard, J. (2004). Winery wastewater treatment by constructed wetlands: principles and prospects. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 137-142.
- Kerner, S.; Sabatier, R.; Rochard, J. (2004). Impact environnemental de différentes techniques de filtration. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 331-334.
- Keyser, M.; Witthuhn, R.C.; Ronquest, L.C. and Britz, T.J. (2003). Treatment of winery effluent with upflow anaerobic sludge blanket (UASB) – granular sludges enriched with *Enterobacter sakazakii*. *Biotechnology Letters*, **25**:1893-1898.
- Knowles, L. and Hill, R. (2001). Environmental initiatives in South African wineries: A comparison between small and large wineries. *Eco-Management and Auditing*, **8**:210-228.
- Lalov, I.; Guerginov, I.; Krysteva, M.; Fartsov, K. (2000). Treatment of waste water from distilleries with chitosan. *Water Research*, **34**(5):1503-1506.
- Laurens. N. (2003). *Les terres de filtration: un déchet encombrant*. Rapport Annuel ICV 2003, France, 2pp.

- Lefebvre, X.; Benoît, B.; Paul, E. (1998). Les levures, un vecteur potentiel de fiabilisation et d'intensification du traitement des effluents de vendange par une boue activée. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 409-418.
- Lefeuvre, B.; Bernard, J. et Audoin, L. (1994). Traitement des effluents vinicoles : Station d'épuration traditionnelle ou à géométrie variable - deux cas typiques. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 119-125.
- Lemiere, J.; Cisse, Z.; Olsson, A. et Coquille, J. (1998). Bilan et analyse des flux polluants dans deux exploitations bourguignonnes au cours des vendanges. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 41-49.
- Levi-Minzi, R.; Saviozzi, A.; Riffaldi, R. e Biasci, A. (1997). Decomposition of a winery-sludge as affected by soil characteristics: a laboratory trial. *Agrochimica*, **41**(6):247-251.
- Maia, O. (1998). Tratamento de efluentes na indústria agro-alimentar. Tratamento de efluentes vinícolas. INETI, Lisboa, 3 pp.
- Malthaner, K. (1998). Elimination de l'azote compris dans les effluents vinicoles domestiques à l'aide des bourbes provenant des effluents vinicoles. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 425-430.
- Marrec, J (2001). Cadre général des relations entre les activités viticoles et la qualité des eaux. Mesure de la pollution des eaux. *Revue Française d'Oenologie*, **188**:36-37.
- Massette, M. (1994). Les caves vinicoles face à la réglementation. *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 13-18.
- Mata-Alvarez, J.; Palau, J. (1998). Life cycle analysis for evaluating the impact of winery activities. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 338-344.
- Mathys, L. (1994). Raisonnement de l'épandage. Etudes préalables. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 267-271.
- Maugenet, J. (1978). Les eaux résiduaires dans les industries viti-vinicoles leur origine et les possibilités de traitement. *Revue Française d'Oenologie*, **71**: 23-29.

- Maunoir, S.; Philip, H.; Rambaud, A.; Eumont, D.; Carballar, J.; Gonzalvez, J. (1998). Etude d'un procédé autonome de traitement des effluents vinicoles. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 387-392.
- Medialdea, J.; Garcia, S.; Fernandez, B.; Arnaiz, M.; Anton, S.; Escot, E.; Garcia, I. et Lebrato, J. (1998). Utilisation du permanganate de potassium pour le traitement des effluents de caves vinicoles. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 134-135.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater engineering : treatment, disposal, reuse*; Revised by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton and H. David Stensel. 4th ed. New York, McGraw-Hill (ed), 1819 pp.
- Meyer, R. M.; Mazzei, A.L. and Mullin, J.R. (2004). Aerobic Treatment of Winery Wastewater Utilizing New Aeration Technology. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 353-356.
- Moletta, R. (2004). Wineries and distillery wastewater treatment by anaerobic digestion. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 209-216.
- Moletta, R. et Raynal, J. (1992). Procèdes de dépollution innovants et recherches actuelles dans le domaine vinicole. *Revue Française d'Oenologie*, **134**:37-43.
- Moncomble, D.; Descôtes, A. (2004). Orientations stratégiques du vignoble champenois en matière de protection de l'environnement. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 39-44.
- Montbrun, F. (1994). Traitement collectif mixte des effluents vinicoles. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 279-284.
- Montbrun, F. (1995). Traitement collectif mixte des effluents vinicoles. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:62-63.
- Morais, M. (1988). *Tratamento e valorização de efluentes de destilarias vînicas*. Tese de Doutoramento. ENTPA-INIA, Lisboa, 426 pp.

- Morais, M. et Oliveira, J. (1994). Reduction of pollution from wine distilleries by the A-B process. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 73-78.
- Mortgat, B. (1999). Quand le vin est tiré... Il faut traiter les effluents vinicoles. *Environnement et Technique*, **190**: 29-34.
- Mosteo, R.; Ormad, M.P.; Galé, M.A.; Sarasa, J. and Ovelleiro, J.L. (2004). Depuración de los efluentes del vino mediante procesos combinados de técnicas de oxidación avanzada y tratamientos biológicos. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 379-382.
- Muller, D. (1997). Le traitement des effluents vinicoles en Allemagne, en citant l'exemple de la Rhénanie-Palatinat. *Revue Française d'Oenologie*, **163**:33-39.
- Muller, D. (1998a). Treatment of winery wastewater using an UASB process: capability and efficiency. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 227-234.
- Muller, D. (1998b). De la science au client: le projet okovin. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 318-323.
- Muller, D. and Heil, M. (1998). Distribution of winery wastewater on land; investigations on ecotoxicology. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 113-120.
- Muller, D.; Rochard, J. et Bartra, E. (1999). *Gestion des effluents vinicoles*. CD-Rom. SLFA-ITV-CIVC-INCAVI.
- Muller, L. (1994). Cleaning wastewater by a rotation system. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 103-109.
- Nakhla, G.; Ahmed, A.; Farooq, S. (1997). Modelling of sequencing batch reactors treating inhibitory and noninhibitory wastewaters. *Water Environment Research*, **69**(1):6-13.
- Nakhla, G.F.; Ahmed, A.M.; Farooq, S. (1997). Modelling of sequencing batch reactors treating inhibitory and noninhibitory wastewaters. *Water Environment Research*, **69**(1):6-13.
- Nasr-Allah, A. et Audinos, R. (1994). Procédé électromembranaire innovant pour obtenir acide tartrique et solution alcaline à partir de tartrates récupérés. **In** *Actes du congrès*

international sur le traitement des effluents vinicoles. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 199-202.

