



Universidade do Minho

Escola de Engenharia

José Pedro Alves de Pinho Pereira Sampaio

**Aplicação e Otimização da Tecnologia de
Grânulos Aeróbios no Tratamento de Águas
Residuais:**

Ensaios à escala piloto

Dissertação de Mestrado

Ramo de Engenharia Biológica

Trabalho efectuado sob a orientação do

Professor Doutor João Monteiro Peixoto

Outubro de 2014



Universidade do Minho
Escola de Engenharia

Declaração RepositóriUM: Dissertação de Mestrado

Nome: José Pedro Alves de Pinho Pereira Sampaio

N.º do Cartão de Cidadão/BI: 07822461 Telefone/Telemóvel: 936 889 913

Correio eletrónico: Pedro.sampaio449@gmail.com

Curso: Mestrado Integrado em Engenharia Biológica Ano de conclusão da dissertação: 2013

Área de Especialização: Tecnologias Ambientais

Escola de Engenharia, Departamento/Centro: Engenharia Biológica

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO/TRABALHO DE PROJETO

Título em PT: Aplicação e otimização da tecnologia de grânulos aeróbios para tratamento de águas: Ensaios à Escala Piloto

Título em EN: Implementation and optimization of aerobic granule technology for water treatment: Tests Pilot Scale

Orientador: Professor João Monteiro Peixoto

Coorientador: Eng.ª Ana Filipe Pires da Costa

Número de Unidades ECTS da Dissertação: 30 Classificação em valores (0 a 20): 18

Classificação ECTS com base no percentil (A a F): _____

Declaro sob compromisso de honra que a dissertação agora entregue corresponde à que foi aprovada pelo júri constituído pela Universidade do Minho, UM.

Declaro que concedo à Universidade do Minho e aos seus agentes uma licença não-exclusiva para arquivar e tornar acessível, nomeadamente através do seu repositório institucional, nas condições abaixo indicadas, a minha dissertação, em suporte digital.

Concordo que a minha dissertação seja colocada no repositório da Universidade do Minho com o seguinte estatuto (assinale um):

- Disponibilização imediata do trabalho para acesso universal;
- Disponibilização do trabalho para acesso exclusivo na UM, durante o período de 1 ano, 2 anos ou 3 anos, sendo que após o tempo assinalado autorizo o acesso universal.
- Disponibilização do trabalho de acordo com o **Despacho RT-98/2010 c)** (embargo # anos)

Braga, 15 de Dezembro de 2013

Assinatura: _____

É autorizada a reprodução parcial desta tese, apenas para efeitos de investigação, mediante declaração escrita do interessado, que a tal se compromete.

AGRADECIMENTOS

Este espaço é dedicado a todos aqueles que de alguma forma contribuíram e tornaram possível a realização deste trabalho.

Aos meus orientadores, Eng.^a Ana Filipe Pires da Costa e Professor João Monteiro Peixoto, pelos ensinamentos, pelo empenho, dedicação, assim como, pela disponibilidade manifestada em todas as ocasiões.

À Hach Lange, na pessoa do Eng.º Pedro Vieira, pela colaboração demonstrada, quer na cedência do equipamento de medição instalado no reator-piloto, quer no tempo disponibilizado ao longo deste trabalho.

Às Águas Noroeste, pela disponibilidade e colaboração demonstradas na utilização da estação de tratamentos de águas residuais de Campo/Stº Emilião para a instalação da unidade piloto utilizada neste trabalho.

A Professora Isabel Aguiar Pinto Mina, pelo interesse demonstrado e pela sua colaboração ao longo deste trabalho.

RESUMO

A situação atual da Europa e especificamente em Portugal está a levantar uma série de questões em relação aos fatores de competitividade das empresas nas diversas áreas, entre elas, áreas relacionadas com soluções tecnológicas de tratamento de águas e resíduos.

No sentido de dar resposta a esta competitividade, e de forma a cumprir com as maiores exigências da qualidade de efluente tratado, à necessidade de minimização do espaço ocupado pelas ETAR e numa perspetiva de redução dos custos de investimento e de operação e exploração, a tecnologia de grânulos aeróbios surgiu como uma alternativa para as tecnologias de tratamento de águas residuais atualmente implementados, permitindo assim uma maior eficiência global dos processos.

Neste contexto, surgiu a oportunidade do estabelecimento de uma parceria entre duas empresas para o estudo da tecnologia de grânulos aeróbios ao tratamento de águas residuais domésticas.

De forma a comprovar de forma mais concreta as vantagens associadas à tecnologia, foi implementado um reator na ETAR de Campo/Santo Emilião tendo a operação decorrido ao longo de seis meses.

Durante este estudo, foram analisadas as diferentes fases de um processo de formação de grânulos aeróbios tendo também em consideração objetivos de qualidade e eficiência do tratamento propriamente dito, pela análise de parâmetros tais como, a temperatura, o oxigénio dissolvido, o azoto, os nitratos e os sólidos suspensos totais.

Ao longo da operação foi possível concluir que, as condições aplicadas ao processo permitiram a formação dos grânulos aeróbios com sucesso tendo sido também possível determinar quais as condições que influenciaram tanto a formação como a eficiência da remoção.

ABSTRACT

The current situation in Europe and specifically in Portugal is raising a number of issues in relation to the competitiveness of companies in various areas, including areas related with technological solutions for waste and wastewater treatment.

Regarding this, and in order to meet the highest demands of quality of treated effluent, the need of minimizing the space occupied by plants and a perspective of reducing investment costs and operation and exploration, the technology aerobic granules is an alternative to the technologies of wastewater treatment currently implemented, allowing for greater overall efficiency of the processes.

In this context, the opportunity arose to the establishment of a partnership between two companies aiming the use of aerobic granules applied to the treatment of domestic wastewater technology.

In order to demonstrate more concretely the advantages of technology, a reactor was implemented in the WWTP Campo/Santo Emilião, having elapsed over six months of operation.

During this study, the various stages of the formation process of aerobic granules was studied taking into account the efficiency and quality goals of the treatment itself by analyzing parameters such as temperature, dissolved oxygen, nitrogen, nitrate and total suspended solids.

Throughout the operation it was concluded that the conditions applied to the process allowed the formation of aerobic granules successfully being also possible to determine the conditions that influenced both the formation and nutrients removal efficiency.

ÍNDICE

<u>ABREVIATURAS E SIGLAS.....</u>	<u>IV</u>
<u>ÍNDICE DE FIGURAS.....</u>	<u>VI</u>
<u>ÍNDICE DE TABELAS.....</u>	<u>VII</u>
<u>1. ENQUADRAMENTO E OBJETIVOS.....</u>	<u>1</u>
<u>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</u>	<u>4</u>
2.1. VISÃO GERAL SOBRE A REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA E DOS NUTRIENTES DAS ÁGUAS RESIDUAIS	4
2.2. VISÃO GERAL SOBRE OS SISTEMAS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ÁGUAS RESIDUAIS	5
2.2.1. Sistemas de lamas ativadas	6
2.2.2. Conceito SBR e a descrição do processo	7
2.2.3. Sistemas de lamas granulares	9
2.3. TECNOLOGIA DE GRÂNULOS AERÓBIOS	10
2.3.1. Fatores que influenciam a formação de grânulos aeróbios	14
<u>3. METODOLOGIA</u>	<u>19</u>
3.1. ANÁLISE DAS CONSIDERAÇÕES INICIAIS E ADAPTAÇÕES AO SISTEMA-PILOTO	19
3.2. SELEÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL E INSTALAÇÃO DO SISTEMA.....	22
3.2.1. Localização do piloto	22
3.2.2. Caracterização do sistema de tratamento	23
1.1.1. Caracterização do efluente doméstico.....	26
1.1.2. Instalação do reator	27
3.3. DEFINIÇÃO DAS ETAPAS DE CADA CICLO OPERACIONAL	28
3.4. INOCULAÇÃO DO REATOR E ARRANQUE DA OPERAÇÃO.....	29
3.5. DEFINIÇÃO DO PROGRAMA ANALÍTICO DE OPERAÇÃO DO REATOR	30
<u>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</u>	<u>31</u>
4.1. FORMAÇÃO DOS GRÂNULOS E SST.....	31
4.2. TEMPERATURA E PH.....	36
4.3. PROCESSOS DE REMOÇÃO DO AZOTO – NITRIFICAÇÃO/DESNITRIFICAÇÃO	38
4.4. OXIGÉNIO DISSOLVIDO	41

5. CONCLUSÕES E PERSPETIVAS FUTURAS 44

ABREVIATURAS E SIGLAS

I&D	Investigação e Desenvolvimento
SBR	<i>Sequencing Batch Reactor</i> , em Inglês
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
NH ₄	Azoto amoniacal ou amónia
NO ₂	Nitrito
NO ₃	Nitrato
N ₂	Azoto molecular
PAO	<i>Polyphosphate-accumulating organisms</i> , em Inglês
AGV	Ácidos Gordos Voláteis
PHB	<i>Poly-b-hydroxybutyrate</i> , em Inglês
CQO	Carência Química de Oxigénio
FTR	Tempo de enchimento
VER	Taxa de troca volumétrica
HRT	Tempo de retenção hidráulico
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i> , em Inglês
EPS	<i>Extracellular polymeric substances</i> , em Inglês
OD	Oxigénio Dissolvido

H/D	Relação altura/diâmetro
GAO	<i>Glycogen accumulating organisms</i> , em Inglês
GSBR	<i>Granular Sequencing Batch Reactor</i> , em Inglês
UV	Ultravioleta
CBO_5	Carência Bioquímica de Oxigénio
SST	Sólidos Suspensos Totais
NH ₄	Amónia
N _{total}	Azoto Total
N _{kj}	Azoto Kjeldahl
P _{total}	Fósforo Total
<i>teculo</i>	Tempo total de ciclo
<i>IN</i>	Tempo de alimentação ao reator
<i>RX</i>	Tempo de reação/arejamento do reator
<i>SED</i>	Tempo de sedimentação do reator
<i>OUT</i>	Tempo de descarga do reator
F/M	Relação entre a quantidade de substrato e a quantidade de microrganismos

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1** Esquema representativo das diferentes fases num processo SBR.
- Figura 2** Esquema demonstrativo do processo de formação de grânulos.
- Figura 3** Imagem do tanque inox adaptado ao reator piloto.
- Figura 4** Esquema do tanque inox utilizado.
- Figura 5** Localização da ETAR de Campo/Santo Emilião, Póvoa do Lanhoso.
- Figura 6** Esquema geral do sistema de tratamento da ETAR de Campo/Santo Emilião.
- Figura 7** Instalação dos sensores no reator piloto.
- Figura 8** Imagens fotográficas das diferentes fases do processo de formação de grânulos aeróbios.
- Figura 9** Valores médios, máximos e mínimos de concentrações de SST.
- Figura 10** Perfil da concentração de SST durante algumas semanas de operação.
- Figura 11** Variação média da temperatura ao longo dos meses de operação.
- Figura 12** Perfis de concentração de Amónia e Nitratos durante algumas semanas de operação.
- Figura 13** Perfil da concentração de OD durante algumas semanas de operação.

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1	Descrição das diferentes fases do projeto
Tabela 2	Picagens incluídas no reator piloto
Tabela 3	Composição média do efluente à entrada da ETAR de Santo Emilião
Tabela 4	Etapas dos ciclos de programação
Tabela 5	Comparação de algumas referências de estudos sobre a formação de grânulos aeróbios
Tabela 6	Valores médios, máximos e mínimos de concentrações de SST

1. ENQUADRAMENTO E OBJETIVOS

O melhor investimento que uma empresa pode fazer para alcançar ganhos de competitividade é no desenvolvimento de projetos de I&D (Investigação e Desenvolvimento) que permitam, a curto prazo, introduzir no mercado soluções atrativas, tanto para clientes existentes como para novos clientes em mercados locais e, não menos importante, para a abertura de novas possibilidades em mercados emergentes. Conseguindo conquistar uma posição de mercado não à custa da prática de margens dramaticamente baixas, levando muitas das vezes ao colapso financeiro das mesmas, mas sim de soluções inovadoras e diferenciadoras com custos concorrenciais e mais valias económico financeiras.

Atualmente, o tratamento biológico é o método mais utilizado para tratamento das águas residuais baseando-se na capacidade de reter biomassa ativa e na capacidade desta remover matéria orgânica e nutrientes (azoto e fósforo). No entanto, nos casos em que as concentrações de substrato das águas residuais são geralmente baixas, principalmente quando se tratam de efluentes domésticos, a produção de biomassa torna-se naturalmente reduzida. Nestas situações, torna-se indispensável aumentar a retenção de bactérias no reator, aumentando por sua vez, a capacidade volumétrica dos sistemas de tratamento. Por exemplo, nos sistemas convencionais de lamas ativadas, a retenção de bactérias no reator faz-se a partir da formação de flocos de lamas capazes de sedimentar e de serem separados da componente líquida. No entanto, estes sistemas apresentam uma eficiência limitada quando considerados parâmetros como o volume específico de reação necessário por habitante equivalente da capitação, o consumo energético necessário para manter os níveis de oxigénio dentro dos intervalos de operação, a área necessária para a implantação dos reatores e dos órgãos adicionais (tanques de sedimentação, equipamento de recirculação, entre outros) e ainda, a quantidade de lamas em excesso para estabilização ou deposição.

Para além disso, com o crescimento populacional a que assistimos nos dias de hoje, concentrados principalmente nas zonas urbanas, os espaços disponíveis são cada vez mais limitados. Por este motivo, torna-se cada vez mais importante, valorizar soluções alternativas mais compactas, que necessitem de áreas de implementação reduzidas, de um menor número de equipamentos associados, e que apresentem menores custos de investimento e de exploração associados ao processo de tratamento.

Novos desenvolvimentos tecnológicos têm impulsionado a implementação de sistemas de tratamento de águas residuais mais compactos apresentando também maiores eficiências de tratamento. Os sistemas de lamas granulares aeróbias são uma nova e avançada tecnologia de tratamento biológico tipicamente aplicados em reatores do tipo SBR (*Sequencing Batch Reactor*). Estes sistemas apresentam uma elevada capacidade de retenção da biomassa, permitindo assim o aumento da capacidade de tratamento e diminuído o espaço necessário para a implementação do sistema. Adicionalmente, estes sistemas tornam-se capazes de suportar maiores cargas, e têm maior estabilidade a variações da composição dos efluentes, nomeadamente em parâmetros como temperatura, pH e compostos tóxicos.

Posto isto, e na sequência de alguns trabalhos conjuntos entre dois parceiros tecnológicos (a Simbiente e a Factor Ambiente), surgiu a ideia de avançar com o presente projeto piloto baseado na aplicação da tecnologia de grânulos aeróbios para o tratamento de efluentes domésticos.

Mais especificamente, a ideia deste projeto passou pela formação de lamas granulares aeróbias a partir das águas residuais domésticas com destino à ETAR (Estação de Tratamento de Águas Residuais) de Campo/Santo Emilião, e otimização do processo em várias das suas componentes de operação.

O principal foco deste trabalho consistiu no estudo das diversas fases da tecnologia de granulação aeróbia para o tratamento de águas residuais. Como objetivos específicos do presente, apresentam-se os seguintes:

- Dimensionamento, construção e operação de uma unidade piloto com condições necessárias para operar e testar a tecnologia de lamas granulares aeróbias avaliando, por sua vez, a viabilidade da sua de aplicação em diferentes cenários de operação;
- Definição do regime de funcionamento do processo de tratamento da unidade piloto;
- Análise e acompanhamento do processo de formação de grânulos aeróbios;
- Otimização dos parâmetros de funcionamento em função das características do efluente;
- Estudo e demonstração da aplicabilidade do sistema de tratamento de lamas granulares em instalações pré-concebidas para outros tipos de tratamento.
- Apresentação de um conjunto de ideias e valores no que respeita às oportunidades de introdução da tecnologia de grânulos aeróbios no mercado nacional e internacional.

