

ESTRATÉGIA DE I+D+I

NA GESTÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS EM
PEQUENOS AGLOMERADOS URBANOS



Interreg

España - Portugal

IDlaqua



UNIÓN EUROPEA

UNIÃO EUROPEIA

ESTRATÉGIA DE I+D+I

NA GESTÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS EM PEQUENOS AGLOMERADOS URBANOS



Interreg

España - Portugal

IDlaqua



UNIÓN EUROPEA
UNIÃO EUROPEIA

ÍNDICE

07 INTRODUÇÃO

O tratamento de águas residuais em pequenos aglomerados urbanos.

15 CAPÍTULO 1

O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS EM PEQUENOS AGLOMERADOS URBANOS
NAS REGIÕES IDIAQUA: ANDALUZIA-HUELVA, EXTREMADURA-BADAJOS, PORTUGAL-ALGARVE

17 1. Quadro regulatório

24 2. Organização dos sistemas de gestão

36 3. Situação atual do tratamento de águas residuais em pequenos aglomerados urbanos

45 4. Linhas de ação futuras

55 CAPÍTULO 2

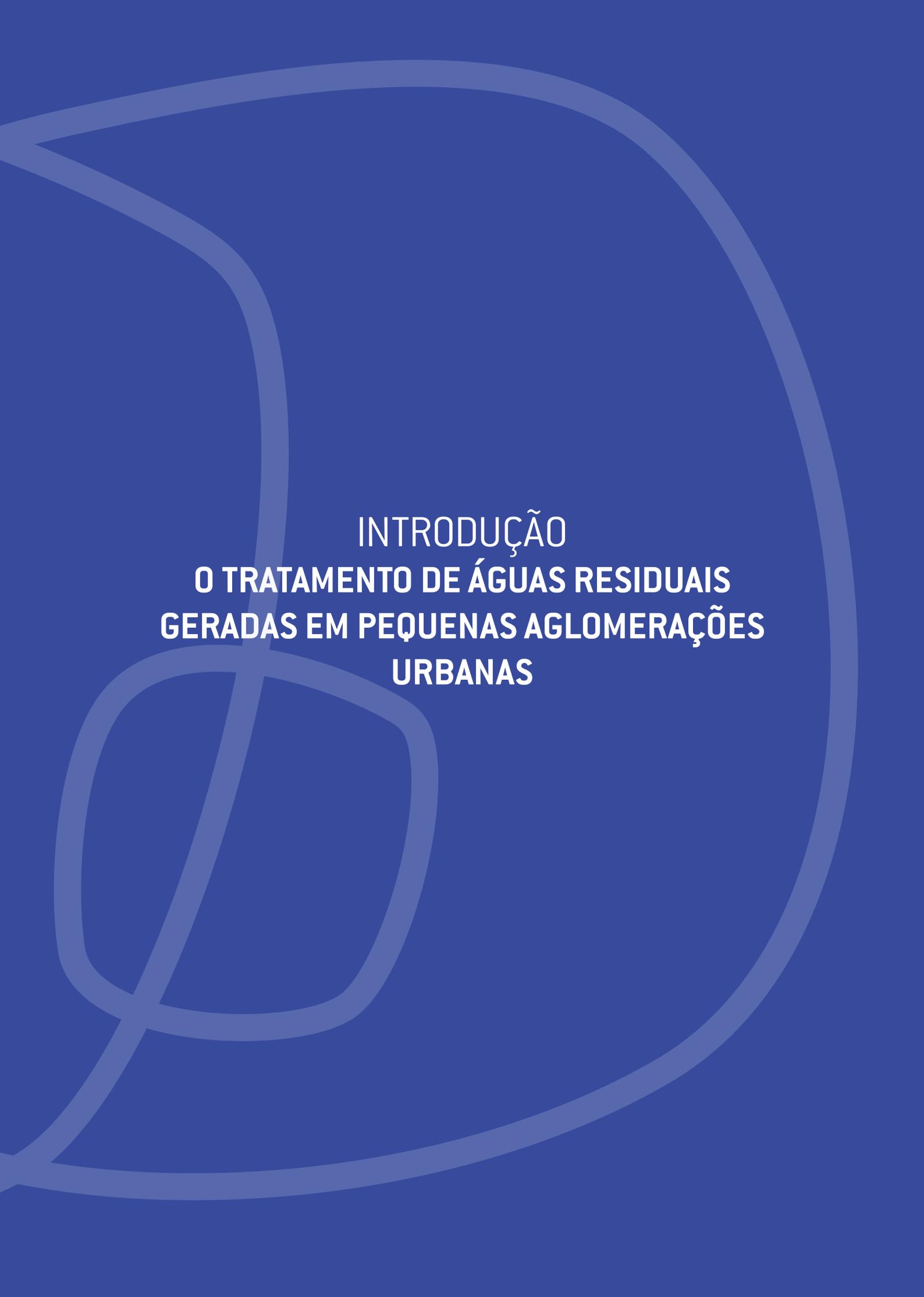
TECNOLOGIAS INOVADORAS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS
EM PEQUENOS AGLOMERADOS URBANOS

57 1. Fitorremediação de águas residuais urbanas de pequenos municípios com microalgas

89 2. Tratamento anaeróbio avançado - Upflow Anaerobic Sludge Blanket

101 3. Reactores descontínuos sequenciais (SBR)

123 4. Biotecnologia enzimática aplicada à valorização de lamas de depuração



INTRODUÇÃO
O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS
GERADAS EM PEQUENAS AGLOMERAÇÕES
URBANAS

INTRODUÇÃO

Quando nos referimos ao tratamento das águas residuais em pequena escala, é necessário salientar dois conceitos, em conformidade com a Diretiva 91/271/CEE, e que, por vezes, não são devidamente tidos em conta:

- Não estamos a falar de cidades, mas de aglomerações urbanas, entendendo por aglomeração urbana: “a zona cuja população e/ou atividades económicas apresentem uma concentração suficiente para a captação e encaminhamento de águas residuais urbanas para uma estação de tratamento dessa água ou para um ponto de descarga final”.
- A população a ser tratada não é contabilizada em função do número de habitantes cadastrados, mas sim dos seus habitantes equivalentes, o que permite considerar a possível carga industrial biodegradável gerada pelas aglomerações urbanas

No que se refere ao que entendemos por pequena aglomeração urbana, foi acordado estabelecer o limite de 2 000 habitantes equivalentes (h-e), um limite abaixo do qual a referida diretiva exige que seja aplicado um *tratamento adequado* às águas residuais. É evidente que este limite de população não é rígido e pode ser gerido com alguma flexibilidade.

Atualmente, são estas pequenas aglomerações urbanas que apresentam mais carências no que se refere ao tratamento das suas águas residuais. Por conseguinte, é neste tipo de população, geralmente rural e dispersa, que se deve fazer um grande esforço para corrigir as suas deficiências em saneamento e depuração, a fim de poder cumprir a legislação vigente. A este respeito, não se deve esquecer que a referida diretiva estabeleceu a data de 31 de dezembro de 2005 como prazo máximo para que as águas residuais provenientes das aglomerações urbanas inferiores a 2000 h-e, que entrassem nos sistemas coletores, sejam submetidas a um tratamento adequado, antes de serem descarregadas em águas doces e estuários.

A DEFINIÇÃO DE AGLOMERAÇÕES URBANAS

A correta definição das aglomerações urbanas é um conceito fundamental ao abordar o saneamento e a depuração numa determinada região e, pelo que deve ser um ponto essencial na fase de planeamento e, ainda mais, quando este planeamento se concentra nos pequenos núcleos populacionais.

Com o estabelecimento de aglomerações urbanas ficam determinados os núcleos que vão ter saneamento conjunto, bem como a parte da população que permanecerá não agrupada e que será submetida a um tratamento descentralizado ou “*in situ*”.

A definição de aglomerações urbanas deve ser feita tendo em conta numerosos fatores, principalmente de natureza económica, técnica e ambiental, que podem tornar-se de grande complexidade nos casos em que a população considerada se encontra muito dispersa.

Atualmente, a tendência mais generalizada na definição de aglomerações urbanas é a de agrupar o máximo possível os núcleos populacionais sujeitos a saneamento/depuração com o objetivo de poder aproveitar os benefícios da economia de escala e o que isso implica, mas, por vezes, este agrupamento é inviável do ponto de vista técnico-económico, ou é desaconselhável por razões ambientais.

PARTICULARIDADES DO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS EM PEQUENAS AGLOMERAÇÕES URBANAS

Uma vez definidas as premissas anteriores, é também necessário ter em conta que o tratamento das águas residuais geradas em pequenas aglomerações urbanas apresenta uma série de particularidades, tanto de natureza técnica, como de natureza normativa e económica, que tornam necessário implementar soluções de tratamento específicas, que se adaptem a estas condicionantes.

Entre as particularidades *técnicas*, que influenciam significativamente a seleção da tecnologia de tratamento a aplicar e a sua dimensão, destacam-se as seguintes:

- a. Em pequenas aglomerações urbanas existem fortes oscilações diárias dos caudais e cargas geradas, e estas oscilações são maiores quanto menor a dimensão da aglomeração urbana considerada, como consequência da sua menor capacidade laminar para absorver estas oscilações.
- b. As pequenas aglomerações urbanas apresentam geralmente fortes aumentos sazonais da sua população, o que torna a conceção e implementação de sistemas de tratamento de águas residuais mais dispendiosa e complicada, de modo a fazer face aos aumentos correspondentes dos caudais e cargas a tratar.
- c. É uma situação relativamente comum encontrar pequenas aglomerações urbanas em que os caudais previsíveis de águas residuais aumentam devido a infiltrações na sua rede de saneamento, ou por contribuições de fontes públicas. Estas águas parasitas contribuem para a laminação dos fatores de pico, resultando em variações diárias no caudal muito menos pronunciadas, mas provocam aumentos significativos nos caudais de águas residuais a tratar e nos custos dos tratamentos, especialmente se for necessário recorrer a bombeamento.
- d. As descargas tipicamente domésticas geradas nas pequenas aglomerações urbanas apresentam características muito variáveis em função das circunstâncias locais. Por conseguinte, nas aglomerações urbanas com descargas industriais (geralmente de natureza agroalimentar ou pecuária), estas descargas terão uma grande influência sobre o caudal e, principalmente, na composição das águas residuais geradas.

Entre as singularidades de *caracter económico*, destaca-se o facto de as pequenas aglomerações não beneficiarem das vantagens da economia de escala, o que leva a custos de implementação, operação e manutenção, por habitante equivalente, cada vez mais elevados à medida que o seu tamanho diminui. A isto há que acrescentar que, nas populações dispersas, os custos ligados à rede de saneamento aumentam significativamente. Por último, na seção relativa às *particularidades regulamentares*, a tabela I mostra o tipo de tratamento que a Diretiva 91/271/CEE exige de aglomerações urbanas em função da sua dimensão e das características das zonas em que descarregam.

QUADRO I. TIPOS DE TRATAMENTOS EM FUNÇÃO DO TAMANHO DA AGLOMERAÇÃO URBANA E DAS CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE DESCARGA

DESCARGAS EM ÁGUAS DOCES E ESTUÁRIOS				
Tamanho aglomeração	Zona menos sensível	Zona normal	Zona normal alta montanha	Zona sensível
0 – 2.000 h-e	T.A.	T.A.	T.A.	T.A.
2.000-10.000 h-e	T.1º	T.2º	T.2º	T.2º
> 10.000 h-e	T.2º	T.2º	T.2º	T.M.R.

A própria diretiva define estes tratamentos da seguinte forma:

- T.A.:** Tratamento adequado: tratamento das águas residuais urbanas através de qualquer processo e/ou sistema de eliminação, em virtude do qual, após a descarga dessas águas, as águas receptoras cumpram os objetivos de qualidade e as disposições pertinentes desta e das restantes diretivas comunitárias.
- T.1º:** Tratamento primário: o tratamento das águas residuais urbanas por um processo físico e/ou químico que inclua a sedimentação de sólidos suspensos, ou outros processos em que la CBO_5 das águas residuais que entram são reduzidas em pelo menos 20% antes da descarga e o total de sólidos suspensos nas águas residuais de entrada é reduzido em, pelo menos, 50%.

T.2º: Tratamento secundário: o tratamento das águas residuais urbanas por um processo que geralmente inclui um tratamento biológico com sedimentação secundária, ou outro processo em que sejam respeitadas as prescrições do quadro 1 do anexo I.: redução $\text{CBO}_5 > 70\text{-}90\%$ ou $< 25 \text{ mg/l}$; A redução do $\text{CQO} > 75\%$ ou $< 125 \text{ mg/l}$; redução de sólidos suspensos $> 90\%$ ou $< 35 \text{ mg/l}$.

T.M.R: Tratamento mais rigoroso do que o secundário: tratamento pelo qual, de acordo com a situação local, se reduza o azoto total, o fósforo total ou ambos os parâmetros, de acordo com os seguintes requisitos: para $10.000 < \text{Pop} < 100.000 \text{ h-e}$, redução $\text{Nt} > 70\text{-}80\%$ ou $< 15 \text{ mg/l}$, redução $\text{Pt} > 80\%$ ou $< 2 \text{ mg/l}$. ; para $\text{Pop} > 100.000 \text{ h-e}$, redução $\text{Nt} > 70\text{-}80\%$ ou $< 10 \text{ mg/l}$, redução $\text{Pt} > 80\%$ ou $< 1 \text{ mg/l}$.

Observa-se que, no caso de aglomerações urbanas inferiores a 2.000 h-e, a diretiva exige um *tratamento adequado*, não estabelecendo para este tratamento limites específicos de descarga, como é feito para o resto dos tratamentos (tanto nas concentrações como nas percentagens de eliminação).

Embora em alguns países da União Europeia (França, Polónia, Reino Unido), o conceito ou tratamento adequado tenha sido claramente regulamentado, acompanhado de limites específicos de descarga, em função das circunstâncias, não é esse o caso de Espanha e de Portugal.

No caso de Espanha, e a fim de apoiar a elaboração de autorizações de descarga pelas Confederações Hidrográficas, foi elaborado o “Manual de Gestão da Descarga”. *Autorização de descarga*, no qual se especifica que os valores-limite de emissão devem ser calculados tendo em conta os objetivos ambientais do ambiente recetor e que a verificação das normas de qualidade ambiental pode ser avaliada, quer por balanço de massas quer pela utilização de modelos de simulação matemática.

Dada a complexidade destes procedimentos, o habitual é que os requisitos contidos nas autorizações de descarga, no caso de pequenas aglomerações urbanas, coincidam com os que correspondem a um tratamento secundário. Embora, e cada vez mais frequentemente, a redução de nutrientes (N e P) também comece a ser exigida.

TECNOLOGIAS PARA O TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUAIS GERADAS EM PEQUENAS AGLOMERAÇÕES URBANAS

As tecnologias para o tratamento das descargas geradas em pequenas aglomerações urbanas devem estar em conformidade com as particularidades apresentadas por este tipo de aglomerações, que foram previamente expostas.

A este respeito, já em 1977, a EPA recomendava os seguintes critérios prioritários no momento de selecionar o tipo de tecnologia a aplicar em pequenas aglomerações urbanas:

- Tecnologias que requeiram um mínimo de manutenção e que esta manutenção seja o mais simples possível.
- Tecnologias com um gasto mínimo de energia.
- Tecnologias que apresentam um funcionamento eficaz perante uma ampla gama caudais e cargas.
- Tecnologias que permitam que as possíveis falhas de equipamentos e processos, causem uma mínima deterioração da qualidade dos efluentes tratados
- Tecnologias que apresentam a máxima integração ambiental.

Em suma, as pequenas aglomerações urbanas exigem ações que conciliam as condições exigidas dos efluentes tratados com técnicas de operação simples e com custos de funcionamento e manutenção que podem ser realmente aceitáveis.

Seguidamente, enumeram-se as diferentes tecnologias atualmente aplicadas em pequenas aglomerações urbanas:

- **Tratamentos primários:** os mais clássicos: *Fossas Sépticas*, *Tanques Imhoff* e mais recentemente tratamentos primários mais avançados (caso dos *Reatores* de leito de lamas de fluxo ascendentes (UASB) e dos *Reatores Hidrolíticos de fluxo ascendente (HUSB)*).
- **Tratamentos secundários extensivos:** baseados na imitação dos processos de depuração que ocorrem naturalmente em solos e massas de água. Necessitam de uma grande superfície de implantação, no entanto, em geral, não necessitam de um fornecimento externo de energia para o seu funcionamento. Entre eles encontram-se:
 - Os que recorrem à utilização do solo como elemento depurador, especialmente na aplicação subsuperficial (*Valas e Poços Filtrantes*). O campo de aplicação deste tratamento limita-se a aglomerações urbanas de tamanho muito pequeno.
 - Os que simulam as condições das zonas húmidas naturais: *Zonas Húmidas Artificiais* do Fluxo Subsuperficial (tanto verticais como horizontais) e *filtros de halófitas em flotação*.
 - Os que imitam os processos naturais de depuração que ocorrem em rios e lagos, como é o caso da *Lagunagem*.
 - Os que se baseiam na filtração intermitente da água: Filtros de *areia intermitentes*.
- **Tratamentos secundários intensivos:** caracterizam-se pela utilização de um fornecimento externo de energia que acelera o processo de tratamento, pelo que exigem uma menor área de superfície do que as de natureza extensiva. Estes incluem:
 - Sistemas de cultura suspensão: arejamento prolongado e Reatores Sequenciais.
 - Sistemas de biofilme: Leitos bacterianos, Reator Biológico de Contacto (RBC) e Reator de Biofilme de Leito Móvel (MBBR).

TENDÊNCIAS NAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS GERADAS EM PEQUENAS AGLOMERAÇÕES URBANAS

No que diz respeito às tendências das tecnologias de tratamento aplicáveis neste segmento populacional, no caso de tecnologias intensivas, existe atualmente uma tendência para minimizar o consumo de energia da fase de arejamento e a sua monitorização, aplicando quase todas as tecnologias utilizadas nas aglomerações médias/grandes.

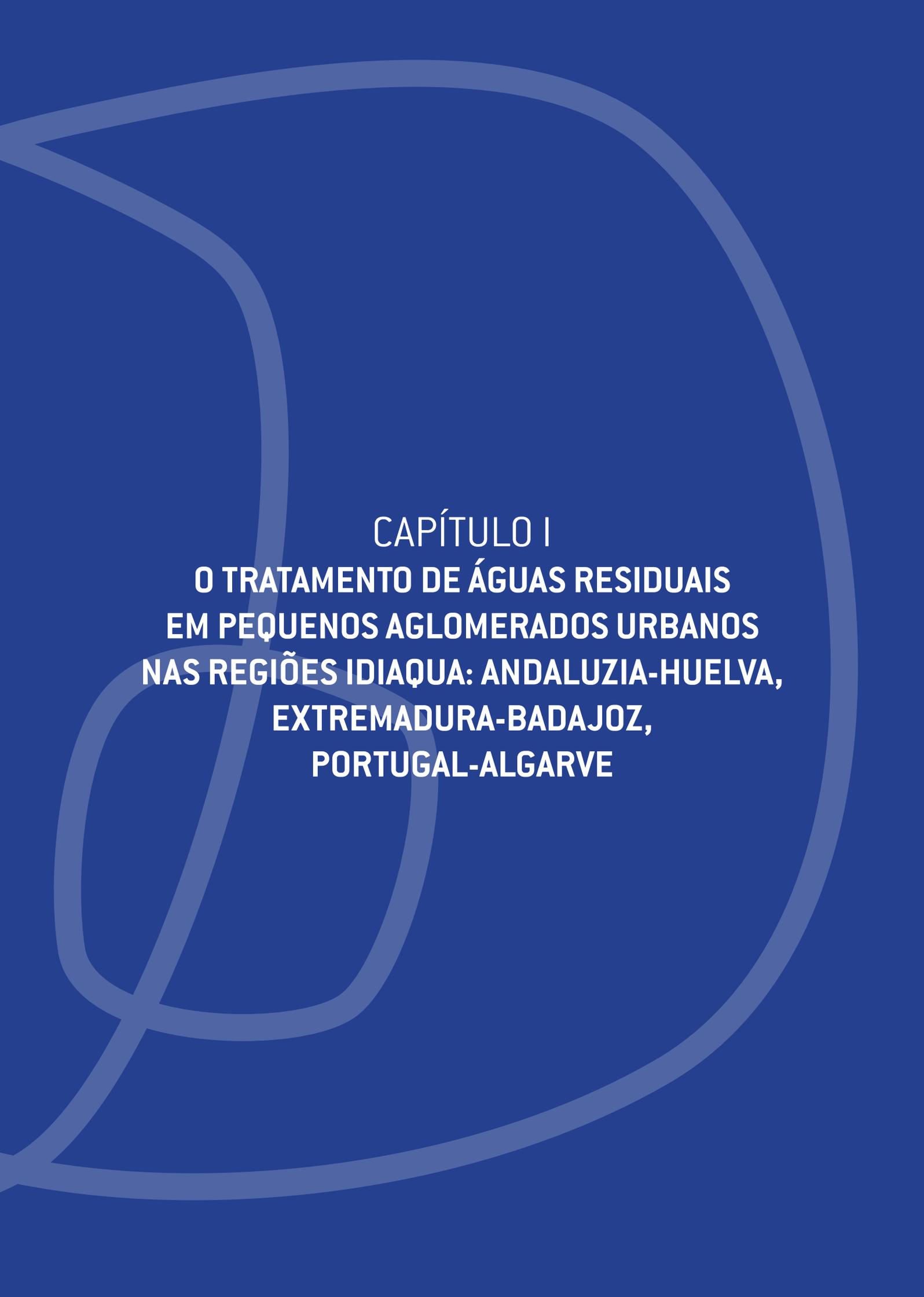
No caso de tecnologias extensivas, os esforços visam minimizar os seus elevados requisitos de superfície (a principal desvantagem para a sua aplicação) e fornecer-lhes mecanismos de resposta para lidar eficazmente com as alterações das condições de funcionamento. Para responder a estas exigências, começou-se a trabalhar com tecnologias híbridas INTEXT (INTensivas/EXTensivas), procurando sinergias entre ambos os tipos de tecnologias.

Dentro destas tecnologias INTEXT encontram-se: Zonas Húmidas com arejamento artificial, zona húmida bioelectrogénica, Filtros de Halófitas de Flotação Arejada e Lagoas de Alta Carga.

Toda esta gama de tecnologias disponíveis para o tratamento das águas residuais geradas em pequenas aglomerações urbanas deve ser adaptada para satisfazer os requisitos de descarga cada vez mais exigentes, especialmente no que se refere à redução de nutrientes (N e P).







CAPÍTULO I
O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS
EM PEQUENOS AGLOMERADOS URBANOS
NAS REGIÕES IDIAQUA: ANDALUZIA-HUELVA,
EXTREMADURA-BADAJOS,
PORTUGAL-ALGARVE

1. QUADRO REGULATÓRIO

INTRODUÇÃO

A água, enquanto recurso natural e essencial para o ser humano, requer um quadro normativo em constante desenvolvimento que aborde a protecção das massas de água a partir de diversos aspectos e a luta contra a poluição das mesmas. Este quadro jurídico de protecção das águas tem vindo a desenvolver-se ao longo dos anos a diferentes níveis de regulamentação que vão desde uma escala comunitária a uma escala local, passando pela estatal e a regional.

O primeiro documento comunitário relacionado com o interesse pela protecção das massas de água, foi aprovado em Estrasburgo em 1968 pelo Conselho da Europa, e é conhecido como “A Carta Europeia da Água” que, sem ser obrigatório, supunha uma declaração de princípios, mencionando expressamente a depuração das águas residuais. Assim, no seu artigo 5.º, o referido documento previa que “quando a água residual voltar ao leito do rio, esta deve regressar em condições que não impeçam as suas posteriores utilizações, tanto públicas como privadas”. Este ponto de viragem marcou o caminho para o desenvolvimento do quadro normativo que ocorreria posteriormente.

Como precursoras destas normas posteriores, pode considerar-se, em primeiro lugar, a Directiva 75/440/CEE do Conselho, de 16 de Junho de 1975, relativa à qualidade exigida para as águas superficiais destinadas à produção de água potável nos Estados-Membros (transposta para o ordenamento jurídico espanhol através, nomeadamente, do Decreto Real 927/1988, de 29 de julho) e da Directiva 76/160/CEE do Conselho, de 8 de dezembro de 1975, relativa à qualidade das águas balneares (transposta para o ordenamento jurídico espanhol através do Decreto Real 734/1988, de 1 de julho). Dado que, para prevenir e reduzir a poluição das águas balneares, que era o principal objectivo da norma, esta estabelece que as águas devem manter critérios mínimos de qualidade, estabelecendo claros pontos em comum com o saneamento das águas residuais.

LEGISLAÇÃO COMUNITÁRIA

Pode considerar-se que a primeira e principal norma específica que surge no âmbito da depuração em águas residuais é a Directiva 91/271/CEE do Conselho, de 21 de maio de 1991, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas. Esta norma foi um antes e um depois em matéria de tratamento de águas residuais e encarregou-se de estabelecer limites, definir conceitos, organizar competências, etc., tornando-se a origem das normas de saneamento e tratamento de águas residuais nos diversos Estados-Membros. Muito resumidamente, a Directiva 91/271/CEE estabelece as medidas necessárias que os Estados-Membros devem tomar para garantir que as águas residuais urbanas sejam tratadas antes da sua descarga. Assim, em primeiro lugar, estabelece que as aglomerações urbanas devem dispor, consoante o caso, de sistemas de colectores para a recolha e a condução das águas residuais. Em segundo lugar, estabelece os diferentes tratamentos a que devem ser submetidas as águas residuais urbanas antes da sua descarga nas águas interiores ou marinhas. Estes tratamentos têm em conta as características do local onde se produzem as descargas, fixando assim tratamentos mais ou menos rigorosos segundo estes se realizem em zonas qualificadas como “sensíveis”, “menos sensíveis” ou “normais”. No que diz respeito às pequenas unidades populacionais, esta directiva estabelece que as unidades populacionais com menos de 2000 h-e que descarreguem nas águas continentais e estuários devem dispor de um tratamento adequado para as suas águas residuais, sendo este “Tratamento adequado”, ponto fulcral de muitos debates até hoje, uma vez que não é especificado em que consiste esse tratamento.

Posteriormente, a Directiva 98/15/CE da comissão, de 27 de fevereiro de 1998, alterou a Directiva 91/271/CEE do Conselho no que diz respeito a determinados requisitos do seu Anexo I, introduzindo requisitos em matéria de nutrientes para as descargas provenientes de estações de tratamento de águas residuais urbanas em zonas sensíveis eutróficas ou susceptíveis de eutrofização.

A nível comunitário, encontra-se também a Directiva 2000/60/CE, de 23 de outubro, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água: Directiva-Quadro Água (DQA), cujo antecedente mais directo foi a Directiva 96/61/CEE, de 24 de setembro, relativa à Prevenção e Controlo Integrados da Poluição (PCIP). Este quadro de acção comunitário estabelecido pela DQA no domínio da política da água incide de forma mais acentuada sobre aspectos ambientais. Não faz qualquer referência específica à depuração das águas residuais, embora o seu conteúdo deva necessariamente ser tido em conta na aplicação do saneamento. Assim, esta directiva exige que os Estados-Membros “tomem as medidas necessárias para prevenir a deterioração do estado de todas as massas de águas superficiais” e “aplicar as medidas necessárias para evitar ou limitar a entrada de poluentes nas águas subterrâneas e evitar a deterioração do estado das mesmas”.

A mais recente legislação comunitária sobre o tema que nos preocupa ser incorporada no quadro regulamentar é o novo Regulamento europeu relativo à reutilização de água. Foi publicado em 5 de junho 2020, no Jornal Oficial da União Europeia, e tinha sido aprovado em 25 de maio 2020 no Parlamento Europeu. Concretamente, trata-se do Regulamento 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 25 de maio de 2020, relativo aos requisitos mínimos para a reutilização da água. Na mesma data foi também publicado no Boletim Oficial do Estado (BOE).