- Navarro, P.; Saras, J.; Sierra, D.; Esteban, S. and Ovelleiro, J.L. (2004). Degradation of wine industry wastewater by photocatalytic advanced oxidation. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 175-182.
- Nicolau, A.; Martins M.; Mota, M. e Lima, N. (2002). Importância da identificação das espécies responsáveis pelo crescimento filamentosos nas ETARs. *10º Encontro Nacional de Saneamento Básico*. Braga, 16 a 19 de Setembro, 10 pp.
- Noilet, P.; Serrano, M.; Mietton-Peuchot, M. (1998). Traitement des effluents vinicoles par techniques membranaires. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 369-374.
- Ohmart, C. and Storm, C. (2004). Developing a Regional Sustainable Viticulture Program for Winegrape Growers in the Lodi Woodbridge District of California, USA. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 15-22.
- Orditz, D.; Lakel, A. et Cronier, J. (1998). Traitement de finition des effluents vinicoles par géo-épuration sur massif siliceux. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 207-214.
- Palau, J.; Mata-Alvarez, J. (1998). Examples of wastewater minimisation in a catalonian winery. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 345-351.
- Peres, G.; Baradeau, E.; Cluzeau, D.; Brosseau, J.L. and Jourjon, F. (2004). The impacts of spreading winery wastewaters on microorganisms and earthworms in vineyards. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 73-80.
- Peres, J. (2001). Degradação de ácidos fenólicos por processos de oxidação avançados e pré-tratamento de águas ruças pelo reagente de Fenton. Tese de Doutoramento, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro,. 365 pp.
- Perez, M.; Romero, L.I.; Rodriguez-Cano, R. and Sales, D. (2004). Effect of the pH influent conditions in fixed-film reactors for anaerobic thermophilic treatment of wine-distillery

- wastewater. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 245-252.
- Perez, M.; Romero, L.I.; Rodríguez-Cano, R. and Sales, D. (2004). High rate anaerobic thermophilic for distillery wastewater treatment. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 277-284.
- Perez, M.; Romero, L.I.; Rodríguez-Cano, R. and Sales, D. (2004). Performance of anaerobic thermophilic fluidized bed treatment of distillery wastewater. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 409-412.
- Perez, M.; Romero, L.I.; Rodríguez-Cano, R. and Sales, D. (2004). Porous sintered glass as support for anaerobic thermophilic treatment of vinasse. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 413-416.
- Petrucchioli, M.; Duarte, J.; Eusébio, A. and Federici, F. (2002) Winery Wastewater High-Rate Aerobic Treatment Using a Jet-Loop Activated Sludge Reactor. *Process Biochemistry*, **37**(8):821- 829.
- Petrucchioli, M.; Duarte, J.; Federici, F. (2000). High-Rate Aerobic treatment of winery wastewater using bioreactors with free and immobilised activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, **90**(4):381-386.
- Peynaud, E. (1981). *Conhecer e trabalhar o vinho*. Biblioteca Agrícola Litexa. Lisboa.
- Picot, B. et Cabanis, J. (1998). Caractérisation des effluents vinicoles: évolution des charges polluantes de deux caves vinicoles du sud de la France sur deux cycles annuels. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 312-317.
- Picot, B. et Guglielmini, C. (1998). Impact de l'hypochlorite de sodium sur le fonctionnement d'une station de traitement des effluents vinicoles par boues activées en aération prolongée. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 255-262.
- Picot, B.; Cabanis, J.; Bouet, L.; Francia, M. (1998). Traitement des effluents vinicoles par boues activées multiétages. Bilan de fonctionnement dans deux caves du sud de la

- France après 2 ans de fonctionnement. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 393-398.
- Pluchart, D. (1994). Optimisation of self-purification of winery wastewater by long detention in a purpose-built basin. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 135-141.
- Pluchart, D. (1998). Traitement des effluents de vendanges et de vinification par stockage aéré en bassin ouvert. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 381-386.
- Pluchart, D.; Rochard, J. et Viaud, M. (1994). Fonctionnement et optimisation du stockage aéré. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 285-290.
- Pluchart, D.; Rochard, J.; Viaud, M. (1995). Fonctionnement et optimisation du stockage aéré. *Revue Française d'Oenologie*, 152:64-67.
- Racault, Y. (1993). Les effluents des caves vinicoles – Evaluation de la pollution caractéristiques des rejets. *Informations Techniques du Cemagref*, **92**(4):8.
- Racault, Y. et Lenoir, A. (1994). Evolution des charges polluantes de deux caves vinicoles du Sud-Ouest de la France sur un cycle annuel. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 37-43.
- Racault, Y.; Cornet, D. et Vedrenne, J. (1998). Application du traitement biologique aérobie double étage aux effluents vinicoles: évaluation de deux procédés lors des vendanges en Bordelais. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 197-206.
- Ranalli, G.; Bottura, G.; Taddei, P.; Garavani, R.; Marchethi, R.; Sorlini, C. (2001). Composting of solid and sludge residues from agricultural and food industries. Bioindicators of monitoring and compost maturity. *Journal of Environmental Science and Health*, **36**(4):415-436.
- Raynal, J. (1994). Composition des effluents vinicoles. Résultats de mesures effectuées en région Languedoc-Roussillon. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 215-218.
- Raynal, J.; Habouzit, F. et Moletta, R. (1994). Traitement des effluents vinicoles par voie anaérobie. Exemple d'une expérimentation pilote en bassin de méthanisation. **In** *Actes*

- du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 129-134.
- Raynal, J.; Habouzit, F.; Moletta, R. (1995). Traitement des effluents de caves vinicoles par voie anaérobie: exemple d'une expérimentation pilote en bassin de méthanisation. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:31-34.
- Riera, J., Teixidó, J. (s.d.). La problemática de los revestimientos de suelos industriales en bodegas. *Tecnología del vino*, pp. 57-61.
- Riou, R.; Koesfoed, M. et Masbernard, M. (1994). Traitement global des effluents viticoles selon le procédé Komari. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 233-238.
- Rioual, P-Y. and Revilla, J. (2004). Wastewater treatment in cellars. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 397-400
- Rochard, J. (1990a). Conception des bâtiments d'un chai de vinification. *Revue des Oenologues*, **55**:65-70.
- Rochard, J. (1990b). Traitement et épuration des rejets vinicoles. *Revue des Oenologues*, **58**:9-16.
- Rochard, J. (1990c). Traitement et épuration des rejets vinicoles. *70^{ème} Assemblée Générale de l'OIV*. Volume II - Oenologie: Protection de l'environnement dans le secteur viti-vinicole, Éd. OIV, 17 pp.
- Rochard, J. (1991). Inox poli: détartrage plus aisé. *La Vigne*, **16**:38-39.
- Rochard, J. (1992). Réduction de la charge polluante et du volume des rejets dans les caves vinicoles. *Revue Française d'Oenologie*, **134**:11-20.
- Rochard, J. (1994). Oenologie propre. Réduction de la charge polluante et des volumes de rejets. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 261-266.
- Rochard, J. (1995). Oenologie propre: réduction de la charge polluante et des volumes de rejets. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:59-61.
- Rochard, J. (2000). L'environnement dans le secteur viti-vinicole: historique et perspectives. *Le Progrès Agricole et Viticole*, **23**:508-514.
- Rochard, J. (2004). Sustainable development applied to viticulture. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 1-6.