Neste contexto, o presente documento foi estruturado da seguinte forma:

- No capítulo 2, é apresentada, em traços gerais, uma descrição do estado da arte relativo aos sistemas de tratamento de águas residuais mais frequentemente utilizados nos dias de hoje abordando as diferentes formas de inovação que se têm vindo a verificar nesta área;
- O capítulo 3 refere-se à primeira fase do trabalho prático, a determinação dos requisitos necessários para a realização do estudo, descrevendo o que foi feito durante a fase de preparação da operação, nomeadamente as fases de dimensionamento, a adaptação, construção, o equipamento, localização e definição do regime de funcionamento do reator-piloto. Descrição do processo e características do efluente da ETAR onde foi instalado o reator-piloto ;
- No capítulo 4, é descrita toda a etapa de formação de grânulos aeróbios nomeadamente as fases de inoculação, arranque do processo, os SST e a sua influencia nos regimes de operação e otimização do processo, os fatores que influenciaram a sua formação, temperatura e pH; oxigénio dissolvido e os processos de nitrificação/desnitrificação.
- Já no capítulo 5 são abordados os fatores que influenciaram positivamente e negativamente e estiveram na base da formação dos grânulos e apresentadas algumas considerações sobre algumas alterações a introduzir em futuros trabalhos no sentido de otimizar o processo de granulação;

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Visão geral sobre a remoção da matéria orgânica e dos nutrientes das águas residuais

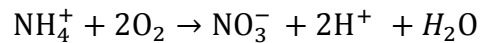
Existem variados tipos de águas residuais, sendo que a distinção entre as mesmas está relacionada com a sua origem. Estas podem variar amplamente no seu fluxo, composição e concentração devido, na sua maioria, às variações das atividades municipais na área de abrangência das estações de tratamento, e às condições meteorológicas reais.

As águas residuais contêm componentes orgânicos e inorgânicos, numa mistura complexa entre compostos dissolvidos e sólidos. Num sistema de tratamento, estes contaminantes têm de ser eliminados ou reduzidos para concentrações aceitáveis, sendo que o princípio básico aplicado nas ETAR (Estações de Tratamento de Águas Residuais) passa por converter os compostos dissolvidos em sólidos para que estes consigam ser efetivamente separados da água. Não obstante, o processo de conversão escolhido para a remoção destes (e doutros) compostos depende, maioritariamente, do tipo e quantidades de águas residuais a tratar, mas também de considerações ambientais e económicas.

No caso das águas residuais domésticas, estas são normalmente compostas por matéria orgânica como hidratos de carbono, gorduras e proteínas, e por compostos inorgânicos como o azoto e o fósforo, sendo que o seu tratamento passa normalmente pela aplicação de uma combinação de processos de tratamento mecânicos, biológicos e/ou químicos.

Tanto a matéria orgânica como os nutrientes são passíveis de serem removidos por microrganismos. O carbono orgânico é oxidado a dióxido de carbono, utilizando oxigénio e os nitritos ou nitratos, como recetores finais de eletrões. Adicionalmente, a fração de carbono biologicamente não-biodegradável é também removida do sistema na forma de lamas em excesso, uma vez que esta se incorpora nos flocos das lamas ativadas.^[1]

Por outro lado, a remoção biológica do azoto, conhecida como a forma mais económica e eficaz de controlo da quantidade de azoto amoniacal, é consumada através dos processos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação é o processo de oxidação do azoto amoniacal (NH_4^+) em nitrito (NO_2^-) e posteriormente em nitrato (NO_3^-), segundo a seguinte equação 1.^[2]



A conversão de azoto amoniacal a nitrito é feita pelas bactérias designadas *Nitrosomas*, enquanto a conversão de nitrito a nitrato é realizada pelas bactérias denominadas de *Nitrobacter*. Estas bactérias, ambas nitrificantes, são mais sensíveis, a fatores como o pH, a temperatura, a alcalinidade e a compostos inibidores, entre outros, possuindo também taxas de crescimento mais baixas, que as bactérias heterotróficas. [3]

No processo de desnitrificação dá-se a conversão de nitrato (NO_3^-) em azoto molecular (N_2) sob condições anóxicas, segundo a equação 2. [2]



Relativamente à remoção do fósforo, esta baseia-se no princípio de algumas bactérias, as PAOs (*Polyphosphate-accumulating organisms*), terem a capacidade de armazenar nas suas células quantidades elevadas de ortofosfatos solúveis na forma de polifosfatos insolúveis. Esta remoção requer que os organismos sejam expostos a uma sequência que compreende uma zona anaeróbia seguida de uma zona aeróbia, permitindo assim a seleção de uma população capaz de acumular fósforo (PAOs). Durante a fase anaeróbia, sem a presença de nitratos nem de oxigénio, os ácidos gordos voláteis (AGV), que se encontram presentes na água bruta ou formados através de reações de hidrólise ou de acidificação durante a fase anaeróbia, são absorvidos e armazenados no interior das células na forma de polihidroxibutirato (PHB). Este processo produz ortofosfatos que são libertados pelas células e vão ficar em solução. Depois numa fase aeróbia, os ortofosfatos são absorvidos acompanhados pela oxidação aeróbia dos PHB e carbono solúvel residual. A remoção de fósforo verifica-se então quando as células enriquecidas em fósforo são retiradas do sistema na forma de lamas. [2]

2.2. Visão geral sobre os sistemas de tratamento biológico de águas residuais

Os primeiros passos de recolha de águas residuais remontam ao início do século XIX mas foi só no final deste século que se começou a verificar um tratamento sistemático destas águas, marcando assim uma nova era sanitária. Apesar disso, só nos últimos 50 anos se começou a verificar um aumento exponencial destes sistemas, potenciado pela

implementação de normas legislativas que conduziram ao controlo da poluição do meio hídrico de forma a salvaguardar a saúde pública e a sustentabilidade do meio ambiente. [4]

Existem vários tipos de organismos responsáveis pelos processos relacionados com o tratamento das águas residuais. As populações microbianas dos sistemas de tratamento estão diretamente relacionadas com as suas condições externas. Podem ser divididas em vários grupos como, bactérias, arqueia, fungos, algas, protozoários e metazoários. A população de microrganismos das águas residuais depende de fatores como a composição da água residual, a taxa de crescimento microbiano, os aceitadores de eletrões (oxigénio ou nitrato), o pH e a temperatura. [5]

Por sua vez, o tratamento biológico de águas residuais pode ser dividido em três principais grupos, no que respeita ao tipo de crescimento dos diferentes organismos: lamas floculadas (flocos), em que as lamas ativadas são a típica condição do crescimento floculado dos microrganismos; biofilme, onde a adesão dos microrganismos a uma superfície de transporte sólida, líquida e outras fases, é a figura dominante; e grânulos aeróbios (biogrânulos), em que a sua maior característica é a agregação de microrganismos sob a forma de granulado com uma elevada atividade microbiana e boa capacidade de sedimentação. [5]

De forma a enquadrar o tema do presente trabalho, apresentam-se de seguida os sistemas de lamas ativadas convencionais (lamas floculadas), dado que ainda hoje são os sistemas mais utilizados em todo o mundo para o tratamento de águas residuais. Serão também abordados outros sistemas de tratamento que de alguma forma se encontram relacionados, nomeadamente, no que respeita ao desenvolvimento de biomassa granular, como os sistemas SBR.

2.2.1. Sistemas de lamas ativadas

Os sistemas de lamas ativadas têm sido largamente aplicados, sendo, nos dias de hoje, dos sistemas mais comuns para o tratamento de águas residuais. O processo de tratamento por lamas ativadas baseia-se, fundamentalmente, em duas etapas de tratamento, uma aeróbia, realizada no tanque de arejamento, e uma anóxica, num decantador secundário. Na etapa aeróbia, os microrganismos são responsáveis pela realização de processos bioquímicos e consequente oxidação da matéria orgânica, permitindo a remoção de carbono e eventuais

nutrientes existentes nas águas residuais, como azoto e fósforo. ^[5] Para além destas partículas orgânicas e inorgânicas, os microrganismos, metabolicamente ativos e não ativos, formam uma estrutura heterogénea complexa, embebidos numa matriz polimérica ou de gel. Este fenómeno vem permitir que finalmente na etapa anóxica, a biomassa formada no reator possa ser separada do efluente tratado, sendo este um ponto crucial na determinação da eficácia do processo de tratamento. ^[5]

No entanto, grande parte dos sistemas de tratamento de lamas ativadas convencionais apresentam algumas desvantagens como a elevada produção de lamas em excesso, reduzida flexibilidade relativamente à flutuação das cargas orgânicas, necessidade de uma área de implementação elevada e uma capacidade de conversão da matéria orgânica (expressa como *CQO*) relativamente baixa, entre 0.5 kg *CQO*/(m³d) e 2 kg *CQO*/(m³d). ^[5]

2.2.2. Conceito SBR e a descrição do processo

A tecnologia de reatores SBR é hoje em dia uma alternativa atrativa aos sistemas de tratamento convencionais, quando considerados os aspetos de operação e de viabilidade financeira dos projetos de engenharia. Ao contrário das tecnologias de tratamento convencionais, a tecnologia SBR separa os processos de operação com base no tempo e não no espaço. ^[6]

Estes sistemas diferenciam-se dos sistemas contínuos de lamas ativadas, em grande parte, nos seguintes aspetos: ^[6]

- Os fluxos do influente e do efluente dão-se temporalmente separados;
- A separação da biomassa ocorre no reator biológico e não num decantador separado;
- As operações e os processos que ocorrem em cada reator seguem-se numa sequência de tempo que é progressivamente repetida de uma forma periódica (ciclos), e não de tanque para tanque como é feito em sistemas orientados para o espaço físico;
- Uma porção de água tratada é periodicamente descarregada do tanque SBR para dar lugar a uma nova remessa de efluente a tratar.

O processo SBR é caracterizado por uma série de fases de processo (e.g., enchimento, reação, decantação, descarga e repouso), cada uma apresentando uma duração definida por

um período de tempo. As diferentes fases do processo SBR estão representadas na Figura 1.

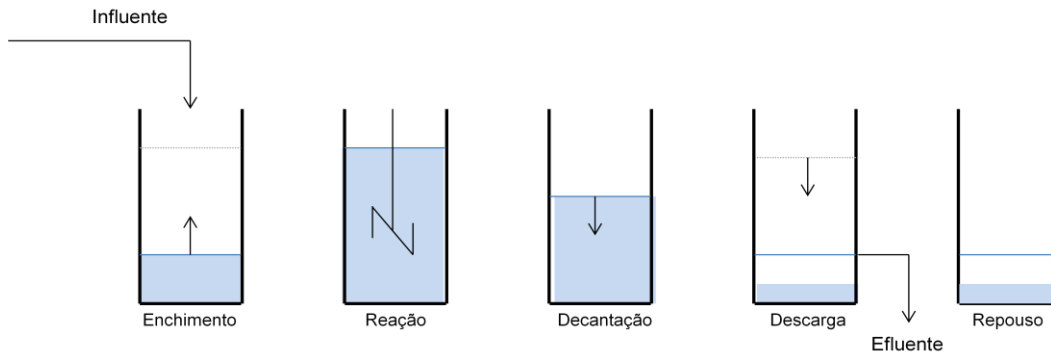


Figura 1. Esquema representativo das diferentes fases num processo SBR.

Assim, um processo SBR é basicamente caracterizado pela duração das diferentes fases que o compõem, tempo total do ciclo, tempo de enchimento (*FTR*), taxa de troca volumétrica (*VER*), e tempo de retenção hidráulico (*HRT*). Adicionalmente, são também considerados outros parâmetros de processo, tipicamente estudados em sistemas de lamas ativadas e biofilmes. Por exemplo, a conceção e operação de um SBR de lamas ativadas incluem considerações de fatores chave, como a idade das lamas e a carga orgânica das mesmas.^[6]

Quando comparados a sistemas de lamas ativadas convencionais, os sistemas SBR apresentam uma série de vantagens: todas as fases ocorrem num único reator, e portanto não é necessária a utilização de decantadores secundários para promover a separação da biomassa do efluente tratado, assim como, são dispensáveis os equipamentos de recirculação de lamas; permitem um controlo e uma operação flexíveis; uma área de implementação reduzida; menores custos de investimento devido à ausência de decantadores secundários e outros equipamentos e servem como seletores de biomassa numa fase inicial do processo de tratamento, minimizando o potencial de risco de ocorrência de *bulking* e dos custos de um funcionamento deficiente.^[5,6]

No entanto algumas desvantagens também são associadas ao reator SBR, tais como^[5]:

- Necessitam de um nível de sofisticação mais elevado que os sistemas de lamas ativadas convencionais, sobretudo a nível de programação e controlo dos processos devido à necessidade de introdução de programação automática dos ciclos,

abertura/fecho automático de válvulas, ligar/desligar automático de bombas, etc. Estes sistemas exigem também um maior controlo na manutenção do processo;

- Eventual necessidade de equalização da água residual tratada, dependendo dos processos de tratamento seguintes visto ser um sistema que funciona em modo *batch*.

Em termos de remoção de matéria orgânica, o desempenho associado a um sistema SBR é em tudo semelhante ao de um sistema de lamas ativadas convencionais, tendo em conta que a base de tratamento é a capacidade metabólica limitada por unidade de volume da biomassa aeróbia utilizada.

Nesta perspetiva, a otimização do sistema de tratamento passa obrigatoriamente pela maximização da quantidade de biomassa ativa por unidade de volume de reação. Isto pode ser conseguido pela concentração posterior e recirculação do excesso de lama, mas a exposição da biomassa a longos períodos de ausência de arejamento torna-se prejudicial para a sua atividade. Por outro lado, uma elevada concentração de sólidos não ativos contribui para uma diminuição da eficiência do arejamento e para um incremento dos custos dessa operação.

2.2.3. Sistemas de lamas granulares

Os sistemas de tratamento de águas residuais utilizando lamas granulares foram primeiramente aplicados em processos de tratamento anaeróbios, e só posteriormente se iniciaram os estudos sobre a possibilidade e viabilidade de aplicação de grânulos em processos aeróbios. Dentro dos sistemas de tratamento anaeróbios destacam-se os reatores do tipo UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) sendo atualmente a tecnologia mais utilizada no tratamento biológico anaeróbio de águas residuais. ^[7] Esta tecnologia, desenvolvida por Lettinga e a sua equipa, no final de 1970, foi inicialmente concebida para o tratamento de águas residuais industriais, com elevadas concentrações de material orgânico solúvel. ^[8] Segundo Lettinga *et al.*, (1993), Seghezze *et al.*, (1998) e Aiyuk *et al.*, (2005), o processo anaeróbio apresenta como vantagens: boa eficiência, simplicidade operacional, baixa necessidade de área de implantação, produção de energia, reduzida produção de lamas (cerca de 10% quando comparados aos processos aeróbios convencionais), baixa necessidade de nutrientes e produtos químicos e também um baixo consumo energético. Este sistema apresenta também uma elevada capacidade

metanogénica. Entre as desvantagens destacam-se a baixa capacidade de remoção de nutrientes e patogénicos, longos períodos para o arranque dos sistemas, possibilidade de libertação de maus odores e necessidade de pós-tratamento. Adicionalmente este sistema apresenta também alguma sensibilidade relativamente à presença de óleos e gorduras, a concentração destes deverá ser inferior a 50 mg/L. [8,9,10]

2.3. Tecnologia de Grânulos Aeróbios

Os sistemas de lamas granulares aeróbios são uma tecnologia de tratamento biológico de águas residuais inovadora desenvolvida no final dos anos 90. Estes sistemas foram desenvolvidos no sentido de arranjar uma forma de ultrapassar algumas limitações dos tratamentos convencionais e ao mesmo tempo melhorar a quantidade e o desempenho da biomassa no volume de reação, utilizando biomassa aeróbia granular. [11] Foi durante o primeiro congresso da IWA sobre lamas granulares aeróbias, em 2004, que surgiu a primeira definição oficial estabelecida para este tipo de lamas: [12]

“Granules making up aerobic granular activated sludge are to be understood as aggregates of microbial origin, which do not coagulate under reduced hydrodynamic shear, and which settle significantly faster than activated sludge flocks.”