Este regulamento é obrigatório para os Estados-Membros, estabelece requisitos mínimos de qualidade e controlo da água e disposições sobre a gestão dos riscos para a utilização segura das águas reutilizadas no contexto de uma gestão integrada da água. O seu objectivo é garantir que as águas reutilizadas sejam seguras para a irrigação agrícola, assegurando assim um elevado nível de protecção do ambiente e da saúde humana e animal, promovendo a economia circular e apoiando a adaptação às alterações climáticas, e contribuir para os objectivos da Directiva 2000/60/CE ao fazer face à escassez de água, que implica uma pressão sobre os recursos hídricos, de forma coordenada em toda a União Europeia, contribuindo assim para o funcionamento eficaz do mercado interno.

REGULAÇÃO DO ESTADO: QUADRO JURÍDICO E COMPETENCIAL DE ESPANHA

Acima de qualquer norma específica relativa à depuração de águas residuais, encontram-se os princípios orientadores da Constituição espanhola que, no seu Título I, capítulo III, artigo 45, estabelece que “Todos têm o direito de desfrutar de um ambiente adequado para o desenvolvimento da pessoa, bem como o dever de conservá-lo” e que “Os poderes públicos devem assegurar a utilização racional de todos os recursos naturais, de forma a proteger e melhorar a qualidade de vida e a defender e restaurar o ambiente, contando com a indispensável solidariedade colectiva”. Por conseguinte, a depuração das águas, na medida em que está directamente relacionada com a protecção do ambiente, constitui não só um direito, mas também um dever.

De um ponto de vista mais específico, a legislação relativa ao tratamento de águas residuais é a que transpõe para o ordenamento jurídico espanhol a Directiva 91/271/CEE, ou seja, em primeiro lugar, é o Real Decreto 11/1995, de 28 de dezembro, sobre o tratamento de águas residuais urbanas, que estabelece as regras aplicáveis ao tratamento de águas residuais urbanas. Por seu lado, o Real Decreto 509/1996, de 15 de março, desenvolveu o conteúdo do anterior, mediante a incorporação dos anexos contidos na Directiva 91/271/CEE, que não tinham sido incorporados inicialmente. Para introduzir a directiva no orde-

namento jurídico espanhol, o quadro 2 do anexo I do Decreto Real 509/1996, de 15 de março, foi alterado através do Decreto Real 2116/1998, de 2 de outubro.

Também a nível estatal se encontra o Real Decreto 1620/2007, de 7 de dezembro, que estabelece o regime jurídico da reutilização das águas tratadas, que define o conceito de reutilização, de águas reutilizadas, determina os requisitos necessários para a utilização dessas águas e os procedimentos a seguir para obter a concessão exigida, no que respeita às utilizações admitidas e aos níveis de qualidade necessários para cada caso. Por último, no âmbito do Estado é de referir o Decreto Real 1290/2012, de 7 de setembro, que altera o Regulamento do Domínio Público Hidráulico, aprovado pelo Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, e o Decreto Real 509/1996 de desenvolvimento do Real Decreto-Lei 11/1995. O novo texto refere-se ao controlo dos transbordos e das autorizações de descargas, já que a transposição para a legislação espanhola através da legislação mencionada era muito mais restritiva a este respeito do que a directiva europeia.

A depuração das águas residuais urbanas é uma responsabilidade partilhada da sociedade no seu conjunto, já que somos os cidadãos, com as nossas necessidades básicas e o nosso estilo de vida que as geramos, e cabe às administrações públicas zelar pelo fornecimento dos serviços urbanos de água, bem como pela protecção do ambiente.

Trata-se, portanto, de uma questão em que se deve envolver desde a administração geral do Estado até à cidadania, e sobretudo as administrações locais e autónomas, sobre as quais recai o maior peso de responsabilidade.

No entanto, para além do quadro conceptual, existe um quadro jurídico que define claramente as obrigações e competências de cada um.

São as autoridades locais, ou seja, os municípios, que têm a obrigação de prestar os serviços básicos de abastecimento, saneamento e tratamento aos cidadãos, conforme estabelece a Lei de Bases de Regime Local 7/85, que no seu artigo 25.º enumera, entre as competências próprias a exercer pelo município, as relativas à prestação de serviços de abastecimento de água potável e de saneamento e tratamento de águas residuais urbanas.

Por seu lado, a Lei 5/2010 de Autonomia Local da Andaluzia [Artigo 5.º] atribui aos municípios “... a competência de ordenamento, gestão, prestação e controlo dos serviços de saneamento ou de recolha das águas residuais urbanas e pluviais dos núcleos populacionais através das redes de esgotos municipais até ao ponto de intercepção com os colectores gerais ou até ao ponto de recolha ou seu tratamento. Atribui-lhe também “...o serviço de depuração das águas residuais urbanas, que compreende a sua intercepção e o transporte através dos colectores gerais, o seu tratamento e a descarga do efluente às massas de águas doces ou marítimas”

A Lei da Água 9/2010, de 30 de julho, no seu artigo 13.º, retoma igualmente as competências dos municípios em matéria de água, estabelecendo que estas competências poderão ser desenvolvidas por eles próprios, ou através das administrações regionais ou entes supramunicipais. Assim, corresponde aos municípios em matéria de água o ordenamento e a prestação dos seguintes serviços, no ciclo urbano da água: c) O saneamento ou a recolha das águas residuais urbanas e pluviais dos núcleos populacionais através das redes de esgotos municipais até ao ponto de intercepção com os colectores gerais ou até ao ponto de recolha para tratamento. d) A depuração das águas residuais urbanas, que inclui a intercepção e o transporte das mesmas através dos colectores gerais, o seu tratamento até à descarga do efluente para as massas de águas doces ou marítimas. e) A reutilização, se for caso disso, de águas residuais depuradas, nos termos da legislação de base. f) A aprovação das taxas ou tarifas fixadas pelo município como contrapartida pelos serviços do ciclo urbano da água no seu território, sem prejuízo do disposto no artigo seguinte e, no que diz respeito à tarifa, a regulamentação do regime de preços autorizados

na Comunidade Autónoma da Andaluzia. g) O controlo e acompanhamento das descargas na rede de saneamento municipal, bem como o estabelecimento de medidas ou programas de redução da presença de substâncias perigosas nessa rede. h) Autorização de descargas em fossas sépticas e nas redes de saneamento municipais.

Estes serviços devem ser sustentáveis, pelo que devem ser suportados por um sistema de gestão e tarifário que garanta a recuperação dos custos da sua prestação, com critérios de eficiência, mas também de solidariedade e justiça social. Para isso, a escala de abrangência da prestação de serviços é determinante, para que seja viável uma escala de impacto de custos adequada.

Neste sentido, o papel da administração da Junta de Andaluzia é decisivo, visto que entre as suas competências nesta matéria está a determinação de áreas supramunicipais para a prestação dos serviços do ciclo urbano da água, promover as entidades supramunicipais que garantam a gestão, bem como o estabelecimento do quadro regulamentar para a prestação destes serviços.

Além disso, o Real Decreto-Lei 11/1995 confere às Comunidades Autónomas (e, portanto, à Junta de Andaluzia) a competência de declarar as zonas sensíveis em bacias intracomunitárias, bem como de definir as aglomerações urbanas para o cumprimento da Directiva 91/271.

Da mesma forma, a Junta de Andaluzia tem o poder de exercer as atribuições de assistência técnica e económica às empresas locais (RD 1132/1984), assistência que se encontra aperfeiçoada e especificada na Lei de Águas da Andaluzia de 2010.

A Lei das Águas da Andaluzia desenvolve a figura das obras hidráulicas de interesse para a comunidade autónoma, entre as quais se encontram as obras de depuração que são expressamente declaradas pelo Conselho Deliberativo. Assim sendo, a Junta de Andaluzia é responsável pelo planeamento, programação e execução das obras hidráulicas de interesse da Comunidade Autónoma da Andaluzia, estabelecendo pelo princípio da recuperação de custos o valor tributário da “taxa de melhoramento regional”, para o financiamento das obras hidráulicas de saneamento e depuração que tenham sido declaradas de Interesse da Comunidade Autónoma, para cumprimento da Directiva 91/271.

A Administração Geral do Estado, por seu turno, é responsável por promover o cumprimento da Directiva 91/271, pelo que deve estabelecer objectivos e um quadro de colaboração com os Governos Autónomos e com as Autoridades locais. Da mesma forma, cabe-lhe o estabelecimento das zonas sensíveis no âmbito das Regiões Hidrográficas intercomunitárias, geridas pelo Estado.

Além disso, deve assumir o financiamento e execução das obras declaradas de Interesse Geral do Estado, e como tal, estão incluídos os Programas de Medição dos Planos Hidrológicos.

Com tudo isto, o correcto tratamento das águas residuais e o cumprimento da Directiva 91/271 exige lealdade institucional e colaboração interadministrativa, bem como uma consciência social não só em relação à necessidade de depuração, mas também no que implica o aumento de custos na prestação dos serviços de água urbana poder garantir uma adequada depuração das águas usadas.

REGULAMENTOS DO ESTADO: PORTUGAL

O tratamento de águas para populações dispersas tem sido uma preocupação crescente em Portugal, considerando que prevaleceu uma estratégia de centralização do tratamento em ETAR de dimensão média/grande, que pode não ser a solução mais adequada para populações dispersas, devido aos elevados custos de investimento

Neste contexto, são necessárias soluções de tratamento individualizadas, que podem fazer todo o sentido do ponto de vista económico, técnico e ambiental.

A realidade do tratamento em pequenos aglomerados está relacionada com os elevados custos de investimento per capita, que também podem ser agravados pelos requisitos de alta qualidade na descarga de

efluentes tratados. Não existe uma definição que delimite especificamente o número de habitantes abaixo do qual uma população pode ser designada como população pequena. No entanto, a União Europeia refere-se normalmente a pequenas populações, aglomerados com menos de 2000 p.e., um valor que corresponde ao limite estabelecido na Directiva 91/271 / CEE abaixo do qual as águas residuais necessitam de um tratamento adequado. No quadro jurídico português, há dois decretos-leis que são os mais relevantes para a proteção dos recursos hídricos e que afetam a descarga de efluentes de águas residuais, a saber:

- Decreto Nº 152/97, de 19 de junho, que transpõe a Directiva 91/270 / CEE do Conselho, de 21 de maio de 1991, relativa à recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no ambiente aquático.
- Decreto-lei Nº 236/98, de 1 de agosto, que estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade para proteger o ambiente aquático e melhorar a qualidade da água.

O decreto-lei Nº 152/97 prevê o tratamento adequado para as populações com menos de 2.000 habitantes, o que permite ajustar o grau de tratamento às características do meio receptor, verificando-se, em alguns casos, que os requisitos de tratamento estabelecidos para o efluente de pequenos aglomerados são frequentemente idênticos ou análogos aos estabelecidos para sistemas maiores.

NORMATIVA REGIONAL: EXTREMADURA (ESPANHA)

Quando se fixam as competências dos municípios em relação à depuração das águas residuais, a Lei 7/1985, de 2 de abril, Reguladora de Bases do Regime Local faz referência a esgotos e depuração de águas residuais. As Comunidades Autónomas, com os justificados escrúpulos devido à ampla utilização do conceito de “saneamento” que se assume nos municípios, tende a legislar neste sentido já que na maioria dos casos se reconhece a atribuição municipal ao esgoto e um carácter supramunicipal ao tratamento e depuração das águas residuais. Cabe mencionar que as Diputaciones Provinciales de Cáceres e Badajoz, em virtude do disposto no artigo 36.1.b) da citada Lei, têm como competência própria “a prestação de serviços de tratamento de resíduos nos municípios de menos de 5000 habitantes”.

O princípio da regulação regional encontra-se no Plano Nacional de Saneamento e Depuração de Águas Residuais (1995-2005), que conseguiu impulsionar de forma notável o desenvolvimento da legislação nas diferentes comunidades autónomas, já que nele se planificam as diferentes acções que é necessário levar a cabo para aplicar de forma correcta a Directiva, em que as Comunidades Autónomas desempenham um papel crucial para a sua implantação.

Em geral, as Comunidades Autónomas adoptam nas suas leis um papel responsável na protecção do ambiente e da qualidade das águas, assumindo um papel fundamental no saneamento das águas com base na insuficiência de meios no âmbito municipal para um adequado tratamento das águas residuais, mediante a adopção de um elevado número de competências e através de diversas formas jurídicas que flexibilizam a sua actuação e o desenvolvimento da sua actividade reguladora.

Assim, o Artigo 7.8 do Estatuto Autónomo da Extremadura, na redacção dada pela Lei Orgânica 1/2011, de 28 de janeiro, prevê que os poderes públicos “devem assegurar o uso racional da água e a sua distribuição solidária entre os cidadãos que dela necessitem, de acordo com o quadro constitucional de competências e as prioridades estabelecidas pela Lei, sem prejuízo da qualidade de vida da população, do desenvolvimento económico da Extremadura confirmado por estudos que garantam as exigências actuais e futuras de todos os usos e aproveitamentos, e sem prejuízo das compensações a que haja lugar”.

Também a Lei 16/2015, de 23 de abril, de protecção ambiental da Comunidade Autónoma da Extremadura, no seu artigo 5.º, descreve os seus objetivos básicos que são, entre outros: “Alcançar um elevado nível de protecção do ambiente no seu conjunto...”, “Estabelecer um sistema de prevenção e intervenção ambiental que integre as diferentes autorizações relacionadas com a poluição e as emissões de determinados

tipos de actividades industriais, públicas ou privadas, de forma a evitar e, quando tal não for possível, reduzir e controlar na fonte a poluição e as emissões para o solo, água e ar que possam produzir” ...

NORMATIVO REGIONAL: ANDALUZIA (ESPANHA)

De acordo com o artigo 10.3.7º do Estatuto da Autonomia da Andaluzia, a Comunidade Autónoma da Andaluzia exercerá as suas atribuições com o objectivo fundamental de conseguir uma gestão adequada da água e da solidariedade interterritorial na sua utilização e distribuição, e a disponibilidade de infra-estruturas modernas. Da mesma forma, o artigo 28.º do Estatuto de Autonomia estabelece como garantia dos direitos consagrados em matéria de ambiente, uma adequada protecção da água, visto que qualidade da água é um dos princípios orientadores das políticas públicas dos poderes da Comunidade Autónoma, nos termos do artigo 37º do Estatuto. O artigo 50.º do Estatuto de Autonomia atribui competências da Comunidade Autónoma da Andaluzia em matéria de água, que correspondem, em geral, ao Ministério da Agricultura, Pecuária, Pesca e Desenvolvimento Sustentável da Junta da Andaluzia, e que se desenvolvem na regulamentação mencionados abaixo.

A Lei 9/2010 das Águas da Andaluzia, no âmbito dos princípios e direitos consagrados no Estatuto de Autonomia, e na Directiva-Quadro, tem por objecto, entre outros, regulamentar o exercício das competências da Comunidade Autónoma e das autarquias locais andaluzas em matéria de água, com vista à sua protecção e utilização sustentável. Os seus princípios incluem a preservação do bom estado ecológico dos ecossistemas, a utilização sustentável da água, a protecção da saúde nas utilizações destinadas ao consumo humano, a colaboração entre administrações nas respectivas competências do ciclo urbano da água, a transparência na gestão da água, a sujeição da gestão da água desde a execução de obras hidráulicas ao planeamento hidrológico, a recuperação dos custos dos serviços relacionados com a água. Os objectivos ambientais incluem a utilização racional e respeitadora do ambiente que assegure, a longo prazo, o necessário abastecimento de água em boas condições, bem como a prevenção da deterioração do estado de todas as massas de água, superficiais, subterrâneas e das zonas protegidas e, se for caso disso, restaurá-las, a fim de alcançar o seu bom estado ecológico e de reduzir progressivamente a poluição proveniente de descargas ou utilizações que prejudiquem a qualidade das águas superficiais ou subterrâneas que fazem parte do ciclo hidrológico.

O artigo 8.º da Lei n.º 9/2010 das Águas da Andaluzia atribui à Administração da Junta da Andaluzia o planeamento, a programação e a execução das obras hidráulicas de interesse da Comunidade Autónoma da Andaluzia, e a determinação do âmbito territorial de sistemas supramunicipais de gestão de água para uso urbano, entre outras competências.

O artigo 11.º, atribui à Administração Andaluza da Água:

- Em matéria de planificação c) Regular e estabelecer medidas de apoio técnico e de auxílio económico e incentivo às empresas locais, outras entidades e particulares para a realização dos objetivos da planificação hidrológica. d) Programar e articular os programas de medidas previstas e aprovadas no processo de planificação hidrológica.
- Em matéria de ordenamento a) Estudar, analisar e propor os sistemas supramunicipais de gestão das infra-estruturas do ciclo urbano da água. b) Propor a identificação de aglomerações para efeitos de tratamento de águas residuais, bem como organizar e articular os sistemas de exploração de acordo com as previsões do planeamento hidrológico. d) Ordenar no nível supramunicipal os serviços de adução e depuração.
- Em matéria de infra-estruturas de água: a) Planificar, programar e executar as infra-estruturas da água declaradas de interesse da Comunidade Autónoma da Andaluzia, e executar as outras acções que possam ser estabelecidas nas convenções referidas no artigo 31º. c) Planificar e programar, em colaboração com as autoridades locais, as infra-estruturas de adução e depuração de águas nos sistemas

de gestão supramunicipais para o abastecimento urbano. d) Coordenar as acções das administrações competentes em matéria de abastecimento e saneamento no território da Andaluzia.

- Em outras matérias: c) Gerir os recursos económicos e financeiros que lhe são atribuídos pela Lei, e elaborar o seu orçamento. e) Recolher as informações estatutárias a determinar e a fornecer obrigatoriamente pelas administrações públicas e pelos utilizadores em geral. f) Divulgar informações sobre questões hídricas

A Lei 9/2010 culmina o processo de responsabilidade e de sensibilização sobre a qualidade das águas da Andaluzia, possibilitando um procedimento que permite acelerar o cumprimento dos objectivos de qualidade da água, e, para o efeito, no Título IV das Infra-estruturas hidráulicas, artigo 29.º, inclui a figura da declaração de obras de interesse da Comunidade Autónoma da Andaluzia, entre as quais se encontram as obras de depuração que são expressamente declaradas pelo Conselho de Governo.

Em cumprimento da segunda disposição adicional da Lei n.º 9/2010, que estabelece textualmente: “no prazo de dois meses, a partir da entrada em vigor da referida lei, o Conselho do Governo aprovará a declaração das obras de interesse da Comunidade Autónoma da Andaluzia, para a construção das infra-estruturas necessárias à realização dos objectivos de qualidade da água estabelecidos na Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, que estabelece um quadro de acção comunitário no domínio da política da água”. Em 26 de outubro de 2010, o Conselho de Governo declarou de interesse da Comunidade Autónoma da Andaluzia determinadas obras hidráulicas de depuração e saneamento.

Em aplicação do princípio da recuperação de custos, a Lei 9/2010 estabelece a taxa de melhoramento de infraestruturas hidráulicas de interesse da Comunidade Autónoma da Andaluzia, cuja cobrança e autoliquidação, em substituição do contribuinte, cabe às entidades que fornecem o serviço, serem responsáveis perante a Tesouraria Geral da Junta de Andaluzia ou organismo em que delega, a transferência da totalidade das receitas obtidas a este título.

As receitas provenientes da taxa de melhoramento são afectadas ao financiamento das infra-estruturas hidráulicas declaradas de interesse da Comunidade Autónoma, nos termos do artigo 80.º da Lei 9/2010, para alcançar, em todo o território da Andaluzia, um nível homogéneo de qualidade que satisfaça os requisitos legais e regulamentares estabelecidos.

O pagamento de juros e a amortização de créditos para o financiamento das infra-estruturas acima referidas podem ser garantidas a partir da cobrança de taxas. Neste sentido, deve salientar-se que, na cobrança e aplicação das receitas resultantes da referida taxa, rege-se, além disso, pelo princípio da solidariedade entre os utilizadores, tendo em conta os efeitos sociais, ambientais e económicos da recuperação e das condições geográficas e climáticas próprias da Andaluzia.

Além disso, em matéria de saneamento e depuração de águas residuais urbanas, cabe às Comunidades Autónomas no âmbito das suas competências a execução do Real Decreto-Lei 11/1995, de 28 de dezembro, que estabelece as regras aplicáveis ao tratamento de águas residuais urbanas e que transpõe a Directiva 91/271/CEE relativa ao tratamento de águas residuais urbanas para a legislação nacional. Este Real Decreto-lei é desenvolvido pelo Real Decreto 509/1996 de 15 de março.

Isto implica a disponibilização de informação própria e a coordenação com outras Administrações sobre o estado do saneamento e tratamento de águas residuais na Andaluzia [aglomerações urbanas e infraestruturas associadas].

A Administração da Comunidade Autónoma da Andaluzia é a entidade competente para determinar os aglomerados urbanos, assim o artigo 3.º do Real Decreto-Lei 11/1995 refere: “As Comunidades Autónomas estabelecerão, ouvidos os municípios afectados, os aglomerados urbanos em que se estrutura o seu território, constituindo, em cada caso, a entidade pública representativa dos respectivos municípios, o cumprimento das obrigações estabelecidas neste Real Decreto-Lei”.

Por conseguinte, pelo Decreto 310/2003, atualizado no seu Anexo I pela Portaria de 24 de julho de 2007, são delimitadas as aglomerações urbanas para o tratamento de águas residuais na Andaluzia. No entanto, o decurso de 12 anos desde a sua aprovação implica que a realidade actual das aglomerações urbanas pode não corresponder à prevista entre 2003 e 2007. O mesmo Decreto atribui competências ao titular do Ministério responsável em matéria de água, após a audição dos Órgãos Locais afectados, para modificar aglomerações urbanas.

2. ORGANIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE GESTÃO

MODELO DE GESTÃO NA EXTREMADURA (ESPANHA)

O artigo 9.1.38 da Lei Orgânica 1/2011, de 28 de janeiro, de reforma do Estatuto de Autonomia da Comunidade Autónoma da Extremadura determina que esta Comunidade Autónoma tem competência exclusiva sobre as matérias relativas a obras e infraestruturas públicas de interesse regional que não tenham a qualificação de interesse geral do Estado e não afectem outra Comunidade Autónoma, bem como a participação no planeamento e, se for caso disso, na execução e gestão das infra-estruturas de interesse geral na Extremadura, nos termos previstos na legislação estatal.

O Decreto Presidencial 16/2015, de 6 de julho, que altera a denominação, o número e as competências dos departamentos que constituem a Administração da Comunidade Autónoma da Extremadura (DOE núm. 129, de 7 de julho) atribuem ao Ministério da Economia e Infra-estruturas as competências em matéria de Infra-estruturas.

Por outro lado, o Decreto 262/2015, de 7 de agosto, que estabelece a estrutura orgânica do Ministério da Economia e Infraestruturas (DOE Extraordinário n.º 5, de 8 de agosto), alterado pelo Decreto 193/2017, de 14 de novembro, (DOE n.º 222, de 20 de novembro de 2017), atribui à Direcção-Geral de Infraestruturas, sob a superior direcção da pessoa titular do Ministério, o exercício das competências em matéria de planeamento, execução, manutenção e gestão das infra-estruturas rodoviárias e hidráulicas, bem como a coordenação das políticas da água da Comunidade Autónoma.

O referido Decreto 193/2017, estabelece que a Direcção-Geral das Infra-estruturas, a nível dos serviços, será composta pelos seguintes órgãos administrativos:

- Serviço de Infraestruturas Rodoviárias;
- Serviço da Água e Infraestruturas Hidráulicas e;
- Serviço de Gestão de Planos e Programas.

Em matéria de água e de infra-estruturas hidráulicas, o Estatuto de Autonomia da Comunidade Autónoma da Extremadura, no seu artigo 9.º, indica que esta Comunidade tem competência exclusiva sobre diversas matérias, especificando no ponto 36 do referido artigo: “Ordenamento, planeamento e gestão da água que percorra integralmente o território da Extremadura, bem como das suas utilizações e aproveitamentos, incluindo a sua concessão. Planeamento, construção e exploração das obras e infraestruturas hidráulicas, canais e irrigações que não estejam classificados de interesse geral do Estado nem afetem outras Comunidades Autónomas. Fontes minerais e termais. Participação, nos termos da legislação do Estado, na gestão das águas pertencentes às bacias intercomunitárias que desaguam no território da Extremadura”. O Plano Estratégico Plurianual de Infraestruturas de Água e Infraestruturas Hidráulicas 2016 – 2030 da Junta de Extremadura, enquadra-se no Plano Estratégico Plurianual de Infraestruturas 2016-2020. Os objetivos do Plano Estratégico Plurianual de Infraestruturas de Água e Infraestruturas Hidráulicas 2016-2030 são os seguintes:

- Dispor de um conhecimento real e actualizado das necessidades da região em matéria de:

- Abastecimento de água potável.
- Saneamento e tratamento de águas residuais.
- Regulamentação e proteção dos cursos de água urbanos.

tanto para novas infra-estruturas como para as existentes, a fim de identificar as suas necessidades de reabilitação, melhoria e manutenção

- Quantificar economicamente as necessidades identificadas.
- Ordenar as diferentes necessidades em função do seu grau de importância ou gravidade
- Repartir o investimento necessário para a satisfação dessas necessidades, de forma realista, fazendo intervir as diferentes administrações da forma mais construtiva possível, e de acordo com as características e disponibilidades orçamentais de cada uma.

As acções previstas nesse plano, em termos de saneamento e exploração, são as seguintes:

1. Dotar de estação de tratamento os municípios que dela carecem, neste caso a acção incluirá a construção do colector-emissário até à nova ETAR.
2. Reformar /ampliar as ETAR construídas dispostas em zonas sensíveis e cujas instalações não cumprissem os requisitos de eliminação de azoto e fósforo exigidos pela regulamentação vigente.
3. Modernizar/reformar instalações de depuração que, devido à sua idade ou estado de conservação, o requeiram.
4. Ampliar/renovar emissários e redes de coletores que apresentem deficiências.
5. Construção de tanques pluviais em povoações que possuem instalações de tratamento adequadas, mas carecem desses elementos.

O Ministério Regional da Transição Ecológica e Sustentabilidade tem, por decreto Presidencial 16/2019, de 1 de julho, as competências da Comunidade Autónoma da Extremadura em termos de infraestruturas hidráulicas atribuídas ao anterior Ministério da Economia e infraestruturas da Junta de Extremadura.

Cabe mencionar que aos Conselhos Provinciais de Cáceres e Badajoz, em virtude do disposto na Lei 7/1985, de 2 de abril, Reguladora das Bases do Regime Local, são confiados como competência própria “A cooperação para promover o desenvolvimento económico e social no planeamento do território provincial, de acordo com as competências das outras administrações públicas neste domínio”. Por outro lado, em virtude do disposto no artigo 30.5 do Real Decreto Legislativo 781/1986, de 18 de abril, que aprova o texto consolidado das disposições legais vigentes em matéria de Regime Local, as Diputaciones de Cáceres e Badajoz, têm o dever de “cooperar na elaboração de planos territoriais e urbanos, elaboração de projetos, gestão de obras e instalações (E), relatórios técnicos prévios à concessão de licenças e gestão tributária, construção e conservação de estradas e vias rurais, e outras obras e serviços de competência municipal”.

Na província de Badajoz, a situação de gestão é a seguinte: existem um total de 106 estações de tratamento de águas residuais, das quais 56, ou seja, 52,8% são geridas pela Média. Em termos de entidades locais, as adesões à Média representam um total de 62,7% daqueles cuja gestão foi atribuída à Média para que possa ser realizada de forma supramunicipal. Das 50 instalações restantes, 49 trabalham com concessão a uma empresa privada e apenas 1 município realiza gestão municipal direta.