- Rochard, J. et Viaud, M. (1994). Contribution à la réduction de l'eau dans les caves: application au lavage des pressoirs. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 53-57.
- Rochard, J. et Viaud, M. (2000). *Les filières d'épuration des effluents vinicoles*. Groupe Technique-effluents vinicoles, Institut Technique du Vin, France, 86 pp.
- Rochard, J.; Desautels, F.; Viaud, M. et Pluchart, D. (1998). Traitement des effluents de caves par stockage aéré: mise en oeuvre et optimisation. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 171-177.
- Rochard, J.; Desautels, F.; Viaud, M.; Kerner, S. e Finazzer, E. (1997). Réglementations relatives aux effluents vinicoles dans les principaux pays producteurs de vin. *Revue Française d'Oenologie*, **85**:45-47.
- Rochard, J.; Leroy, F.; Chatelain, C.; Desautels, F.; Mouton, V. et Guillemot, J-M (1998). Application de la démarche qualité au respect de l'environnement, démarche iso 14001. *Revue Française d'Oenologie*, **171**:30-32.
- Rochard, J.; Leroy, F.; Mouton-Ferrier, V. (2001). Application de la norme ISO 14001 aux caves. *Proceedings of 36th World Congress & 81st General Assembly of Office International de la Vigne et du Vin*. Austrália, 11–17 Octobre, pp. 198-208.
- Rochard, J.; Viaud, M-N.; Desautells, F. (1994). Traitement des effluents vinicoles évolution des nouvelles techniques. *Revue des Oenologues*, **72**:19-30.
- Rodrigues, A.; Moreira, P.; Oliveira, J.A; Oliveira, J.M.; Meio, L. e Brito, A. (2004). Tratamento de Efluentes Líquidos na Indústria Alimentar: O Caso dos Sectores Vinícola e Cervejeiro. 2º Seminário de Engenharia Ambiental e dos Recursos Naturais – Desenvolvimento e Ambiente “Novos desafios para o século XXI”.UTAD, 7-8 de Outubro.
- Romero, L., Sales, D., and Martinez-Ossa (1990). Comparison of three practical processes for purifying wine distillery waste waters. *Process Biochemistry International*, pp. 93-96.
- Rousseau, H.; Demars, J.L.; Rochard, J. and Alliot, C. (2004). Pesticide waste water treatment. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 357-358.
- Roux, B.; Fardeau, M.; Arnaud, T. et Garcia, J.(1998). Fermentation méthanique d'effluents vinicoles: utilisation d'un inoculum adapté. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur*

le Traitement des Effluents Vinicoles. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 219-226.

- Rozzi, A.; Buffière, P.; Steyer, J. and Massone, A. (1998). Monitoring readily biodegradable cod load in winery wastewater and distillery slops by a titration biosensor. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 263-270.
- Rozzi, A.; Malpei, F. et Padoani, L. (1998). Evaluation de la charge polluante des caves vinicoles du Nord Est de l'Italie. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 33-40.
- Ryder, R. (1994). Aerobic pond treatment of winery wastewater for vineyard irrigation by drip spray systems in California. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 67-72.
- Ryder, R. (1995). Aerobic pond treatment of winery wastewater for vineyard irrigation by drip and spray system in California. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:22-24.
- Ryder, R.A. and Chrobak, R.S. (2004). Water Quality Consideration in the Use of Domestic Wastewater Effluents in Vineyard Irrigation. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 307-308.
- Salame, D.; Jacquet, X. et Cottureau, P (1998). Adjuvant régénérable comme alternative à la filtration sur diatomées. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 79-86.
- Saviozzi, A.; Minzi, R.; Riffaldi, R.; Cardelli, R. (1994). Suitability of a winery-sludge as soil amendment. *Bioresource Technology*, **49**:173-178.
- Schoor, L. (2000a). Management options to minimise negative environmental impacts at wine cellars. Wynboer, 8 pp.
- Schoor, L. (2000b). Some critical factors in the development and implementation of ISO 14001 environmental management systems for wine cellars. Wynboer, 3 pp.
- Schoor, L. (2001a). A formula for quantification and prioritisation of negative environmental impacts in the wine industry. Wynboer, 7 pp.
- Schoor, L. (2001b). Environmental legislation in the viticultural and wine industry, Wynboer, 6 pp.
- Schoor, L. (2001c). Proposed IPW criteria for managing wastewater, solid waste, noise and air pollution. Wynboer, 4 pp.

- Schoor, L. and Egypt, L. (2001). Managing wastewater, solid waste, noise and air pollution at wine cellars. *Proceedings of 36th World Congress & 81st General Assembly of Office International de la Vigne et du Vin*. Austrália, 11–17 October, pp. 415-421.
- Serfontein, L. J. (1995). Experience with the treatment of effluent resulting from wine distillation and grape juice concentration at kwv South Africa: a research note. *Revue Française d'Oenologie*, **152**:44-46.
- Serfontein, L. (1994). Experience with the treatment of effluent resulting from wine distillation and juice concentration at KWV South Africa - a research note. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 159-164.
- Shepherd, H. (1995). *Constructed wetlands as an alternative for improving winery waste waters*. Dept. of viticulture & enology, UC Davis. American Vineyard - Viticulture & Enology Lab, 3 pp.
- Shepherd, H. (1998). Performance evaluation of a pilot scale constructed wetland used for treatment of winery process wastewater. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 155-163.
- Sheridan, C.; Bauer, F.; Burton, S. and Lorenzen, L. (2004). A Critical Process Analysis of Wine Production to Improve Cost, Quality and Environmental Performance. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 31-38.
- Sierra, D.; Sarasa, J.; Navarro, P.; Ornad, M.P. and Ovelleiro, J.L. (2004). Optimization of coagulation-flocculation treatment to winery wastewaters. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 383-386.
- Sorlini, C.; Andreoni, V.; Balsari, P. e Bertoluzza, A. (1998). Trattamento e utilizzazione agronomica di reflui e residui di cantine di vinificazione. *Riv. Agronomia*, **32**:282-287.
- Stock, P. et Capelle, B. (1998). Traitement des rejets vinicoles par évaporation naturelle accélérée: le procédé nucleos, le module dh, équipé d'un ventilateur. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 375-380.
- Tano, F.; Valenti, L.; Failla, O. and Beltrame, E. (2004). Effects of distillery vinasse on vineyard yield and quality in the D.O.C. "Oltreoò Pavese Pinot nero" – Lombardy -

- Italy. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 225-230.
- Tobar, P.; Moure, A.; Soto, C.; Chamy, R. and Zúniga, M.E. (2004). Winery solid residue revalorization into oil and antioxidant with nutraceutical properties by an enzyme assisted process. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 151-157.
- Torrijos, M. et Moletta, R. (1997). Le procédé SBR appliqué à la dépollution des effluents vinicoles: Résultats de trois années de suivi. *Revue Française d'Oenologie*, **167**:42-45.
- Torrijos, M. et Moletta, R. (1998). Traitement des effluents vinicoles par un bassin de méthanisation à garnissage. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 235-242.
- Torrijos, M.; Moletta, R. and Delgenes, J-P. (2004). Treatment of winery effluents in sequencing batch reactors (SBR). *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 393-396.
- Ubeda, R., Barcos, V. (s.d.) Sanitización en la industria enológica. *Tecnología del vino*, pp. 77-85.
- União Europeia, 1998. Situação da Agricultura na UE, Relatório.
- Valentin, G. (1994). Rejets vinicoles. Problématique, situation champenoise, réglementations française et européenne. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 255-260.
- Viaud, M.; Berthoumieux, F. and Descôtes, A. (2004). Le stockage aéré collectif: Une technique en développement dans le vignoble champenois. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 371-374.
- Viaud, M.; Berthoumieux, F.; Descôtes, A. (2004). Técnicas clássicas de tratamento de efluentes vinícolas. *Vinidea, Revista Internet Técnica do Vinho*, 11, 5pp.
- Viaud, M.; Briard, D.; Wisser, A.; Rochard, J. et Montcourant, E. (1998). Recherches de paramètres de suivi du traitement biologique des effluents vinicoles par stockage aéré. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 271-278.