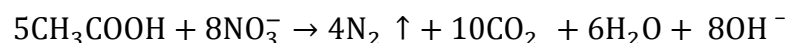
A biomassa aeróbia, quando submetida a condições específicas dentro do reator, adota a forma de estruturas granulares de 0.2mm a 3.0 mm de diâmetro. Estas estruturas contêm uma série de microrganismos diferentes num espaço reduzido, o que promove uma sinergia entre eles e permite uma degradação da matéria orgânica mais eficiente, tanto pelo aumento da concentração de microrganismos, como pela melhor interação entre eles num espaço reduzido. [11,12]

Comparados com sistemas convencionais de lamas floculadas, os sistemas de grânulos aeróbios apresentam algumas características especiais, tais como: boa capacidade de sedimentação, tempos de decantação reduzidos, elevada capacidade de separação líquido-sólido, elevada capacidade de retenção da biomassa e elevada capacidade para o tratamento de efluentes de elevadas cargas e compostos tóxicos. [11,12]

Devido à sua superioridade, a tecnologia de grânulos aeróbios poderá e/ou deverá ser aplicada tanto no tratamento de efluentes domésticos como industriais, com o propósito de reduzir a necessidade de implementação de tanques de decantação secundária, reduzindo consequentemente o investimento inicial e os custos operacionais do sistema. ^[11,13] Adicionalmente, a maior densidade celular permite diminuir a necessidade de grandes volumes de reação e a necessidade de grandes consumos energéticos para a oxigenação do meio. Estas características permitem ainda minimizar os tempos de decantação, otimizando a utilização do volume de reação e aumentando também a capacidade de tratamento por unidade de tempo e volume. ^[14]

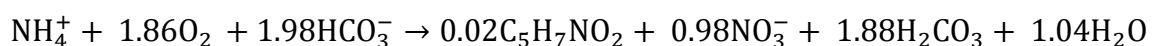
A tecnologia de grânulos aeróbios é baseada num sistema SBR, comumente utilizando um reator do tipo coluna cilíndrica de forma a facilitar a granulação aeróbia da biomassa. Processos alternados entre as fases aeróbias e anaeróbias incluem normalmente várias etapas num só ciclo de processo. São estas: alimentação do reator com efluente, repouso anaeróbio, arejamento, sedimentação e descarga do efluente. ^[11]

A fase anaeróbia é feita antes da fase de arejamento, durante a fase de alimentação e repouso. Durante esta fase, tanto as condições anóxicas como a matéria orgânica existente (*CQO*) potenciam a oxidação do nitrato a azoto molecular, ação conseguida a partir das bactérias desnitrificantes, seguindo o princípio da reação descrita pela equação seguinte (baseada em acetato como fonte de carbono): ^[11,15,16]



Durante esta fase, os grânulos acumuladores de fósforo (PAOs) aproveitam também as condições anaeróbias para libertar o fósforo e remover a *CQO*.

Após esta fase anaeróbia, são proporcionadas as condições aeróbias no sistema através da introdução do sistema de arejamento. Normalmente, o sistema é arejado através de bolhas de ar introduzidas no reator pela base do mesmo. É durante esta fase aeróbia que a *CQO* é removida, ao mesmo tempo que as bactérias nitrificantes oxidam a amónia e o nitrito a nitrato, segundo a equação seguinte: ^[11,15,16]



Yanget *al.* (2011) concluíam num dos seus estudos que é viável operar substratos com um razão mássica CQO/N de 100/5 até 100/30. [17]

É ainda durante esta fase que os organismos acumuladores de fósforo removem o mesmo, segundo a equação: [16]



Comparado com sistemas de lamas convencionais, os grânulos aeróbios apresentam uma capacidade superior de remoção na ordem dos 1.9% a 9.3%, por a mesma quantidade de biomassa. [16]

O mecanismo de remoção de nutrientes através de grânulos aeróbios é idêntico ao utilizado nos sistemas convencionais de lamas ativadas (azoto e fósforo), mas devido à sua forma agregada, a biomassa aeróbia granular apresenta uma resistência acrescida a condições adversas potencialmente inibitórias como, alterações no *pH* e na temperatura de operação extremas ou presença de compostos tóxicos. Diminui assim o risco na operação dos equipamentos e aumenta a quantidade de tempo em que a unidade trabalha dentro dos intervalos contratualizados pela entidade responsável pela exploração do sistema. [11]

Finalmente, no que respeita à viabilidade dos grânulos em absorverem metais pesados, alguns estudos demonstraram que os grânulos apresentam capacidade para absorverem certos iões metálicos. [19, 20,21,22,23] Xu *et al.* (2004), por exemplo, demonstraram que a capacidade máxima de absorção do Zinco era de 270 mg/g de biomassa e do Cádmiu 566 mg/g de biomassa. [19]

O processo de formação dos grânulos passa por diferentes fases incluindo múltiplas ações quer físicas, quer químicas, quer biológicas.

Segundo Beun *et al.* (1999), numa primeira fase formam-se agregados com micélios devido aos fungos que dominam o sistema nas fases iniciais de operação. As bactérias individuais não são retidas no reator, devido às exigências de altas velocidades de sedimentação aplicadas. Por outro lado, os micélios têm boas propriedades de sedimentação fazendo com que estes permaneçam do reator, resultando uma biomassa no reator composta maioritariamente por agregados filamentosos formados por fungos. Nesta etapa vários tipos de forças interagem para a formação dos grânulos, tais como,

hidrodinâmicas, termodinâmicas, forças de van de Waals, ligações de hidrogénio, entre muitas outras. Devido a estas forças aplicadas, estes agregados vão-se compactando pouco a pouco, até alcançar um diâmetro de 5 a 6 mm, momento no qual se rompem, provavelmente devido a limitações de oxigénio no seu interior (ver Figura 2).^[18]

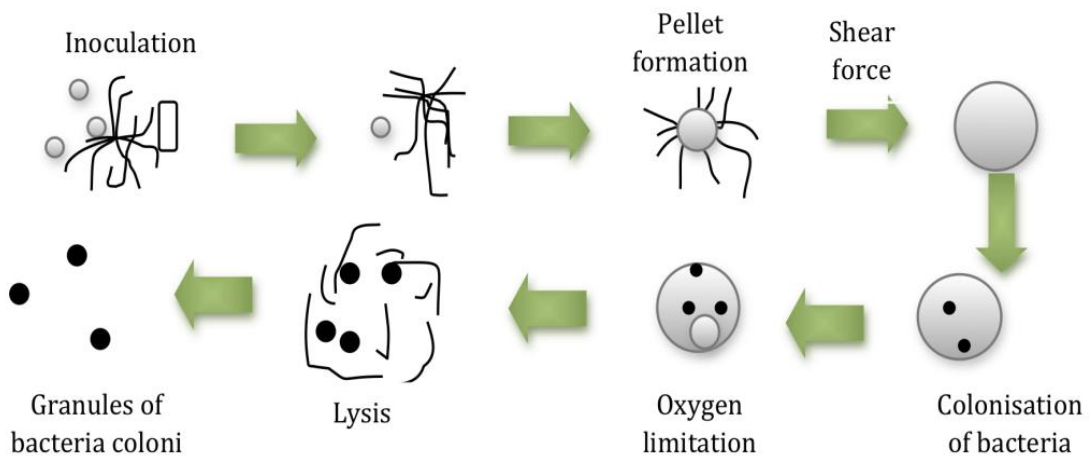


Figura 2. Esquema demonstrativo do processo de formação de grânulos (Beun *et al.* 1999)^[18]

Estes agregados funcionam como uma matriz de imobilização para as bactérias que se podem aderir a estes, mantendo-se assim no reator. Por sua vez, estas bactérias iniciais formam microcolônias, que no momento da rutura dos agregados, são suficientemente grandes para sedimentar e evitar serem lavadas do reator. São estas que resultam nos primeiros grânulos formados por bactérias e que posteriormente serão dominantes no sistema.^[18]

Além disso, outros intervenientes apresentam também a sua influência na formação de grânulos aeróbios. É o caso das estruturas viscosas macromoleculares designadas por EPS (*Extracellular polymeric substances*), que são matérias segregadas pelas células bacterianas, que formam uma matriz capsular protetora e apresentam um papel importante na adesão das células dos microrganismos, na formação e estabilidade da estrutura dos grânulos. Além disso, estas estruturas são também importantes na melhoria e reforço destas formas granulares, funcionando como uma ponte para células bacterianas isoladas, procurando por uma parte da superfície onde se possam aderir.^[24]

2.3.1. Fatores que influenciam a formação de grânulos aeróbios

A formação de grânulos aeróbios estáveis, densos e compactos tem por base vários fatores que têm vindo a ser investigados ao longo do tempo, nomeadamente a composição do efluente e a taxa de carga orgânica, as características das lamas, a configuração do reator e os parâmetros operacionais do reator tais como a intensidade do arejamento, o tempo do ciclo e das respetivas fases, as estratégias na fase de alimentação, o oxigénio a temperatura e o pH.

A composição do efluente e a taxa de carga orgânica

Alguns estudos demonstraram que a granulação aeróbia pode ser cultivada com vários tipos de substratos ou efluentes diferentes, desde domésticos a industriais, reais ou sintéticos, sendo que na sua generalidade o processo de granulação aeróbia é independente do tipo de substrato. Apesar disso, a morfologia e microestrutura dos grânulos aeróbios são altamente dependentes da composição do efluente que é alimentado. Estes, porém, podem crescer numa grande variedade de carga orgânica (CQO) desde 0.4kg/(m³ dia) até 15 kg/(m³ dia).^[25,26] Relativamente ao crescimento dos microrganismos, como as bactérias nitrificantes e as acumuladoras de fósforo (PAOs) também são passíveis de se formarem em diferentes composições ou cargas do efluente. De facto, apesar de ser um fator importante principalmente no que respeita à estrutura dos grânulos, não é um fator limitante para a sua formação.^[11]

Atualmente, é reconhecido também que a presença de carboidratos nas águas residuais e um nível baixo de OD levam à floculação, devido a um crescimento de microrganismos filamentosos favorecido.^[27] Tay *et al.* (2001a) e Wang *et al.* (2004) observaram que grânulos cultivados com glicose apresentavam uma superfície filamentosa, enquanto os grânulos cultivados com acetato apresentaram uma estrutura compacta e diâmetros elevados.^[28,29] Por outro lado, é mais difícil cultivar grânulos aeróbios em certos substratos onde a taxa de crescimento dos organismos é elevada. Por exemplo, é mais fácil obter estruturas granulares compactas em substrato com metanol do que com acetato por causa das diferentes taxas de crescimento dos microrganismos entre os dois substratos. A única exceção observada até agora foi no crescimento de grânulos em glicose, uma vez que estes microrganismos apresentam uma elevada taxa de crescimento.^[12]

Características do inóculo

Na maioria dos estudos relativos às lamas granulares foram utilizados flocos de lamas ativadas convencionais. Os fatores mais importantes na qualidade do inóculo para a granulação aeróbia incluem as suas características macroscópicas, a sua capacidade de sedimentação, as suas propriedades superficiais e a sua atividade microbiana.^[26] Sabe-se por exemplo que um elevado número de bactérias hidrofóbicas no inóculo irá resultar numa granulação mais rápida com elevadas capacidades de sedimentação. Apesar disso, a informação existente relativa ao papel do inóculo no processo de granulação é ainda muito escassa.

Configuração do reator

A configuração do reator influencia o fluxo do líquido e dos agregados microbiológicos no mesmo.^[18,30] Até agora, todos os grânulos têm sido cultivados em reatores SBR agitados pneumaticamente, como os de colunas de bolhas ou do tipo *airlift*. A velocidade superficial do ar é um fator importante no processo de granulação, permitindo tanto o fornecimento do oxigénio como forças de tensão de corte hidráulicas. Estas forças são criadas pela velocidade ascensional do ar produzida durante a fase de arejamento. Elevadas forças de tensão de corte poderão levar à formação de grânulos mais densos, compactos, fortes e mais pequenos. Um reator do tipo coluna com uma elevada relação altura/diâmetro (H/D) assegura uma longa trajetória circular potenciando atritos hidráulicos efetivos entre os grânulos. No entanto, se esta relação for muito elevada os grânulos no topo irão estar sujeitos a forças muito menores potenciando o crescimento de estruturas filamentosas e em forma de dedo. Neste caso, a formação de grânulos não será eficiente.^[12] As forças de tensão de corte provocadas pelo arejamento dependem tanto da configuração como da escala do reator. Beun *et al.* (2002) reportou a formação de grânulos mais densos e com um menor diâmetro num reator do tipo *airlift* quando comparados a um de coluna de bolhas.^[12,31]

Parâmetros de operação do reator

- *Intensidade do arejamento*

Como referido anteriormente, as vantagens associadas às elevadas forças de tensão de corte provocadas pelo arejamento têm sido reconhecidas na estabilização e eficiência dos processos de granulação. [30] Che *et al.* (2007) concluiu que com as forças provocadas por uma velocidade ascensional do ar entre 2.4 cm/s e 3.2 cm/s, os grânulos apresentaram uma estrutura estável e robusta. Por outro lado, grânulos desenvolvidos sob uma baixa velocidade ascensional do ar, entre 0.8 cm/s e 1.6 cm/s resultaram num processo instável com grânulos irregulares e de estrutura filamentosa. [32]

Por outro lado, Adav *et al.* (2007) reportou que a produção das macromoléculas EPS, referidas em cima, estão particularmente relacionadas com as forças de tensão de corte e com a estabilidade dos grânulos, sendo que a produção das mesmas aumentou com o aumento da velocidade ascensional do ar e, conseqüentemente, das forças de tensão de corte, levando a crer que elevadas forças estimulam a produção das EPS. [33,34]

Relativamente à concentração de oxigénio, alguns estudos demonstraram que os grânulos aeróbios podem ser cultivados a diferentes concentrações de oxigénio (desde 0.5 mg/L a 6 mg/L) o que leva a crer que a concentração de oxigénio apresenta um reduzido impacto na granulação aeróbia. [12]

- *Tempo de ciclo*

Como referido anteriormente, geralmente, um ciclo operacional num reator SBR consiste nas seguintes fases: alimentação do efluente, arejamento, sedimentação e descarga do efluente tratado. O tempo de sedimentação e a taxa de troca volumétrica do líquido, no final de cada ciclo, são os principais fatores de remoção da biomassa não granular do reator. É por isso que um reduzido tempo de sedimentação com um tempo de retenção hidráulico (*HRT*) reduzido levam a uma forte pressão seletiva da biomassa. Tempos de sedimentação reduzidos conduzem a uma seleção preferencial pelos microrganismos com elevada capacidade de sedimentação, enquanto os de reduzidas capacidades de sedimentação são lavados para fora do reator. [12]

- *Estratégia na alimentação*

De acordo com alguns estudos, o tempo de alimentação/enchimento, por si só, não afeta a formação dos grânulos. No entanto, a aplicação de regimes alternados de abundância de

alimento e de “fome” em sistemas SBR, influenciam a formação de grânulos aeróbios e potenciam o crescimento lento dos microrganismos durante a fase de ausência de alimento. Um elevado período de fome ou uma alimentação pulsada levam à formação de estruturas granulares mais densas e compactas.^[12]

Para além disso, várias pesquisas concluem que a fase de alimentação em condições anaeróbias tem um efeito extremamente positivo na estabilidade dos grânulos aeróbios e que a alimentação de água residual deve ocorrer pelo fundo do reator. O facto de a fase de alimentação ocorrer em condições anaeróbias e de o efluente ser obrigado a atravessar o leito de grânulos criando um fluxo tipo-pistão, em combinação com períodos aeróbios, necessários para o crescimento dos microrganismos e remoção de amónio, favorece fortemente o desenvolvimento dos organismos acumuladores de fósforo (PAO) ou de glicogénio (GAO), que são fundamentais para a formação de grânulos estáveis.^[12,14]

Finalmente, devido à elevada concentração inicial de substrato durante a fase da alimentação favorece-se a absorção de substratos e nutrientes por parte de bactérias não-filamentosas (floculantes), inibindo-se a proliferação de bactérias filamentosas.^[14]

- *Oxigénio Dissolvido, temperatura e pH*

Grânulos aeróbios foram cultivados com sucesso a concentrações de *OD* acima dos 2mg/L.^[33,35] Mosquera-Corral *et al.* (2005) reportou que a redução da saturação do oxigénio no reator para 40% poderá potenciar uma deterioração e redução da densidade dos grânulos, levando a uma rutura dos mesmos.^[36]

Relativamente à temperatura, grande parte dos estudos com grânulos foram desenvolvidos a temperaturas entre os 20 °C e os 25 °C.