Na província de Badajoz, a situação da gestão é a seguinte: existem um total de 106 instalações de tratamento de águas residuais, das quais 56, ou seja, 52,8% são geridas pela Promedio. Em termos de entidades locais, as adesões à Promedio representam um total de 62,7% daquelas cuja gestão foi atribuída à Promedio para que possa ser realizada de forma supramunicipal. Das 50 instalações restantes, 49 (ou seja, 46,2%) trabalham através de uma licença de concessão a empresas privadas e apenas 1 município (1%) realiza uma gestão municipal directa. Entre os que realizam a gestão mediante uma concessão en-

contram-se, entre outros, os dois municípios de maior população da província, Badajoz e Mérida, ambos com populações superiores a 50000 habitantes.

Para explicar a gestão supra-municipal levada a cabo pela Promedio, pode-se começar por referir que esta é constituída, de acordo com o disposto na legislação em vigor, por um consórcio ligado ao Exmo. Conselho Provincial de Badajoz para a gestão dos serviços ambientais, bem como dos serviços essenciais enumerados no n.º 2 do artigo 26.º da Lei n.º 7/1985, de 2 de abril, de Regulação das Bases do Regime Local.

O consórcio é constituído pelo Conselho Provincial de Badajoz e pelos municípios, entidades locais menores ou associações que aderem ao mesmo. Atualmente é composto por 181 entidades locais. O consórcio é considerado uma entidade de direito público, dotada de personalidade jurídica própria e diferenciada, património próprio, administração autónoma e com a ampla capacidade jurídica de direito público e de direito privado necessária à prossecução dos seus fins. Tem ainda poderes fiscais e não fiscais atribuídos, em consequência dos poderes necessários ao desenvolvimento das actividades que lhes são confiadas pelos seus associados, residindo a legitimidade do exercício desses poderes nos órgãos sociais em causa, enquanto representação dos membros consórcios. O consórcio configura-se como meio e serviço técnico próprio das entidades de qualquer natureza que o integram, ao gerar alternativas de carácter eficiente, sustentável e eficaz, aplicando critérios de rentabilidade económica.

A Promedio é criada com o objectivo de se constituir como entidade de direito público para apresentar qualquer serviço de competência municipal, relacionado com o ambiente, tanto urbano como rural, tendo especialmente em conta as actividades relacionadas com o ciclo urbano da água, captação, potabilização, distribuição e depuração, bem como com o ciclo completo de recolha, transporte e tratamento de todos os tipos de resíduos. As entidades que integram o consórcio podem solicitar livremente, mediante acordo do órgão municipal competente, a adesão a um ou mais dos serviços prestados pelo consórcio, refletindo a opção escolhida no respectivo contrato e pela fórmula administrativa que entenda adequada.

O consórcio tem por objetivo garantir, preferencialmente, através de uma fórmula de gestão partilhada e de acordo com o disposto no artigo 26.2 da Lei 7/85, os serviços mínimos obrigatórios de recolha, tratamento de resíduos, abastecimento de água potável ao domicílio e tratamento de águas residuais, trabalhando na procura contínua de métodos que otimizem a qualidade, eficiência e eficácia dos serviços que presta, utilizando quaisquer das ferramentas que considere adequadas, tais como novas tecnologias, investigação, inovação e desenvolvimento ou acesso a bolsas e subsídios. A novidade do modelo da Promedio é que ele combina gestão direta e contratos de prestação de serviços com empresas especializadas em cada setor.

Este modelo de gestão revelou-se muito bem-sucedido no seu local de implantação, facto que se reflecte nos números orçamentais, uma vez que, desde a sua criação em 2005, passou de um orçamento inicial de 0,5 milhões de euros para um orçamento actual de 35 milhões de euros, aumentando para 70 vezes mais. A organização actual da gestão supramunicipal da Promedio, no que respeita à depuração de águas residuais, é a seguinte:

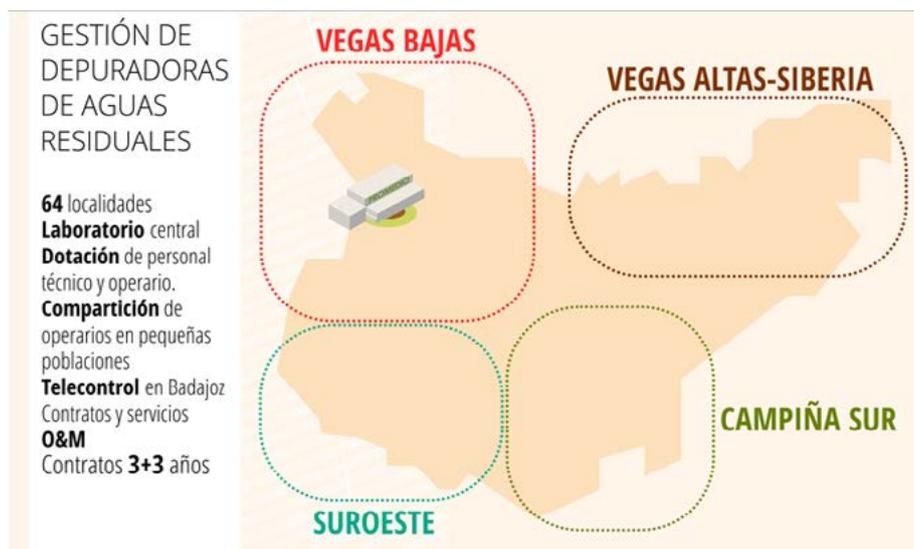


Figura 1: Gestão de estações de tratamento de águas residuais na Promedio.

O sucesso da gestão da Promedio baseia-se, entre outros factores, na mais-valia proporcionada pelos diversos serviços que possui, tais como um laboratório de análise de águas residuais acreditado segundo a norma UNE-EN ISO/IEC 17025, um serviço de telecontrolo, um serviço de assessoria e consultoria ou um departamento de comunicação responsável pela sensibilização. Sob a alçada da gestão da Promedio consegue-se uma economia de escala, com serviços robustos e com capacidade de resposta, um controlo técnico especializado dos serviços, facilidade de cobrança aos cidadãos (tarifa única), os municípios são libertados de processos licitatórios complicados, etc. Adicionalmente, é efectuado um reinvestimento contínuo nos diferentes serviços que ronda os 10-12%.

MODELO DE GESTÃO NA ANDALUZIA (ESPANHA)

A Direcção-Geral das Infra-estruturas de Água (DGIÁ), de acordo com as competências atribuídas no artigo 17º, do Decreto 103/2019, de 12 de fevereiro, que estabelece a estrutura orgânica do Conselho da Agricultura, Pecuária, Pesca e Desenvolvimento Sustentável, realiza acções para a gestão integral e sustentável dos recursos hídricos, em particular, executa acções em matéria de infra-estruturas hidráulicas abrangidas pelos programas de medidas contempladas no planeamento hidrológico e outros instrumentos de planeamento. Estas competências enquadram-se nas competências estatutárias atribuídas às Comunidades Autónomas no âmbito do artigo 148.1.9. da Constituição

Por conseguinte, a Direcção-Geral das Infra-Estruturas de Água caracteriza-se, por ser uma administração essencialmente investidora, na qual o peso específico do seu orçamento concentra-se nos investimentos em infra-estruturas hidráulicas.

Em 2005 inicia-se o processo de transferência de competências na gestão da água, até então do Estado, com o Real Decreto 2130/2004 sobre a transferência das Bacias do Mediterrâneo, para culminar com o Real Decreto 1560/2005 sobre a transferência das bacias das Encostas Atlânticas e a atribuição da gestão por comissão da bacia do Chanza.

Assim, desde 1 de janeiro de 2005, uma vez iniciado o processo de transferências por parte do Estado, a Junta da Andaluzia realiza a gestão integral e sustentável assim como a exploração dos recursos de três Demarcações Hidrográficas (RH): Bacias Mediterrâneas da Andaluzia, Guadalete-Barbate e Tinto-Odiel-Piedras, além da atribuição da gestão por comissão da bacia do Chanza. Todas elas muito diversas entre si em aspectos geográficos, territoriais, ambientais, económicos e hidrológicos. Estas três regiões têm uma superfície de cerca de 36.000 km² e nela integram-se 12 sistemas de exploração, contam com

44 barragens que abastecem cerca de 4 milhões de habitantes, que se concentram fundamentalmente no litoral andaluz.

A isto há que acrescentar as competências que se incluem tanto no Real Decreto 1132/1984, de 26 de março, sobre transferência de funções e serviços para a Comunidade Autónoma da Andaluzia em matéria de abastecimentos, saneamentos, canalização, defesa de margens e irrigação, como também na Lei Orgânica 2/2007, de 19 de março, da reforma do Estatuto de Autonomia da Andaluzia e da Lei 9/2010, de 30 de julho, da Águas da Andalucía, relativamente ao auxílio às Corporações Locais em matéria do ciclo urbano da água, que implica uma grande complexidade dado que este auxílio é aplicável a todo o território da Andaluzia.

Por conseguinte, através do programa de investimento 51D, a DGIA realiza ações plurianuais com diferentes fontes de financiamento, para a gestão, manutenção e exploração das infra-estruturas hidráulicas de propriedade da Junta de Andaluzia que garantem o abastecimento às populações e o auxílio técnico e económico às entidades locais no âmbito do ciclo urbano da água:

INFRA-ESTRUTURAS PRÓPRIAS - Em Bacias Intracomunitárias

Manutenção de infra-estruturas próprias

Novos Investimentos no Património

INVESTIMENTOS GERIDOS - Em Toda a Andaluzia

Acções de Abastecimento

Ações de Saneamento e Depuração

Atuação de Defesa contra cheias

De acordo com o acima exposto, a partir do programa indicado e no âmbito das competências da DGIA, são exercidas as seguintes funções:

- A execução dos programas em matéria de investimento hidráulico de competência autónoma previstos nos planos de gestão das regiões hidrográficas e outros, bem como o seu acompanhamento e revisão, em matéria de abastecimento, saneamento e depuração, defesa contra inundações, como apoio às Entidades Locais.
- A gestão, manutenção e exploração das infra-estruturas hidráulicas de propriedade da Junta de Andaluzia, bem como a construção de novas infra-estruturas e a modernização das existentes. Estas infra-estruturas podem, em certos casos, gerar receitas e, por sua vez, gerar despesas que se repercutem posteriormente através de taxas e tarifas aos utilizadores finais (taxas de regulação e tarifas de utilização da água).
- A vigilância da segurança da infra-estrutura hidráulica própria, bem como da segurança das lagoas em toda a Comunidade Autónoma.
- Acções para a prevenção, gestão e minimização dos riscos decorrentes de fenómenos extremos.
- Outros estudos e acções complementares para o desenvolvimento do domínio de competências em matéria de água.

A GESTÃO NA PROVÍNCIA DE HUELVA

A gestão do ciclo urbano da água na província de Huelva responde a diferentes modelos. Por um lado, no que diz respeito à capital, o Ciclo Integral da Água é gerido pela Empresa Municipal de Aguas de Huelva, S.A.; empresa mista onde o Município de Huelva detém 51 % das acções e a Hidralia, Gestión Integral de Aguas de Andalucía, S.A 49%.

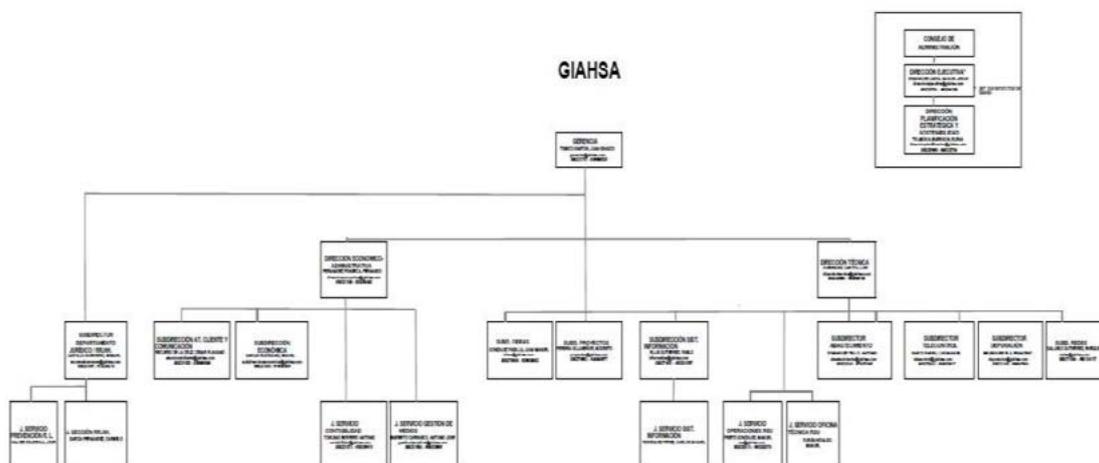


Dos restantes municípios da província, em 67 deles a gestão compete à Mancomunidad de Servicios da Província de Huelva (MAS), que se realiza através da Giahsa, a sua empresa de gestão pública.

A Mancomunidad de Servicios da Província de Huelva (MAS) começou legalmente em 1 de janeiro de 2010, com o apoio de 69 municípios. Em 2014, foram integrados 65 dos 78 da província de Huelva. Em 2016, com a reintegração de Gibraleon na Mancomunidad, foram adicionados 66 municípios. Em 2019, com a integração de La Zarza-Perrunal, são integrados 67 municípios. Com uma diversidade de população servida que vai desde os 51 habitantes de Cumbres de En Medio até os 24.507 de Almonte.

Os objetivos de Giahsa são a gestão dos serviços públicos atidos pela Mancomunidad e a gestão técnica dos mesmos com eficácia e eficiência na administração dos recursos comprometidos. A conjugação da qualidade do serviço ao menor custo possível é a base fundamental da sua atuação, como método para alcançar um sistema tarifário razoável e comparável para o nível de serviço solicitados pela Mancomunidad.

O controlo da sociedade é efetuado através do plenário da MAS, com representação de todos os municípios, que se encarrega de aprovar as contas anuais, o financiamento da Mancomunidad, a gestão do seu património e recursos, e a execução dos acordos adotados. A Comissão Permanente, por outro lado, terá um máximo de 13 membros e será composta pelo Presidente e Vice-Presidentes da MAS, um representante de cada grupo político presente em sessão plenária, um representante de cada um dos sistemas de abastecimento que integram os municípios membros da Mancomunidad e um último membro designado pela Diputación Provincial de Huelva.



Para os restantes municípios, existem dois casos de:

- Gestão directa municipal em Arroyomolinos de León, Corteconcepción e Palos de la Frontera.
- Gestão pela empresa privada AQUALIA em Bollullos Par del Condado, Cartaya, Cortegana, Hinojos, Lepe, Moguer, La Palma del Condado, San Juan del Puerto e Valverde del Camino.

MODELO DE GESTÃO NO ALGARVE (PORTUGAL)

O organismo superior responsável pelo sector da água em Portugal é o Ministério do Ambiente, que é a entidade do governo português responsável pelos assuntos ambientais do país em geral, e tem um órgão consultivo independente para assuntos relacionados com o sector da água, que é o CNA - Conselho Nacional da Água.

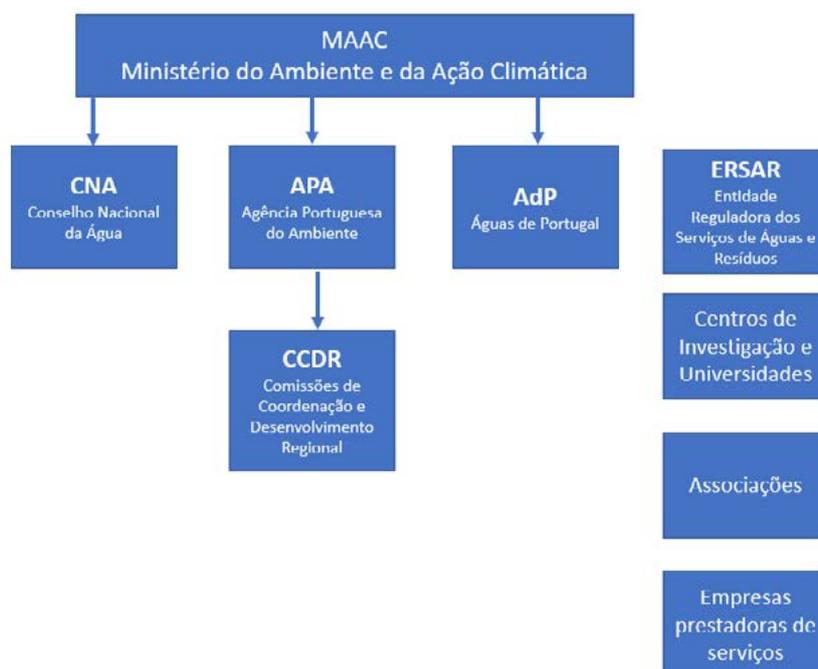


Figura 1.1. - Principais stakeholders no sector da água em Portugal.

AUTORIDADE NACIONAL DA ÁGUA

A Agência Portuguesa do Ambiente (APA) é a autoridade nacional da água e garante a implementação das políticas públicas no sector da água. É uma orientada para a sociedade que tem como missão a gestão integrada das políticas ambientais, em articulação com outras políticas setoriais e com um amplo leque de parceiros, com vista a um elevado nível de proteção e valorização do Meio Ambiente. A APA tem competências de monitorização, planeamento e avaliação, licenciamento e fiscalização, sendo por isso o principal regulador ambiental em Portugal. Trabalha em temas como, água e litoral, resíduos, alterações climáticas e ar, ruído, emergências radiológicas, avaliação de impacte ambiental, economia circular, ou educação ambiental, e é responsável pelo Relatório do Estado do Ambiente de Portugal. Paralelamente, a APA elabora um relatório anual de fiscalização, com base nos principais resultados e conclusões das ações realizadas, quer por ação exclusiva dos serviços de fiscalização da APA, quer em cooperação com entidades externas, nomeadamente SEPNA -GNR, IGAMAOT, CCDR, ICNF e AMN.

COMISSÃO DE COORDENAÇÃO E DESENVOLVIMENTO REGIONAL (CCDR)

As principais competências da CCDR são a execução das políticas ambientais e de desenvolvimento regional ao nível das respetivas áreas geográficas de atividade, a promoção da atuação coordenada dos serviços regionais descentralizados e a prestação de apoio técnico às autarquias locais e respetivas associações.

ENTIDADE REGULADORA (ERSAR)

Como resultado da transposição da Diretiva 98/83 / CE, do Conselho de 3 de novembro, para a legislação nacional, a Entidade Reguladora dos Serviços de Água e Resíduos (ERSAR), enquanto autoridade competente, é responsável pela coordenação e supervisão a aplicação do Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de agosto, alterado pelo Decreto-Lei n.º 152/2017, de 7 de dezembro.

No cumprimento das suas obrigações, e de acordo com o referido diploma, o modelo regulatório da ERSAR dirige-se a todas as entidades gestoras de sistemas públicos de abastecimento de água para consumo humano. Este conjunto inclui serviços municipais, serviços municipalizados e intermunicipais, juntas de freguesia e associações de utilizadores, empresas municipais e intermunicipais e sistemas públicos de abastecimento de água municipais, intermunicipais e multimunicipais.

ÁGUAS DE PORTUGAL

O grupo estatal Águas de Portugal, participa num grupo de empresas que, em parceria com os municípios, presta serviços de abastecimento de água e saneamento básico a cerca de 80% da população portuguesa.



Figura 1.2. Empresas do grupo Águas de Portugal.

Também participam no setor centros de investigação e universidades, prestadores de serviços e diversas associações profissionais e empresariais. A seguir, apresentamos resumidamente as principais associações do setor.

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DE RECURSOS HÍDRICOS (APRH)

A Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH) é uma associação científica e técnica, sem fins lucrativos, constituída por escritura notarial de 4 de agosto de 1977, publicada no “Diário da República” n.º 204 - 3a série, de 3 de setembro de 1997, com alterações aprovadas em Assembleia Geral de 19 de fevereiro de 1986 e escritura notarial de 6 de Outubro de 1986. A Associação, que tem sede em Lisboa, em instalações cedidas pelo Laboratório Nacional de Engenharia Civil, pretende fomentar o tratamento multissetorial e interdisciplinar dos problemas da água, constituindo um fórum para profissionais de diversas formações e campos de actividade ligados no âmbito dos recursos hídricos.

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (APESB)

A Associação Portuguesa de Engenharia Sanitária e Ambiental (APESB) é uma entidade não governamental, fundada em 1980, interessada no estudo, desenvolvimento e divulgação de conhecimentos nos sectores ambientais de águas e resíduos. Tem por objectivos:

- Constituir uma entidade nacional especialmente vocacionada para o estudo, a análise e o debate dos aspectos pluridisciplinares relacionados com o abastecimento de água, a drenagem e o tratamento de águas residuais e os resíduos sólidos no sentido de contribuir para a implementação de soluções integradas, tecnicamente correctas, economicamente viáveis e ambientalmente sustentáveis;
- Estimular o intercâmbio técnico-científico, incluindo a transferência tecnológica e a formação, a nível nacional e nos países de língua oficial portuguesa;
- Contribuir para o progresso científico e tecnológico;
- Assegurar a representação nacional em organismos internacionais congéneres, designadamente na IWA (International Water Association), na ISWA (International Solid Waste Association) e na WEF (Water Environmental Federation).

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DE DISTRIBUIÇÃO E DRENAGEM DE ÁGUAS (APDA)

A Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas é uma entidade que representa e defende os interesses dos agentes responsáveis pelos sistemas, de abastecimento de água e águas residuais e de todos os demais intervenientes neste domínio. Simultaneamente, esta Associação estimulará o tratamento, investigação e desenvolvimento dos assuntos relacionados com a quantidade e qualidade das águas de abastecimento, drenagem e destino final das águas residuais, constituindo um fórum para profissionais de diversas formações com intervenção no domínio das águas.

Para a consecução dos seus objectivos são atribuições principais da Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas:

- Organizar reuniões, colóquios, visitas de estudo e outras actividades similares, nos planos nacional e internacional;
- Incentivar a realização de acções de formação e de actualização científica e tecnológica;
- Promover acções de informação e de conhecimento utilizando os meios de comunicação que considere convenientes;
- Promover a elaboração e a divulgação de trabalhos utilizando formas de colaboração com organismos interessados na protecção dos recursos de água ou em actividade que estejam, directa ou indirectamente, relacionadas com o abastecimento de água e águas residuais;

ASSOCIAÇÃO PARCERIA PORTUGUESA PARA A ÁGUA (PPA)

A Parceria Portuguesa para a Água (PPA) constitui uma rede de entidades que visa desenvolver sinergias e maximizar potencialidades para o desenvolvimento do sector da água no mundo, promovendo a construção e consolidação de alianças e parcerias entre as instituições nacionais e todas as nações empenhadas no uso sustentável

da água e na valorização dos recursos hídricos. A PPA foi formalmente constituída como associação de direito privado sem fins lucrativos em 29 de abril de 2011, no seguimento de uma iniciativa do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional impulsionada por uma participação portuguesa particularmente ativa no 5º Fórum Mundial da Água, que teve lugar em março de 2009. Os primeiros órgãos sociais foram eleitos em 28 de junho de 2011. A Parceria Portuguesa para a Água tem como missão promover uma efectiva ligação entre pessoas, instituições e empresas para projectar no mundo o conhecimento e as capacidades portuguesas no sector da água e catalisar oportunidades nos mercados internacionais e na área da cooperação, num quadro de acção para o desenvolvimento de projectos sustentáveis e em linha com os objetivos globais do desenvolvimento sustentável.

CARACTERIZAÇÃO DO SECTOR DA ÁGUA NA REGIÃO DO ALGARVE

Neste setor coexistem numerosos e diversos tipos de agentes. Ao nível da Administração, deve ser feita referência à entidade reguladora e às entidades da Administração Central. A gestão dos sistemas inclui municípios, associações de municípios, empresas municipais e intermunicipais, empresas públicas (nomeadamente, concessionárias), concessionárias privadas e empresas privadas prestadoras de serviços de gestão. No que se refere ao sector do Abastecimento / Saneamento, em alta, a Região do Algarve, é actualmente da responsabilidade da Águas do Algarve, que foi criada com a publicação do Decreto-Lei n.º 168/2000, de 5 de agosto, por fusão da Empresas Águas do Sotavento e Barlavento Algarvio.

É uma sociedade anónima com um capital social integralmente de 29.825.000 euros em 2018. Quanto à gestão em baixa, nesta região, varia consoante o concelho e / ou freguesia, e é feita pelas empresas identificadas no quadro seguinte.

Tabela 1.2 - Empresas de gestão em baixa na região do Algarve.

CONCELHO	EMPRESA	WEBSITE
Loulé	MUNICÍPIO DE LOULÉ	www.cm-loule.pt
	INFRAQUINTA, E.M.	www.infraquinta.pt
	INFRAMOURA, E.M.	www.inframoura.pt
	INFRALOBO, E.M.	www.infralobo.pt
São Brás Alportel	MUNICÍPIO DE S. BRÁS DE ALPORTEL	www.cm-sbras.pt
Faro	MUNICÍPIO DE FARO	www.cm-faro.pt
	FAGAR, E.M.	www.fagar.pt
Olhão	AMBIOLHÃO	www.ambiolhao.pt
Tavira	TAVIRAVERDE, E.M.	www.taviraverde.pt
Castro Marim	MUNICÍPIO DE CASTRO MARIM	https://cm-castromarim.pt/site/
Alcoutim	MUNICÍPIO DE ALCOUTIM	www.cm-alcoutim.pt
VRSA	ÁGUAS DE VILA REAL STO A.	https://aguas-vrsa.pt/
Albufeira	MUNICÍPIO DE ALBUFEIRA	www.cm-albufeira.pt
Lagoa	MUNICÍPIO DE LAGOA	www.cm-lagoa.pt
Silves	MUNICÍPIO DE SILVES	www.cm-silves.pt
Portimão	EMARP	www.emarp.pt
Monchique	MUNICIPÍO DE MONCHIQUE	www.cm-monchique.pt
Lagos	MUNICIPÍO DE LAGOS	www.cm-lagos.pt
Vila do Bispo	MUNICIPÍO DE VILA DO BISPO	www.cm-viladobispo.pt
Aljezur	MUNICIPÍO DE ALJEZUR	www.cm-aljezur.pt

ÁGUAS DE ALGARVE S.A.

Entidade gestora em alta do sistema supra-municipal de saneamento do Algarve.

APRESENTAÇÃO GERAL

Com a criação pelo Decreto-Lei nº 167/2000, do Sistema Multimunicipal de Saneamento do Algarve (SMSA), Águas de Algarve, SA (AdA) foi atribuída à Sociedade a concessão da exploração e gestão do referido sistema, pelo Decreto-Lei nº 172/B-2001, de 26 de maio, e celebrado o Contrato de Concessão entre o Estado Português e a Empresa em 26 de maio de 2001.

O desenvolvimento dos projectos e obras da SMSA iniciou-se no final de 2002, tendo como principal objectivo dotar a Região do Algarve de um sistema de saneamento fiável e seguro, do ponto de vista da saúde pública, melhorando os níveis de atendimento e promovendo a qualidade ambiental, designadamente a qualidade da água nas zonas balneares e zonas húmidas do Algarve, que são um factor essencial para o bem-estar da população e para o desenvolvimento económico e social da Região. A exploração das instalações da SMSA teve início em 2004 e, em 2009, concluiu-se a transição das infraestruturas dos municípios para a AdA.

O Sistema de Saneamento Multimunicipais AdA tem como objetivo essencial dotar a região do Algarve com um sistema seguro, do ponto de vista da saúde pública dos cidadãos, melhorando os níveis de atendimento e promovendo a qualidade ambiental, designadamente a qualidade da água das praias, rios e lagoas do Algarve, que são fator essencial para o bem-estar da população e para o desenvolvimento económico e turístico da região. O sistema de drenagem de águas residuais serve 311.490 habitações, tem uma extensão total de rede de aproximadamente 447 km, 192 estações elevatórias e 76 ETAR, atendendo uma área de aproximadamente 5.000 km². O sistema é dividido em 2 zonas (Este e Oeste), cada área cobre vários municípios.