- Viaud, M.; Rochard, J.; Desautels, F.; Pluchart, D. et Badie, F. (1998). OENO 2000 caractérisation des effluents vinicoles champenois. **In** *Actes du 2^{ème} Congrès International sur le Traitement des Effluents Vinicoles*. Bordeaux (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 25-32.
- Viaud, M.; Rochard, J.; Gerland, C.; Desautels, F. et Pluchart, D. (1994). Optimisation du traitement biologique aérobie des effluents vinicoles. **In** *Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles*. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF (Éd.), pp. 87-92.
- Villete, P. et Grenier, P. (1994). Un logiciel de simulation pour la gestion de ressources en cave vinicole. *Revue Française d'Oenologie*, **149**:19-24.
- Vlyssides, A.G.; Barampouti, E.M. and Mai, S. (2004). Wastewater characteristics from Greek wineries and distilleries. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 261-268.
- Walczak, L.; Jourjon, F. et Pidoux, M. (1997). Création d'un logiciel d'aide à la décision concernant la gestion des rejets vinicoles. *Revue des Oenologues*, **84**:30-31.
- Walsdorff, A.; Van Kraayenburg, M. (2004). A multi-site approach towards integrating environmental management in the wine production industry. *Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management*, Faculty of Biology - University of Barcelona, 24-26 May, pp. 57-64.
- Wensloff, G. (1999). Bio reactors: a practical waste water disposal solution for wineries. *Wines & Vines*, 3 pp.
- Wensloff, G. (2001). Waste water ponds. (How wineries deal with waste water). *Wines & Vines*, 3 pp.
- Wilderer, P.; Irvine, R. and Goronszy. (2001). Sequencing Batch Reactor technology, IWA Publishing, London. *Scientific and Technical Report*, **10**:96.

ANEXOS

Anexo 1- Carga poluente por operação em duas adegas da região sudoeste francesa

Adega A			Adega B		
Lavagem de cubas	CQO (g hl ⁻¹)	SST (g hl ⁻¹)	Lavagem de cubas	CQO (g hl ⁻¹)	SST (g hl ⁻¹)
Tinto 2ª trasfega	55,4	26,4	Tinto 2ª trasfega	42,5	10,7
Fermentação branco	50,8	23,3	Tinto 1ª trasfega	28	12,6
Colagem tinto	45,5	3,4	Colagem gelatina	14,5	1,1
Branco 1ª trasfega	39,4	66,3	Destartarização	12,6	0,7
Tinto 1ª trasfega	19,4	6,3	Remontagem	10,3	2,6
Destartarização tintos*	14,1	8,2	Cuba fermentação (Tipo 1)	8,9	1,5
Destartarização brancos*	11,8	1,8	Colagem albumina	3,4	0,2
Vinho tinto após filtração	5,8	0,2	Cuba fermentação (Tipo 2)	3,1	0,7
Vinho branco após filtração	0,05	0,1			
Centrifugação/filtração	CQO (g hl ⁻¹)	SST (g hl ⁻¹)	Filtração	CQO ** (kg/Up.)	SST** (kg/op.)
Centrifugação brancos (cuba de borras)	296	45,1	Filtro borras rotativo (trasfegas)	71,8	54
Centrifugação tintos (cuba de borras)	26,4	54,0	Filtro terras lava- gem automática	61,4	37,2
Filtração de terras diatomácias	184,5	50,8	Filtro borras rotativo vácuo (vindima)	39,1	25,4
			Filtro limpeza a seco	18,7	15,8

*Cubas com revestimento plástico

**Carga poluente (em CQO) para a lavagem de filtros com um volume de vinho variável segundo a concentração em borras

Fonte: Racault e Lenoir, (1994 e 1995) e Jourjon *et al.*, (2001)

Anexo 2- Carga poluente produzida na lavagem dos principais tipos de filtros utilizados na adega

Tipo de filtro	Tambor rotativo (Vácuo)		Limpeza a seco	Lavagem automática
Produto	Borra (vindima)	Borra (trasfega)	Trasfega	Trasfega
CQO (kg lavagem ⁻¹)	39	71	19	61
SST (kg lavagem ⁻¹)	25	54	16	37
Volume (m ³ lavagem ⁻¹)	0,62	1,1	0,8	1,8
EH	390	720	190	610

Fonte: Adaptado de Racault, (1993)

Anexo 3- Carga poluente produzida por operação unitária

Operação de vinificação	Volume específico de EVs produzido (L hl⁻¹ vinho ou mosto)	Produção específica CQO (g hl⁻¹ vinho ou mosto)
Prensagem uvas	3	--
Cuba tampão de prensa	8-12	40-61
Centrifugação mosto	4	45
Defecação estática mosto	3,5	66
Defecação mosto pelo frio	0,8	17
Decantação após passagem frio	1,3	17
Cuba tampão após defecação antes centrifugação	1,2-2	25
Cuba tampão após centrifugação	0,5	2,5
Cubas fermentação	0,6-1	5,5 (3,1-8,9)
Centrifugação após fermentação	1,5	8
1ª Trasfega	1,1	35
2ª Trasfega	1,2-2,6	42-55
Filtração	0,9-3,6	86
Colagem	0,4	5,7
Processo global (média)	29	361

Fonte: Adaptado de Racault, (1993) e Grenier *et al.*, (1994)

Anexo 4 - Valores limite de rejeição em meio natural nos principais países produtores de vinho da UE.