Num estudo realizado por De Kreuk *et al.* sobre os efeitos da temperatura, descobriu-se que as alterações da mesma podem afetar o desempenho do reator. Um arranque da operação a baixas temperaturas (cerca de 8 °C) conduz à presença de *CQO* durante a fase de arejamento, deteriorando a estabilidade do grânulo e conseqüentemente o *washout* da biomassa. No entanto, caso o arranque do reator seja a temperaturas elevadas, é posteriormente possível operar o reator de forma estável a temperaturas mais reduzidas. Por este motivo, os estudos concluíram que o arranque do reator deverá ser de preferência

durante os períodos de verão, e desta forma a diminuição das temperaturas durante os períodos de inverno não deverão ser um problema para a estabilidade do grânulo e para a remoção dos poluentes do efluente. ^[37]

Finalmente, no que respeita ao *pH*, a informação existente sobre os efeitos do mesmo no processo de granulação e seleção da biomassa, é ainda escassa.

Yang *et al.* (2008) concluíram que a formação de grânulos, a baixa alcalinidade e *pH*, tende a formar grânulos com predominância de fungos, sendo que a elevada alcalinidade e *pH* conduziu à formação de grânulos com predominância de bactérias, de forma mais lenta e menos frágeis. ^[38]

Por sua vez, Lemaire *et al.* (2008) também demonstrou que os agregados formados pela matriz de EPS dos grânulos são também prejudicados a *pH* baixo, uma vez que os complexos minerais associados a essa matriz são dissolvidos. ^[39]

3. METODOLOGIA

O presente capítulo descreve de forma detalhada a configuração e operação do projeto-piloto, tendo em conta a monitorização e análises efetuadas ao longo de cada etapa. Apresenta também a caracterização do efluente sobre a qual foi desenvolvida a experiência e sumariza ainda os cálculos consumados de apoio à mesma.

Como já referido, após uma manifestação de interesse entre os parceiros envolvidos, partilhando desta forma um objetivo comum, foi dado início ao processo, tendo este decorrido em várias etapas que se apresentam na tabela seguinte (Tabela 1).

Tabela 1. Descrição das diferentes fases do sistema-projeto

ETAPAS		PERÍODO
1	Análise das considerações iniciais e adaptações ao sistema piloto	dez 2012
2	Seleção e caracterização do local e instalação do sistema	dez 2012
3	Definição das etapas de cada ciclo operacional	jan 2013
4	Inoculação do reator e arranque da operação	jan 2013
5	Definição do programa analítico e operação do reator	jan – ago 2013

Durante a primeira fase de trabalhos, foram ainda determinados os requisitos necessários para o desenvolvimento da experiência, e elaborado um plano para as atividades dos meses subsequentes. Posto isto, cada uma das etapas é então apresentada em mais detalhe nas secções seguintes.

3.1. Análise das considerações iniciais e adaptações ao sistema-piloto

Com base nas considerações iniciais, procedeu-se à definição da configuração detalhada do sistema, tendo sido analisados os dados de base do projeto e os parâmetros críticos e específicos da tecnologia de grânulos aeróbios.

Definidas as propriedades do sistema, foram identificadas as alternativas existentes, particularmente no que respeita ao equipamento disponível e às necessidades de arejamento, por forma a garantir uma qualidade desejada do efluente tratado, compatível com a legislação aplicável, os decreto lei 236/98 de 1 de Agosto e o decreto lei 159/99 de 14 de Setembro, e tendo em conta um custo de construção e de manutenção mínimos. Esta

análise resultou na exposição de vários cenários, assumindo, por um lado, o desafio de maximizar a eficiência dos recursos, minimizando o investimento em intervenções de construção civil e equipamentos e, por outro, o de minimizar os consumos de energia e de operação tendo em conta a escala e a dimensão do projeto em si.

Neste sentido, foi aproveitado um tanque inox em forma cilíndrica, cedido pela Factor Ambiente, a fim de ser adaptado ao reator GSB (Granular Sequencing Batch Reactor, em Inglês) pretendido (Figura 3 e 4).



Figura 3. Imagem do tanque inox adaptado ao reator-piloto

O volume do tanque utilizado neste projeto foi de 2 m^3 , com uma altura total de 3.4 m (2.9 m parte cilíndrica) e 0.85 m de diâmetro.

Uma vez que o tanque já apresentava algumas picagens de origem que foram aproveitadas, apenas algumas adaptações foram necessárias, nomeadamente:

- A inclusão de três picagens para a entrada e saída do efluente (no extremo inferior e a meio do tanque, respetivamente), e para a recirculação do efluente e colheita de amostra;
- A instalação de difusores de ar submersos no fundo do reator para a etapa de arejamento;

- A inclusão de três janelas por forma a ser possível observar o interior do reator, duas na base e uma no topo, de forma a permitir o acompanhamento do processo através da observação direta, facilitando o controlo da operação e do desenvolvimento dos grânulos;

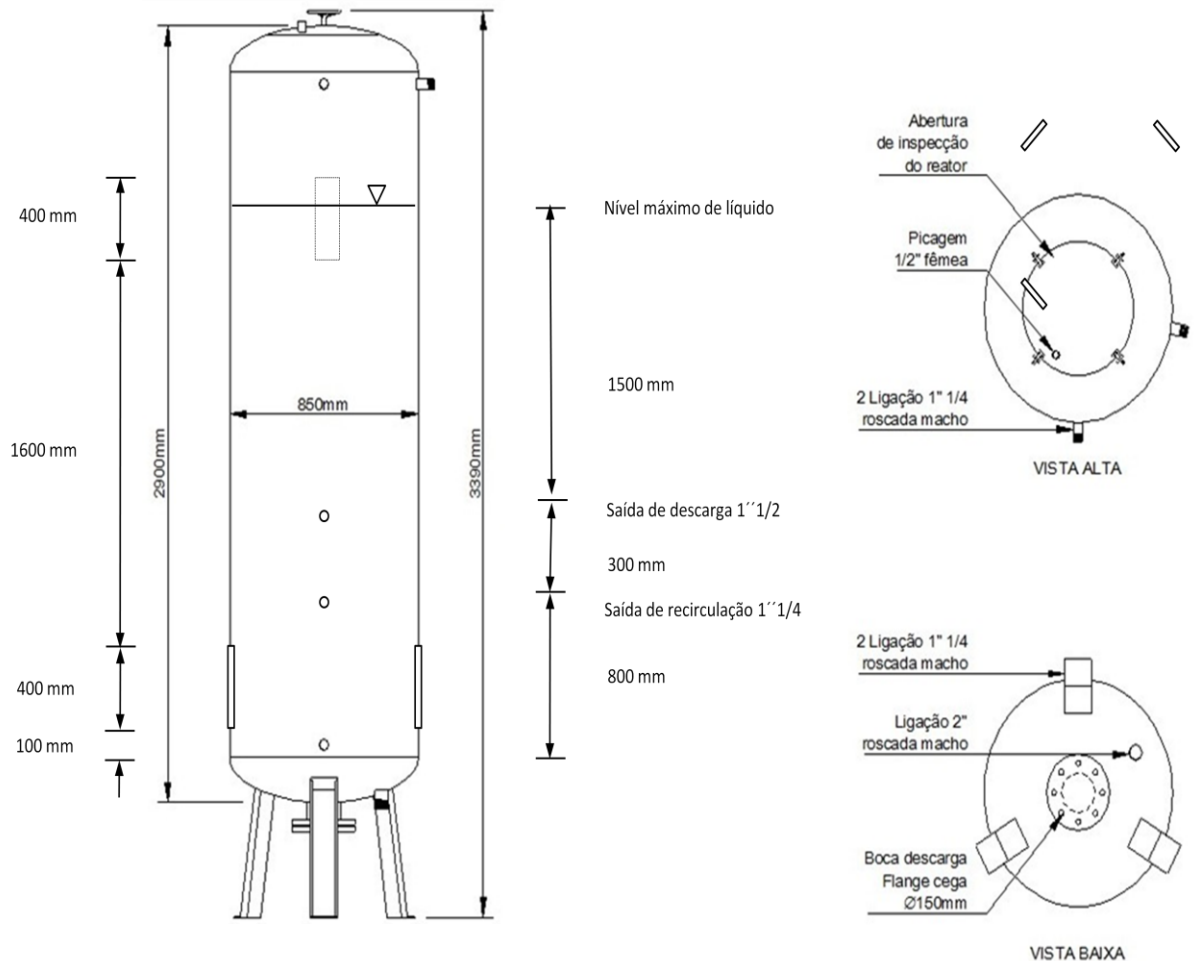


Figura 4. Esquema do tanque inox utilizado

- A introdução de tubagens, válvulas e bombas para as operações de alimentação e descarga do efluente.

A Tabela 2 apresenta uma breve descrição das picagens incluídas no reator.

Tabela 2. Picagens incluídas no reator piloto

Função	Localização no reator	Diâmetro (D/in)	Altura (H/mm)
Entrada do efluente	Picagem (existente) no extremo inferior do corpo do tanque	1.5	≈100
Saída do efluente	Nova picagem a meio do corpo do tanque	1.5	1100
Entrada Recirculação	Nova picagem a meio do corpo do tanque	1.25	≈100
Saída Recirculação	Nova picagem a meio do corpo do tanque	1.25	800
Arejamento	Picagem (existente) na base do reator	2 ou Flange	0

3.2. Seleção e caracterização do local e instalação do sistema

3.2.1. Localização do piloto

Ao mesmo tempo que eram concluídas as adaptações do piloto foram sendo selecionados e adquiridos os equipamentos e acessórios necessários ao processo de instalação do mesmo, e ainda definido o local apropriado para a sua instalação.

A localização reator foi determinada com base nos seguintes critérios:

- Facilidade na aquisição de efluente para a operação (preferencialmente numa ETAR);
- Boa acessibilidade e proximidade com a localização de cada uma das empresas envolvidas (de modo a facilitar o controlo da operação e a logística associada à recolha e análise de amostras);
- Permissão para instalação do reator;
- Existência de recursos necessários à operação;
- Existência de um efluente com características constantes e lineares;
- Disponibilidade de área suficiente para a implementação do piloto.

Por conseguinte, foram analisados vários locais, na sua maioria, ETAR localizadas na Região do Minho, tendo-se por fim optado pela ETAR de Campo/Santo Emilião.

Localizada em Campo, freguesia do concelho de Póvoa do Lanhoso (Figura 2), a ETAR de Campo/Santo Emilião foi dimensionada para servir uma população de cerca de 23 mil habitantes correspondente a mais de 20 freguesias dos concelhos de Póvoa do Lanhoso, Fafe e Guimarães, tendo capacidade para tratar um caudal de efluente superior a 3000 m³/d (ver figura 5 na página seguinte).

A obra envolveu um investimento de cerca de 3 milhões de euros, tendo sido adjudicada ao consórcio Casais/Espina & Delfim/M. Couto Alves.

3.2.2 Caracterização do sistema de tratamento

Assim que identificada a ETAR de Campo/Santo Emilião como sendo a localização mais apropriada para a instalação do reator-piloto, procedeu-se ao levantamento de informação sobre o sistema já implementado, para deste modo, avaliar a forma como poderia ser instalado o reator.

Neste sentido, constatou-se que o sistema de tratamento da ETAR de Santo Emilião é constituído pelos seguintes processos de tratamento:

- Zona de receção, pré-tratamento e tratamento primário dos efluentes: constituída por um tanque de equalização/homogeneização, por uma gradagem e por um desarenador/desengordurador.
- Tratamento secundário dos efluentes: constituído pelo tanque anóxico, pelo reator biológico, pelo decantador secundário, pela estação elevatória de lamas primárias, secundárias e escumas, e ainda pelo espessador e sistema de desidratação mecânica de lamas.
- Tratamento terciário: constituído apenas por um órgão de radiação ultravioleta.

O sistema apresenta ainda local de armazenamento das lamas que posteriormente são recolhidas por uma entidade externa.

O esquema da Figura 6 apresenta de uma forma geral a linha de tratamento das águas residuais existente na ETAR.