Figura 2.1. Sistema Multimunicipal de Saneamento das Águas Residuais do Algarve.

O Sistema Multimunicipal de Saneamento do Algarve caracteriza-se pela sua elevada heterogeneidade, uma vez que a maioria dos subsistemas apresentam as seguintes características:

- Zona balnear costeira, muito turística, com restaurantes e bares.
- Terreno com pouco declive.
- Maioritariamente Rede Unitária
- zonas oceânicas / balneares como principal meio receptor.

- Idade avançada de alguns interceptores.

Outros subsistemas menores têm as seguintes características:

- Aglomerados populacionais dispersos
- Terreno com declive acentuado.
- Maioritariamente Rede Unitária
- Rios / pequenas linhas de água como o principal meio receptor.

A Tabela 2.1 apresenta uma breve descrição do Sistema Multimunicipais de Saneamento no Algarve.

Caracterização geográfica
<p>Descrição sumária:</p> <p>Terreno com pouco declive junto às zonas do litoral. Declive acentuado nas regiões mais no interior, serra e barrocal. Caracteriza-se por duas bacias hidrográficas principais: Ribeiras do Algarve e Rio Guadiana.</p> <p>Sub-bacias hidrográficas: Arade, Zona Central, Alvor, Costa Ocidental, Costa Sul, Ria Formosa e Guadiana</p>
Caracterização genérica do sistema
<p>Descrição sumária:</p> <p>O Sistema Multimunicipal de Saneamento do Algarve abrange 16 municípios: Vila Real de Sto. António, Tavira, Alcoutim, Castro Marim, Olhão, Faro, São Brás de Alportel, Loulé, Albufeira, Silves, Lagoa, Portimão, Lagos, Monchique, Aljezur, Vila do Bispo]</p> <p>AdA gere as infraestruturas em alta. Os municípios e empresas municipais gerem as infraestruturas em baixa.</p>
Funcionamento hidráulico
<p>Descrição sumária:</p> <p>O Sistema Multimunicipal do Saneamento do Algarve abrange uma grande área encontrando-se dividido em duas zonas operacionais. Cada zona apresenta vários subsistemas, de modo geral constituídos por sistema elevatório a montante ou em alguns casos coletores gravíticos, ETAR e meio recetor. O modo de funcionamento dos subsistemas que integram o sistema varia muito, mas de modo geral, as estações elevatórias têm funcionamento automático, estando associado o funcionamento em função do nível do poço de bombagem, podendo ter ou não medição de caudal. As EEAR em série constituem o sistema interceptor na qual elevam a água residual à ETAR. Após tratamento o efluente tratado é descarregado no meio recetor podendo ser o oceano atlântico ou ria/rio ou ribeiras.</p>

Relativamente aos dados financeiros, para a Águas do Algarve, o volume de negócios associado à exploração dos sistemas de abastecimento de água e tratamento de águas residuais da empresa ascendeu a cerca de 58,5 milhões de euros em 2018. O quadro seguinte apresenta os volumes de águas residuais faturados em 2018 e 2019.

Tabela 2.3 - Volumes de águas residuais tratadas.

Volumes de água residual tratada (m ³)	
2018	42.804.568,40
2019	37.408.464,40

3. SITUAÇÃO ATUAL DO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS EM PEQUENOS AGLOMERADOS URBANOS

SITUAÇÃO NA EXTREMADURA (ESPANHA)

A Directiva Comunitária 91/271/CEE, como já foi referido, fixa uma série de prazos parciais para completar a depuração dos núcleos urbanos em função da população dos mesmos, fixando a obrigatoriedade de dispor de instalações de tratamento (tratamento secundário) para aqueles núcleos de 2.000 a 10.000 h.e., e um “tratamento adequado” para núcleos <2.000 h.e., antes do final do ano 2005.

Com base nesta directiva e na Resolução de 30 de junho de 2011, da Secretaria de Estado do Meio Rural e da Água, que declara as zonas sensíveis nas bacias intercomunitárias (BOE Nº 180, de 28/07/2011), a Comunidade Autónoma da Extremadura manter-se-ia como parece na Figura 2.

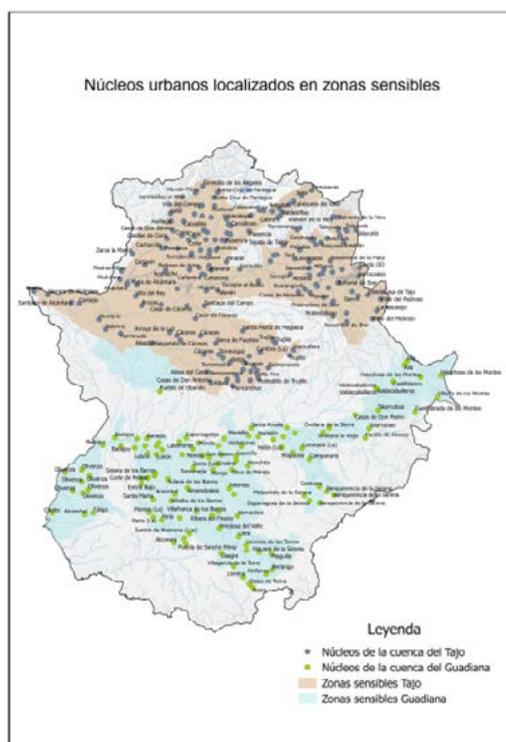


Figura 2: Núcleos urbanos localizados em zonas sensíveis. Fonte: Plan Estratégico Plurianual de Infraestructuras. Agua e Infraestructuras Hidráulicas.2016-2030

Após cada publicação, há um prazo de 7 anos para implementar um tratamento mais rigoroso nas estações de tratamento das novas aglomerações afectadas. Na última declaração foram incorporadas zonas sensíveis nas bacias hidrográficas intercomunitárias.

A figura seguinte apresenta as localidades que possuem uma instalação de tratamento de águas residuais em função da população equivalente:

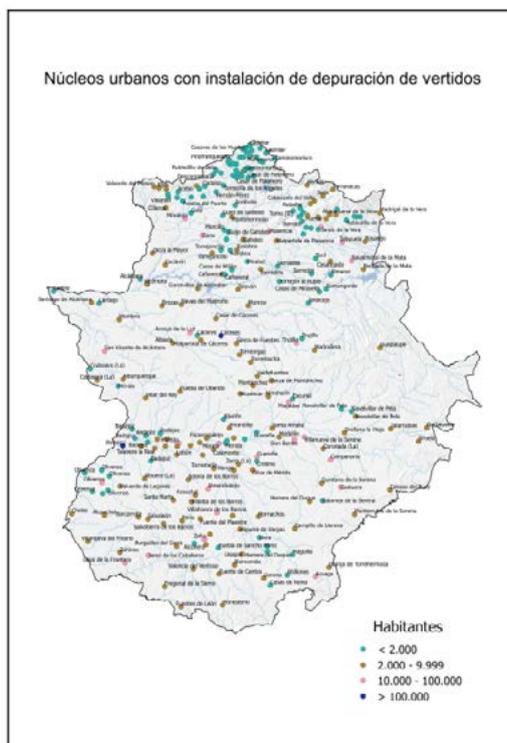


Figura 3: Núcleos urbanos com estação de tratamento de águas residuais. Fonte: Plan Estratégico Plurianual de Infraestructuras. Água e Infraestructuras Hidráulicas.2016-2030

Na Extremadura estão registados atualmente 388 municípios, e um total de 703 núcleos urbanos dos quais 165 pertencem a Badajoz e 223 a Cáceres. Existem 274 núcleos na Extremadura cujas descargas de águas residuais não são tratadas em aglomerações urbanas, dos quais 119 são de Badajoz e 155 de Cáceres (45 % dos núcleos não têm tratamento). Estes núcleos situam-se em 230 municípios, tratando-se na sua maioria de pequenos municípios, abaixo dos 2000 h.e. Ou seja, embora o dado relativo ao número de núcleos possa ser significativo e mesmo alarmante, a análise percentual da população tratada é muito diferente. Esta percentagem de núcleos representa apenas 13,8 % da população equivalente, um claro indicador da distribuição da população equivalente da Extremadura. A população desses municípios é de 136.505 habitantes reais, o que significa que, para 12,67 % da população da Extremadura, as suas descargas de águas residuais não são tratadas (Fonte: Plan Estratégico Plurianual de Infraestructuras. Água e Infraestructuras Hidráulicas.2016-2030).

Tabela 1: habitantes equivalentes e núcleos tratados e não tratados da Extremadura. Fonte: Plan Estratégico Plurianual de Infraestructuras. Agua e Infraestructuras Hidráulicas.2016-2030.

	Badajoz	Cáceres	Extremadura
Habitantes	679.359	398.239	1.077.598
Habitantes equivalentes	1.245.274	822.367	2.067.641
Núcleos	266	333	599
Núcleos não tratados	119	154	273
Habitantes não tratados	73.548	62957	136.505
Ha. Eq, não tratados	173.068	147.146	320.214

A legislação estabelece diferentes discriminações jurídicas no que diz respeito ao cumprimento dos regulamentos. A principal tem a ver com o tamanho da aglomeração. Com base nos dados disponíveis (tabela 2):

Tabela 2: número de habitantes equivalentes e de núcleos tratados e não tratados da Extremadura em função da dimensão desses núcleos. Fonte: Plan Estratégico Plurianual de Infraestructuras. Agua e Infraestructuras Hidráulicas.2016-2030

		Total	Descargas tratadas	Sem ETAR
< 2.000	Núcleos	388	148	190
	Hab. equivalentes	169.039	72.684	118.267
2.000-9.999	Núcleos	185	123	59
	Hab. equivalentes	726.726	530.238	154.643
10.000-100.000	Núcleos	25	25	0
	Hab. equivalentes	679.635	670.535	0
>100.000	Núcleos	2	2	0
	Hab. equivalentes	390.525	390.525	0

* Existe um certo número de núcleos que, em princípio, e na falta de confirmação por parte dos municípios, estão ligados à rede de saneamento municipal e, por conseguinte, estariam tratados. O seu número não é significativo.

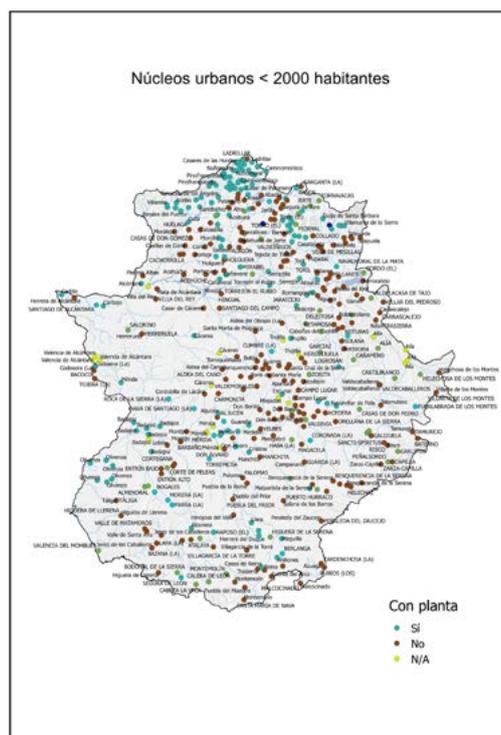


Figura 4: Núcleos urbanos com menos de 2000 h.e. com e sem instalação de tratamento de águas residuais. Fonte: Plan Estratégico Plurianual de Infraestructuras. Agua e Infraestructuras Hidráulicas.2016-2030

Sobre o total de habitantes-equivalentes da Extremadura, que pode ser estimado em 1.900.000, menos de 273.000 não teriam uma estação de tratamento de águas residuais, construída ou em construção. Isto significa que apenas 12,67% da população descarrega o efluente sem tratamento prévio. O incumprimento das directivas, devido à falta de uma depuração urbana adequada, implicaria automaticamente a imposição de graves sanções económicas para a Espanha, que seriam transferidas para as comunidades autónomas incumpridoras.

Isto traduz-se numa necessidade importante e urgente de investimento directo, na construção de novas instalações e na adaptação das existentes. Investimento que, pela sua importância, deve ser adequadamente planificado e, o que é mais importante, distribuído ao longo do tempo para não gerar um peso insuportável sobre os orçamentos do Ministério responsável. Por esta razão, é necessário articular instrumentos jurídicos de cooperação entre a Junta de Extremadura e as Diputaciones Provinciais de Cáceres e Badajoz para fazer frente ao desafio de conseguir que quase a totalidade das entidades locais da região extremeña disponha de serviço de tratamento de águas residuais.

SITUAÇÃO EM HUELVA (ESPAÑA)

A província de Huelva está situada a oeste da comunidade autónoma da Andaluzia, fazendo fronteira a norte com Badajoz, a leste com a província de Sevilha, a sudeste com a província de Cádiz, a sul com o oceano Atlântico e a oeste com Portugal.

Com uma área total de 10.128 km², divide-se em 80 municípios. Conta com uma população de 518.930 habitantes segundo dados do INE de 2017.

Os diferentes municípios contam por sua vez com quase 220 núcleos populacionais de diferentes tamanhos, sendo Huelva o mais povoado com quase 145.000 habitantes.

Os diferentes núcleos estão agrupados em 42 aglomerações urbanas com mais de 2000 habitantes e outras 86 aglomerações com menos de 2000 habitantes.

Tabela –Diferentes aglomerações da Província de Huelva.

Tipo aglomeração urbana	Número	Carga equivalente (h.e.)
Mais de 2.000 h.e., zona normal	29	317.004
Mais de 2.000 h.e., zona sensível	13	444.818
Menos de 2.000 h.e.	86	23.185
Total	128	785.007

Das 86 aglomerações com menos de 2000 habitantes, apenas 20 dispõem de ETAR em serviço. Os diferentes tratamentos são resumidos na tabela abaixo.

Tabela – Sistemas de tratamento de aglomerações com menos de 2000 habitantes.

Aglomeração urbana	Habitantes	Sistema de tratamento
Alájar	560	Primário (Dec+Dig)
Almonaster la real	597	Primário (Dec+Dig)
Rocio (El)	1.371	Secundário (biológico)
Tharsis	1.727	Secundário (biológico)
Arroyomolinos de león	957	Primário (Fis-Químico)
Berrocal	316	Secundário (biológico)
Cabezas rubias	719	Secundário (biológico)
Cañaveral de León	402	Primário (Dig. Aerobia)
Castaño del Robledo	186	Leitos de Turfa
Corteconcepción ¹	598	Secundario (biológico)
Cortelazor	290	Primário (Dec+Dig)
Cumbres de San Bartolomé	366	Primário (Dec+Dig)
Hinojales	306	Primário (Dig. Anaeróbia)
Linares de la sierra	252	Leitos de Turfa
Marines (Los)	374	Secundário (biológico)
Nava (La)	231	Primário (Dec+Dig)
Paymogo	1.161	Secundário (biológico)
Santa Bárbara de Casas	1.035	Secundário (biológico)
Valdelarco	237	Secundário (biológico)
Zufre	805	Secundário (biológico)
	12.490	

Presta serviços aos núcleos de Corteconcepción e Puerto Moral

Existem outras 6 aglomerações que, mesmo tendo ETAR, estas encontram-se em fase de ampliação.

Tabela –Sistemas de tratamento de aglomerações com menos de 2000 habitantes em ampliação.

Aglomeração urbana	Habitantes	Sistema de tratamento
Cala	1.165	Primário (Fis-Químico)
Encinasola	1.328	Primário (Fis-Químico)
Fuenteheridos	601	Primário (Dec+Dig)
Granada de Río-Tinto (La)	207	Primário (Dec+Dig)
Santa Ana la Real	288	Leitos de Turfa
Villanueva de las Cruces	382	Lagunagem
	3.971	

Das 60 restantes, 17 delas encontram-se com anteprojecto pendente de execução, outras 4 estão em fase de elaboração do projeto e os 39 restantes estão em fase de diagnóstico.

3.3. SITUAÇÃO NO ALGARVE (PORTUGAL)

A figura seguinte mostra a localização dos pequenos aglomerados no Sistema de Saneamento Multimunicipal no Algarve.



Figura 2.2 - Localização da ETAR com tratamento inferior a 2000 habitantes (pequenos grupos).

As estações de tratamento de águas residuais de pequenos aglomerados encontram-se no interior do Algarve, nos municípios de Alcoutim, Castro Marim, Tavira, Loulé, Silves, Monchique, Lagos, Vila do Bispo e Aljezur.

A tabela seguinte mostra o número de ETARs, nível e tipo e capacidade de tratamento.

Tabela 2.4 - Características das ETARs de pequenos aglomerados.

Instalações	Concelho	Nível de tratamento	Tipologia de tratamento	Capacidade de atendimento ETAR (hab.equi)	Capacidade de tratamento (m ³ /dia)
ETAR de Barrada	Alcoutim	Secundário	Leitos de Macrófitas	130	18
ETAR de Cachopo	Tavira	Secundário	Leito de Plantas	500	75
ETAR de Vaqueiros	Alcoutim	Secundário	Leito de Macrófitas	250	39
ETAR de Pessegueiro	Alcoutim	Secundário	Lamas Ativadas	261	52
ETAR de Martinlongo	Alcoutim	Secundário	Leito de Plantas	864	173
ETAR de Giões	Alcoutim	Secundário	Leito de Plantas	250	83
ETAR de Pereiro	Alcoutim	Secundário	Leito de Plantas	250	39
ETAR de Santa Marta	Alcoutim	Secundário	Lamas Ativadas	150	18
ETAR de Cortes Pereiras	Alcoutim	Secundário	Lamas Ativadas	250	30
ETAR de Alcoutim	Alcoutim	Secundário	Lamas Ativadas	868	96
ETAR de Balurcos	Alcoutim	Secundário	Lamas Ativadas	421	84
ETAR de Furnazinhas	Castro Marim	Secundário	Lamas Ativadas	200	24
ETAR de Odeleite	Castro Marim	Secundário	Leitos de Macrófitas	230	36
ETAR de Azinhal	Castro Marim	Primário	Tanque Imhoff e Leitos de Secagem	1000	104
ETAR de Quinta do Sobral	Castro Marim	Secundário	Lamas Ativadas	800	100
ETAR de Santa Catarina Fonte do Bispo	Tavira	Secundário	Lamas Ativadas	1000	200
ETAR de Mealha	Tavira	Secundário	Lamas Ativadas	90	29
ETAR de Currais	Tavira	Secundário	Lamas Ativadas e lagoa de Macrófitas	75	24
ETAR de Feiteira	Tavira	Secundário	Lamas Ativadas	80	26
ETAR de Estorninhos	Tavira	Secundário	Lamas Ativadas	90	43
ETAR de Carrapateira (Tavira)	Tavira	Secundário	Leito de plantas	220	33
ETAR de Casas de Baixo e Várzea	Tavira	Secundário	Lamas Ativadas	110	33
ETAR de Porto Carvalhoso	Tavira	Secundário	Lamas Ativadas	150	30
ETAR de Morenos	Tavira	Secundário	Lamas Ativadas	140	61
ETAR de Bengado	Tavira	Secundário	Lamas Ativadas	110	44
ETAR de Ameixial	Loulé	Secundário com desinfecção	Lamas Ativadas	1000	200
ETAR de Tôr	Loulé	Secundário	Lamas Ativadas	400	160

No Sistema de Saneamento Multimunicipal do Algarve, existem 47 estações de tratamento de águas residuais com menos de 2.000 habitantes, consideradas como pequenas estações de tratamento de águas residuais, o que representa 38% do número total de estações de tratamento de águas residuais sob a gestão de Águas do Algarve (72 Estações tratamento de águas residuais) (Figura 2.3). A capacidade de tratamento nestas ETAR varia entre 14 m³/dia (ETAR de Pedralva) a 659 m³/dia (ETAR de São Marcos da Serra).



Figura 2.3 – Número de ETARs com tratamento inferior a 2000 habitantes (pequenos grupos).

Embora as ETARs pequenas aglomeradas representem 38%, em comparação com o número total de ETARs geridas pelas Águas do Algarve, na realidade, em relação ao volume de águas residuais tratadas, representam entre 1% e 2% do volume anual de águas residuais tratadas no Sistema de Saneamento Multimunicipal do Algarve, como se mostra na Figura a seguir.



Figura 2.4 - Percentagem do volume de águas residuais tratadas em relação ao volume anual de águas residuais tratadas no Sistema Multimunicipais de Saneamento do Algarve nos anos de 2018 e 2019.

Número de ETAR de pequenos aglomerados por tipologia



Figura 2.5 - Número de ETAR de pequenos aglomerados por tipologia

O tratamento mais implementado nas ETARs de pequenos aglomerados é o sistema de lamas activadas, seguido do tratamento por leitos de plantas.

A figura seguinte mostra o consumo de energia específico na ETAR de pequenos aglomerados com medição de caudal e energia, para o ano de 2018 (26 ETARs).

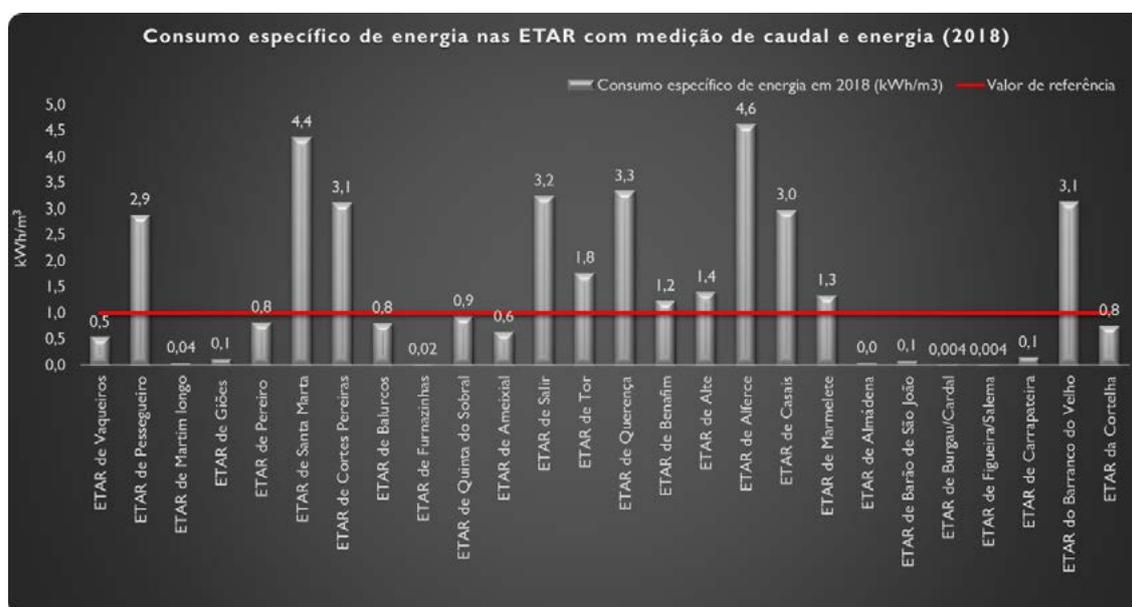


Figura 2.6 - Consumo específico de energia em ETAR de pequenos aglomerados.

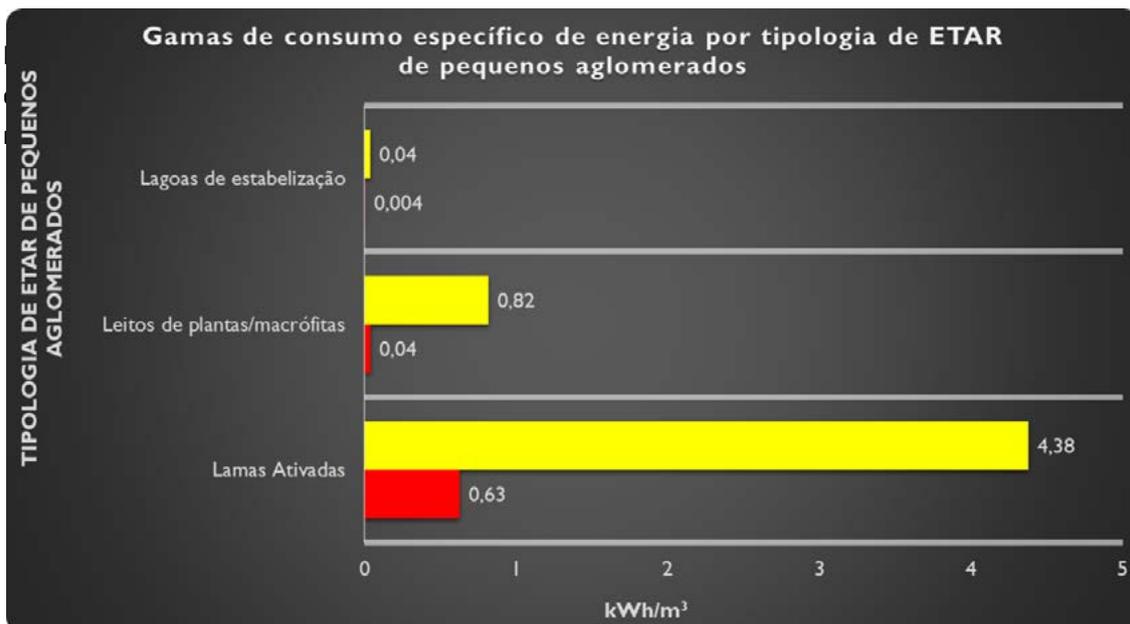


Figura 2.7 - Gamas de consumo específico de energia por tipo de tratamento de ETAR em pequenos aglomerados.

As lagoas de estabilização, seguidos por leitões de plantas, em geral, são os tratamentos biológicos que permitem obter um menor consumo de energia específico.

Na gestão da Águas do Algarve, das 47 ETARs para pequenos aglomerados, 26 ETARs apresentam o tipo de tratamento de lamas ativadas, mostrando maiores custos de energia nestas instalações.

4. LINHAS DE AÇÃO FUTURAS

EXTREMADURA (ESPAÑA): PLANO DEPURA

No contexto estabelecido do quadro depurativo extremeño, surge a intenção por parte da Junta de Extremadura, a Diputación de Cáceres e a Diputación de Badajoz, de definir as linhas de acção necessárias para a execução dos trabalhos de melhoramento e construção das respectivas estações de tratamento de águas residuais, aos municípios da região que não a possuam, de acordo com uma ordem de prioridade estabelecida. Este plano de acção é conhecido como Plano Depura.

A Diputación de Cáceres e a Diputación de Badajoz assinaram protocolos de atuação com o Ministério da Transição Ecológica e Sustentabilidade, em 15 de novembro de 2019, estabelecendo assim as bases do Plano Depura. Incluem a declaração de vontade dos signatários no sentido de realizar de forma coordenada a futura execução do conjunto de ações de infraestruturas no domínio do tratamento de águas residuais. Incluem-se também as localidades onde os dois Conselhos Provinciais concordam em realizar as ações no âmbito do Plano Depura: 120 localidades na província de Cáceres e 91 na província de Badajoz. A primeira etapa do Plano Depura, já em funcionamento, tem sido a realização de um planeamento das ações, para o qual é realizado um estudo preliminar dos trabalhos técnicos necessários ao desenvolvimento e implementação do referido plano, cuja temporalidade se estende a partir de 2020 a 2027.

Uma das finalidades deste estudo é a obtenção do valor económico estimado para as acções propostas mediante a soma do custo das acções individuais, para conseguir um valor final de investimento. O amplo

âmbito de acção referido no Plano Depura faz com que o montante total de investimento deva ser repartido no tempo, não só pelo montante da mesma, mas também para evitar desequilíbrios no sector face à execução simultânea de tal volume de obra.