	Portugal	UE	França	Itália	Alemanha	Espanha
pH	6-9		5,5-9,5	5,5-9,5	6-10	5,5-9,5
Temp. (°C)	D°C=3		30		35	D°C=3
CQO (mg L ⁻¹)	150	125 (ou -75%)	125-300	160	75-150	160
CBO ₅ (mg L ⁻¹)	40	25 (ou -70/90%)	35-100	40	15-40	40
SST (mg L ⁻¹)	60	35-60 (ou -70/90%)	35-100	80		80
Nt (mg L ⁻¹)	15	10-15 (ou -70/80%)	10-30		18	
P (mg L ⁻¹)	10	1-2 (ou -80%)	1-10	10	1-3	10
Cd (mg L ⁻¹)	0,2		0,2	0,02	0,5-1	0,1
Hg (mg L ⁻¹)	0,05		0,05	0,005	0,05	0,05
Cu (mg L ⁻¹)	1		0,5	0,1	2	0,2
Cr (mg L ⁻¹)	2		0,5		2-3	
Ni (mg L ⁻¹)	2		0,5	2		2
Pb (mg L ⁻¹)	1		0,5	0,2	2	0,2
Zn (mg L ⁻¹)	5		2	0,5		3
Mn (mg L ⁻¹)	2		1	2		2
Se (mg L ⁻¹)	0,5			0,03		0,03
Sn (mg L ⁻¹)			2	10		10

Fonte: Rochard *et al.*, (1997)

Anexo 5 - Tipos de tratamento de águas residuais

1- Com geração de resíduos

Gradagem/tamisagem	
Tamisagem	Tratamento preliminar
Desarenamento	
Remoção de gorduras	
Sedimentação primária	
Flotação	Tratamento primário
Coagulação	
Tanques <i>Imhoff</i>	Tratamento primário com digestão anaeróbia
Fossas sépticas de pequena capacidade	
Fossas sépticas de grande capacidade	Tratamento primário biológico
Lamas activadas	Tratamento secundário
Leitos bacterianos	
Desinfecção.	
Tratamento para redução de:	Tratamento terciário
- sólidos em suspensão	
- nutrientes	
Compostos orgânicos refractários	
Redução da salinidade	Tratamento quaternário

2- Com pequena ou nula geração de resíduos

Lagoas de oxidação ou estabilização	Tratamento por lagoas
Distribuição no terreno por:	
- Infiltração	Tratamento pelo terreno
- Irrigação	
- Escoamento superficial	
Difusão em meio aquático (emissários submarinos e fluviais)	Tratamento pelo oceano

3- Com valorização de resíduos

Processos biotecnológicos e outros

Fonte: DR n.º 23/95 de 23 de Agosto

Anexo 6 - Valor fertilizantes dos EVs e borras de vinho

	Equivalente fertilizante (kg 100 m ⁻³)		
	Azoto (N)	Fósforo (P ₂ O ₅)	Potássio (K ₂ O)
Água de lavagem de prensas e esmagadores	3,5 (0,4-18)	3,4 (0,5-14)	33 (5,5-94)
Água de lavagem de vinificação	13	7	106
Água de lavagem+borras	6 (1-21)	6 (0,3-32)	43 (2,3-132)
Borras	100	65	400

Fonte: Adaptado de Rochard, (1990b, 1990c); Mathys, (1994) e Drevon *et al.*, (1998)

Anexo 7- Vantagens e inconvenientes dos principais tratamentos físicos e biológicos

Vantagens	Inconvenientes
Tratamento por evaporação	
Independente da concentração dos EVs	Reservado a regiões com déficit hídrico elevado
Reduzida manutenção	(superior a 400 mm ano ⁻¹)
Não necessita mão obra qualificada	Dependente das condições climáticas
Custo funcionamento reduzido	Possibilidade de geração de odores
Espaço ocupado reduzido (excepto evaporação natural)	Problemas estéticos
	Necessidade de gestão lamas (evaporação forçada)
Armazenamento arejado	
Rendimento e depuração elevado	
Possibilidade de despejo no meio natural	Degradação lenta da matéria orgânica (caso de baixas temperaturas exteriores)
Possibilidade de reutilização de velhas cubas de vinho existentes	Consumo de energia não optimizado
Boa fiabilidade técnica	Elevada ocupação de solo (armazenamento da produção global anual de EVs)
Reduzida necessidade mão-de-obra	Necessita prever gestão das lamas
Acompanhamento da quantidade e qualidade das rejeições	
Lagunagem arejada	
Manutenção reduzida	Elevada ocupação de solo
Reduzida necessidade mão-de-obra	Problemas estéticos
Técnica simples e fiável	Problemas de decantação
Possibilidade de despejo no meio natural	Degradação lenta da matéria orgânica
Aceita variações de carga bruscas	Consumo de energia não optimizado
Reduzido custo investimento	Rendimento baixo se o arejamento for deficiente
Processo SBR	
Rendimento e depuração elevado	Necessita seguimento da eficiência do processo
Possibilidade de despejo meio natural	Inadaptado a grandes adegas
Possibilidade de reutilização cubas velhas	Indispensável gestão das lamas
Custos invest. e funcionamento moderados	Exige volume armazenamento elevado
Boa resistência ao <i>bulking</i> filamentoso	
Reduzida necessidade de mão obra	
Permite paragens e rearranques	

Anexo 7 (cont.)

LA em série e biotápico

Rendimento e depuração elevado	
Possibilidade de despejo meio natural	
Boa fiabilidade técnica	Investimento elevado
Espaço ocupado reduzido	Necessidade mão obra qualificada
Adaptação às flutuações sazonais	Gestão de lamas Indispensável
Processo contínuo	

Tratamentos aeróbios

Rendimento e depuração elevado	Investimento elevado
Espaço ocupado reduzido	Necessita armazenamento tampão
Possibilidade de despejo meio natural	Necessidade mão obra qualificada
Possibilidade de utilização cubas existentes	Necessidade de gestão de lamas

Tratamentos anaeróbios

Rendimento e depuração elevado	Impossibilidade de despejo directo em meio natural
Consumo de energia reduzido, ligado ao volume não à Cv aplicada	Necessita elevado volume armazenamento tampão
Reduzida produção de lamas	Problemas de odores no caso de bacias não cobertas
Espaço ocupado reduzido	Necessidade mão obra qualificada (excepto bacia metanização)
Suporta períodos de paragem prolongados	Necessita de neutralização dos efluentes
	Adaptado a EVs concentrados e grandes volumes

Fonte: Dornier, (1992); Rochard e Viaud, (2000); Wilderer *et al.*, (2001); Desenne *et al.*, (2003) e Bidault, (2004)

Anexo 8 - Valor das exportações médias dos principais elementos fertilizantes por cultura (kg ha⁻¹)

Cultura	Azoto	Fósforo	Potássio
Prado extensivo	250	80	250
Prado intensivo	470	140	500
Prado (cultura intercalar, de revestimento)	220	70	250
Colza (cultura intercalar, de revestimento)	100	100	120
Milho forragem regado	240	100	250
Cereais	50	70	80
Vinha	70	35	90

Fonte: Adaptado de Doré, (1998) e Sesaer, (1991)

Anexo 9- Principais características dos diversos tipos de AA e tratamentos complementares propostos