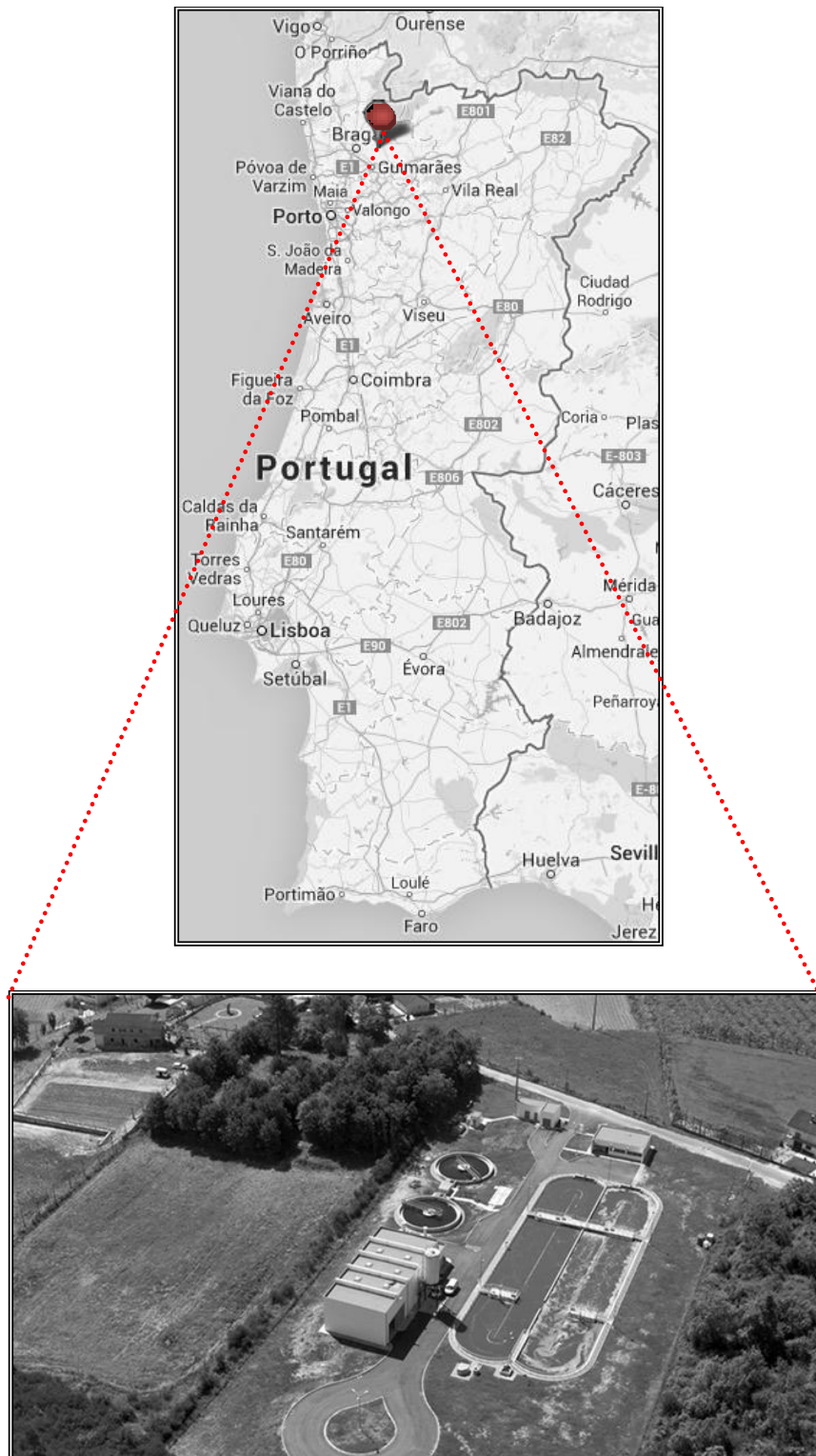


Figura 5. Localização da ETAR de Campo/Santo Emilião, Póvoa do Lanhoso

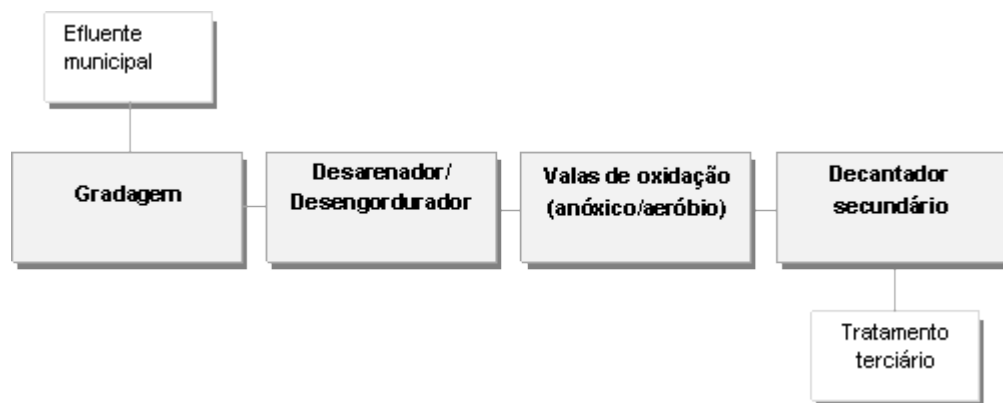


Figura 6. Esquema geral do sistema de tratamento da ETAR de Campo/Santo Emilião

Os afluentes à ETAR de Campo/Santo Emilião são submetidos a operações de gradagem, para remoção dos sólidos grosseiros de dimensões maiores às das grelhas verticais utilizadas para esse efeito. Esta operação tem por objetivo impedir o desgaste dos equipamentos mecânicos e impedir que este tipo de resíduos possa interferir no correto funcionamento do reator biológico, reduzindo os seus níveis de desempenho. Posteriormente, o efluente passa por um desarenador/ desengordurador com o propósito de remover da água residual as areias que, por sua vez, também provocam o desgaste dos equipamentos, e de remover as gorduras que dificultam a eficácia do tratamento biológico.

Antes de ser encaminhado para o reator biológico, o efluente passa por um tanque anóxico com o intuito de proceder à remoção, por decantação, dos sólidos em suspensão, permitindo também a remoção parcial de CBO_5 , e a remoção biológica do fósforo e a acumulação de substratos que posteriormente são degradados em fase aeróbia. A passagem por esta fase anóxica permite também o controlo do desenvolvimento de bactérias filamentosas não desejadas no sistema de tratamento.

As águas residuais seguem então pelas valas de oxidação, onde se verifica a degradação da matéria orgânica existente na água, pela ação de bactérias aeróbias. O arejamento, proporcionado recorrendo a turbinas de arejamento permite garantir uma boa mistura das águas e fornecer uma determinada concentração de oxigénio dissolvido suficiente para os microrganismos degradarem os compostos orgânicos.

Posteriormente, o efluente é enviado para o decantador secundário, que tem como principal função a separação da biomassa e, já numa fase final, o sistema de desinfecção por ultravioletas, que garante a destruição de vírus e bactérias. A radiação de UV, produzida

por uma lâmpada de vapor de mercúrio, penetra a parede celular dos microrganismos, destruindo a sua estabilidade genética, e conseqüentemente a sua capacidade reprodutiva, inviabilizando, deste modo, a sua capacidade de causar infeções no ser humano. Os microrganismos são expostos a doses de UV de diferentes intensidades, à medida que as águas escoam por entre as lâmpadas dispostas num canal horizontal.

As lamas resultantes do processo de tratamento são submetidas a um processo de desidratação com a finalidade de retirar grande parte da água existente nas mesmas. Assim que atingem uma determinada quantidade, as lamas desidratadas são então recolhidas por uma entidade externa e encaminhadas posteriormente para aterro.

3.2.3. Caracterização do efluente doméstico

Uma das principais razões pela qual a ETAR de Santo Emilião foi eleita para implementação do piloto foi a sua linearidade em termos de características e composição do efluente.

De acordo com alguns boletins de análises fornecidos pela Factor Ambiente, as águas residuais da ETAR de Campo/Santo Emilião apresentavam à entrada, a composição da Tabela 3. Estes valores são os típicos de um efluente doméstico.

Tabela 3. Composição média do efluente à entrada da ETAR de Santo Emilião.

Parâmetros	Valor médio
pH	6.8
<i>CQO mg/L</i>	870
<i>CBO₅ mg/L</i>	391
<i>SST mg/L</i>	274
NH ₄ mg/L	36
N _{total} mg/L	59
P _{total} mg PO ₄ ²⁻ -P/L	13
NO ₃ mg NO ₃ ⁻ -N/L	1
Óleos e gorduras mg/L	77

3.2.4. Instalação do reator

Uma vez concluídas todas as adaptações necessárias ao reator, este foi transportado e instalado na ETAR de Campo/Santo Emilião.

Tanto a alimentação do afluente bruto como a descarga do efluente tratado foram conectados ao sistema de tratamento da ETAR, logo após o sistema de gradagem e do desarenador/desengordurador. Os sensores de medição em contínuo do ião amónio, dos SST, de nitratos, e oxigénio dissolvido, foram instalados no reator-piloto e ligados ao controlador.

O reator- piloto foi então instalado numa zona coberta da ETAR nomeadamente onde estão localizados os órgãos de receção e de pré-tratamento dos efluentes e de tratamento das lamas. A escolha deste local permitiu fazer um acompanhamento do processo com mais comodidade, essencialmente nos períodos em que as condições climáticas foram adversas à operacionalização do sistema, devido a uma variação menos acentuada da temperatura e evitando a entrada de água da chuva no reator. A proximidade com o local onde o efluente era recolhido e o favorecimento das operações de recolha de amostras e outros trabalhos efetuados no reator ao longo do processo, como limpeza do reator, calibração dos sensores, etc., foram outros fatores tidos em conta para a escolha do local.

A Figura 7 apresenta a localização dos sensores no reator-piloto.



Figura 7. Instalação dos sensores no reator piloto

3.3. Definição das etapas de cada ciclo operacional

Durante esta fase foram programadas as diferentes etapas de cada ciclo de tratamento e definidos os respetivos tempos. Foram também programadas as ações de abertura/fecho automático das válvulas e do ligar/desligar das bombas e finalmente definido o plano de amostragem de monitorização da experiência.

Cada ciclo experimental foi dividido pelas seguintes etapas:

- Alimentação: o reator é alimentado com parte do efluente que se mistura com o líquido sobrando dos ciclos anteriores, no interior do mesmo.
- Arejamento: fase de arejamento e reação realizada por um conjunto de difusores instalados no fundo do reator.
- Sedimentação: concluída a fase de arejamento, cessa-se a alimentação de ar ao reator e inicia-se o processo de sedimentação da biomassa no interior do mesmo.
- Descarga: parte do efluente é descarregado do reator sendo que outra parte se mantém no seu interior para o ciclo seguinte juntamente com a biomassa.

O reator foi operado com uma taxa de troca volumétrica inicialmente de 40%, tendo-se passado para 50%, isto é, a cada ciclo de operação foi retirado do reator e posteriormente adicionado cerca de metade do seu volume útil de operação.

Esta alimentação foi feita de forma pulsada supostamente necessária para o desenvolvimento de partículas densas e regulares para que, quando se desse início à fase de arejamento, a concentração de carbono no líquido seja elevada o suficiente para penetrar ao longo do grânulo sendo parcialmente convertida num polímero de reserva biodegradável, o poli- β -hidroxibutirato (PHB) (período de fome).

A duração das etapas de cada ciclo SBR passou por três principais fases. A Tabela 4 representa as diferentes etapas de ciclos de programação que ocorreram ao longo de todo o estudo. A alteração feita entre cada uma das fases foi apenas relativa ao período de sedimentação e sendo que este foi reduzido na segunda fase do processo. No entanto, para que os ciclos se mantivessem com períodos horários constantes foi aumentado o período de

reação na mesma proporção que foi reduzido o tempo de sedimentação, sem que este tivesse qualquer efeito no processo global.

Por sua vez, os tempos de sedimentação foram calculados com base na velocidade dos grânulos e no tempo que estes demoram a percorrer o líquido até à altura de descarga.

A fórmula utilizada para este cálculo foi a seguinte:

$$\text{Tempo percorrido até à porta de saída do efluente} = \frac{\text{Distância percorrida}}{\text{Velocidade de sedimentação}}$$

Com base numa troca volumétrica de 50 %, foi assumida uma distância percorrida pela biomassa de 1.18 metros. As velocidades de sedimentação da biomassa foram assumidas de acordo com os valores teóricos apresentados na literatura tendo-se considerado os seguintes para cada uma das três fases, respetivamente: 2.0 m/s, 2.5 m/s e 4.0m/s.

Tabela 4. Fases dos ciclos de programação.

	Caudal diário		Ciclo (1/d)	<i>teciclo</i> (min)	Duração cada operação (min)				<i>te</i> (d)
	(m3/d)	(m3/ciclo)			IN	RX	SED	OUT	
FASE 1	4.5	0.75	6	240	50	172	10	8	90
FASE 2	4.5	0.75	6	240	50	174	8	8	45
FASE 3	4.5	0.75	6	240	50	177	5	8	85

O controlo e alteração de cada uma das etapas de operação foram realizados através um autómato.

3.4. Inoculação do reator e arranque da operação

Com o objetivo de acelerar o arranque e a estabilização da operação, o reator GSBR foi inoculado. Para a inoculação do reator foram utilizadas lamas provenientes das valas de oxidação da própria ETAR com uma concentração de 8 000 mg/L. Foram transferidos cerca de 150 L de inóculo, numa proporção de 1/5 do volume total de trabalho do piloto.

Uma amostra destas lamas foi ainda observada através de um microscópio para verificar a presença/ausência de microrganismos considerados como indicadores da qualidade dos sistemas de lamas e que potenciem a formação dos grânulos aeróbios.

Após a inoculação, deu-se início à operação do sistema, alimentando-o regularmente com parte do efluente doméstico que entrava na ETAR, recolhido logo após o desarenador/desengordurador.

3.5. Definição do programa analítico de operação do reator-piloto

A operação do reator piloto foi efetuada ao longo de sensivelmente 220 dias, tendo dado início no dia 7 de janeiro e terminado no dia 5 de agosto de 2013.

Durante o processo de formação dos grânulos foram monitorizados os parâmetros Oxigénio Dissolvido, Sólidos Suspensos Totais, Amónio, Nitratos e Temperatura através de sondas colocadas no reator, que permitiram o acompanhamento de cada um deles de 2 em 2 minutos. A identificação e análise da população microbiana foi efetuada com base em observação microscópica.

As sondas foram ainda calibradas a cada dois meses de operação.

O sistema de funcionamento e controlo do reator-piloto foi realizada em modo totalmente automático, utilizou-se para isso um pequeno autómato que controlava todas as operações das várias fases dos ciclos, abertura da válvula de descarga do efluente tratado, arranque e paragem do sistema de arejamento, arranque e paragem da bomba de alimentação de efluente bruto ao reator-piloto. As fases do processo, eram visualizadas no display do autómato, assim como os tempos da sua duração e tempo decorrido. As variáveis de alimentação, arejamento, decantação e descarga eram facilmente alteráveis através das teclas existentes no frontal do equipamento. Durante este trabalho, já na fase final foi desenvolvido um sistema de monitorização do funcionamento do reator-piloto à distância, com a instalação de um modem com comunicação via GPRS no quadro eléctrico e com a criação de um alojamento numa página Web, onde seria possível visualizar e alterar vários parâmetros de funcionamento. Não chegou a ser implementado no presente estudo, ficando para futuros trabalhos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Formação dos grânulos e SST

Durante os primeiros meses de arranque da instalação-piloto foi privilegiada a formação de grânulos, quer através do aumento da pressão hidráulica aplicada à biomassa com a intensificação do arejamento, quer através da redução gradual do tempo dedicado à sequência de sedimentação.

O acompanhamento da formação dos grânulos foi realizado semanalmente, a partir de observação a olho nu e de dois em dois meses, por observação microscópica através da utilização de um microscópio ótico. Alguns destes momentos foram registados através de fotografias tiradas às amostras recolhidas no reator.

Ao longo da presente experiência, lamas granulares aeróbias foram cultivadas com sucesso num reator SBR com ciclos de operação previamente estabelecidos. Como referido anteriormente, o reator iniciou-se com a inoculação de flocos de lamas ativadas retiradas das valas de oxidação da ETAR de Campo/Santo Emilião, as quais apresentavam uma estrutura morfológica bastante irregular.