O planeamento e o cronograma dos trabalhos não só são necessários pelo mencionado anteriormente, mas também porque as ações contempladas incluem propostas cuja necessidade ou prioridade é diferente. Para contemplar de forma adequada os diferentes graus de necessidade das ações propostas em função da população em causa, e para ajustar o investimento global à disponibilidade orçamental da entidade ou entidades promotoras, é necessário estabelecer uma distribuição temporal das ações. Essa distribuição temporal requer a definição de um período de ação, ou seja, um intervalo de tempo durante o qual as diferentes ações são abordadas. Neste caso, e para estar de acordo com o final do 3º Ciclo de Planeamento Hidrológico, essa data foi fixada no ano 2027.

Por outro lado, dentro desse período total, são definidas as subdivisões temporárias, resultando num horizonte de tempo com 8 anuidades, de 2020 a 2027, em que se pretende distribuir o investimento total da forma mais homogénea possível, tendo em conta que a correspondente anuidade de 2020, tem um carácter especial, dado que corresponde a um menor investimento pelo facto de o orçamento se destinar, essencialmente, à realização de projectos e actividades anteriores que requerem as ações das anuidades seguintes. As ações previstas devem ser implementadas de forma sucessiva, pelo que, antes das obras, deve ser elaborado o respectivo projecto técnico e, antes do seu início, devem ser obtidas as autorizações e licenças correspondentes, e devem ser disponibilizados os terrenos sobre os quais estas devem ser executadas. Ou seja, dentro da acção proposta em cada município há uma série de tarefas, em geral de pequeno montante orçamental, que devem ter sido planificadas e realizadas com carácter prévio à execução das obras, propriamente dita.

Assim, o Plano Depura pretende cumprir um cronograma que reflita o o desenvolvimento temporal de cada uma das seguintes fases:

- elaboração do projeto
- processamento de licenças e autorizações
- obtenção dos terrenos
- concurso público
- execução de obras

A duração destas atividades foi estimada com base na experiência em ações semelhantes, adotando-se, para a duração das obras, um prazo em função da experiência da entidade e das obras a realizar. Neste sentido, foi adoptado um período de execução com base na construção da depuradora, por se tratar de uma infra-estrutura mais limitante em termos de tempo, uma vez que a execução de emissários e ligações externas, como é habitual, desenvolve-se em paralelo com a obra de construção da própria ETAR. Os prazos adotados estão, portanto, diretamente relacionados ao tipo de tecnologia selecionada em cada caso.

Como foi comentado, as diferentes características das populações incluídas no âmbito do Plano Depura, dão origem a uma variada casuística de necessidades de ação no tratamento das suas descargas. Embora todas as populações necessitem de ações por não disporem de tratamento adequado para suas águas residuais, nem todas apresentam o mesmo grau de necessidade de uma tal ação. A urgência desta é determinada por diversos fatores que devem ser avaliados para estabelecer uma possível priorização entre elas, que deve ser o critério que ordene o planeamento do investimento.

São múltiplos os critérios que podem ser levados em consideração no estabelecimento de prioridades que permitam ordenar a execução dos investimentos que compõem o Plano Depura. Além de critérios puramente técnicos, poderiam ser incorporados outros critérios, de carácter não técnicos, cuja utilização, em um estudo como este, seria pouco justificada, senão inadequada.

Por isso, a priorização das acções, que, em última análise, permite definir a ordem da sua execução dentro do horizonte de investimento, tem sido feita exclusivamente por aplicação de critérios de carácter técnico, que podem ser devidamente justificados. Cada um destes factores, aplicado à população em causa, dá origem a uma pontuação, pelo que a acção é considerada mais prioritária quanto maior for esse valor.

Uma vez priorizadas as acções, é feita a mesma distribuição para as populações beneficiadas pelo Plano Depura, nas diferentes anuidades estabelecidas até o ano de horizonte de planeamento: 2.027, tendo em conta que na primeira anuidade para 2020, como mencionado anteriormente, apresenta características especiais, uma vez que, no decurso da mesma, devem ser realizadas todas as acções prévias que permitam realizar a execução das obras da seguinte anualidade com todas as garantias, ou seja, a elaboração dos projectos, o tratamento das autorizações, obtenção dos terrenos e adjudicação das obras a executar na próxima anualidade.

Assim, os valores do Plano Depura, são resumidos da seguinte forma:

AÇÕES CORRESPONDENTES AO CONSELHO PROVINCIAL DE BADAJOZ

Na tabela seguinte encontram-se os dados económicos correspondentes às acções previstas para o Conselho Provincial de Badajoz distribuídos por anuidades:

Tabela 3: Dados económicos distribuídos temporalmente correspondentes às acções previstas para o Conselho Provincial de Badajoz.

ANUALIDAD	Nº POBLACIONES	IMPORTE OBRA	IMPORTE PROYECTO	TOTAL ANUALIDAD
2020	2	1.594.679,86	331.882,76	1.926.562,62
2021	11	10.021.216,62	279.386,78	10.300.603,41
2022	9	9.778.537,32	304.865,74	10.083.403,06
2023	11	10.670.301,01	296.919,68	10.967.220,69
2024	10	10.392.188,89	318.557,91	10.710.746,80
2025	12	11.149.526,98	305.395,48	11.454.922,47
2026	10	10.688.841,95	322.855,31	11.011.697,26
2027	9	11.299.935,99	0,00	11.299.935,99
	74	75.595.228,62		77.755.092,30

Como se pode observar, o número final de unidades populacionais sobre as quais se vai actuar é de 74. Isto deve-se à atribuição de prioridades anteriormente referida, uma vez que a realização dos diversos estudos tem levado a não contemplar acções em todas elas devido a, ou que tal acção não era necessária, seja porque os centros urbanos careciam de rede municipal de saneamento, seja porque as populações careciam, até mesmo, da consideração dos núcleos urbanos.

Estes dados são representados graficamente nas imagens que acompanham:

PLAN DEPURA. DISTRIBUCIÓN DE ANUALIDADES

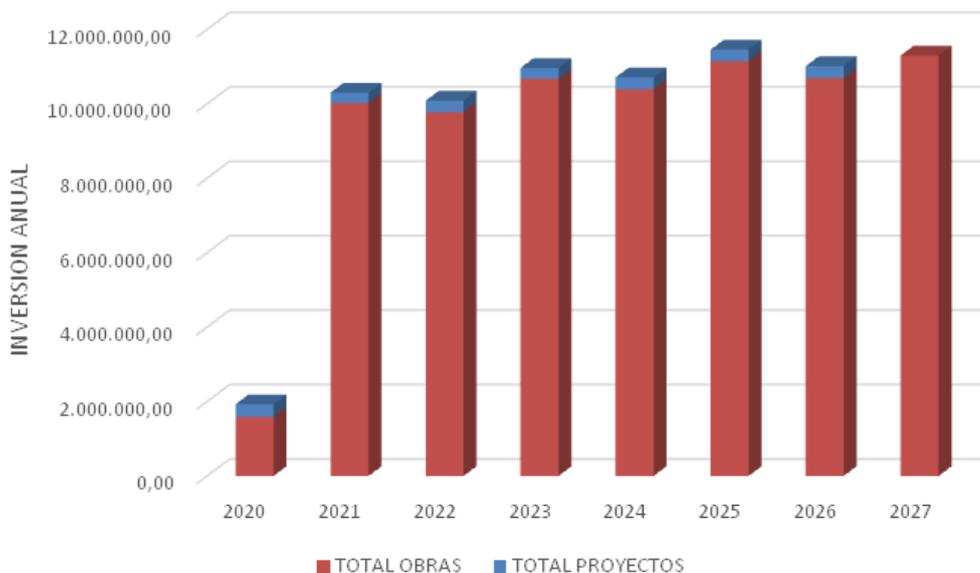


Figura 5. Distribuição económica das anuidades do Plano Depura para as ações previstas para serem realizadas pela Diputación de Badajoz.

DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE LAS ACTUACIONES

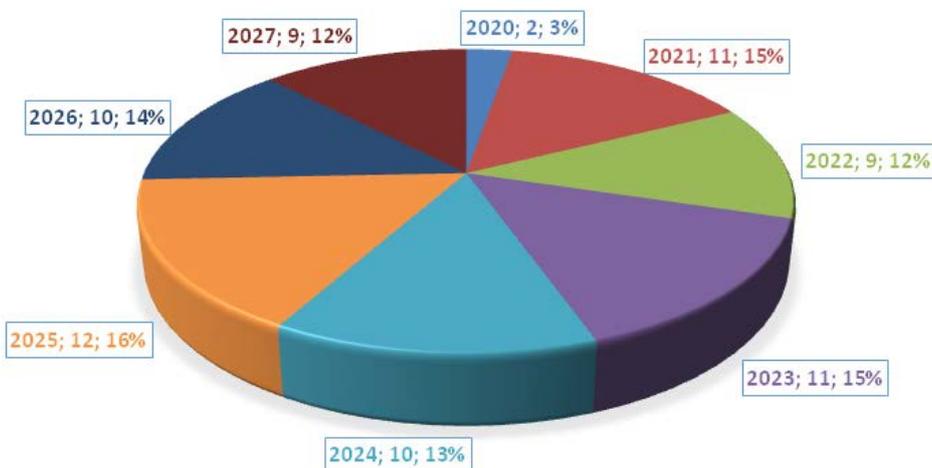


Figura 6. Distribuição temporal das anuidades do Plano Depura para as atuações previstas para ser realizadas pela Diputación de Badajoz.

ANDALUZIA (ESPANHA)

O consenso assinado em 2009 pelos agentes económicos e sociais em torno do Acordo Andaluz pela Água, traduzido posteriormente na Lei 9/2010, de 30 de julho, sobre as Águas da Andaluzia, constituiu a declaração de interesse da Comunidade Autónoma de uma ampla relação de infra-estruturas de saneamento e depuração no território andaluz pelo “Acordo do Conselho de Governo de 26 de outubro de 2010”, para

o qual a Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio assumia a sua construção e financiamento. E isto com o objectivo de contribuir para o cumprimento dos objectivos da qualidade das águas da Andaluzia estabelecidos pela União Europeia em virtude da Directiva 91//271/CEE relativa ao tratamento de águas residuais urbanas e da Directiva Quadro da Água 2000//60/CE. Este pressuposto não abrange as actividades anteriormente declaradas de interesse geral do Estado cuja construção e financiamento incumbem à Administração Geral do Estado, bem como a exploração, manutenção e conservação das infra-estruturas que se mantêm como competências claramente municipais.

Para o financiamento destas infra-estruturas, foi criada a “taxa de beneficiação da infra-estrutura hidráulica de depuração de interesse da Comunidade Autónoma”, em conformidade com o princípio da recuperação de custos estabelecido na Directiva-Quadro da Água 2000/60/CE.

A décima quarta disposição adicional da Lei 9/2010, de 31 de julho, da Águas da Andaluzia (acrescentada pela Lei 3/2015, de 29 de dezembro, de Medidas em Matéria de Gestão Integrada da Qualidade Ambiental, das Águas, Tributária e de Saúde Animal) impõe a este Ministério a obrigação de publicar anualmente um balanço da execução do Acordo do Conselho do BCE, com informações para cada ação iniciada sobre o grau de implementação alcançado, o investimento total executado e o investimento financiado a partir da receita gerada pela taxa de melhoria da infraestrutura hidráulica da Comunidade Autónoma, portanto a seguinte informação destina-se a dar cumprimento a esta obrigação.

ALGARVE (PORTUGAL): PENSAAR 2020.

PENSAAR 2020 - Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais para Portugal continental. Com o objectivo de promover, para as populações, o acesso a um serviço público de água e saneamento de qualidade, adequado às necessidades, com custos socialmente aceitáveis, dentro do quadro jurídico comunitário e nacional, e no quadro da política europeia de inovação para o setor, o Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais para Portugal Continental está em execução, no período de 2014 .

PENSAAR 2020 - Nova estratégia para o sector do abastecimento de água e do saneamento, foi elaborada por uma comissão instituída pelo despacho N° 9304//2013, de 2 de julho.

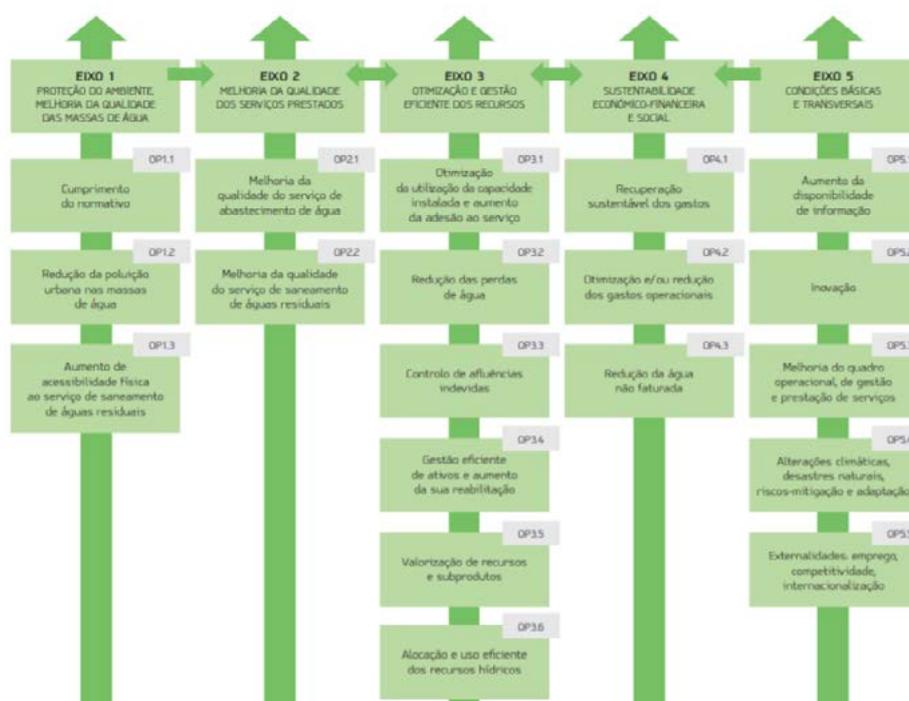


Figura 7. Objetivos operacionais definidos no PENSAAR 2020.

A monitorização é um instrumento de apoio à gestão do PENSAAR 2020 que permite validar objetivos estratégicos e operacionais, bem como seus indicadores, ou corrigi-los de acordo com a realidade. Os resultados da monitorização podem resultar em ajustes no Plano de Ação e nas suas medidas, a fim de melhorar o cumprimento dos objetivos propostos. Como referido anteriormente, com o propósito de monitorizar o PENSAAR 2020 são utilizados os indicadores do sistema de avaliação da qualidade do serviço implementado pelo ERSAR, que medem o número de alojamentos e indiretamente a população, servida por entidades gestoras com um bom ou médio desempenho em relação a estes indicadores. Desta forma, é possível medir diretamente o impacto da implementação da estratégia na população beneficiária. Os objetivos operacionais do PENSAAR 2020 relacionados com as medidas e ações cujo acompanhamento é da responsabilidade da ERSAR, são definidos a seguir:

- Otimização da utilização da capacidade instalada e maior adesão ao serviço, que está relacionado com % de habitações abrangidas por EG.
- Melhoria dos recursos e subprodutos, no que diz respeito às águas residuais reutilizadas e à produção de energia em si.
- Alocação e uso eficiente dos recursos hídricos, com respeito à % da população atendida por EG com mérito reconhecido no uso eficiente da água.
- Recuperação sustentável das despesas, utilizando % de domicílios atendidos por EG como indicador, com uma avaliação satisfatória da cobertura das despesas totais ou com tarifas sociais.

Numa avaliação global dos valores registados em 2017 em relação aos objetivos definidos no PENSAAR 2020, considera-se que, em geral, a evolução dos indicadores é positiva, em linha com o caminho que o setor tem vindo a desenvolver nas últimas duas décadas. No entanto, o sector da água continua a enfrentar algumas situações preocupantes, nomeadamente em termos de adesão ao abastecimento de água e aos serviços de saneamento de águas residuais, licenças de captação de água e cobertura de despesas, cujos valores se encontram ainda muito aquém dos objetivos fixados para 2020. Em Portugal Continental, a maior parte do serviço é prestado por concessionários, estas entidades cobrem cerca de 72% da população e 79% do número de concelhos abrangidos por entidades gestoras que prestam o serviço público de abastecimento de água com classificação elevada, com especial enfoque no submodelo de concessão multimunicipal. As concessões municipais são o submodelo de gestão predominante no setor em expansão, que abrange um total de 174 municípios e mais de 5,1 milhões de habitantes. As entidades estatais também têm algum peso no sector. Embora apenas com uma entidade (EPAL), a grande concentração de população existente na sua área de intervenção faz com que este submodelo seja o segundo mais relevante no setor em crescimento, com 25 municípios e uma população de aproximadamente 1,8 milhões. Os submodelos restantes têm uma representação mais baixa. Deve-se também ter em conta que as parcerias entre o Estado e o município prestam o serviço a cerca de 250 mil habitantes e têm uma área de intervenção que cobre uma grande parte do Alentejo, aproximadamente 21% do território de Portugal continental (Águas Públicas do Alentejo) com o serviço de abastecimento. Esta relação traduz-se numa baixa densidade populacional (16 hab. / km²), característica do tipo de área de intervenção da entidade gestora (predominantemente área rural).

Em Saneamento, como no caso do abastecimento de água, o modelo com maior preponderância na prestação deste serviço é o de gestão direta, com 75% dos municípios e cerca de 59% da população de Portugal continental cobertos por esta categoria (um pouco mais que no abastecimento de água). Os modelos de gestão delegada ou de concessão são predominantes no litoral ou em grandes centros urbanos. Os serviços municipais têm a maior representação na prestação de saneamento de águas residuais, abrangendo aproximadamente 3.6 milhões de habitantes e 190 municípios. Este tipo de entidade geralmente opera em ambientes com baixa densidade populacional (57 habitantes/km²), com características rurais. Em

relação aos submodelos restantes, parece que, apesar de não terem a mesma preponderância que os serviços municipais, as concessões municipais, as empresas municipais ou intermunicipais e os serviços municipais ou intermunicipalizados abrangem 1,7 milhão de habitantes, 1,8 milhão de habitantes e 2,3 milhões de habitantes, respectivamente.

Tabela. Modelos de gestão de serviços de água e resíduos.

Quadro 1. Modelo de gestão dos serviços de águas e resíduos

Modelos de gestão utilizados em sistemas de titularidade estatal		
Modelo	Entidade gestora	Tipo de colaboração
Gestão direta	Estado (não existe atualmente qualquer caso)	Não aplicável
Gestão delegada	Empresa pública (existe apenas o caso da EPAL)	Não aplicável
Gestão concessionada	Entidade concessionária multimunicipal	Participação do Estado e municípios no capital social da entidade gestora concessionária, podendo ocorrer participação minoritária de capitais privados no caso dos serviços de abastecimento de água e saneamento de águas residuais ou maioritária no caso dos serviços de gestão dos serviços urbanos.
Modelos de gestão utilizados em sistemas de titularidade municipal ou intermunicipal		
Modelo	Entidade gestora	Tipo de colaboração
	Serviços municipais	Não aplicável
Gestão direta	Serviços municipalizados ou intermunicipalizados	Colaboração entre dois ou mais municípios no caso de serviços intermunicipalizados
	Associação de municípios	Constituição de uma pessoa coletiva de direito público integrada por vários municípios
Gestão delegada	Empresa constituída em parceria com o Estado (integrada no setor empresarial local ou do Estado)	Participação do Estado e municípios no capital social da entidade gestora da parceria
	Empresa do setor empresarial local sem participação do Estado (constituída nos termos da lei comercial)	Eventual participação de vários municípios no capital social da entidade gestora, no caso de serviço intermunicipal, podendo ocorrer participação minoritária de capitais privados
	Junta de freguesia	Acordos ou protocolos de delegação entre município e junta de freguesia
Gestão concessionada	Entidade concessionária municipal	Parceria Público-Privada (municípios e outras entidades privadas)

Sem prejuízo de um conjunto de investimentos selectivos que ainda têm de ser feitos, pode dizer-se que a grande maioria da população portuguesa tem bom acesso aos serviços de água e de resíduos, e estão a ser dados passos significativos no sentido da tendência para a universalização destes serviços. Com efeito, em 2017, 96% dos agregados familiares estavam cobertos pelo serviço de abastecimento de água, 84% estavam cobertos pelo serviço de drenagem de águas residuais e 83% incluíam o tratamento adequado destas águas; no que se refere ao serviço municipal de gestão de resíduos, toda a população beneficia dos serviços de recolha e tratamento adequado dos resíduos.

Tabela 1.1- Panorama nacional do abastecimento de água e saneamento de águas residuais.

Abastecimento de Água	Saneamento de Águas Residuais
9,6 milhões de habitantes servidos	8,5 milhões de habitantes servidos com drenagem
96% de alojamento servidos	84% de alojamentos servidos
Tarifa média ponderada: 0,4920 euros/m³	8,4 milhões de habitante servidos com tratamento
Indicador água Segura (alta): 99,77%	83% alojamentos servidos com tratamento
Indicador água Segura (baixa): 98,72%	Tarifa média ponderada: 0,5094 euros/m ³

A ERSAR e outras entidades do setor fizeram um esforço para reduzir a fragmentação (em 2017, havia 435 entidades gestoras para estes serviços em Portugal Continental) transferindo a responsabilidade de prestar o serviço de algumas pequenas e médias entidades para entidades maiores, o que em teoria permitirá aumentar a escala e a eficácia estrutural e a eficiência na prestação de serviços. Segundo a análise realizada no âmbito dos planos estratégicos, esta característica é um dos aspectos que tem contribuído, juntamente com outros, para um progresso menor do que o esperado para alcançar os objectivos estratégicos do sector. A tendência para a agregação horizontal e vertical de serviços acentuou-se nos últimos anos, com algumas iniciativas previstas neste sentido, embora no último ano também tenha ocorrido o colapso de alguns grandes sistemas, como resultado da vontade política. Considera-se necessário continuar a reforçar este compromisso estratégico e promover o reforço da reorganização da prestação de serviços, não só através da integração, mas também através da adaptação de modelos de gestão; dotando o setor de uma participação estruturalmente correta e mobilizadora equilibrada de todos os agentes envolvidos, o que resulta em uma melhor qualidade de serviço, com preços eficientes e justos para os usuários.

Só desta forma se podem alcançar os níveis de qualidade de serviço considerados necessários para o desenvolvimento de Portugal, atendendo, de forma regular e contínua, à maior percentagem possível da população com serviços públicos de abastecimento de água, saneamento de águas residuais urbanas e gestão de resíduos urbanos.

ALGARVE (PORTUGAL): PNUEA

Outro programa neste sector, o PNUEA - Programa Nacional para Uso Eficiente da Água - é um instrumento de política ambiental nacional cujo principal objectivo é promover a Utilização Eficiente da Água em Portugal, especialmente nos sectores urbanos, agrícola e industrial, contribuindo para minimizar os riscos de escassez de água e para melhorar as condições ambientais nos ambientes aquáticos, sem pôr em perigo as necessidades vitais e a qualidade de vida das populações, bem como o desenvolvimento socioeconómico do país.

PNUEA associa a melhoria da eficiência da utilização da água à consolidação de uma nova cultura da água em Portugal, através da qual este recurso é cada vez mais valorizado, não só pela sua importância para o desenvolvimento humano e económico, mas também para a preservação do meio natural, tendo em vista o desenvolvimento sustentável e o respeito pelas gerações futuras.

Pretende-se ainda obter a redução do volume de cargas poluentes descarregadas na água e a redução do consumo de energia, aspectos que dependem em grande medida da utilização da água, através de objetivos bem definidos no programa em questão.

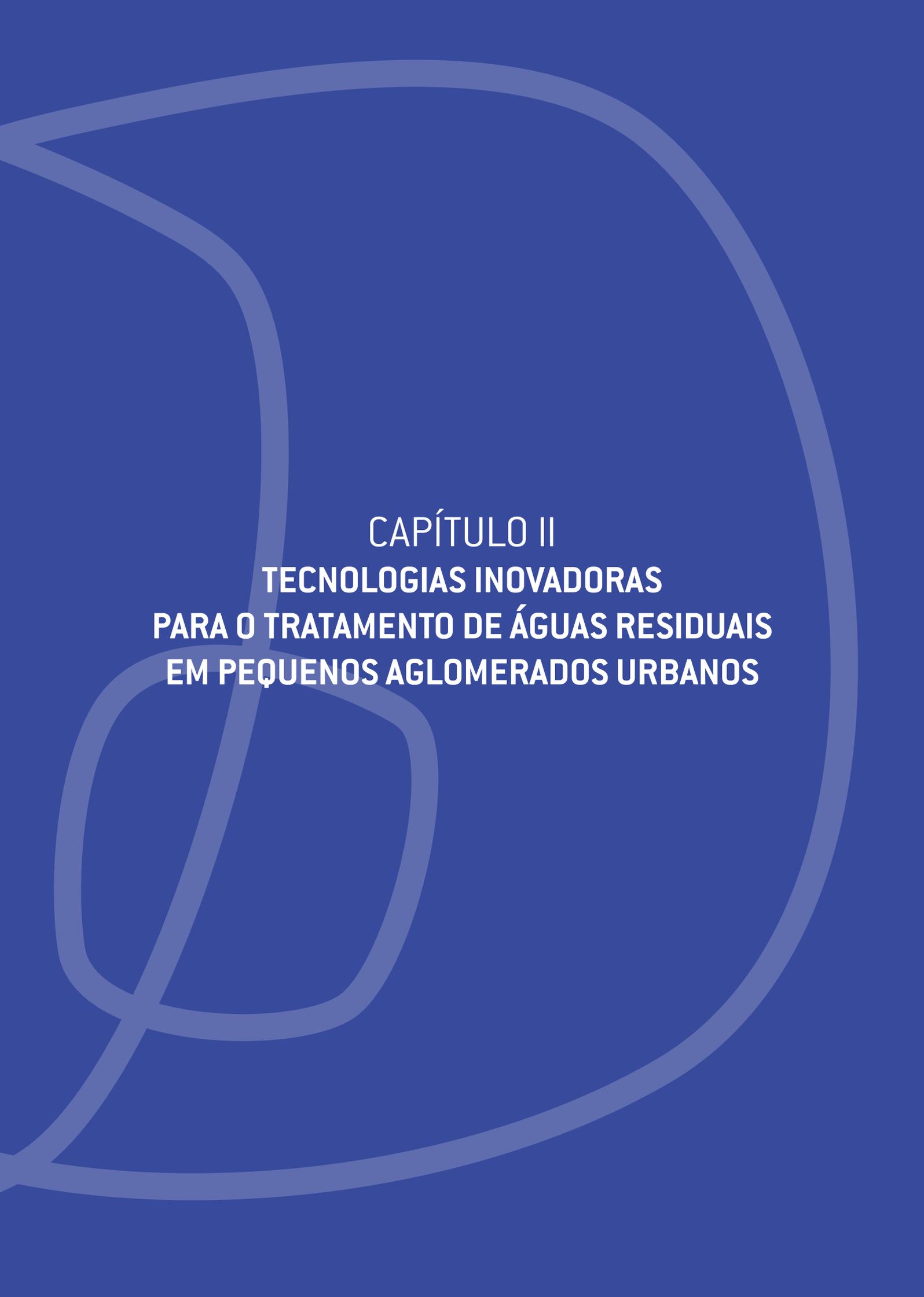
ALGARVE (PORTUGAL): POSEUR

Por outro lado, no que diz respeito aos investimentos no setor da água e dos resíduos, o POSEUR é um Programa Operacional para a Sustentabilidade e a Eficiência na Utilização dos Recursos, criado através da Decisão de Aplicação da Comissão Europeia em 16 de dezembro de 2014. Trata-se de um programa que tem por objectivo contribuir para a afirmação da Estratégia Europa 2020, nomeadamente na prioridade do crescimento sustentável, respondendo aos desafios da transição para uma economia de baixo carbono, baseada numa utilização mais eficiente dos recursos. Conta com 3 eixos estratégicos, o terceiro relativo à eficiência dos recursos no setor da água e dos resíduos.