Duração período produção EVs	Tipo de processo	Tipo de funcionamento	Volume de armazenamento	Capacidade de arejamento	Condições de obtenção de água tratada
Algumas semanas	AA clássico	- descontinuo - escoamento total no fim do ciclo	Volume anual de EVs	Baixa a média	Decantação (eventualmente filtro de saibro: redução SST)
	AA cuba colectiva	- descontinuo	Volume anual acumulado das várias adegas	Baixa a média	Decantação
	AA várias cubas no mesmo local	- descontinuo - esvaziamento total fim do ciclo	- 50 a 70% do volume anual - mínimo 2 bacias em alternância (1 vindima e trasfegas e 1 complementar)	Baixa a média	Decantação
Vários meses	AA + filtro de saibro	- descontinuo - escoamento através do filtro (CQO _{AA} < 1 g L ⁻¹)	60 a 80% do volume anual	Média	Decantação + filtro de saibro
	AA + leito macrófitas emergentes (LME)	- descontinuo - escoamento via LME (CQO _{AA} < 2 g L ⁻¹)	40 a 60% do volume anual	Média	Conteúdo AA + LME
	AA + filtração tangencial + filtro de saibro	- semi-contínuo Q _{filtração} = Q _{médio} entrada AA	AA = 30 m ³ + bacia-tampão	Elevada	Conteúdo AA + filtro tangencial + filtro de saibro
	AA + filtração tangencial	- descontinuo - escoamento após filtração tangencial	20% do volume anual	Elevada	Conteúdo AA + filtro tangencial

Fonte: Jourjon *et al.*, (2001)

Anexo 10- Eficiência de remoção de CQO dos principais processos de tratamento de EVs

Tipos de tratamento	Processo	Remoção CQO (%)	Referência
Físico-Químicos	Permanganato potássio	68	Medialdea <i>et al.</i> , (1998)
	Ozono	20	Benitez <i>et al.</i> , (1999)
		25	Beltrán <i>et al.</i> , (2001)
		4	Beltrán <i>et al.</i> , (2000)
		60 ⁶	Beltrán <i>et al.</i> , (2000)
	Flotação	53	Croback e Ryder, (2004)
	Quitosane	30-75	Coma <i>et al.</i> , (1998)
		93	Lalov <i>et al.</i> , (2000)
	Sulfato de alumínio	19-37	Sierra <i>et al.</i> , (2004)
	H ₂ O ₂ +UV+catalizadores	35-58	Navarro <i>et al.</i> , (2004)
	Reagente de Fenton+UV	50	Mosteo <i>et al.</i> , (2004)
	Fenton+hidróxido cálcio	74	Beltrán de Heredia <i>et al.</i> , (2004a)
		99 ¹	Gallé <i>et al.</i> , (2004)
	ECCF	99	Bories <i>et al.</i> , (1998a, 1998b e 1999)
Biológicos Aeróbios	Osmose inversa	70	Grasmick <i>et al.</i> , (1994 e 1995)
		10-85	Noilet <i>et al.</i> , (1998)
	Distribuição no solo	95	Chapman, (1998)
	LME	85, 97	Shepherd, (1995 e 1998)
		85	Grismer <i>et al.</i> , (1999)
		90	Coma <i>et al.</i> , (2004)
	AA Armazenamento arejado	95	Pluchart <i>et al.</i> , (1994 e 1995)
		90	Jusiak, (1998)
		98	Pluchart, (1998)
		90	Cochet, (1988)
		97-98	Jourjon <i>et al.</i> , (2001)
	SBR	93-96	Torrijos e Moletta, (1997)
		93-96	Houbbron <i>et al.</i> , (1998)
		94-99	Wilderer <i>et al.</i> , (2001)
		78-99 ⁴	Andreottola <i>et al.</i> , (2002)
		93-96	Clerc, (2004)
		93-95	Torrijos <i>et al.</i> , (2004)
		90-95	Rodrigues <i>et al.</i> , (2004)
	Bacias/tanques em série	98	Andreoni <i>et al.</i> , (1994 e 1995)
		93	Forgeat e Delons, (1994)
		98-99	Fumi <i>et al.</i> , (1995)
		97	Ryder, (1994 e 1995)
		99	Canler <i>et al.</i> , (1998a e 1998b)
		98	Picot <i>et al.</i> , (1998)
		99	Forgeat e Ehlinger, (1998)
		97-99	Sorlini <i>et al.</i> , (1998)
		99	Mortgat, (1999)
		98-99	Rochard e Viaud, (2000)

Anexo 10 (cont.)

Biológicos Aeróbios	JLR	80	Eusébio <i>et al.</i> , (1999)
		90-97	Petruccioli <i>et al.</i> , (2002)
		89	Duarte <i>et al.</i> , (2004b)
		80-90	Eusébio <i>et al.</i> , (2004)
	LA Lama activada	95-98	Gonard, (1992)
		92	Fumi <i>et al.</i> , (1995)
		96-98,5	Forgeat e Ehlinger, (1998)
		98	Picot e Guglielmini, (1998)
		92	Petruccioli <i>et al.</i> , (2000)
		90 ²	Bruculeri <i>et al.</i> , (2004)
	LA bietápica	92-98	Forgeat e Delons, (1994)
		96	Morais e Oliveira, (1994)
		90-98	Jusiak, (1998)
		98-99	Rochard e Viaud, (2000)
	Lagunagem arejada	80-85	Gonard, (1992)
		95	Moletta e Raynal, (1992)
	RBC	80-97	Muller, (1994 e 1997)
		96	Cuenca <i>et al.</i> , (2004)
	MBBR	75-80	Rioux <i>et al.</i> , (1994)
		40-90	Bartra <i>et al.</i> , (1998)
		89	Petruccioli <i>et al.</i> , (2000)
	Leito percolador	80	Gonard, (1992)
		73	Moletta e Raynal, (1992)
		50-75	Rochard e Viaud, (2000)
	FBBR	87	Dickeson e Yoshimura, (s.d.)
		85	Gatti <i>et al.</i> , (1994)
		91	Petruccioli <i>et al.</i> , (2000)
		91	Andreottola <i>et al.</i> , (2004)
Biológicos Anaeróbios	Bacia de metanização	75	Pluchart, (1994)
		50-70	Raynal <i>et al.</i> , (1994)
		95	Torrijos e Moletta, (1998)
		90	Rochard e Viaud, (2000)
	AFR	82-95	Moletta e Raynal, (1992)
		90	Bories e Moulon, (1994)
		70-90	Andreoni <i>et al.</i> , (1994 e 1995)
		75	Caetano e Berardino, (1998)
		85-92	Daffonchio <i>et al.</i> , (1998)
		63-92	Gonçalves <i>et al.</i> , (1998)
		90-95	Rochard e Viaud, (2000)
		50	Beal e Raman, (2003)
		76, 87	Perez <i>et al.</i> , (2004a e 2004b)
	CSTR	80-90	Moletta e Raynal, (1992)
		90	Galy e Menier, (1998)
		80	Roux <i>et al.</i> , (1998)
		62-66	Bolzonella <i>et al.</i> , (2004)

Anexo 10 (cont.)