O início da aglutinação dos microrganismos com vista à formação dos grânulos foi observado a partir do dia 155 de operação (10/06/2013). Ao dia 170 (26/06/2013) foram observados os primeiros pequenos grânulos sendo que, os mesmos apresentavam uma superfície bastante filamentosa. Apesar dessa evolução, nestas primeiras semanas, a presença dos flocos no reator eram ainda dominantes. Com o passar do tempo, a concentração de grânulos foi aumentando e só 185 dias (11/07/2013) após o arranque do reator é que a biomassa consistia maioritariamente em biomassa granular, tendo sido observados alguns grânulos com uma estrutura esférica mais densa e uma superfície lisa. Infelizmente, alguns dias após esta última observação, o reator teve problemas com a bomba de alimentação, resultando numa perda quase total de biomassa, deixando assim de ter sido possível prolongar o acompanhamento da formação dos grânulos.

Através da análise da Figura 8 podemos observar a evolução da morfologia da biomassa nos dias 170 e 185 de operação. A partir das observações efetuadas, pode-se perceber a

evolução da formação dos grânulos passando pelas três principais fases que envolvem o processo: aclimação das lamas, agregação das lamas e maturação dos grânulos. [40]

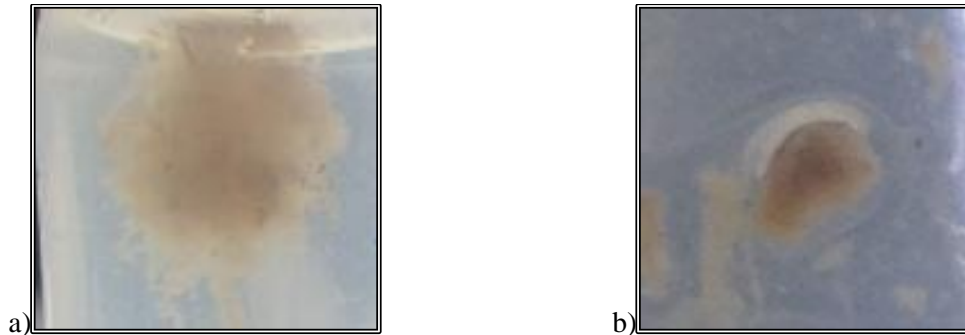


Figura 8. Imagens fotográficas das diferentes fases do processo de formação de grânulos aeróbios
a) Dia 170 (26/06/2013) b) Dia 185 (11/07/2013)

De acordo com algumas experiências descritas na literatura, a formação de grânulos aeróbios a partir de um efluente doméstico variou de 20 a 400 dias. Por exemplo, De Kreuk & Van Loosdrecht (2006), no estudo da formação de grânulos aeróbios num SBR, observaram a presença de grânulos somente 20 dias após mudarem o tempo de ciclo de 3 para 2 horas (36 dias de operação do reator). [41] Outro exemplo, foi o estudo de formação de grânulos de Ni *et al.* (2009), onde observaram pequenos grânulos apenas após 80 dias de operação. Os autores verificaram ainda que, com 300 dias de operação, aproximadamente 85 % da biomassa do reator era formada por grânulos com diâmetros variando entre 0.2 e 0.8 mm. [42]

A Tabela 5 apresenta um resumo de vários estudos sobre a formação de grânulos.

Geralmente, a floculação e granulação de lamas ativadas são fenómenos onde não existem métodos firmes de caracterização. Os microrganismos podem flocular devido a própria produção de polímeros extracelulares, que tendem a encapsular as células, construindo uma espécie de colónias, dando assim origem a flocos ou grânulos. Estes grânulos sedimentam de uma forma mais eficiente e mais rápida que os flocos de lamas ativadas devido ao aumento da sua densidade. [41]

Durante a operação, os sólidos suspensos totais foram também monitorizados utilizando um sensor de medição contínua colocado no interior do reator. No primeiro mês de

operação não foi possível monitorizar os *SST* porque o sensor não se encontrava em boas condições de funcionamento. No entanto, após algumas intervenções de manutenção, foram iniciadas as medições.

Tabela 5. Comparação de algumas referências de estudos sobre a formação de grânulos aeróbios

Estudo	Tipo de efluente	Obs dos 1 ^{os} grânulos (dias)	Tempo de granulação (dias)	Tamanho dos grânulos (mm)
<i>Wagner (2011)</i> ^[43]	Efluente doméstico	n/a	150	-
<i>De Kreuk & Van Loosdrecht (2006)</i> ^[44]	Efluente doméstico	20	36	1.1*
<i>Ni et al. (2009)</i> ^[42]	Efluente doméstico	80	300	0,2 – 0,8
<i>Liu et al. (2010b)</i> ^[44]	Ef. 40 % dom. e 60 % industrial	90	400	0,35*
<i>Morgenroth et al. (1997)</i> ^[45]	Efluente sintético	40	70	2,35*
<i>Dangcong et al. (1999)</i> ^[46]	Efluente sintético	n/a	30	0,3-0,5
<i>Beun et al. (2002)</i> ^[47]	Efluente sintético	n/a	30	2,5*
<i>Jungles et al (2011)</i> ⁱ	Efluente sintético	6	63	3,5*

*valores médios

Os resultados destas medições permitiram concluir que durante os primeiros três meses de operação a concentração de sólidos totais foi aumentando gradualmente até ser reduzido o tempo de sedimentação, no dia 08/04/2013, de 10 min para 8 min, tendo esta redução levado a uma redução drástica da biomassa de quase 5000 mg/L para 2000 mg/L. Foram necessários 20 dias para que a concentração de sólidos fosse reposta de novo para 5000 mg/L. Assim que a operação atingiu uma concentração de *SST* constante de cerca de 7000 mg/L, no dia 23/05/2013, voltou a ser reduzido o tempo de sedimentação para 5 min, de forma a aumentar ainda mais a pressão sobre a biomassa. Da mesma forma que no início, e tal como se esperava, foi observada outra perda significativa de biomassa durante a etapa de descarga do efluente tratado, tendo desta vez, sido observada uma perda de biomassa muito mais elevada tendo-se atingido valores na ordem dos 400 mg/L de concentração. Esta redução veio proporcionar a seleção biológica dos flocos de lamas ativadas que possuíam maior velocidade de sedimentação. Após um período, de sensivelmente mês e meio, foi de novo possível atingir concentrações de *SST* estáveis na ordem dos (2500 a

3000) mg/L, tendo-se observado no mesmo período o aparecimento dos primeiros grânulos.

Os gráficos da Figura 9 representam os valores para as concentrações de SST ao longo das semanas acima referidas.

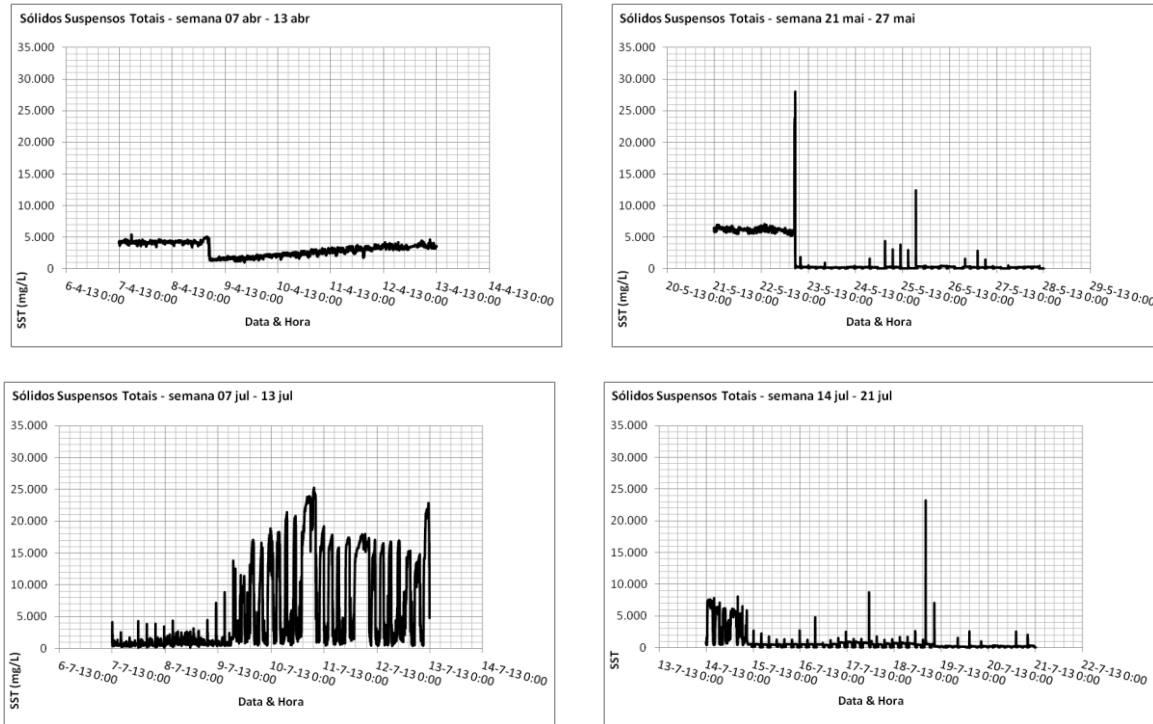


Figura 9. Perfil da concentração de SST em algumas semanas de operação

Nos dois primeiros estão evidenciadas as diminuições da concentração em sólidos logo após a redução do tempo de sedimentação. Relativamente ao 3º gráfico verificou-se que o aumento das concentrações e respetivas variações estão diretamente relacionadas com a formação de biomassa granular. Finalmente, no 4º gráfico verifica-se a quebra de concentração aquando da perda de biomassa no reator, provocada pela avaria da bomba da alimentação.

Com a formação dos grânulos, as concentrações de biomassa mais elevadas eram esperadas no reator, tendo em vista a estrutura compacta e densa dos grânulos. Tal como no presente estudo, outros estudos como o de Ni *et al.* (2009) e Liu *et al.* (2010b) também obtiveram elevadas concentrações de biomassa após o processo de granulação (valores acima dos 8000 mg/L).^[41,42] De acordo com De Kreuk *et al.* (2005b), a concentração de SST nos reatores granulares pode variar entre 880 mg/L a 16200 mg/L.^[49]

Apesar de não ter havido oportunidade de analisar as concentrações de SST à saída, nem as de SSV no interior e à saída do reator, importa referir que a sua monitorização teria sido relevante para, conjuntamente com os resultados anteriores, conseguirmos comparar, por um lado, a eficiência de remoção dos sólidos do efluente, e por outro, a quantidade de biomassa “lavada” do reator aquando submetidos a tempos de sedimentação mais reduzidos tendo em conta a proporção SST/SSV. A este respeito, Ni *et al.* (2009) reportaram que a proporção SSV/SST aumentou durante o processo de formação de grânulos, de 50 % para 70% a 80%. Outros estudos tiveram resultados semelhantes.^[42]

Na Tabela 6 estão apresentados os valores médios, máximos e mínimos da concentração de sólidos em cada mês de operação.

Tabela 6. Valores médios, máximos e mínimos de concentrações de SST

Mês de operação	SST (mg/L)		
	Média	Máximo	Mínimo
janeiro	0	0	0
fevereiro	1972	4680	0
março	2655	3881	0
abril	3535	8705	672
maio	7014	27999	0
junho	635	33873	4
julho	2340	25246	0

O acompanhamento da formação e da morfologia dos grânulos realizado através de observação microscópica teve o intuito de monitorizar as características gerais da biomassa, assim como identificar os microrganismos presentes. À semelhança do descrito na literatura, uma característica relevante observada foi a elevada presença de protozoários ciliados, rotíferos e vorticelas.^[50,51] No entanto, não foi possível nem acompanhar a evolução dos organismos presentes em cada uma das fases nem identificar outro tipo de organismos como as bactérias igualmente abundantes na biomassa.

Ainda em relação à operação do reator, foi também observada a acumulação de biofilme nas paredes do mesmo. Segundo Morgenroth *et al.* (1997) o crescimento do biofilme é desfavorável à formação dos grânulos uma vez que estes podem entrar em competição

entre eles. ^[45] Para limitar o crescimento do mesmo, deveriam ter sido limpas as paredes do reator com alguma frequência (e.g., semanal), para que o crescimento dos grânulos se tornasse mais vantajoso.

4.2. Temperatura e pH

A variação da temperatura e do *pH* são fatores que, entre outros, afetam a formação de grânulos aeróbios e conseqüentemente a eficiência de remoção simultânea de matéria orgânica e de nutrientes.

A temperatura do efluente no reator foi monitorizada em contínuo pelos sensores colocados no interior do reator. De acordo com os registos destes sensores, pôde-se verificar uma temperatura média de operação de 15.4 °C tendo esta oscilado entre os 8.8 °C e os 23.4 °C ao longo dos sete meses de operação.

A Tabela 7 apresenta os valores médios mensais obtidos pelo sensor.

Apesar do reator estar numa zona coberta e protegida da ETAR, verificou-se um aumento da temperatura ao longo dos meses de operação, naturalmente associados ao clima e diretamente proporcionais às temperaturas ambientais exteriores registadas.

Dado que os sensores estavam programados para registar valores de dois em dois minutos foi igualmente possível monitorizar a variação da temperatura ao longo de cada dia e de cada ciclo de operação.

Como já referido anteriormente, a temperatura é um fator que influencia consideravelmente os processos biológicos, modificando a taxa de crescimento dos organismos envolvidos. Por exemplo, no que respeita à capacidade de nitrificação, sabe-se que as bactérias nitrificantes são mesófilicas, com uma temperatura ótima de crescimento entre os 28°C e os 36 °C. Quer isto dizer que a velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes diminui com a diminuição da temperatura, constatando-se que abaixo dos 5 °C esta deixa de se processar. Por outro lado, a relação entre temperatura e a velocidade de crescimento é também diferente entre as diferentes bactérias nitrificantes. A temperatura ótima para as *Nitrosomas* é igual a 35 °C, e para as *Nitrobacter* 38 °C, sendo o crescimento destas últimas mais sensível a variações de temperatura podendo levar a uma acumulação de nitritos. ^[52]

Tabela 7. Variação temperatura de operação mensal

Mês de operação	Média	Máximo	Mínimo
janeiro	11,3	13,0	8,8
fevereiro	12,1	13,7	10,0
março	13,0	13,8	11,0
abril	14,7	18,3	12,1
maio	16,2	18,1	14,5
junho	18,5	22,8	16,6
julho	21,8	23,4	19,9

Relativamente à oxidação do material orgânico esta pode ser afetada pela variação da temperatura ocorrendo numa vasta gama de temperatura (10 °C a 40 °C).^[53]

O efeito da temperatura na formação de grânulos foi avaliado por Kreuk *et al.* (2005) tendo demonstrado que uma operação iniciada a 8 °C resultou em grânulos irregulares que desagregavam facilmente, causando uma grande perda de biomassa com o efluente tratado e uma operação instável. Por outro lado, quando iniciado o processo a 20 °C, posteriormente reduzido para 15 °C e 8 °C, não foi observado nenhum efeito na estabilidade dos grânulos.^[37]

Posto isto, pode-se concluir que a lentidão observada no desenvolvimento dos grânulos nos primeiros meses de operação, além de outros fatores também se deveu às baixas temperaturas que se fizeram sentir até abril de 2013.

Apesar disso, sabe-se que a capacidade de nitrificação em sistemas com grânulos aeróbios é menos dependente da temperatura do que se verifica em sistemas de lamas ativadas.

Relativamente ao *pH*, a taxa nitrificação diminui significativamente quando o *pH* baixa dos 6.8 sendo a sua gama ótima varia entre os 7.4 e os 8. Além disso, durante o processo de nitrificação há libertação de iões H⁺ provocando o consumo da alcalinidade do meio levando a um abaixamento do *pH* prejudicando assim a eficiência do processo.