Neste contexto, Portugal vai receber 25 mil milhões de euros até 2020 e para tal definiu os objetivos temáticos de estímulo ao crescimento e à criação de emprego, as intervenções necessárias para os atingir e as realizações e resultados esperados com este financiamento.

Portugal está à procura de um caminho de crescimento sustentável assente num modelo de desenvolvimento mais competitivo e resistente, com menor consumo de recursos naturais e energéticos, ao mesmo tempo que gera novas oportunidades de emprego, criação de riqueza e reforço do conhecimento. O processo de programação para 2014-2020 visa antecipar e adaptar a Europa às principais mudanças globais, no domínio da energia, das alterações climáticas e da utilização mais eficiente dos recursos numa perspetiva dinâmica que alie a competitividade à sustentabilidade. Portugal está profundamente empenhado na transformação estrutural do seu modelo de desenvolvimento, procurando assim criar as condições para uma maior coesão e convergência no contexto europeu.





CAPÍTULO II
TECNOLOGIAS INOVADORAS
PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS
EM PEQUENOS AGLOMERADOS URBANOS

1. FICORREMEDIAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS DE PEQUENOS MUNICÍPIOS COM MICROALGAS

Manuel Domínguez, Carmen Garrido, José Antonio Perales
Departamento de Tecnologias do Meio Ambiente
Universidade de Cádiz

INTRODUÇÃO

A principal fonte de contaminação por nutrientes do meio hídrico são as escorrências dos solos agrícolas que foram sobre fertilizados, tratando-se de uma fonte difusa de contaminação cujo controlo passa por uma redução dos contaminantes na origem. No que se refere às fontes pontuais de poluição por nutrientes, a principal entrada para o ambiente provém de águas residuais urbanas e industriais com tratamentos inadequados (Carey y Migliaccio 2009). Estima-se que, até 2050, as descargas anuais globais de azoto e fósforo provenientes de águas residuais situar-se-ão entre 12,0 - 15,5 · 10³ toneladas de azoto (N) e 2,4-3 · 10³ toneladas de fósforo (P), registando-se um aumento de cerca de 3 vezes relativamente ao valor do ano de 2000 (Van Drecht et al. 2009).

Na Europa, em conformidade com a Diretiva 91/271/CEE (transposta em Espanha pelo Decreto Real 2116/1998 e em Portugal pelo Decreto-Lei Nº 152/97), as concentrações de azoto e de fósforo nos efluentes de estações de tratamento de águas residuais (ETAR) de carga poluente superior a 10000 h-e. e que despejam em zonas classificadas como sensíveis, devem ser controladas mediante a aplicação de “tratamentos rigorosos” até atingir concentrações ou rendimentos de eliminação aceitáveis.

Em Espanha e em Portugal, apenas determinadas áreas da sua geografia estão classificadas como zonas sensíveis, mas prevê-se que a catalogação de zonas sensíveis se estenda ao resto do território, como já aconteceu noutros países da Europa, como a Alemanha, a Áustria ou os Países Baixos.

Além disso, esta legislação estabelece que para populações mais pequenas (<2.000 h-e), onde a aplicabilidade de tecnologias intensivas de tratamento não é viável, as águas residuais devem ser submetidas a um “tratamento adequado” que garanta os objetivos de qualidade das águas do meio recetor.

As descargas de águas residuais provenientes de pequenas aglomerações urbanas, embora possam, em termos globais, constituir uma fonte menor de poluição pela carga poluente que geram, a nível local pode constituir um grave problema para a qualidade das águas recetoras. Em Espanha existem cerca de 6.000 municípios com menos de 2.000 habitantes, o que representa cerca de 74% do número total de municípios, e neles se localiza cerca de 9% da população espanhola, pelo que deve ser tida em consideração o tratamento destas águas. Para estes municípios, a depuração das águas residuais só é economicamente viável mediante a utilização de tecnologias extensivas, com baixos requisitos energéticos e escassa mão-de-obra, já que, ao contrário das ETAR de grandes núcleos urbanos, não podem beneficiar da economia de escala.

A maioria dos processos de depuração convencionais baseia-se numa combinação de processos químicos, físicos e biológicos concebidos para reduzir o teor de sólidos em suspensão (SS) e matéria orgânica (CQO: Carência Química de Oxigénio; e CBO₅: Carência Biológica de Oxigénio aos 5 dias de incubação na prova respirométrica) das águas residuais. As tecnologias geralmente utilizadas (decantação, lamas ativadas, digestão aeróbia e anaeróbia de lamas, etc.) têm um longo historial. Estas tecnologias são utilizadas desde o início do século XX e podem ser consideradas robustas, fiáveis e eficazes.

No que diz respeito às tecnologias aplicáveis a pequenos municípios, conhecidas como tecnologias extensivas, tecnologias de baixo custo ou tecnologias leves, também têm um nível de desenvolvimento e

implantação comparável ao das tecnologias convencionais. Estas tecnologias caracterizam-se por uma baixa procura de manutenção e consumo de energia, além de serem capazes de absorver, sem uma influência excessiva sobre o rendimento, as importantes variações de caudal e de carga características das pequenas populações. São também frequentemente tecnologias com elevada integração nas zonas rurais. A sua principal desvantagem é geralmente a necessidade de espaço, uma vez que se trata geralmente de sistemas que combinam processos físicos e biológicos com velocidades de eliminação de poluentes semelhantes às dos processos naturais de autodepuração, baixas em comparação com os sistemas convencionais.

A Tabela 1 apresenta algumas das tecnologias de depuração mais utilizadas em centros urbanos com menos de 10000 h-e.

Tabela 1 - Rendimento de eliminação de poluentes e áreas que ocupam as diferentes tecnologias de depuração (Fontes: Collado Lara 1992; Tchobanoglous et al. 1995; Salas Rodríguez e Agência Andaluza del Agua 2007)

Tecnologia		SS (%)	CBO ₅ (%)	CQO (%)	N (%)	P (%)	m ² /hab.
Aplicação no Terreno	Filtro Verde	95–99	90–95	90–94	90–95	85–90	12–110
	Infiltração rápida	90–95	90–95	70–80	30–95	25–40	2–22
	Escurrência superficial	70–80	90–95	60–70	45–50	20–30	5–15
Lagunagem	Anaeróbia	50–65	40–50	40–50	10–5	0–5	1–3
	Facultativa	0–70	60–80	55–75	30–60	0–30	2–20
	Maturação	40–80	75–85	70–80	35–80	1–60	1–3*
Humidade artificial		85–95	80–90	75–85	20–40	15–30	3–8
Processos biológicos de cultivo fixo	Leitos de turfa	80–90	75–85	70–80	40–50	20–30	3–5
	Biodiscos	80–85	80–85	80–85	8–15	10–20	0,5–0,7
	Leito bacteriano	85–95	85–95	80–90	20–35	10–35	0,5–0,7
Processos biológicos de cultivo em suspensão	Lamas ativadas	80–90	80–95	80–90	10–30	8–25	0,2–1**

* Acompanhado de outros tratamentos.

** Considerando 0,2 para lamas ativadas de média carga e 1 para arejamento prolongado, tendo em conta que o THR do primeiro é 5 vezes mais pequeno e partindo da mesma profundidade

As tecnologias mais utilizadas para a eliminação de azoto baseiam-se em processos de nitrificação aeróbia seguido de desnitrificação em condições anóxicas, enquanto as tecnologias de eliminação do fósforo se baseiam na precipitação química do fósforo através da adição de sais metálicos ou da sua eliminação biológica em conjunto com o azoto (p. ex. processos Bardenpho, UCT, A²O).

Através destes processos, obtêm-se rendimentos suficientes para cumprir com a normativa (entre 70-80% para o fósforo e entre 75-95% para o nitrogénio) (Tchobanoglous et al. 1995).

Em Espanha, as ETARs contam atualmente com 35,47% e 24,05% de tratamentos para a eliminação de nitrogénio e fósforo, respetivamente (iÁgua 2019). Estes processos de eliminação de nutrientes de natureza intensiva apresentam custos de operação elevados em comparação com os seus homólogos para a eliminação de matéria orgânica e sólidos em suspensão (tratamentos secundários). Assim, enquanto o

custo da eliminação de matéria orgânica é geralmente entre 0,5-1€/kg, os tratamentos de eliminação de azoto e fósforo variam entre 5-8 €/kg para o azoto e 13-20€/Kg para o fósforo (Bode y Grunebaum 2000). Para as situações em que é necessário eliminar azoto e fósforo e em que a única opção economicamente sustentável é a utilização de tecnologias extensivas, os rendimentos de eliminação atingíveis não são suficientemente elevados (ver Tabela 1). Ao contrário dos grandes núcleos populacionais, não existem atualmente tecnologias robustas e suficientemente desenvolvidas para a eliminação de nutrientes para pequenas populações, ou seja, com custos de funcionamento e simplicidade de acordo com as exigências destes ambientes.

Como já foi referido, a limitação da concentração de nutrientes nas descargas de águas residuais deverá estender-se a todos os tipos de municípios e, por conseguinte, dada a limitação existente em pequenas populações, é indispensável o desenvolvimento de tecnologias eficazes e economicamente sustentáveis. Neste cenário é onde a fitorremediação de águas residuais mediante o uso de microalgas se posiciona como uma possível solução tecnológica, sendo uma opção dotada de uma grande simplicidade de operação repercutindo-se em uma menor necessidade de manutenção e, custos de pessoal reduzidos.

FICORREMEDIAÇÃO

O aproveitamento de organismos fotossintéticos para a depuração de águas residuais é uma prática comum em sistemas de tratamento extensivos, como as lagoas facultativas ou as zonas húmidas artificiais. No entanto, o uso específico da biotecnologia de microalgas para o tratamento de efluentes não começou a ser proposto até a década dos anos cinquenta do século passado, por Oswald et al. (1957). Nas águas residuais urbanas, tanto não tratadas como secundárias, é possível encontrar todos os recursos nutricionais necessários para o bom crescimento de uma cultura de microalgas, como os macronutrientes azoto e fósforo, e nutrientes minoritários como o magnésio (Mg), o cálcio (Ca), o manganês (Mn), o zinco (Zn), o cobalto (Co) e o molibdénio (Mo) em concentrações não limitantes e comparáveis às dos meios sintéticos baseados em formulações químicas e amplamente utilizadas na cultura de microalgas para a obtenção de produtos de elevado valor (Grobbeelaar 2007). A fitorremediação mediante microalgas aproveita a cinética de consumo de nutrientes destes microrganismos junto à eliminação de outros contaminantes como fármacos (Y. Wang et al. 2017; Villar-Navarro et al. 2018), metais pesados (Wilde y Benemann 1993; Yu y Wang 2004), e inclusive de forma geral, conseguir uma maior destoxificação da água residual (Díaz-Garduño et al. 2017). Além disso, a fitorremediação permite promover num mesmo fotobiorreator o crescimento conjunto de bactérias e microalgas estabelecendo-se uma sinergia entre ambas populações. Deste modo, e sem necessidade de consumir energia em aeração, é possível reduzir a carga poluente em matéria orgânica e nutrientes simultaneamente (Muñoz y Guieysse 2006).

Nos processos de fitorremediação com microalgas, a eliminação simultânea e eficiente de azoto e fósforo ocorre devido à simultaneidade de mecanismos bióticos para assimilação desses nutrientes (Pittman et al. 2011; Ruiz et al. 2011; Ruiz et al. 2013; Ruiz et al. 2014), e mecanismos abióticos como a precipitação de fosfatos na presença de íões de cálcio e magnésio (El Hamouri 2009; Suka ová et al. 2015) (Figura 1), e a remoção de amoníaco (Figura 2). Estes processos abióticos começam a ter relevância no processo global quando o pH do meio de cultura ultrapassa o valor de 8, pH que é facilmente superado no reator devido à atividade fotossintética, se não houver adição de CO₂ ou de carbono orgânico (Ruiz-Martinez et al. 2012). A regulação do pH no reator tem vantagens do ponto de vista da qualidade da água (pH apto para descarga), para além de favorecer os mecanismos bióticos e reduzir a perda de nutrientes necessários para o crescimento algal, traduzindo-se numa maior produtividade da biomassa. Os nutrientes removidos das águas residuais por assimilação fazem parte da composição da biomassa algal produzida e, por conseguinte, são suscetíveis de ser recuperados.

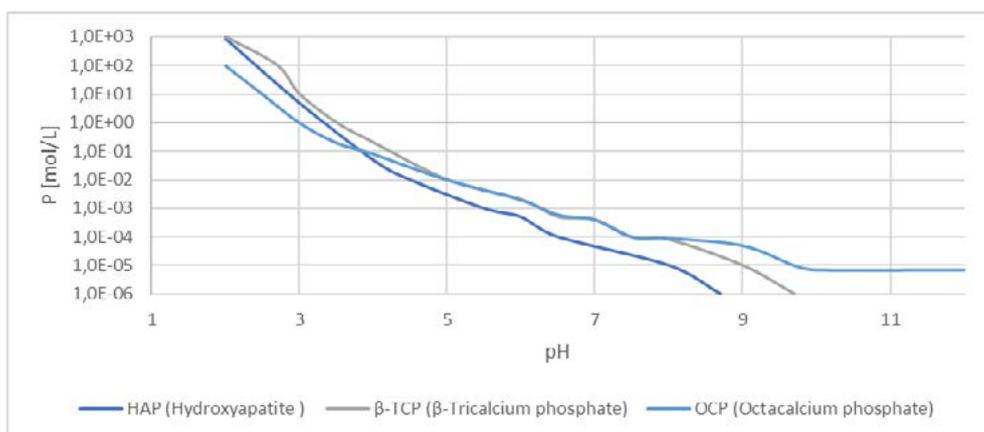


Figura 1 – Exemplo da concentração dissolvida de algumas espécies fosfatadas em função do pH, dado

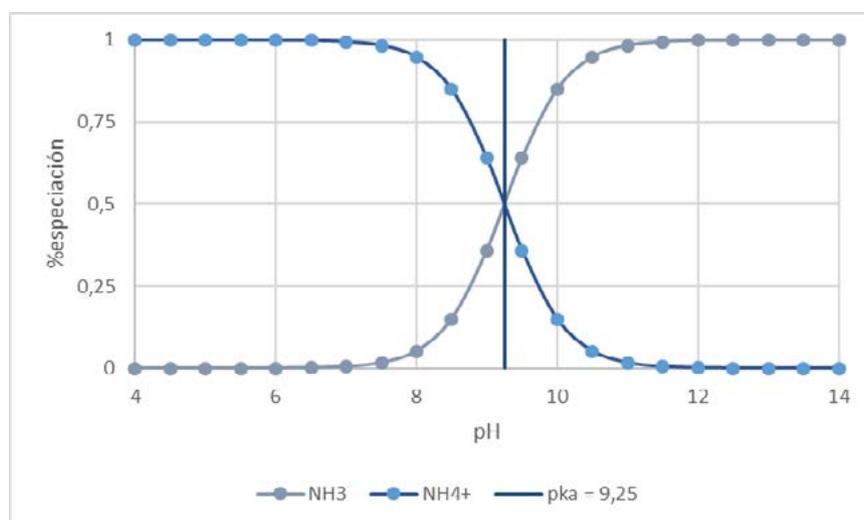


Figura 2 – Gráfico de especiação de amoníaco com pH

Do ponto de vista da qualidade do efluente, os benefícios dos processos de fitorremediação com microalgas não se traduzem apenas na geração de um efluente com baixas concentrações de N e P e outros microcontaminantes, além disso, este efluente deverá apresentar elevadas concentrações de oxigénio, até 300% de saturação em horas centrais do dia [Craggs et al. 1996; Park y Craggs 2011], o que é altamente benéfico para o meio receptor.

Além disso, a pegada de carbono destes processos é muito baixa devido às reduzidas exigências energéticas, essencialmente, devido ao facto de as microalgas serem excelentes organismos biofixadores de CO_2 , podendo ser combinadas com a fixação de gases de combustão para reduzir as emissões e, simultaneamente, aumentar a produtividade da cultura [Arbib et al. 2013; Álvarez-Díaz et al. 2014; de Godos et al. 2014; Komolafe et al. 2014].

Em comparação com os tratamentos convencionais, apresenta vantagens económicas e operacionais, a tecnologia é muito menos complexa, o investimento necessário para a instalação de um sistema baseado em microalgas em comparação com um sistema de lamelas ativadas é menos de metade, e os custos operacionais inferiores a 20% [Craggs et al. 2011]. Estes últimos são reduzidos porque não é necessária a adição de reagentes [Posadas et al. 2015; Duarte-Santos et al. 2016; Arbib et al. 2017], e os requisitos

energéticos são menores ao não precisar de arejamento, já que é suficiente uma agitação para que o meio seja homogêneo e as algas não sedimentem.

Um processo de tratamento de águas residuais por meio de biotecnologia de microalgas conta com dois elementos principais: (1) o fotobiorreator; e (2) a unidade de separação biomassa-efluente também denominado processo de colheita (Figura 3).

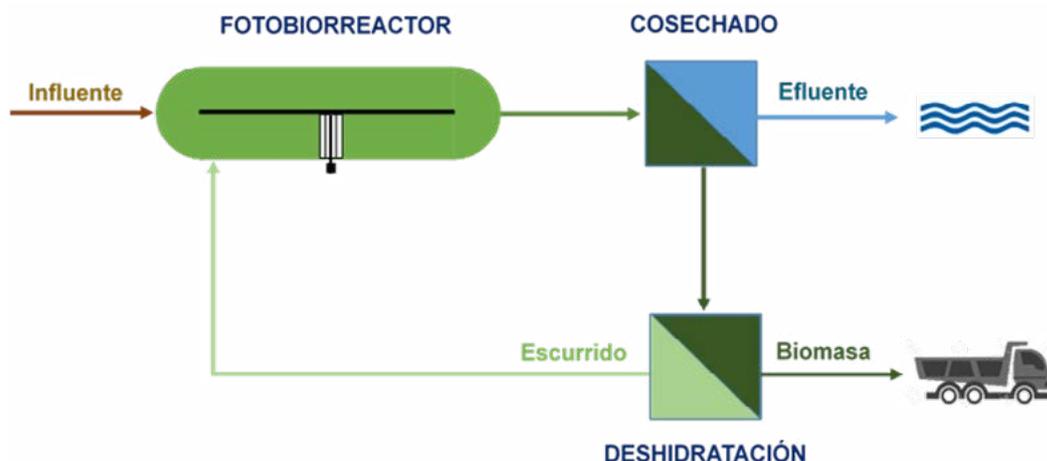


Figura 3 - Fluxograma de um processo de tratamento de águas residuais por ficorremediação

O fotobiorreator é a unidade onde se vai promover o crescimento da cultura de microalgas. Na maioria dos casos, o parâmetro limitante do crescimento de microalgas é a disponibilidade de luz, pelo que estes reatores são dimensionados para que a trajetória de luz (profundidade do cultivo de microalgas) seja mínima, o que se traduz em relações volume/superfície elevadas. No que respeita à fase de colheita, esta poderia ser realizada através de operações físicas como a floculação, filtração (Rossignol et al. 1999), centrifugação (Rawat et al. 2011; Barros et al. 2015), flutuação (Rubio et al. 2002; Arbib et al. 2016), combinadas com processos químicos como a coagulação.

O potencial de atratividade desta tecnologia fez com que o número de investigações crescesse exponencialmente nos últimos anos. Em uma análise bibliográfica realizada no motor de busca bibliográfica da Web Of Science foram quantificados o número de artigos científicos publicados desde 1990 até 2020 com as palavras-chave “microalgae” e “Wastewater Treatment” (Figura 4) e o crescente interesse pela investigação neste domínio é evidente.

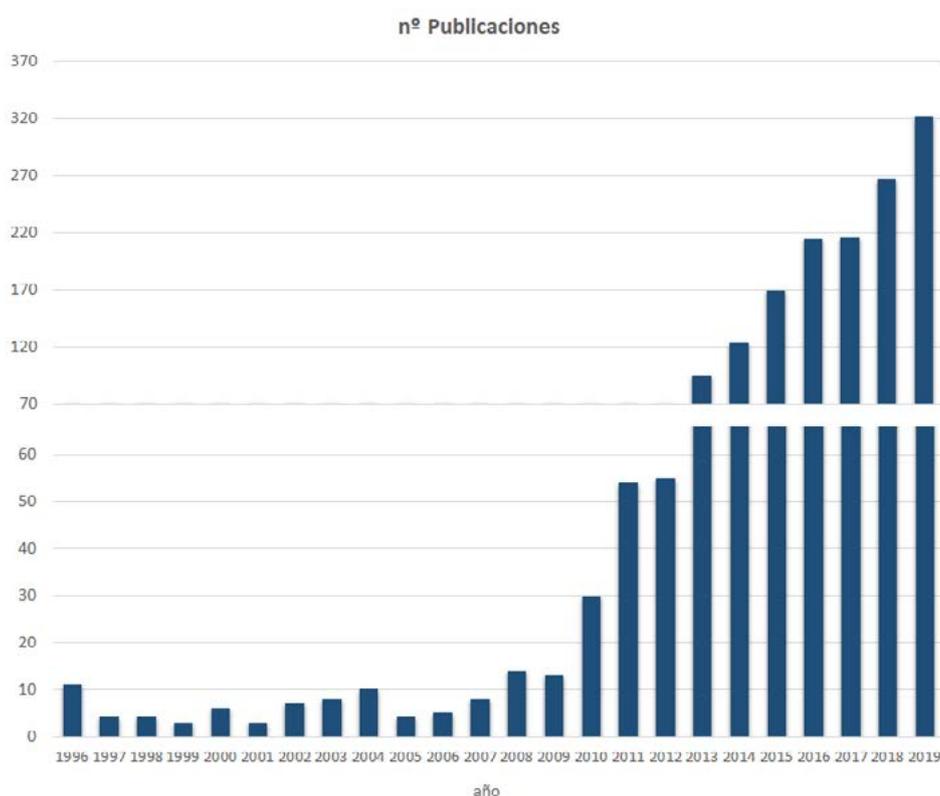


Figura 4 - Evolução do número de publicações científicas contendo as palavras-chave microalgas e águas residuais (Fonte: WoS)

APLICAÇÕES

Ao abordar a depuração de águas residuais utilizando tratamento por microalgas, poderíamos diferenciar três alternativas de aplicação:

- (A) Como tratamento terciário, em que o processo de ficorremediação se localiza após o tratamento secundário de uma ETAR convencional (Figura 5) ou de um processo extensivo de tratamento, a fim de reduzir a carga de nutrientes na descarga;
- (B) como sistema de tratamento da corrente de retorno da desidratação de lamas (Figura 6), para reduzir a carga poluente deste fluxo, caracterizado pelos seus baixos caudais e concentrações de matéria orgânica e nutrientes particularmente elevadas, no caso das lamas digeridas por via anaeróbia (Tabela 2);
- (C) e, por último, como alternativa a qualquer outro tratamento de águas residuais urbanas, isto é, precedido de um processo de pré-tratamento (tamisação, desarenação e desengorduramento).

Embora a tecnologia seja muito semelhante nos três casos, as condições de operação e a viabilidade da ficorremediação de águas residuais urbanas em cada um destes cenários difere consideravelmente principalmente pela composição da água a tratar (Tabela 2), sendo os parâmetros-chave as concentrações de azoto amoniacal e de matéria orgânica (García-Gozalbes et al. 2015).

Tabela 2. Características de diferentes efluentes numa estação de tratamento de águas residuais urbanas (Cabanelas et al. 2013)

Tipo de meio/Parâmetros	PT mg/L	NT mg/L	Amoníaco mg/L NH_4^+	Nitritos mg/L NO_2^-	Nitratos mg/L NO_3^-	SS mg/L	CQO mg/L
Efluente primário*	8,86	70,75	60,025	0,1	1,72	227	165
Efluente secundário	2,72	34,61	23,34	1,26	7,23	21	90
Efluente procedente da desidratação de lamas digeridas anaerobicamente	60,49	130,1	125,1	<0,02	<0,5	140	675

*Valores médios das águas residuais urbanas pré-tratadas

PT: teor total de fósforo; NT: teor total de azoto

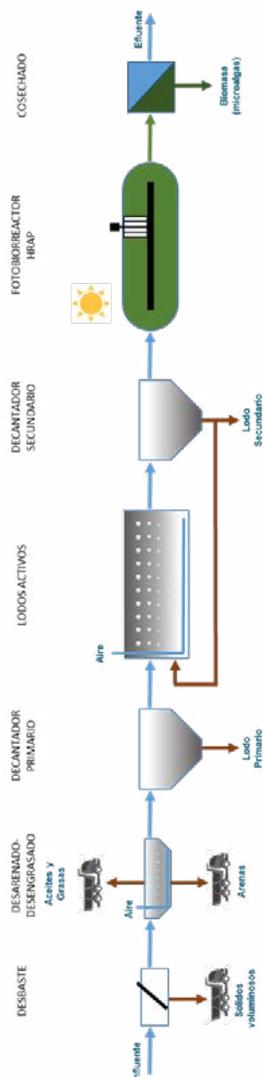


Figura 5 - Integração da biotecnologia de microalgas como tratamento terciário

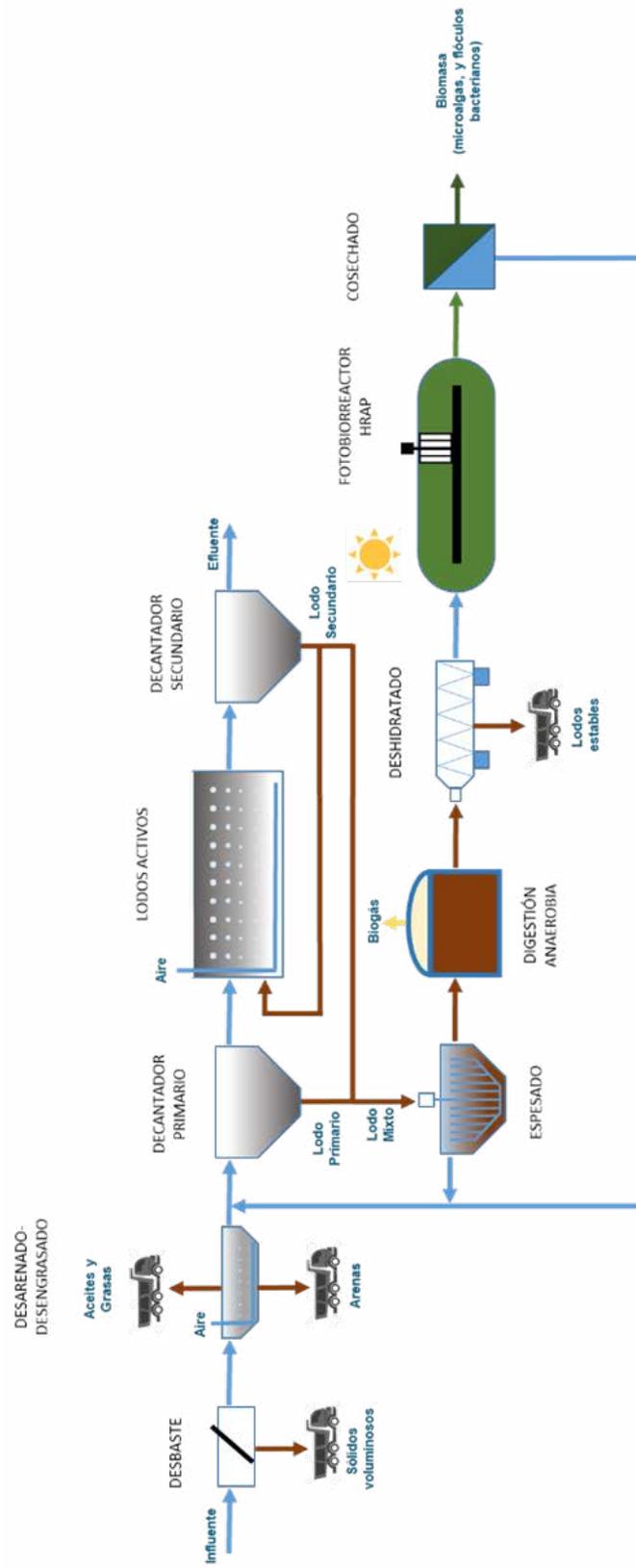


Figura 6 - Integração da biotecnologia de microalgas na linha de tratamento de lamas

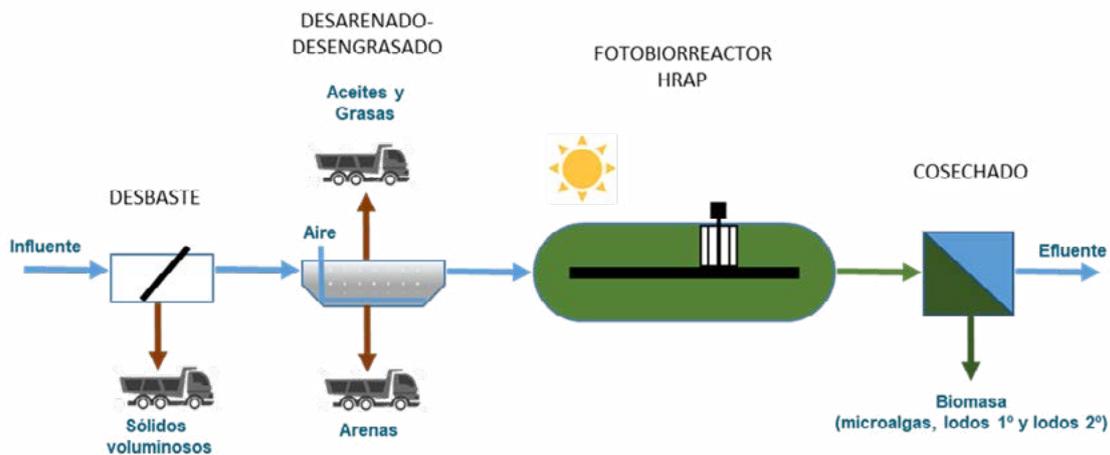


Figura 7 - Integração da biotecnologia de microalgas como tratamento secundário

EFLUENTE PROVENIENTE DE TRATAMENTO SECUNDÁRIO

É interessante a aplicação da depuração com microalgas, como opção para o tratamento terciário de depuração e alternativa aos tratamentos avançados convencionais, já que, ao contrário destes, trata-se de um processo final de linha, o que não implica grandes modificações no fluxograma de estações de tratamento existentes, o que reduz consideravelmente os custos e os prazos de aplicação, bem como a deterioração ambiental temporária resultante da má depuração das águas durante a construção.