Biológicos Anaeróbios	AFBBR	90	Moletta e Raynal, (1992)
		80-92	Buffière <i>et al.</i> , (2000)
		80	Harmand <i>et al.</i> , (2000)
		70-92	Arnaiz <i>et al.</i> , (2004)
		96, 80	Perez <i>et al.</i> , (2004b e 2004d)
		80-96	Perez <i>et al.</i> , (2004c)
	UASB	75-95	Boulenger <i>et al.</i> (1994)
		80-90	Muller, (1997, 1998a)
		93	Andreottola <i>et al.</i> , (1998)
		80-90	Caetano e Berardino, (1998)
		60-85	Kalyuzhnyi <i>et al.</i> , (2000)
		98	Beal e Raman, (2003)
		70-90	Keyser <i>et al.</i> (2003)
	Digestor híbrido (UASB+AFR)	80-93	Andreoni <i>et al.</i> , (1994a, 1994b e 1995)
		96	Andreottola <i>et al.</i> , (1998)
		65-90	Berardino <i>et al.</i> , (2001)
	ASBR	85-91	Habouzit <i>et al.</i> , (2004b)
Biológicos Mistos	UASB+SBR	99	Andreottola <i>et al.</i> , (2004)
	CSTR+FBBR	97	Roux <i>et al.</i> , (1998)
	UASB+AFR	99	Beal e Raman, (2003)
	CSTR+bacia arejamento	97	Galy e Menier, (1998)
	CSTR+AFR+filtro saibro	80	Maunoir <i>et al.</i> (1998)
	BL+LA	91	Ehlinger <i>et al.</i> , (1994 e 1995)
		98	Racault <i>et al.</i> , (1998)
	Bio-reactor de membrana	99	Rochard e Viaud, (2000)

¹EV sintético composto por vinho e sumo de uva; ²Tratamento misto com efluentes domésticos em ETAR municipal; ³Tratamento de efluentes de confeitaria; ⁴SBBR; ⁵LA com arejamento prolongado ⁶Ozono+LA.

AFBBR: *Anaerobic Fixed Bed Biofilm Reactor*;

AFR: *Anaerobic Filter Reactor*;

BL: Bacia de leveduras;

CSTR: *Continuous Stirred Tank Reactor*;

FBFR: *Fixed Bed Biofilm Reactor*;

JLR: *Jet Loop Reactor*;

LA: Lamas activadas;

LME: Leito de Macrófitas Emergentes;

MBBR: *Moved Bed Biofilm Reactor*;

RBC: *Rotating Biological Contactor*;

SBBR: *Sequential Batch Biofilm Reactor*;

SBR: *Sequential Batch Reactor*;

UASB: *Up flow Anaerobic Sludge Blanket*;

Anexo 11- Parâmetros cinéticos obtidos com o software AQUASIM para os modelos de 1ª ordem, Monod e Haldane/Andrews e respectivos valores de χ^2 para os efluente da 1ª trasfega e para os diferentes valores de carga poluente (S) e biomassa utilizados (X2 a X6)

1TX2

1º Ordem	Ks (g CQO L-1)	Vmax (g CQO g SSV-1 dia ⁻¹)	χ²	
X2S4	94,5	21,3	1,6080154	
X2S6	1,4E+9	95267	28,77	
Monod	Ks (g CQO L-1)	Vmax (g CQO g SSV-1 dia ⁻¹)	χ²	
X2S4	905	205	1,69898	
X2S6	18783	11626	1,2877835	
Haldane	Ks (g CQO L ⁻¹)	V _{max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	Ki (g CQO L ⁻¹)	χ²
X2S4	25	49	0,23	1,5632873
X2S6	20	45	0,13	1,2449172

1TX3

1ª Ordem	K _s (g CQO L ⁻¹)	V _{max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	χ ²	
X3S2	1,4E+11	1,7E+11	0,62254272	
X3S4	1,2E+14	1,2E+14	0,61669927	
X3S6	38,3	19,5	0,4791666	
1ª Ordem	K _s (g CQO L ⁻¹)	V _{max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	χ ²	
X3S2	31,5	39,7	0,62153978	
X3S4	35,97	37,03	0,61569586	
X3S6	50	35	1,7962451	
Haldane	K _s (g CQO L ⁻¹)	V _{max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	K _i (g CQO L ⁻¹)	χ ²
X3S2	80	20	6,00E+05	0,622873921
X3S4	60	25	9,20E+07	0,615790395
X3S6	38	20	8,70E+06	0,46871227

1TX4

1ª Ordem	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X4S2	2,2	6,84	0,10934419
Monod	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X4S2	158444	49261	0,10938687
X4S4	18844	22007	0,49939516

Haldane	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	K_i (g CQO L⁻¹)	χ²
X4S2	11	16,1	1,60E+09	0,10732172
X4S4	6	10	1,50E+05	0,18511816

1TX6

1ª Ordem	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ²
X6S4	38	35	0,2504893

Monod	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ²
X6S4	0,00001	2,1	0,16842844

Haldane	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	K_i (g CQO L⁻¹)	χ²
X6S4	5	8	2,00E+99	0,16775387

Anexo 12- Parâmetros cinéticos obtidos com o software AQUASIM para os modelos de 1ª ordem, Monod e Haldane/Andrews e respectivos valores de χ^2 para os efluente da 2ª trasfega e para os diferentes valores de carga poluente (S) e biomassa utilizados (X2 a X6)

2TX2

1ª Ordem	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X2S1	2,1	5	0,016362055
X2S2	31,6	27	0,10071153
X2S4	43,5	21	0,01885124
X2S8	6,9	2,1	0,45124643
X2S10	39,9	5,3	0,70851703

Monod	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X2S1	0,0045	1,46	0,030727153
X2S2	4E-5	0,8	0,14178172
X2S4	4,5	4	0,0076657436
X2S6	9,9E+5	112182	6,3179676
X2S8	0,001	1,57	0,2763101
X2S10	0,5	0,75	0,62283742

Haldane	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	K_i (g CQO L⁻¹)	χ^2
X2S1	1,68	2	1,27E+09	0,017197364
X2S2	4,19	3	2,00E+08	0,093194966
X2S4	3	3,5	2,70E+09	0,0076657516
X2S6	3,5	4	5,80E+10	0,10234
X2S8	5	4,5	2,00E+07	0,0246
X2S10	3	4,7	2,80E+09	0,6446024

2TX3

1ª Ordem	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X3S1	1,7	30	0,0090254051
X3S2	2	3,8	0,112237313
X3S4	5,8	4,2	0,60108942
X3S6	0,045	1,47	4,3585817
X3S8	8,5	2	0,71544694
X3S10	39,9	11,4	1,7464987

Monod	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X3S1	4,7E+6	8,2E+6	0,20291843
X3S2	960	1924	0,1172058
X3S4	0,022	1,55	1,5644045
X3S6	0,045	1,46	3,4639501
X3S8	0,00001	1,1	0,4832417
X3S10	1,1E-6	2,5	1,3474263

Haldane	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	K_i (g CQO L ⁻¹)	χ^2
X3S1	14	5	1300000	0,21530032
X3S2	15	6	6,40E+09	0,123562626
X3S4	50	12	1,80E+09	1,60863961
X3S6	0,1	1,6	6,10E+09	3,3524701
X3S8	0,001	1,8	1000	0,48234212
X3S10	0,0001	1,4	2,00E+05	1,2474262

2TX4

1ª Ordem	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	χ^2
X4S1	2,4	33	3,8420516
X4S2	40	18	0,61625717
X4S4	4,8	2,36	1,676673
X4S6	40	12,4	0,45704045
X4S8	40	12,4	0,94410157