Durante a presente operação não foi possível medir o *pH* tendo-se assumido os valores de *pH* dos resultados das amostras dos dados históricos da ETAR tendo-se obtidos um valor médio de aproximadamente 6.8.

Estes resultados demonstraram que, apesar disso, seria desnecessária qualquer intervenção ao nível de correção/estabilização, seja por adição de cal, seja por aquecimento do reator.

4.3. Processos de remoção do azoto – Nitrificação/Desnitrificação

Relativamente à remoção de substrato e nutrientes inorgânicos, os grânulos apresentam, na sua generalidade, propriedades de tratamento muito similares à dos flocos de lamas ativadas.

A remoção de nutrientes é um aspeto importante nos processos de tratamento de águas residuais sendo que a remoção do azoto das águas residuais é realizada através de processos combinados de nitrificação e desnitrificação. Como já referido anteriormente, no caso dos grânulos aeróbios, o processo de nitrificação/desnitrificação ocorre de forma quase simultânea, sendo que a distribuição dos microrganismos heterotróficos e autotróficos apresenta um papel fundamental neste processo.

O azoto presente nas águas residuais encontra-se principalmente na forma de ião amónio e de compostos orgânicos. A eliminação do ião amónio das águas residuais é efetuada através do processo de nitrificação, através do qual, por ação de bactérias nitrificantes, o ião amónio (NH_4^+) é convertido em ião nitrato (NO_3^-), em condições aeróbias. A conversão do ião nitrato em azoto molecular (gasoso) é realizada por bactérias heterotróficas, em condições anóxicas, mediante o processo de desnitrificação.

A nitrificação/desnitrificação simultânea é então um mecanismo necessário nos grânulos aeróbios sendo que a distribuição nos grânulos dos microrganismos heterotróficos e autotróficos apresenta um papel fundamental neste processo. Enquanto os microrganismos autotróficos, que necessitam de oxigénio, permanecem na camada aeróbia do grânulo (parte exterior).

Por outro lado, para a formação de grânulos aeróbios, o reator deverá operar com uma relação *F/M* elevada e um arejamento prolongado. Uma elevada quantidade de substrato biodegradável no líquido permite que os organismos criem reservas suficientes de

substrato, para lhes permitir sobreviver em condições de ausência de alimento, ou seja em fase anaeróbia. Isto acontece, porque o substrato é totalmente difundido para o interior do grânulo e pode ser armazenado na zona anaeróbia, aeróbia ou anóxica. A remoção de azoto ocorre quando se verifica um equilíbrio entre os volumes aeróbio e anóxico durante a fase de arejamento. Por sua vez, os nitratos penetram no interior do grânulo, onde são posteriormente convertidos a azoto molecular, durante o processo de desnitrificação.^[51]

Durante esta experiência, como o reator só tinha sensores de azoto e nitratos, apenas foi possível avaliar a operação do reator a partir da monitorização destes nutrientes. Os gráficos da Figura 12 apresentam a variação das concentrações Amónio e Nitratos para algumas semanas de operação. Não obstante, estas medições foram registadas ao longo de todas as semanas de operação.

No que se refere às eficiências de remoção do azoto, foi possível verificar uma grande variação no que respeita às quantidades de remoção de azoto obtidas. Foi ainda possível destacar que o processo de desnitrificação se mostrou ser mais eficiente do que o processo de nitrificação, uma vez que durante algumas semanas não se verificou acumulação de nitratos. No entanto, estas conclusões poderão não ser as mais acertadas uma vez que, pela análise dos resultados dos sensores de NH_4^+ e NO_3^- ao longo do tempo, se verificou que durante algumas fases os sensores estavam mal calibrados dadas as irregularidades e incoerências demonstradas.

A partir da análise dos gráficos foi também possível comparar a remoção de azoto durante as diferentes fases estruturais da biomassa, desde os flocos de lamas ativadas à formação dos grânulos aeróbios. Como se pode verificar pelos primeiros dois gráficos da Figura 12, que correspondem à fase inicial da operação onde os flocos de lamas ativadas eram ainda dominantes, a taxa de remoção de amónio do efluente foi elevada. No entanto, uma vez que se tratava de flocos com biomassa ainda muito idêntica à das valas de oxidação a remoção dos nitratos foi ineficiente, facto explicado pela não existência de bactérias anaeróbias. À medida que a população de bactérias se foi modificando com a alteração das condições a que estas estavam sujeitas inicialmente, e como já era de esperar, a eficiência das taxas remoção de azoto foi ficando menos eficiente devido maioritariamente pela diminuição da concentração de biomassa no interior do reator (ver gráficos da operação durante semanas de maio – figura 12).

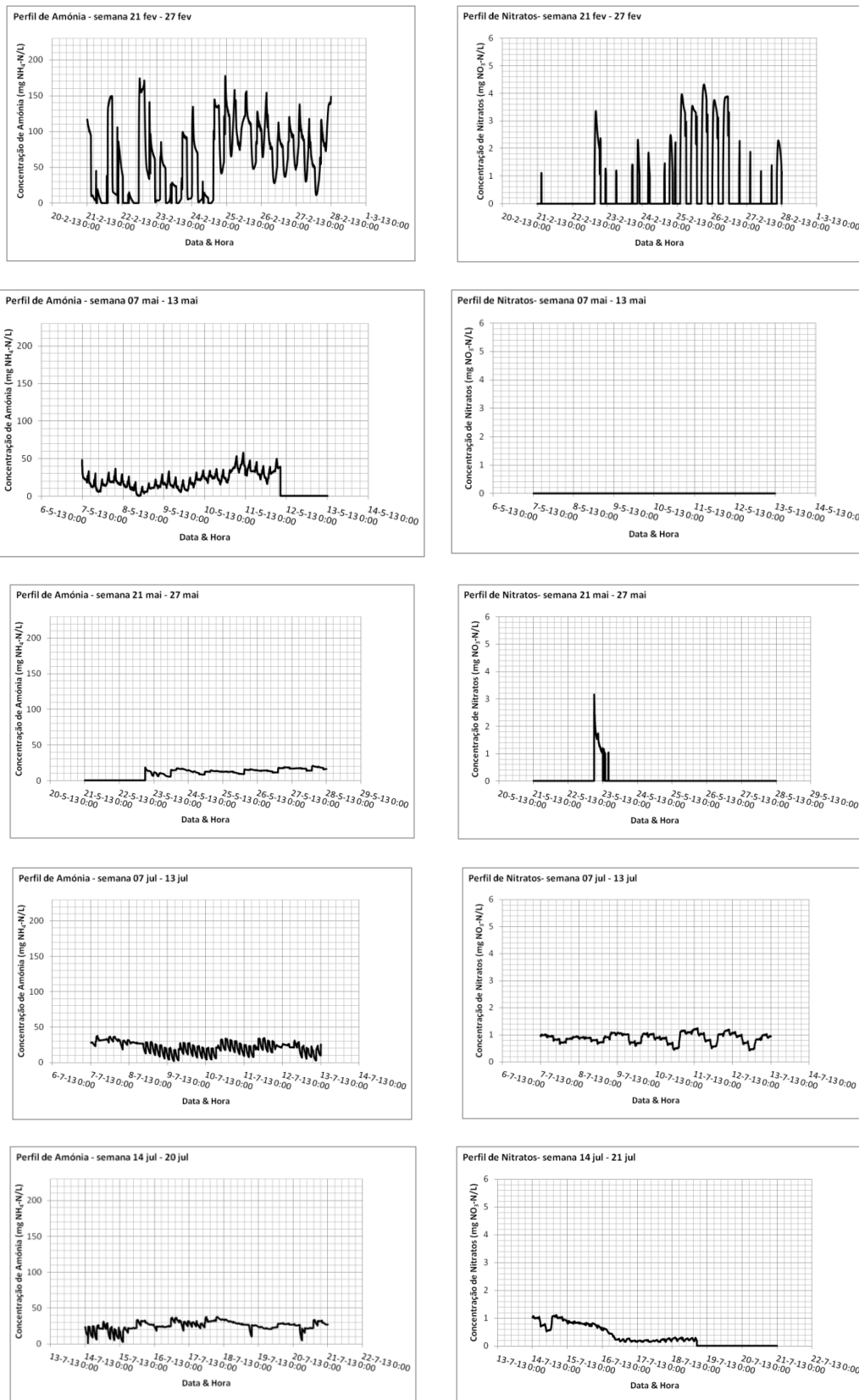


Figura 12. Perfis de concentração de Amónio e Nitratos em algumas semanas de operação

Finalmente, aquando do aparecimento dos primeiros grânulos no reator, a remoção de amónio voltou a tornar-se mais evidente, sendo que numa fase inicial a remoção de nitratos era ainda pouco evidente. Só numa fase final do processo, fase esta em que os grânulos aeróbios já eram dominantes, foi possível observar uma remoção simultânea dos processos de nitrificação/desnitrificação mais evidente (ver gráficos da operação durante as semanas de julho – figura 12).

4.4. Oxigénio Dissolvido

Para assegurar a atividade e reprodução de biomassa, é necessária a presença de substrato e oxigénio. As águas residuais que chegam à estação de tratamento apresentam na sua composição matéria orgânica e outras substâncias poluentes que constituem o substrato para os microrganismos. Por outro lado, o arejamento fornece o oxigénio necessário para oxidação da matéria orgânica, convertendo-a em CO_2 e H_2O , assim como para outros processos biológicos aeróbios, como é o caso da nitrificação, onde a presença de oxigénio tem sido identificada como sendo da maior importância. Além disso, o sistema de arejamento permite também assegurar as condições de mistura, garantindo a homogeneização do substrato e biomassa, e mantendo as lamas em suspensão no interior do reator.

Por este motivo, o controlo da concentração de *OD* (Oxigénio Dissolvido) tem um papel importante no desempenho dos grânulos aeróbios, uma vez que se a concentração de oxigénio for demasiado elevada os grânulos terão um grande volume aeróbio e uma zona anaeróbia/anóxica reduzida, o que conduz a elevadas concentrações de nitratos no efluente tratado. Por outro lado, se o teor de *OD* for reduzido o volume anaeróbio/anóxico dos grânulos será superior ao aeróbio o que consequentemente permite uma razoável desnitrificação, contudo, existirão teores elevados de amónio no efluente tratado como consequência de um processo de nitrificação deficiente. Além disso, e segundo Mosquera-Corral *et al.* (2005) e Liu & Liu (2006), os grânulos desenvolvidos sobre baixas concentrações de *OD* não são estáveis, além de que nessas condições pode ocorrer, eventualmente, um maior crescimento de organismos filamentosos. ^[36,54]

Assim, durante o processo, foi fundamental encontrar-se um ponto ótimo para a concentração de *OD* de modo a garantir uma remoção eficiente de azoto.

Alguns exemplos de perfis semanais para a concentração de *OD* apresentam-se na figura 13.

Durante a operação, apesar do caudal de ar injetado no reator ter sido relativamente constante, foram observadas medições de *OD* muito díspares. Durante a fase de arejamento, os valores de *OD* observados nesse período variaram desde concentrações quase nulas a concentrações máximas de 10.8 g/L. Segundo De Kreuk (2006) estas variações na concentração de oxigénio a longo prazo têm consequências, nomeadamente no que respeita à estrutura dos grânulos, começando a deteriorar-se e tornando-se irregular. [41]

As concentrações mais elevadas de *OD* foram observadas durante os dois primeiros meses de operação tendo estas, na sua generalidade, variado entre os 9.0 mg/L e os 10.8 mg/L. Estas concentrações resultaram num aumento da capacidade de nitrificação, sendo que a capacidade de desnitrificação tornou-se mais reduzida. Assim que foi observada uma redução da concentração de *OD*, observou-se um aumento da capacidade de desnitrificação (ver figura 12 e figura 13 semana 21 fev a 27 fev). Apesar disso, esta redução provocou, consequentemente, uma diminuição da capacidade de nitrificação.

Relativamente às concentrações de *OD* próximas do zero, observadas durante algumas fases de operação, poderão estar relacionadas, por um lado, com a maior concentração de *SST* registada tanto na semana de 1 a 6 de maio como de 7 a 13 de julho (ver figura 13), ou por outro lado, pelas medições terem ocorrido numa fase do ciclo em o sistema de arejamento estava parado (alimentação, decantação, descarga), ou ainda com problemas relacionados com os sensores ocorridos durante praticamente todo o mês de março.

De uma forma geral, concluiu-se então que os valores de *OD* na fase arejada foram bastante elevados, o que levou a um consumo excessivo de energia que poderia ter sido otimizado. No entanto, esses valores são também resultado da necessidade de caudal aplicado para se obter uma velocidade superficial ascensional de ar sempre maior do que 1.0 cm/s, gerando assim uma tensão de corte adequado para a formação dos grânulos. Segundo McSwain & Irvine (2008) os grânulos aeróbios não são estáveis quando aplicadas velocidades superficiais ascensionais de ar menores do que 1.0 cm/s, em sistemas onde a força da tensão de corte é controlada apenas pela taxa de arejamento.

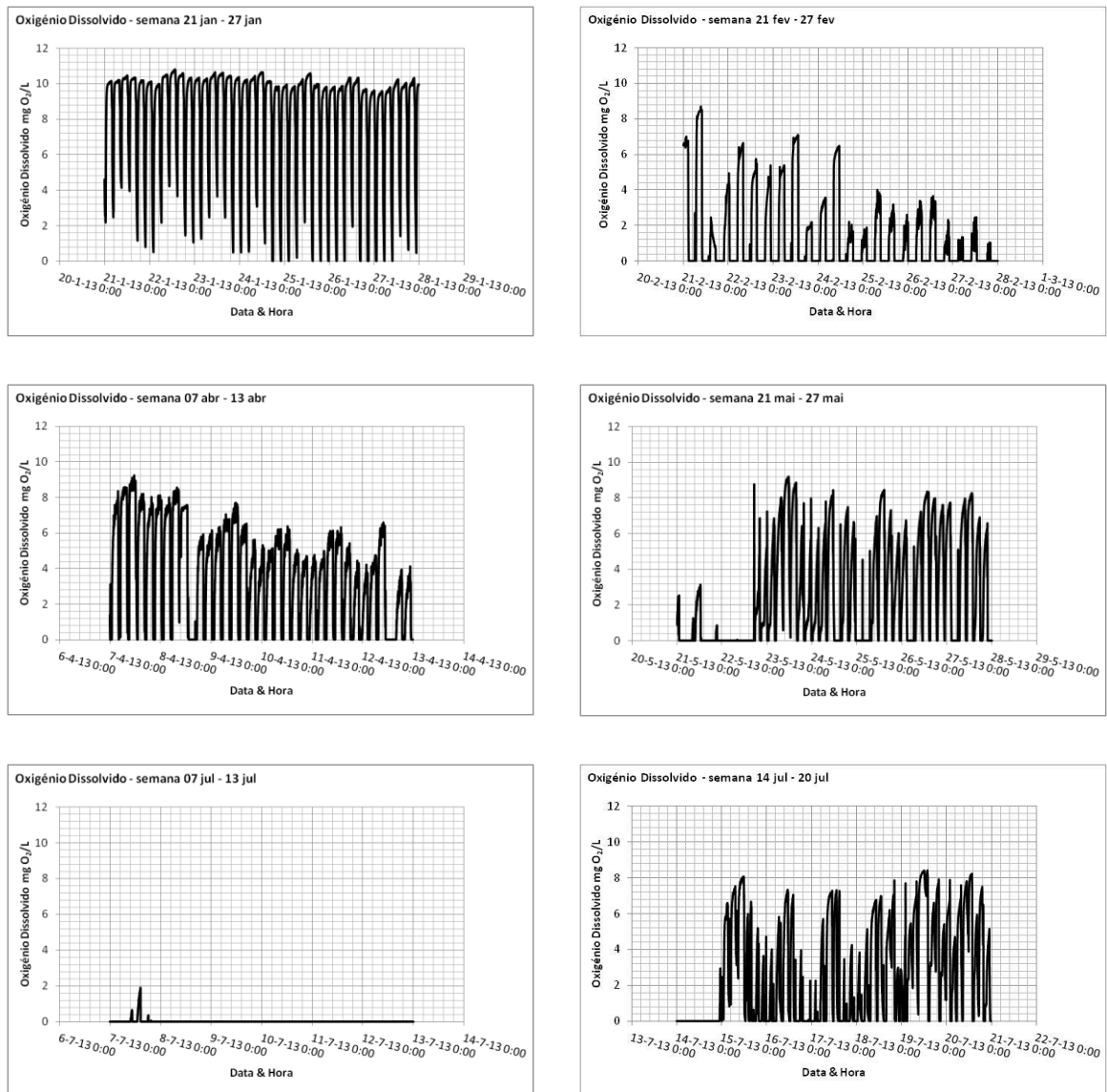


Figura 13. Perfil de OD durante algumas semanas de operação

5. CONCLUSÕES E PERSPETIVAS FUTURAS

O principal objetivo da operação do reator-piloto foi observar a formação de grânulos aeróbios e a estabilização dos mesmos tendo em conta a sua eficácia na remoção de nutrientes de um efluente doméstico.