Ao utilizar efluentes secundários como meio de cultura, pode existir limitação de carbono, pelo que, em alguns casos, é necessário fornecer uma fonte de carbono externa (por meio de difusores de CO_2) para evitar taxas de crescimento lento e eliminação incompleta dos nutrientes (Park et al. 2011).

A adição de CO_2 serve também para manter o pH abaixo de 8, favorecendo os mecanismos biológicos de eliminação, face aos processos abióticos de eliminação de nutrientes, e, por conseguinte, aumentar a produção de biomassa. A produtividade e as taxas de remoção de nutrientes dos sistemas aos quais foi adicionado CO_2 são geralmente muito mais elevadas. No entanto, quanto maior for a adição de CO_2 , maiores são as perdas para a atmosfera, pelo que convém otimizar o processo de transferência de CO_2 (de Godos et al. 2014; Sutherland et al. 2015; Duarte-Santos et al. 2016).

No caso das estações de depuração de pequenos municípios, esta opção só seria viável se o objetivo fosse a produção de uma determinada espécie de microalgas de elevado valor e, consequentemente, eliminar os nutrientes do efluente de um processo de depuração extensivo que apenas elimine matéria orgânica e sólidos em suspensão. Este seria um cenário, apenas para os casos em que as receitas da venda da biomassa algal compensassem o aumento dos custos de operação e investimento decorrentes da injeção de CO_2 para controlar o pH.

SOBRENADANTE PROVENIENTE DA DESIDRATAÇÃO DE LAMAS DIGERIDAS POR VIA ANAERÓBIA

A partir de dados bibliográficos de caudais de retorno médios, Tchobanoglous et al. (1995), e da composição do efluente líquido procedente da desidratação das lamas da Tabela, estimou-se que o retorno de contaminantes devido à recirculação deste efluente (cerca de 2% do fluxo de entrada) representa, em termos de carga, um aumento de cerca de 8% da carga orgânica e cerca de 4 e 14% do nitrogénio e fósforo, respetivamente. Tendo em conta os custos de eliminação de matéria orgânica azoto e fósforo mencionados no ponto de introdução, o tratamento deste retorno de contaminantes poderá implicar um custo adicional de cerca de 4 €/ano e h-e.

Embora a biotecnologia de microalgas tenha sido utilizada para o tratamento de efluentes com elevada carga poluente, como é o caso do estrume de suíno (García et al. 2017), estes efluentes muito concentrados exigem geralmente uma diluição prévia ou um trabalho a tempos de permanência suficientemente elevados, devido à toxicidade do amoníaco em concentrações superiores a 100 mg N-NH₄/L para as microalgas (Collos y Harrison 2014).

No caso das correntes de retorno da linha de lamas para a linha de água em ETARs urbanas, o interesse do seu tratamento, antes da incorporação na corrente de entrada, reside no facto de, tratando-se de uma corrente concentrada, o volume de fotoreator necessário seria consideravelmente menor com as consequentes economias de custo de investimento e energéticos.

O potencial da biotecnologia de microalgas para o tratamento destes efluentes é elevado. No entanto, uma vez que só seria aplicável em ETARs urbanas com digestão anaeróbia de lamas, esta tecnologia é apenas viável para populações acima dos 50.000 h-e, não se aprofundando o uso desta metodologia de aplicação.

EFLUENTE DE PRÉ-TRATAMENTO

Neste caso, o fotoreator é alimentado por água residual urbana que só foi submetida a pré-tratamento (remoção de sólidos grossos, areias e gorduras). Tal como no tratamento de efluentes provenientes da desidratação das lamas, trata-se de uma água residual com uma carga orgânica significativa, de nutrientes e sólidos em suspensão. Embora inicialmente se pudesse pensar que essa carga de sólidos pudesse influenciar negativamente o acesso à luz por parte das microalgas, são vários os autores (Muñoz y Guieysse 2006; Komolafe et al. 2014; Park y Craggs 2014) que têm demonstrado que é possível uma cultura microalgas-bactérias em fotobiorreatores alimentados com este tipo de água residual.

Ao contrário dos fotoreatores alimentados com água de saída secundária, neste tipo de fotobiorreatores é quase impossível a manutenção de uma monocultura de microalgas, normalmente é utilizado a eflorescência algal, resultante das espécies presentes nas águas residuais, com características específicas das águas residuais (principalmente composição e especiação de nutrientes e efeito conjunto de outros compostos químicos na água), as condições hidrodinâmicas do reator e as condições climáticas (principalmente temperatura e irradiação solar). Tudo isto leva à prevalência de algumas espécies ou grupos sobre outros.

Sutherland et al. (2017) analisou a variação da espécie dominante em fotobiorreatores em grande escala durante um período de 23 meses, demonstrando que, apesar de a espécie dominante da floração variar em função das condições climáticas e da diferença de concentração de NH₄⁺ no efluente, as taxas de eliminação de matéria orgânica e de nutrientes não são afetadas.

A depuração de águas residuais com eflorescência algal apresenta o inconveniente de não se poder dirigir a produção de biomassa a determinadas características que lhe confirmam um elevado valor como matéria-prima para biocombustíveis, para biofertilizante ou para biopolímeros. Felizmente, há várias vantagens já que, tratando-se de populações autóctones e adaptadas às condições locais, os fotoreatores são muito mais robustos perante as flutuações ambientais (luz e temperatura), as variações no caudal, e a composição do efluente (Qin et al. 2016). Além disso, a adição de matéria orgânica gera uma cultura mista de bactérias-microalgas que torna desnecessária a ingestão de CO₂, uma vez que se estabelece uma certa simbiose entre as populações de bactérias heterotróficas e de microalgas autotróficas, em que ambas trocam o CO₂/O₂ que produzem.

Estes sistemas com culturas mistas não evita a necessidade de adicionar CO₂ para manter o pH do fotobiorreator, como ao mesmo tempo satisfaz a procura de carbono inorgânico das microalgas, mas também não é necessário consumir energia para fornecer o oxigénio, que as bactérias precisam, para metabolizar

a matéria orgânica. Outra vantagem que apresentam, se comparados com os sistemas de tratamento terciário, alimentados com água de tratamento secundário, é que estes sistemas mistos apresentam velocidades de eliminação de nutrientes muito mais elevadas permitindo operar em tempos de retenção hidráulico da ordem de duas a três vezes menores (Arbib et al. 2016), com a consequente redução do espaço necessário. Além disso, a matéria orgânica, o nitrogénio e o fósforo são removidos de forma simultânea e eficaz (Wang et al. 2017).

Outra vantagem que tem sido observada está relacionada com a degradação de compostos orgânicos. A fotossíntese, realizada pelas microalgas consomem CO_2 e libertam O_2 , e este intercâmbio de metabolitos supõe uma melhoria na produtividade das reações oxidativas de compostos orgânicos realizadas pelas bactérias (Muñoz y Guieysse 2006).

Por último, é de salientar que a utilização da biotecnologia de microalgas no domínio da depuração de águas residuais apresenta um elevado potencial na redução dos nutrientes, tanto em correntes muito concentradas dentro de uma estação de tratamento de águas residuais, bem como dos sobrenadantes do tratamento de lamas e do tratamento de águas residuais brutas urbanas.

Além disso, se o que se pretende é aproveitar os nutrientes contidos nas águas residuais com uma abordagem mais orientada para a produção de biomassa algal, de valor para a sua comercialização como matéria-prima, a melhor opção é a utilização de água tratada até um nível secundário, livre de sólidos e matéria orgânica, onde monocultura e o controle de processo para a acumulação de produtos de valor nas algas (carboidratos, proteínas e/o lípidos) é tecnicamente mais viável.

Dadas as especificidades das pequenas aglomerações urbanas (<2.000 h-e), a estratégia mais adequada para o tratamento das águas residuais urbanas seria a utilização de culturas mistas bactérias-microalgas a partir de águas residuais pré-tratadas.

FOTOBIOREACTORES

Independentemente do tipo de fotorreator e da finalidade com que foi concebido, os critérios de concepção são os mesmos para sistemas de produção de microalgas para obter produtos de alto valor (Muñoz y Guieysse 2006), como para os fotorreatores utilizados na depuração de águas residuais. Sendo os seguintes:

- Uma relação superfície/volume elevada para maximizar a disponibilidade de luz.
- Uma mistura adequada para manter o meio homogéneo e evitar a sedimentação das microalgas.
- Um arejamento adequado para evitar o excesso de oxigénio no fotorreator (>300%) que geraria fenómenos de stress oxidativo.

O funcionamento do fotorreator será condicionado em grande parte pela localização geográfica, já que condicionará os parâmetros climáticos (temperatura e principalmente radiação solar). Por exemplo, a região sul da Península Ibérica tem uma produtividade potencial de produção de biomassa de 8,88 e 10,36 $\text{g/m}^2\text{-dia}$, de acordo com o estudo da Moody et al. (2014).

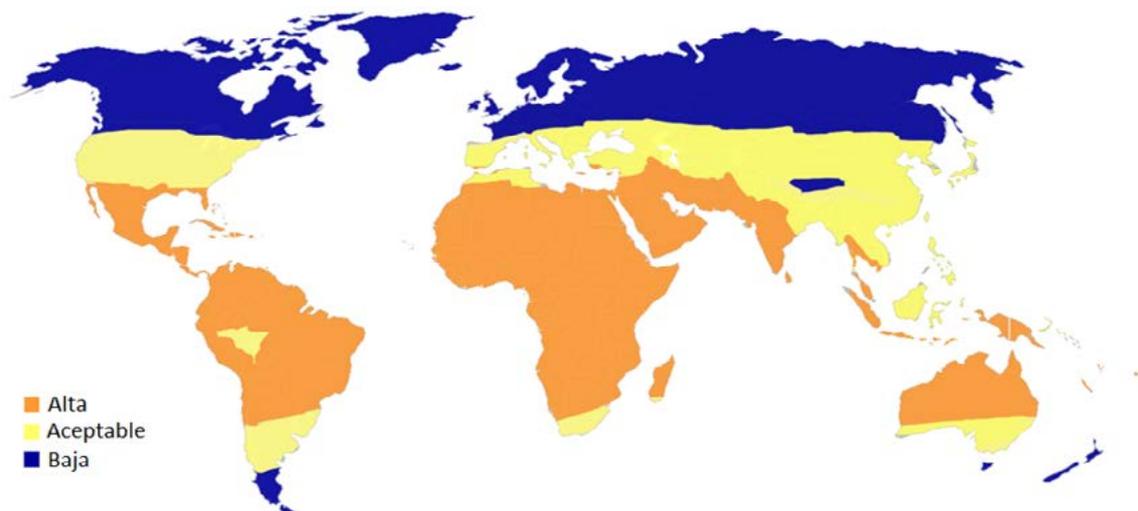


Figura 8 – Classificação de zonas geográficas em função da Temperatura (T) e Irradiância (basado no estudo realizado por Moody et al. [2014] sobre produtividade)

(I). Laranja - Alta temperatura e irradiação; Amarelo - Temperatura e irradiação aceitável; Azul - Baixa temperatura de irradiação

Geralmente, os fotobiorreatores são classificados em dois tipos, abertos e fechados, conforme exista ou não contato direto com a atmosfera. No campo do tratamento de águas residuais em zonas de climas temperados empregam-se fotobiorreatores abertos, tanto por questões técnicas associadas ao aumento da temperatura do reator e incrustações (Arbib et al. 2013a), como por razões económicas relacionadas com os custos de investimento dos reatores fechados, entre 13 e 36€/m² custos de construção dos HRAP (Norsker et al. 2011) contra um custo médio de 100€/m² para a construção de reatores tubulares (Janssen et al. 2003).

Nos fotobiorreactores abertos, a cultura encontra-se exposta à atmosfera, sendo mais vulnerável às alterações das condições ambientais e à contaminação por outros microrganismos. As produtividades destes sistemas são sensivelmente mais baixas que a dos fotobiorreactores fechados devido à falta de controle nos parâmetros de operação e a maiores trajetórias de luz (relação volume/superfície), o que diminui a disponibilidade de luz. É por isso que, quando se utilizam sistemas abertos, utilizam-se normalmente espécies extremófilas (*Dunaliella*, *Spirulina*) ou florescência de microalgas autóctones, que são as mais bem-adaptadas às condições de cultivo, ainda que as populações desta florescência sofram alterações sazonais (Sutherland et al. 2017).

Dentro dos sistemas abertos podemos distinguir entre culturas imobilizadas e em suspensão.

As culturas imobilizadas, **fotobiorreatores tipo biofilme**, destacam-se por ter os microrganismos suportados numa matriz polimérica, de forma que se simplifica bastante a colheita da biomassa, o que implica uma considerável poupança de operação. Os trabalhos que existem a esta escala não passam de nível de laboratório (Posadas et al. 2013; Bilad et al. 2014) ou de estações piloto (Christenson y Sims 2012) e na maioria destes, trabalha-se tanto em melhorar as técnicas de imobilizado (Johnson y Wen 2010; Lee et al. 2014), como no dimensionamento de fotobiorreactores mais eficazes (Johnson y Wen 2010; Ozkan et al. 2012; Posadas et al. 2013). Atualmente o reator de biofilme rotativo é o que apresenta maior eficiência quanto à eliminação de nutrientes, entre 2,1 e 14,1 g/m²dia de fósforo e nitrogénio total, respetivamente (Christenson y Sims 2012), e a imobilização mais efetiva consegue-se com aço inoxidável, nylon e fibras naturais (Hoh et al. 2016).



Figura 9 – Fotobiorreator de cultura imobilizado da empresa Gross-Wen Technology

Estes sistemas têm demonstrado eficiência na eliminação de carbono, nitrogénio e fósforo de 91%, 70% e 85%, respetivamente em biorreatores imobilizados com 10 dias de tempo de retenção hidráulico (Posadas et al. 2013). No entanto, apesar de esta estratégia apresentar vantagens na obtenção de um efluente isento de nutrientes e de biomassa, os efeitos da imobilização sobre as células são geralmente negativos, uma vez que o acesso limitado à luz e ao meio reduz a sua taxa de crescimento e a produtividade da biomassa. Trata-se, pois, de uma tecnologia que ainda não é aplicável em grande escala, já que a cinética de consumo de nutrientes é muito lenta e é necessário melhorar a velocidade de crescimento das microalgas, o transporte de matéria, as interações algas-bactérias e verificar a sua eficácia além da escala piloto (Kesaano y Sims 2014).

Quanto aos fotobiorreatores de cultura em suspensão, poderíamos destacar dois tipos: (1) os fotobiorreatores tipo Raceway conhecidos também como High Rate Algae Ponds, e (2) os reatores tipo camada fina ou thin-layer.

FOTOBIORREACTORES THIN-LAYER

Os fotobiorreatores thin-layer consistem numa superfície inclinada (1-2%) que passa pelo meio de cultura junto às microalgas, até um depósito inferior no qual se volta a bombear para a parte mais alta. O caudal de recirculação e o declive determinam a espessura do lençol de água (trajetória de luz). Normalmente trabalha-se com profundidades de 0,5 e 5 cm, pelo que a sua relação superfície/volume é muito grande em comparação com o resto dos sistemas (entre 200 e 20 m⁻¹). Durante esta bombagem é também fornecido CO₂ e o excesso de oxigénio é removido. Têm um tempo de retenção hidráulico de entre 3 e 5 dias e o seu consumo energético costuma ser inferior a 10 W/m². Sob estas condições a disponibilidade da luz é muito alta, assim como as cinéticas de crescimento eliminação de nutrientes (Acién et al. 2016).

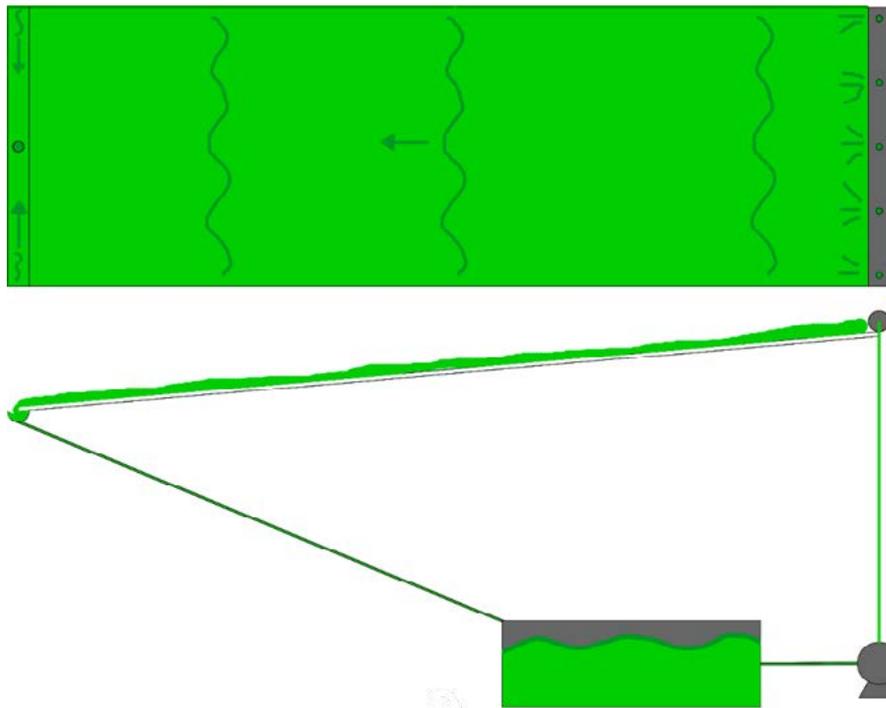


Figura 10 - Esquema básico de um fotobiorreator thin-layer baseado no sistema original de Doucha e Lívanský (1995)



Figura 11 - Fotobiorreator thin-layer da Universidade de Cádiz instalado na ETAR de Arcos de la Frontera (Cádiz, Espanha)

As taxas de eliminação de nutrientes variam em função das condições de operação. Os valores de remoção de azoto e fósforo, são de 90 e 80 %, respetivamente, obtidos a partir de água bruta após sedimentação (Lau et al. 2014). Também, foi descoberto que o processo elimina simultaneamente patógenos por desinfecção solar e alguns contaminantes emergentes p. ex. farmacêuticos por fotólise devido à alta exposição à radiação ultravioleta, ao aumento do pH e da oxigenação do meio (Muñoz y Guieysse 2006). A grande exposição à luz, o baixo consumo de energia e concentrações de biomassa até 15 g/L (Doucha y Lívanský 1995), são algumas das vantagens que apresenta o uso deste tipo de biorreator comparativamente a outros. No entanto, a área necessária para a sua implantação reduz a sua aplicabilidade no domínio do tratamento de águas residuais urbanas. No entanto, vários autores estudaram a sua utilização para efluentes de águas residuais de baixo caudal e elevada carga poluente, como é o caso das águas

residuais provenientes do sector agroalimentar/pecuário (Wang et al. 2010), ou para a concentração da desidratação de lamas digeridas por via anaeróbia (Morales-Amaral et al. 2015), em que esta tecnologia apresenta um elevado potencial.

FOTOBIOREACTORES RACEWAY OU HIGH RATE ALGAL POND (HRAP)

Os fotobiorreatores mais utilizados em escala industrial são os sistemas tipo Raceway ou High Rate Algal Pond (HRAP). Na produção industrial, cerca de 99% das microalgas para fins nutricionais são cultivadas nestes reatores (Benemann 2013).

Os sistemas tipo Raceway consistem em um tanque formado por dois canais, separados por uma divisória central, no qual o meio de cultura circula graças à agitação oferecida por uma série de pás que giram sobre um eixo horizontal. Este projeto básico já foi sugerido há 50 anos (Oswald y Golueke 1960), porém, existem outras variações sobre o mesmo conceito cujas modificações estão pretendem melhorar o processo (Figura 15).

O lençol de água circulante tem normalmente uma profundidade de 10 a 40 cm, de modo a maximizar o acesso à luz, e operam com tempos de retenção de 3 a 10 dias, dependendo da disponibilidade de luz, de temperatura, da espécie cultivada e o meio de cultura utilizado. Alguns contam com tanques de transferência onde se localizam difusores de ar ou CO₂ no fundo para permitir regular o pH minimizando as perdas de CO₂, embora existam estudos (de Godos et al. 2014) que indicam que a eficiência de transferência de CO₂ nestes sistemas é bastante elevada e estes tanques não são precisos.

Estes sistemas são os mais difundidos na depuração de águas já que oferecem valores de velocidades de eliminação de nitrogénio, fósforo e matéria orgânica bastante altos em relação aos custos de operação e implantação, e são muito simples de operar. Estima-se que um Raceway a operar com um sistema misto de microalgas-bactérias consome entre 0 - 0,57 kWh/kg de CBO em relação aos sistemas de lamas ativadas que consomem entre 0,80 e 6,41 kWh/kg CBO removido (Rawat et al. 2011).



Figura 12 - HRAP de 116 m³ localizado nas instalações do CENTA, Carrión de los Céspedes (Sevilha), e HRAP piloto de 6 m³ localizado nas instalações de CUPIMAR, Puerto Real (Cádiz)

A produtividade da biomassa algal cultivada em HRAP de grande escala (>200 m³) (Figura 13) e cultivada tanto para fins comerciais como para depuração de águas varia em torno de 12- 40 g/m²·dia (Park et al. 2011), dependendo da espécie cultivada, do clima e do modo de operação.

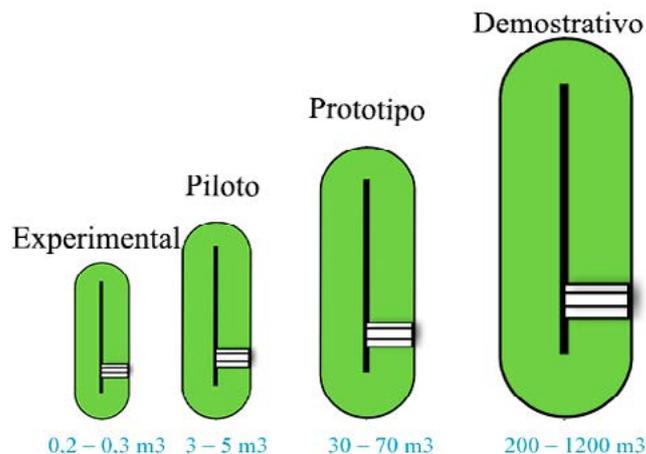


Figura 13 - Esquema de diferentes escalas em fotorreatores do tipo HRAP

Os sistemas do tipo HRAP, sendo os mais simples e económicos, são também os mais utilizados na depuração de águas. Podem atingir concentrações de até 0,5 g/L tanto para culturas puras como para culturas mistas de bactérias e microalgas [Chisti 2013; Komolafe et al. 2014]. A melhoria da produtividade do crescimento da biomassa e os rendimentos de eliminação de poluentes nesta tecnologia, baseiam-se principalmente na instalação de melhorias e na otimização dos parâmetros de operação nos HRAP.

Geometria

Como estes sistemas se qualificaram como os mais adequados para a produção de microalgas em grande escala, a otimização do projeto para maiores áreas de produção tornou-se um dos principais objetivos. Além da distribuição da luz, as características hidrodinâmicas são críticas para obter altas produtividades. No projeto clássico ou básico [Figura 14] aparecem zonas mortas e uma distribuição não uniforme da velocidade. As zonas mortas são zonas em que o fluxo se encontra estagnado e em que se pode produzir o crescimento indesejado de bactérias anaeróbias que influenciam negativamente a eficiência da cultura [Shilton 2005].

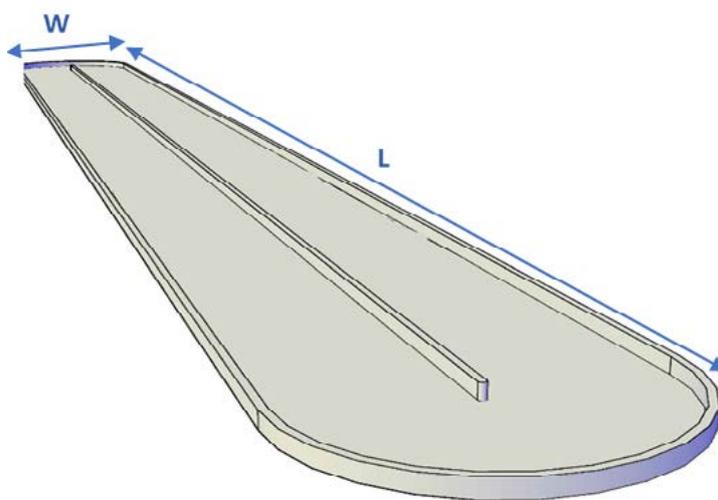


Figura 14 – HRAP básico

No projeto de um HRAP, um dos parâmetros geométricos chave é a razão comprimento/largura (L/W) do canal, que deve ser superior a 10 para que exista uma mistura e distribuição do meio adequada (Weissman et al. 1988).

O intervalo de profundidade para o melhor aproveitamento da luz está entre 10 e 15 cm, deste modo aumenta-se a produtividade ao eliminar o auto-sombreamento e a estratificação térmica (Grobelaar 2012). No entanto, o intervalo de profundidades de operação em grande escala está geralmente entre 20 e 50 cm de profundidade (Brennan y Owende 2010). Isso reduz a influência das paredes e do solo sobre a velocidade do fluxo.