Monod	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	χ^2
X4S1	0,0045	3,6E+7	6,0499
X4S2	4072	1711	0,62747331
X4S4	0,065	169	3,163183
X4S6	4,83	3,8	0,35101134
X4S8	4,8	3,97	0,79208992

Haldane	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	K_i (g CQO L ⁻¹)	χ^2
X4S2	9,2	5,1	2,20E+09	0,61277542
X4S4	1,1	2,3	2,50E+09	0,57960382
X4S6	1,6	2,7	5,50E+09	0,3503992
X4S8	4,3	3,8	6,30E+09	0,79158525

2TX6

1ª Ordem	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	χ^2
X6S1	36,4	39,9	0,18499374
X6S2	2,16	3,19	0,086370706
X6S4	2,1	1,3	0,52049866

Monod	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	χ^2
X6S1	3,9	5,96	0,17339256
X6S2	0,0001	0,86	0,058563671
X6S4	0,33	1,2	0,2098413

Haldane	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	K_i (g CQO L ⁻¹)	χ^2
X6S1	3,9	6	2,00E+05	0,17335463
X6S2	5	5	2,00E+05	0,058563618
X6S4	9,9	6	1,00E+14	0,20636259

Anexo 13- Parâmetros cinéticos obtidos com o software AQUASIM para os modelos de 1ª ordem, Monod e Haldane/Andrews e respectivos valores de χ^2 para os efluente da 3ª trasfega e para os diferentes valores de carga poluente (S) e biomassa utilizados (X2 a X6)

3TX2

1ª Ordem	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X2S1	40	25,1	0,14725938
X2S2	2,4	1	0,29544732
X2S4	7,1	3,5	0,38360635
X2S6	5,7	2,2	0,315667232
X2S8	5,9	2,3	0,501175878

Monod	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X2S1	509837	320363	0,14725956
X2S2	1812	748	0,2968306
X2S4	5E+14	2,5E+14	0,3836063
X2S6	0	1,79	3,3972046
X2S8	2808	1102	0,51176933

Haldane	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	K_i (g CQO L⁻¹)	χ^2
X2S1	9,8	4,9	2,0E+09	0,12103834
X2S2	7,71	3,2	1,7E+09	0,20669712
X2S4	2,4	2,4	2,0E+06	0,7314523
X2S6	2	2,5	1,3E+09	0,3972055
X2S8	9	5	3,5E+09	0,51209729

3TX3

1ª Ordem	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X3S1	2	4,24	0,042981309
X3S2	37,5	29,8	0,84871031
X3S4	40	22	0,42064938
X3S6	1,8E+9	9E+8	0,51355234
X3S8	39,99	18,14	1,5518663
X3S10	1415943	654958	1,3055139

Monod	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X3S1	0,01	1,7	0,13379856
X3S2	4875932	3877717	0,84871064
X3S4	8,8	6,4	0,40849323
X3S6	59990	29550	0,51363137
X3S8	6,3	5,7	1,4434211
X3S10	467	218	1,3073384

Haldane	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	K_i (g CQO L ⁻¹)	χ^2
X3S1	12	9	3,9E+09	0,042996978
X3S2	10	8	2,0E+09	0,95770514
X3S4	13	7	1,0E+09	0,40944816
X3S6	9,9	6	2,0E+97	0,80754339
X3S8	7,8	5	7,8E+05	1,563766
X3S10	10,7	4	9,2E+97	1,5499274

3TX4

1ª Ordem	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	χ^2
X4S1	37,5	39,9	0,16017186
X4S2	9,6	13,3	0,50898487
X4S4	8,9	4,98	0,75408736
X4S6	27,3	10	1,206067
X4S8	40	15,9	1,416207
X4S10	39,9	12,4	1,25833249

Monod	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	χ^2
X4S1	9,86	11,5	0,17093026
X4S2	9,3	14,7	0,54527885
X4S4	13178	7503	0,77620829
X4S6	17,1	8,8	3,6986575
X4S8	9,29	15,89	56,898515
X4S10	0,000261	2,49	1,5636786

Haldane	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	K_i (g CQO L ⁻¹)	χ^2
X4S1	14	8	1,1E+09	0,15112549
X4S2	14	10	3,9E+09	0,49196607
X4S4	3	3,03	7,8E+09	0,91377499
X4S6	2,5	2,5	3,3E+09	1,15742
X4S8	1,5	2,9	2,0E+09	1,40609617

3TX6

1ª Ordem	K_s (g CQO L ⁻¹)	V_{\max} (g CQO g SSV ⁻¹ dia ⁻¹)	χ^2
X6S2	14,5	39,2	0,015877842
X6S4	3,69	6,56	0,92809254
X6S6	7,8	4,8	1,0395456
X6S8	40	7,8	0,25733922
X6S10	7,595	3,35	1,3894808

Monod	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ²
X6S2	1002276	2725947	0,015877827
X6S4	9,31	20,56	1,0112155
X6S6	5,78	5,44	1,4945098
X6S8	972794	190164	0,25733897
X6S10	10	6,986	1,539

Haldane	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	K_i (g CQO L⁻¹)	χ²
X6S4	7,5	1,6	7,8E+98	0,92858175
X6S6	5,1	4	3,3E+79	1,5381
X6S8	3,5	3	3,9E+00	0,2498239
X6S10	2,48	2,7	1,6E+97	1,895985

Anexo 14- Parâmetros cinéticos obtidos com o software AQUASIM para os modelos de 1ª ordem, Monod e Haldane/Andrews e respectivos valores de χ^2 para o efluente Mix (mistura das três trasfegas) e para os diferentes valores de carga poluente (S) e biomassa utilizados (X2 e X3)

MIX X2

1ª Ordem	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X2S1	48,5	77,6	0,69960597
X2S2	20	19,2	1,3575418
X2S3	12	25,14	0,52571029
X2S4	42,5	48,9	0,8977051

Monod	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X2S1	74	120	0,69703215
X2S2	81	78	1,3389443
X2S3	23,9	53,9	0,51556383
X2S4	199	232	0,88432536

Haldane	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	K_i (g CQO L⁻¹)	χ^2
X2S1	2,22	5,6	2,78	0,0642209137
X2S2	2	9	0,51	0,648466312
X2S3	3,13	10,8	4,5	0,064209137
X2S4	2,95	8,73	2,06	0,64846312

MIX X3

1ª Ordem	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X3S1	1	2	0,12882926
X3S2	2,6	4,1	0,22733099
X3S3	2,7	5,6	0,46744683
X3S4	2,2	20	0,27492244

Monod	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	χ^2
X3S1	163,49	291,61	0,13758067
X3S2	1,4	4,01	0,22734453
X3S3	2,42	5,56	0,46745074
X3S4	9,4	19,8	0,27499459

Haldane	K_s (g CQO L⁻¹)	V_{max} (g CQO g SSV⁻¹ dia⁻¹)	K_i (g CQO L⁻¹)	χ^2
X3S1	20,29	38,27	2,1E+116	0,213882926
X3S2	5,98	10,16	3,2E+97	0,232733099
X3S3	5,56	9,57	4,7E+98	0,486744683
X3S4	20,78	37,85	4,2E+102	0,327492244