De acordo com a avaliação das condições de operação e dos parâmetros de funcionamento associados ao processo de tratamento do reator-piloto conclui-se que:

- A granulação foi resultado de uma pressão aplicada sobre as espécies microbianas, especialmente quando adicionado um tempo de sedimentação mais curto e uma taxa mais elevada de câmbio volumétrico, combinadas com elevadas forças de tensão de corte. Por outro lado, o enchimento rápido, as fases anóxicas/anaeróbias e os períodos de fome limitaram o crescimento de organismos filamentosos, de forma a evitar o seu crescimento excessivo levando assim a que o reator pudesse funcionar em condições estáveis durante os meses de operação.
- Os organismos filamentosos desempenharam um papel importante na formação e estruturação dos grânulos, em particular os fungos, criando uma espécie de uma “estrutura dorsal” dos grânulos.
- A inexistência de grânulos durante os primeiros meses de operação poderá ter sido devida ao elevado tempo de sedimentação proposto inicialmente. Apesar do tempo de sedimentação até ser bastante curto, o facto da descarga do efluente tratado ser razoavelmente longa faz com que o tempo para a sedimentação da biomassa seja automaticamente mais longo, dando mais tempo a que esta deposite. Adicionalmente, as temperaturas baixas e o excesso de oxigénio demonstraram ser também fatores que possam ter prejudicado o processo de formação dos grânulos.
- Apesar de ter sido possível concluir que o fenómeno de granulação está diretamente relacionado com a fase inicial de seleção da biomassa com propriedades de sedimentação elevadas, não foi possível identificar quais as razões biológicas e físico-químicas que estão na base do processo de granulação, devido essencialmente à falta de meios disponíveis para efetuar análises.
- Relativamente à remoção de azoto durante a operação do sistema, foi possível verificar uma boa remoção durante as primeiras semanas de operação aquando da existência de flocos de lamas ativadas, tendo no entanto a eficiência da remoção

sofrido uma redução, assim que foram adicionadas alterações ao processo que provocaram perda da biomassa do sistema. Durante essa fase de seleção dos microrganismos o processo de nitrificação/desnitrificação foi afetado tendo-se verificando o aumento das concentrações de amónio e nitratos no efluente tratado.

Infelizmente, face a um conjunto de problemas operacionais descritos no capítulo anterior, não foi possível acompanhar a fase de estabilização da formação de grânulos aeróbios nem efetuar alguns testes adicionais que estavam previstos numa fase posterior a fim de determinar os parâmetros ótimos da presente operação.

Apesar disso, o estudo permitiu determinar algumas alterações de processo que seriam necessárias tendo em vista esta otimização, que poderão ser tidas em conta em trabalhos futuros, nomeadamente:

- Necessidade de limpeza das paredes do reator com uma maior frequência para evitar a acumulação de biofilme nas paredes evitando assim a competição destes com os grânulos aeróbios;
- Alteração da altura dos sensores no interior do reator a fim de se tentar obter uma maior qualidade dos resultados dos sensores;
- Limpeza dos sensores e calibração com maior frequência de forma a evitar a incoerência de alguns resultados obtidos durante o processo;
- Alteração dos tempos das fases dos ciclos de tratamento;
- Registos dos resultados dos valores do controlador (hora real, tempo de ciclo, hora do controlador) e das ocorrências excecionais que fogem aos padrões da normalidade, de uma forma rigorosa, de modo a ser possível relacionar os valores dos resultados obtidos com essas mesmas situações permitindo assim tirar conclusões mais pertinentes e concretas.
- Controlar a veracidade dos valores obtidos pelos sensores através de análises complementares de laboratório para determinar a possível necessidade de calibração dos mesmos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] Liu, Y., Qin, L., Yang, S. (2007) Microbial granulation technology for nutrient removal from wastewater, New York, Nova Science Pub. Inc.
- [2] Henze, M., Harremoës, P., Arvin, E., Jansen, J.C. (2002) Wastewater treatment – Biological and chemical processes, Germany, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- [3] Serra, I. S. D., Costa, A. J. M. P., Sobrinho, P. A. (2001) Adaptação de Lodos Ativados para Tratamento de Efluentes Líquidos com Elevadas Concentrações de Fenol e Nitrogénio Amoniacal. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, Brasil.
- [4] Cooper, P. F. (2001), Historical aspects of wastewater treatment, in Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation, Editor(s): Lens, P., Lettinga, G., Zeeman, G., IWA Publishing, 11-38.
- [5] MetCalf e Eddy, Inc. (2003), Wastewater engineering: treatment and reuse, McGraw-Hill Higher Education, 4ª Edição, New York.
- [6] Goronszy, M.C., Irvine, R.L, Wilderer, P.A. (2001), Sequencing Batch Reactor Technology, IWA Publishing, London.
- [7] Cavalcanti, P., F., F., Florêncio, L., Kato, M., T., Van Haandel, A. (2006), Anaerobic reactor design concepts for treatment of domestic wastewater, Environmental Science and Bio/Technology, 5, 21-38.
- [8] Lettinga, G., Van Haandel, A.C. (1994), Anaerobic sewage treatment: A practical guide for regions with a hot climate, John Wiley & Sons, Chicester.
- [9] Aiyuk, S., Forrez, I., Lieven, D. K., van Haandel, A., Verstraete, W. (2005) Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates – A review. Bioresource Technology, v. 97, p. 2235-2241.

- [10] Seghezze, L., Zeeman, G., van Lier, J. B. H., Amelers, H. V. M., Lettinga, G. (1998) A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, v.65, p.175-190.
- [11] De Kreuk, M.K. (2006), *Aerobic granular sludge: scaling up a new technology*, PhD thesis, Delft University of Technology, Delft.
- [12] De Kreuk, M.K., Mcswain, B.S., Bathe, S., Tay, S.T.L., Schwarzenbeck, N., Wilderer, P.A. (2005) Discussion outcomes. In: *Aerobic granular sludge*. Water and Environmental Management Series. London: IWA Publishing, 2005b, 155-169.
- [13] De Bruin, L.M.M., De Kreuk, M.K., Van der Roest, H.F., Van Loosdrechet, M.C.M., (2005), Promising results pilot research aerobic granular sludge technology at WWTP Ede, in *Aerobic Granular Sludge*, Editor(s): Bathe, S, De Kreuk, M., McSwain, B.
- [14] De Bruin, L.M.M., De Kreuk, M.K. (2004), *Aerobic granular reactor technology*, IWA Publishing, London.
- [15] Beun, J. J., Heijnen, J. J., Loosdrechet, M. C. M (2001), N-Removal in a granular sludgesequencing batch airlift reactor, *Biotechnology and Bioengineering*, 75, 82-92.
- [16] Heijnen, J.J., Kreuk, M. K., Loosdrechet, M.C.M. (2005), Simultaneous COD, nitrogen and phosphate removal by aerobic granular sludge, *Biotechnology and Bioengineering*, 90, 761-769.
- [17] Yang, X-P., Wang, S-M., Zhang, D-W., Zhou, L-X. 2011. Isolation and nitrogen removal characteristics of an aerobic heterotrophic nitrifying-denitrifying bacterium, *Bacillus subtilis* A1. *Bioresource Technology*, 102: 854-862.
- [18] Beun, J.J., Hendriks, A., van Loosdrechet, M.C.M., Morgenroth, M., Wilderer, P.A., Heijnen, J.J. (1999). Aerobic granule formation in a sequencing batch reactor. *Water Research* 33 (10):2283-2290.
- [19] Xu H, Tay JH, Foo SK, Yang SF, Liu Y. (2004) Removal of dissolved copper(II) and zinc(II) by aerobic granular sludge. *Water Science Technology*, 50:155–60.

- [20] Zheng, Y.M., Yu, H.Q., Sheng, G.P. (2005) Physical and chemical characteristics of granular activated sludge from a sequencing batch airlift reactor. *Process Biochemical*,40:645–50.
- [21] Liu, Y., Yang, S.F., Tan, S.F., Lin, Y.M., Tay, J.H. (2002) Aerobic granules: a novel zinc biosorbent. *Lett Applied Microbiology*; 35:548–51.
- [22] Liu, Y., Xu, H., Yang, S.F., Tay, J.H. (2003a) A general model for biosorption of Cd²⁺ Cu²⁺ and Zn²⁺ by aerobic granules. *J Biotechnol*, 102:233–9.
- [23] Liu Y, Yang SF, Xu H, Woon KH, Lin YM, Tay JH. (2003b) Biosorption kinetics of cadmium (II) on aerobic granular sludge. *Process Biochemical*, 38:995–9.
- [24] De Kreuk, M.L., Van Loosdrecht, M.C.M. (2004), Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability, *Water Science and Technology*,**49** (11-12), 9-17.
- [25] Morgenroth, E., Sherden, T., Van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., Wilderer, P.A. (1997) Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 31: 3191-3194.
- [26] Liu, Y., Tay, J.H. (2004), State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment, *Biotechnology Advances*, 22, 533–563.
- [27] Martins, A.M.P. (2004), Bulking sludge control: kinetics, substrate storage and process design aspects, PhD thesis, Delft University of Technology, Faculty of Applied Sciences, Delft.
- [28] Tay, J.H., Liu, Q.S., Liu, Y. (2001) Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91: 168-175.
- [29] Wang, F., Liu, Y.H., Yang, F.L., Zhang, X.W., Zhang, H.M. (2004) Study on the stability of aerobic granules in SBAR-effect of superficial upflow air velocity and carbon source. In: IWA Workshop on Aerobic Granular Sludge, 1, Munich, Germany.
- [30] Liu Y. and Tay J.H. (2002). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge - Review. *Wat. Res.* 36(7), 1653-1665.

- [31] Beun, J.J., Van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (2002) Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36: 702-712.
- [32] Chen Y., Jiang W., Liang D. T. and Tay J. H. (2007) Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Appl. Microbiol. and Biotechnol.*, 76, 1199-1208.
- [33] Adav, S.S., Lee, D.J., Lai, J.Y. (2007) Effects of aeration intensity on formation of phenol-fed aerobic granules and extracellular polymeric substances. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 77:175-182.
- [34] Ramasamy, P. and Zhang, X. (2005) Effects of Shear Stress on the Secretion of Extracellular Polymeric Substances in Biofilm. *Water Science and Technology.* 52(7), 217-223.
- [35] Yang, S. F., Tay, J. H., and Liu, Y. (2005) Effect of substrate nitrogen/chemical oxygen demand ratio on the formation of aerobic granules. *J Environment Eng* 131:86-92.
- [36] Mosquera-Corral, A., De Kreuk, M.K., Heijnen, J.J, Van Loosdrecht, M.C.M. (2005) Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, 39: 2676-2686.
- [37] De Kreuk, M.K., Pronk, M., Van Loosdrecht, M.C.M. (2005) Temperature effects on aerobic granulation process. *Wat. Res.* 39(18) 4476-4484.
- [38] Yang, S.F., Liu, Q.S., Tay, J.H., Liu, Y. (2004) Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors. *Letters in Applied Microbiology*, v.38, p. 106-112.
- [39] Lemaire, R., Webb, R. I., Yuan, Z. (2008) Micro-scale observations of the structure of aerobic microbial granules used for the treatment of nutrient-rich industrial wastewater. *International Society for Microbial Ecology Journal*, v.2, p.528-541
- [40] Wang, F., Yang, F.L., Zhang, X.W., Liu, Y.H., Zhang, H.M., Zhou, J. (2005b) Effects of cycle time on properties of aerobic granules in sequencing batch airlift reactor. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 21: 1379-1384.

- [41] De Kreuk, M.K., Van Loosdrecht, M.C.M. (2006) Formation of aerobic granules with domestic sewage. *Journal of Environmental Engineering*, 132(6): 694-697.
- [42] Ni, B., Xie, W., Liu, S., Yu, H., Wang, Y., Wang, G., Dai, X. (2009) Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Research*, 43: 751-761.
- [43] Wagner, J. (2011) Desenvolvimento de grânulos aeróbios e tratamento de esgoto doméstico em um reator em bateladas sequenciais (BBS) sob diferentes condições operacionais. Dissertação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade de Santa Catarina. Florianópolis.
- [44] Liu, Y., Shi, H., Xia, L., Shi, H., Shen, T., Wang, Z., Wang, G., Wang, Y. (2010b) Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 101: 901-906.
- [45] Morgenroth, E., Sherden, T., Van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., Wilderer, P.A. (1997) Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 31: 3191-3194.
- [46] Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J.P., Moletta, R. (1999) Aerobic granular sludge – a case report. *Water Research*, 33 (3): 890-893.
- [47] Beun, J.J., Van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (2002) Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36: 702-712.
- [48] Jungles, M.K., Figueroa, M., Morales, N., Val Del Río, A., Costa, R.H.R., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Méndez, R. (2011) Start up of a pilot scale aerobic granular reactor for 194 organic matter and nitrogen removal. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*.
- [49] De Kreuk, M.K., Mcswain, B.S., Bathe, S., Tay, S.T.L., Schwarzenbeck, N., Wilderer, P.A. (2005) Discussion outcomes. In: *Aerobic granular sludge. Water and Environmental Management Series*. London: IWA Publishing, 155-169.

- [50] Weber, S.D., Ludwig, W., Schleifer, K.-H., Fried, J. (1997) Microbial Composition and Structure of Granular Sewage Biofilms. *Applied Environmental Microbiology*, 73 (19), 6223-34.
- [51] Vijayalaxmi, P. (2008) Investigation on simultaneous nitrification/denitrification and fouling of an aerobic granular membrane airlift bioreactor, Master thesis, Asian Institute of Technology, Thailand.
- [52] Tay, J.-H., Liu, Q.S. & Liu, Y. (2004). The Effect of Upflow Air Velocity on The Structure of Aerobic Granules Cultivated in a Sequencing Batch Reactor. *Water Science and Technology*, 49, 35-40.
- [53] Sant'Anna Jr., G.L. Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 398 p
- [54] Liu, Y., Liu, Q.S. (2006) Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24: 115-127.
- [55] Mcswain, B.S., Irvine, R.L. (2008) Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science & Technology*, 58 (4): 781-787.