Lagoas com extremidades angulosas dão lugar a zonas de acumulação de biomassa nos cantos e a uma maior dissipação da energia. Por outro lado, as rotações com geometria curva normalmente de 180° minimizam as zonas mortas, embora persistam estas zonas devido à redução da velocidade do fluido. Adicionando-se deflectores, homogeneiza-se o fluxo nas curvas e elimina-se com sucesso uma elevada proporção nas zonas mortas (Andersen 2005; Grobelaar 2012).

Nos estudos de Hadiyanto et al. (2013) y Kumar et al. (2015) foram simulados diferentes projetos mediante dinâmica computacional de fluidos, de modo a serem testadas geometrias com menor volume de zonas mortas. Alterações na geometria implicam alterações no consumo de energia e no stress causado às células (Figura 15).

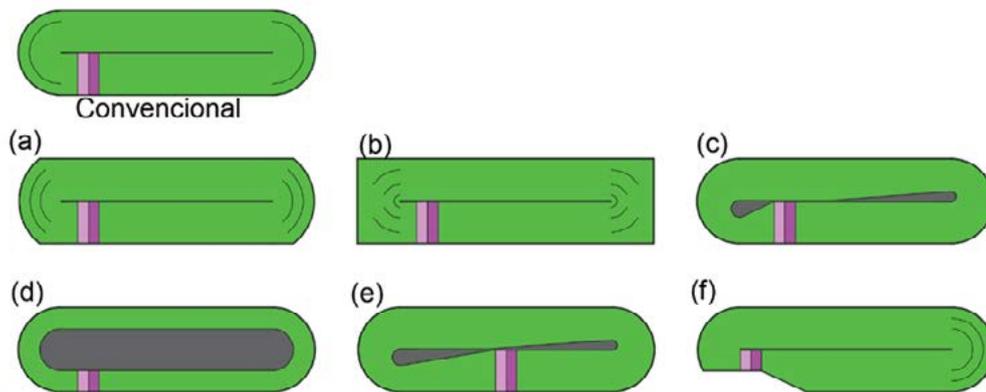


Figura 15 - Diferentes geometrias HRAP avaliadas hidrodinamicamente por Hadiyanto et al. (2013)

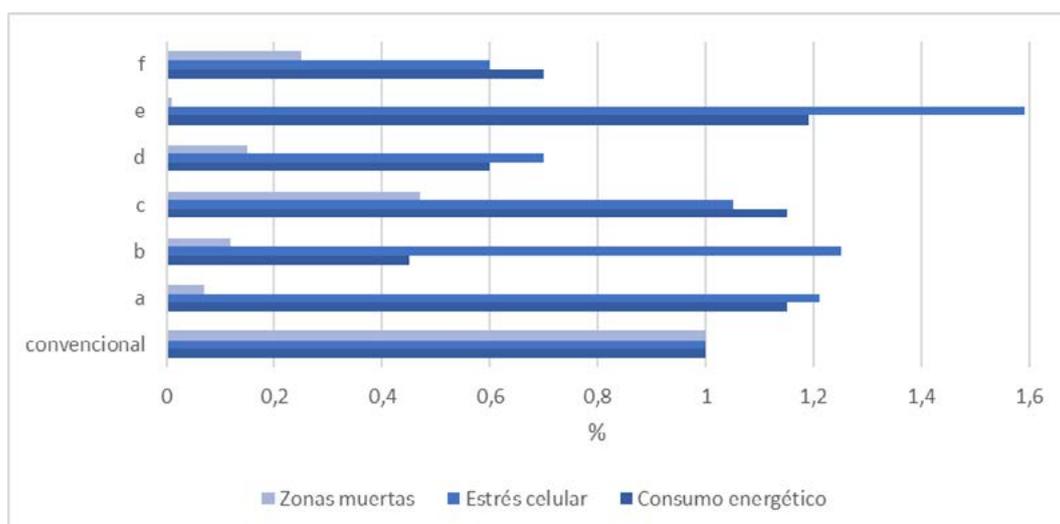


Figura 16 - Comparação do consumo, do stress e da percentagem de zonas mortas nas diferentes configurações HRAP ensaiadas por Hadiyanto et al. (2013) relativamente a um HRAP de geometria convencional

Para além da geometria, o material HRAP é também um parâmetro que pode influenciar a produtividade. Estes são geralmente feitos de concreto ou de solo compactado revestido por um material plástico, é importante que o material ofereça o menor atrito possível para reduzir o consumo energético.

Movimento e Mistura

Uma cultura homogénea implica uma produtividade mais elevada, devido à necessidade de otimizar o acesso aos nutrientes, é preciso uma melhor distribuição da luz entre os microrganismos, isto é menos foto inibição e auto-sombreamento e uma sedimentação quase nula de células no fundo. Esta homogeneidade é obtida principalmente com um bom sistema de movimentação, que origine um fluxo turbulento através dos canais. Um fluxo laminar favorece a sedimentação das células e aumenta a presença de muitas zonas mortas (Becker 2008) além de favorecer as exposições extremas à luz (muita intensidade na superfície e escuridão no fundo), que é o que se pretende evitar.

Embora uma maior velocidade de fluxo esteja associada a uma melhor mistura da cultura, se esta é muito elevada, pode limitar o crescimento devido ao stress provocado sobre as células, que podem chegar a romper (Barbosa et al. 2004). Além disso, uma maior velocidade implica um maior consumo energético, sendo uma função cúbica da velocidade (Hadiyanto et al. 2013). Para cumprir todos estes limites, a velocidade nos canais é geralmente limitada a valores entre 10 e 40 cm/s.

A movimentação do meio através dos canais é dada geralmente por uma roda das paletas. Estes sistemas consistem numa série de pás que giram sobre um eixo horizontal com potência gerada por um motor. São sistemas mecânicos simples e requerem pouca manutenção, além de proporcionar uma mistura suave que não danifica as células.

Monitorização

Um fotorreator do tipo HRAP é um equipamento com baixos requisitos em termos de manutenção. Os únicos equipamentos mecânicos que possui é o motor que impulsiona a roda de pás, e se for o caso (no tratamento de águas residuais de baixo teor de carbono orgânico), o mecanismo de arejamento e/ou difusão de CO₂.

Além disso, tal como a maior parte dos processos de tratamento extensivo de águas residuais urbanas, a sua dependência das condições climáticas é elevada, em especial da temperatura e da radiação solar. Convém, pois, proceder a um acompanhamento periódico do fotorreator, sendo os seguintes parâmetros mais característicos:

- **Oxigénio dissolvido.** Uma fotossíntese intensa durante o dia pode aumentar o nível de oxigénio dissolvido até mais de 300% de saturação nas horas de picos de radiação (Ippoliti et al. 2016). Isto tem um impacto negativo sobre a produtividade, já que, para as altas concentrações, acima de 20 mg/L, o oxigénio pode inibir a fixação de carbono nas células de microalgas. No caso de HRAP alimentados com meio rico em carbono orgânico, estes são, sistemas de culturas mistas bactérias-microalgas, e geralmente não são atingidas concentrações inibidoras de oxigénio devido à atividade metabólica das bactérias (Arbib et al. 2016).
- **Temperatura.** A maioria dos bioprocessos são muito sensíveis às mudanças de temperatura, tanto diárias como sazonais. Num HRAP, embora seja uma variável não controlável, convém registar a temperatura da cultura e do ambiente para dispor de dados que expliquem alterações no comportamento do reator, de modo a estabelecerem-se padrões que indiquem os tempos de resposta do sistema perante mudanças ambientais de temperatura.
- **pH.** Durante o dia, à medida que aumenta a atividade fotossintética, o pH do meio de cultura tende a deslocar-se para o pH básico (Figura 17). Em monoculturas de microalgas, sem controle, pode chegar a níveis de pH de 11 (Becker 2008) embora o normal é que o valor não exceda valores de 9 em culturas

mistas microalgas-bactérias (Arbib et al. 2016). Nos HRAP mais sofisticados o pH pode ser controlado mediante a difusão de CO₂, que se pode realizar por meio de um sumidouro de 1 -1,5 metros no fundo do HRAP ou, inclusive, com uma coluna de adsorção fora do sistema. Desta forma garante-se que o CO₂ adicionado se mantém no meio líquido reduzindo as perdas (Park et al. 2011; Putt et al. 2011). No entanto, isto torna o processo (CAPEX e OPEX) mais dispendioso e só poderá justificar-se se se pretender produzir biomassa de valor algal.

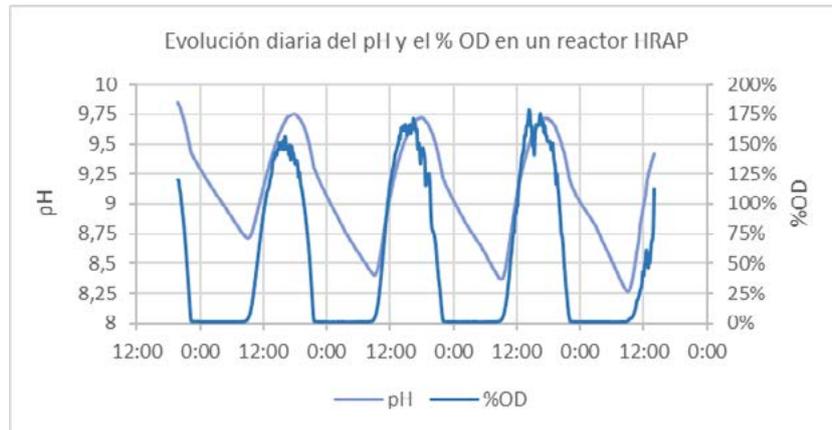


Figura 17 – Variações diárias de oxigénio dissolvido e pH no reator HRAP do CENTA, Carrión de los Céspedes (Sevilha), de 2 a 6 de julho de 2018

- **Luz.** A disponibilidade de luz é o principal fator limitante nas culturas de microalgas. Para medi-la deve-se quantificar a Radiação Fotossinteticamente Ativa (PAR), compreendida entre 400 e 700 nm, que é a que a maioria dos organismos fotossintéticos pode utilizar para realizar a fotossíntese. A Densidade de Fluxo de Fótons Fotossintéticos (PPFD) pode ser medida utilizando sensores denominados Quantum pAE e os dados podem ser expressos em $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (Figura 10). Para que o crescimento da cultura seja adequado, a irradiância média recebida pela instalação não deve ser inferior a 100-150 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$, caso contrário a procura de espaço seria consideravelmente aumentada devido à baixa velocidade de crescimento das microalgas.

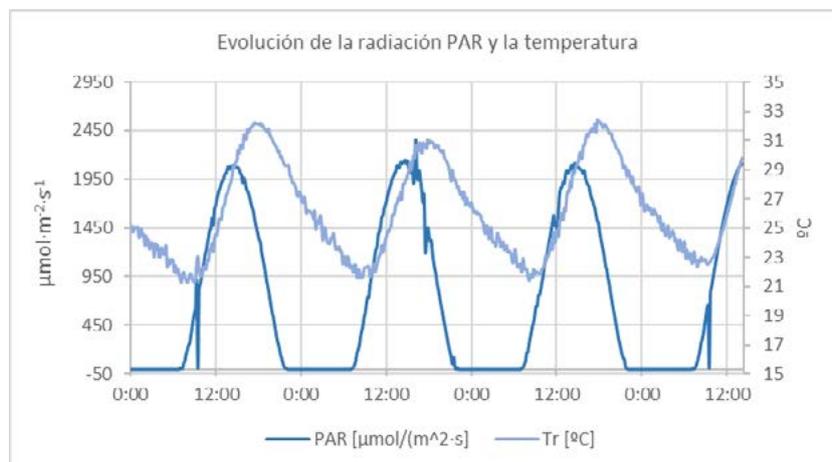


Figura 18 - Evolução diária da temperatura e da radiação PAR de 2 a 6 de julho de 2018 no CENTA, Carrión de los Céspedes, Sevilha

- **Biomassa.** A concentração de biomassa no meio deve ser controlada, uma vez que esta deve ser mantida acima do mínimo necessário para garantir uma correta depuração da água. Baixas concentrações traduzem-se em menores taxas de eliminação de nutrientes. Em geral, o tempo de retenção para a eliminação de nutrientes é muito inferior ao tempo de crescimento da biomassa (maior velocidade de consumo de N e P do que de crescimento), pelo que em sistemas sem recirculação de biomassa (mesmo tempo de retenção hidráulico que de retenção celular), é a cinética de crescimento da biomassa que rege o tempo de retenção hidráulico de operação (Ruiz et al. 2014). Em geral, podem atingir-se concentrações de 0,6 g/L (Tredici 2004) em fotobiorreatores do tipo HRAP, mas em culturas de águas residuais obtêm-se geralmente valores de 0,2-0,4 g/L (Arbib et al. 2015; Mehrabadi et al. 2016), sendo a disponibilidade de luz um fator limitante, pois quanto maior a concentração de biomassa, maior é o efeito do auto-sombreamento (Ruiz et al. 2014). Este parâmetro pode ser monitorizado através de análises periódicas de sólidos em suspensão ou por meio de um turbidímetro calibrado.

É de salientar que, ao contrário dos fotorreatores alimentados com águas de baixa carga orgânica e sólidos (efluente de tratamento secundário), a biomassa presente no reator deve ser considerada como um conglomerado de bactérias para determinar a produtividade destes sistemas, microalgas e sólidos em suspensão não metabolizados provenientes do influente. Nas culturas mistas de microalgas e bactérias, há grande dificuldade em distinguir a biomassa das algas das bactérias, tornando-se um dos desafios a enfrentar no domínio da investigação nestes sistemas.

A recirculação de uma parte da biomassa colhida melhorará consideravelmente a produtividade dos HRAP. Em reatores de Park e Craggs (2014) recirculando 10% da biomassa produzida em um dia, melhorava-se a produtividade do cultivo em cerca de 40%, e com uma percentagem de recirculação maior começaram a notar-se efeitos negativos sobre o cultivo devido ao auto-sombreamento, como a redução do rendimento de eliminação do carbono orgânico ou a diminuição do crescimento da biomassa.

- **Rendimento quântico.** É uma simples medida da atividade fotossintética das microalgas, na qual se pode conhecer de forma rápida se houve algum fator ambiental ou stresse físico-químico que teve efeitos inibidores sobre o aparelho fotossintético.

COLHEITA

A viabilidade de um sistema de tratamento de águas residuais, baseado na biotecnologia das microalgas, depende não só do desenvolvimento de um fotorreator com um consumo energético e uma procura de espaço competitivos, mas também da separação da biomassa da água residual já tratada, pois este é um processo determinante que impacta diretamente, não só na qualidade do efluente, mas também nos custos de investimento e operação de todo o processo.

As concentrações de microalgas que se encontram comumente em reatores HRAP (< 0,5 g/L em Chisti 2013), requerem um processamento de grandes volumes que podem levar a elevados custos de produção. Diminuir o fluxo a processar através de uma fase de pré-concentrado adequada é vital para a viabilidade destas tecnologias de depuração.

A seleção de uma tecnologia de separação adequada depende de muitos fatores, incluindo o tipo de células, a densidade e o tamanho, juntamente com os requisitos de processamento subsequentes e a utilização a ser feita da biomassa gerada (Brennan y Owende 2010). Muitas técnicas de separação foram concebidas ao longo das últimas quatro décadas, mas, em geral, podem ser divididas em tecnologias utilizadas na fase de preconceção ou separação primária, ou na fase de desidratação ou separação secundária. Durante uma fase de separação primária, em geral, são atingidas concentrações de microalgas na ordem de 2-7% de sólidos em suspensão (SS), o que pode ser conseguido através da floculação (Vandamme et al. 2013), flotação (Laamanen et al. 2016) e/ou sedimentação (Barros et al. 2015). Esta separação é con-

tínua com uma segunda etapa de desidratação ou espessamento, que produz um bolo de algas com um 15-25% de SS. Para esta fase, utilizam-se normalmente tecnologias baseadas na filtração ou centrifugação, sendo frequentemente um processo mais intensivo do ponto de vista energético do que os utilizados na separação primária.

CENTRIFUGAÇÃO

São diversas as fontes que analisaram o consumo energético decorrente da colheita de microalgas por centrifugação. Estes valores dependem do tipo de centrífuga utilizada, da espécie de microalgas e da fase de colheita (uma única etapa ou duas etapas), compreendida entre 0,7 –8 kWh/m³ (Molina Grima et al. 2003; Milledge y Heaven 2013).

FILTRAÇÃO

A macro filtração é amplamente utilizada para espécies de microalgas maiores como *Arthrospira platensis*. Os filtros de banda podem atingir concentrações de 20% com um consumo energético de apenas 0,5 kWh/m³, desde que a alimentação esteja pré-estabelecida a 4% (Vandamme et al. 2013). Em geral, embora não haja um consenso generalizado, pode-se afirmar que a maioria dos autores considera a microfiltração como o mais apropriado para reter a maioria das espécies mais comuns de microalgas. Embora Molina Grima et al. (2003) afirmem que a microfiltração pode ser ainda menos económica do que a centrifugação para a recuperação de células de microalgas em grande escala. Bilad et al. (2012) demonstraram que a colheita por filtração submersa em combinação com centrifugação poderia atingir uma concentração até 22% e reduzir as necessidades de energia abaixo de 1 kWh/m³.

FLOTAÇÃO

Coward et al. (2013) descobriram que a flotação tem potencial como um método de concentração preliminar, conseguindo concentrar *Chlorella sp.* até 2,5% com um consumo de energia tão baixo quanto 0,015 kWh/m³.k. No caso do projeto ALLGAS, foram obtidas por flotação, concentrações de até 4% de uma cultura mixotrófica microalgas-bactérias em águas residuais urbanas à escala demonstrativa com um consumo de energia inferior a 0,04 kWh/m³ (Arbib et al. 2016).

SEDIMENTAÇÃO

Este método apresenta os menores custos de investimento, bem como baixos requisitos de competências dos operadores. Para uma microalga de forma esférica, por exemplo do género *Chlorella*, a velocidade de sedimentação calculada seria da ordem de 0,1 m/dia (Milledge y Heaven 2013). Num estudo sobre 24 microalgas autotróficas, com tamanhos compreendidos entre os 10 e 1.000 µm (Peperzak et al. 2003), determinou-se que a velocidade de sedimentação variava entre 0,4 e 2,2 m/dia.

A recuperação celular através de sedimentação é geralmente baixa: 60-65% com uma concentração de sólidos na lama até 1,5% (Uduman et al. 2010). A velocidade de sedimentação, a recuperação celular e a concentração de sólidos podem ser melhoradas induzindo uma floculação antes da sedimentação.

COAGULAÇÃO - FLOCULAÇÃO

Na coagulação-floculação de microalgas, utilizam-se habitualmente coagulantes e floculantes catiónicos para neutralizar a carga superficial das células e facilitar a formação espontânea de agregados celulares ou floculos. Os coagulantes catiónicos incluem sais de iões metálicos multivalentes (Gorin et al. 2015), tais como sulfato de alumínio e cloreto férrico. Os polímeros catiónicos são outros floculantes eficazes e amplamente utilizados (Mennaa et al. 2017), mas em geral são muito mais caros do que os sais metáli-

cos, embora a sua dosagem seja mais baixa. A utilização de coagulantes e floculantes para a colheita de microalgas é uma técnica que, embora eficaz como sistema de concentração primária (capturas da ordem dos 90%, com concentrações de lamas compreendidas entre 1 e 3%) os custos operacionais aumentam devido ao consumo de reagentes. Os custos de colheita de microalgas cultivadas em águas residuais, associados ao consumo de reagentes (OPEX) foram determinados por Mennaa et al. (2017), na ordem de 0,02 -0,023€/m³ dependendo do coagulante ou floculante utilizado.

Os microalgas-bactérias flóculos mistos podem ajudar as microalgas a sedimentar mais rapidamente do que as microalgas isoladamente (Van Den Hende et al. 2011). Tanto as bactérias como as algas podem produzir Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS) que são indistinguíveis entre si. Lee et al. (2013) descobriram que algumas bactérias dos géneros *Flavobacterium*, *Terrimonas* e *Sphingobacterium*, que estão naturalmente associadas ao crescimento de microalgas, desempenharam um papel determinante na floculação de *Chlorella vulgaris*. Os flóculos formados como resultado de culturas xénicas apresentaram diâmetros de aproximadamente 100 µm, o que resultou numa maior capacidade de sedimentação e floculação em comparação com o crescimento axénico de *C. vulgaris*, com um diâmetro de flóculos de 20 µm.

Na depuração de águas residuais urbanas de pequenos municípios, o processo de separação da biomassa algal da água deve apresentar uma elevada eficácia de funcionamento e estabilidade perante flutuações de caudal. Neste sentido, todos os processos mencionados, à exceção da flotação são suficientemente robustos para serem considerados como processo de colheita. Além disso, o processo de separação deve cumprir o facto de ser simples de manter e explorar, e não exigir pessoal qualificado. Para isso, é necessário dispor de equipamentos eletromecânicos mínimos, de modo a minimizar os custos de manutenção e de exploração. Tendo em conta os custos energéticos e de consumo de reagentes das diferentes alternativas, afigura-se que a opção de um processo de biofloculação em consequência da cultura mixotrófica bactérias-microalgas seguida de um processo de sedimentação, como primeira fase de separação pode ser uma opção que torna o processo viável. Para a desidratação das lamas geradas, as opções podem ser a secagem ou até uma centrífuga tipo Decanter, se a biomassa gerada tiver um valor suficientemente elevado para justificar economicamente o investimento e os custos de exploração. Normalmente, se a pluvimetria o permitir, o processo de secagem deve ser escolhido para além da utilização de uma centrífuga.

UTILIZAÇÃO DA BIOMASSA PRODUZIDA EM ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS

Um dos maiores atrativos que possui a aplicação desta tecnologia é que o que em outros tratamentos seriam lamas de difícil valorização, a biomassa algal tem um elevado potencial como matéria-prima para muitas utilizações e a preços que poderia implicar uma redução global dos custos de operação a ser tida em conta. Embora o potencial das microalgas como matéria-prima para alimentação animal, a produção de pigmentos ou nutracêuticos já seja uma realidade (Benemann 2013), por questões regulamentares e não de índole tecnológica, a utilização potencial de biomassa proveniente de águas residuais está limitada aos biopolímeros, biofertilizantes e biocombustíveis.

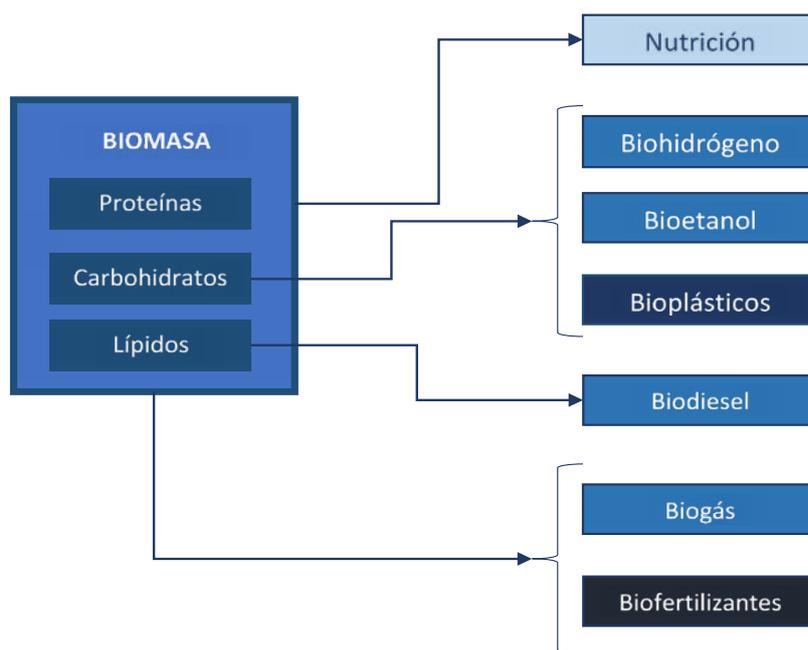


Figura 19 – Esquema geral das possíveis utilizações da biomassa algal

Embora a biomassa algal seja muito versátil e se possa obter uma grande variedade de produtos de alto valor, as tecnologias para a sua valorização em biopolímeros ou biocombustíveis (à exceção do biogás) têm um baixo Nível de Maturidade Tecnológica (TRL) e, portanto, estão longe de ser uma realidade tecnológica. Através de projetos demonstrativos como a ALLGAS em Chiclana (Cádiz) ou SABANA, em Almería, a valorização da biomassa como matéria-prima para a produção de biogás e/ou biofertilizantes-bioestimulantes, parecem ser as alternativas com um maior grau de desenvolvimento.

BIOGÁS

A digestão anaeróbia de lamas geradas na depuração de águas residuais urbanas pode produzir entre 0,75 e 1,12 m³ de biogás por quilo de sólido em suspensão volátil eliminado, consoante se utilizem reatores de alta ou baixa carga, o teor e a natureza da matéria orgânica, bem como o teor de azoto das lamas. Este biogás tem normalmente um poder calorífico compreendido entre 5,5 e 6,5 kWh/m³. Desta energia, mediante um sistema de cogeração, cerca de 30% pode ser transformada em eletricidade, 55% em calor do qual uma parte é consumida no processo de digestão anaeróbia, e os 15% restantes são perdas (ASPEN Systems Corporation, 2000).

Existem vários estudos em que se determinou, a quantidade de metano que é capaz de se produzir a partir da digestão da biomassa algal, variando este entre 0,180 e 0,587 m³ de biogás/kg de sólidos em suspensão voláteis (Vergara-Fernández et al. 2008; Mussgnug et al. 2010) dependendo em grande medida da espécie de microalga que se está a digerir.

Comparando a produção de metano da digestão de lamas com a das microalgas, verifica-se que a produção de algas é muito menor, principalmente devido ao facto de o teor de proteínas poder conduzir à produção de amoníaco, que é inibidor da digestão anaeróbia, e, em grande medida, a fraca biodegradabilidade da parede celular das microalgas (Sialve et al. 2009).

Perante este problema, propôs-se a coincineração com outros resíduos com elevada carga orgânica que reduza o rácio C/N. No caso de Yen e Brune (2007) que misturaram biomassa algal com resíduos da in-

dústria do papel (em 50%) obtiveram, após a digestão, uma produtividade do dobro de biogás em relação à biomassa de algas.

Por outro lado, a biodegradabilidade da parede celular das microalgas constitui um problema mais difícil de resolver para aumentar a produtividade do metano. Para resolver o problema propõem-se pré-tratamentos físico-químicos que provoquem a ruptura ou incrementem a biodegradabilidade da parede, estes pré-tratamentos incluem tratamentos físicos como homogeneizadores e moinhos, ultrassons ou tratamentos térmicos (Chen y Oswald 1998; Mussnug et al. 2010).

O principal inconveniente do pré-tratamento da biomassa algal para aumentar a produção de biogás reside na necessidade energética do próprio processo, que, por vezes, constitui um balanço energético global do processo negativo (Yen y Brune 2007; Sialve et al. 2009; Lee et al. 2012; Lee et al. 2013), pelo que a investigação em curso centra-se na otimização e na pesquisa de pré-tratamentos alternativos, com menor consumo energético, como os processos baseados em hidrólise bacteriana ou enzimática (celulase) (Sander y Murthy 2009; Lü et al. 2013)..

O biogás obtido pode ser purificado e armazenado para ser utilizado como biocombustível para o transporte (projeto ALLGAS, Arbib et al. 2015) ou usado como combustível em processos de cogeração para a produção simultânea de calor e energia elétrica para a própria instalação de tratamento de águas residuais. Na unidade experimental de Chiclana de la Frontera (Cádiz), à escala protótipo, verificou-se que a digestão anaeróbia de biomassa de microalgas e bactérias em águas residuais apresenta produtividades médias entre 0,176 m³ y 0,256 m³ CH₄/kg de sólidos em suspensão voláteis, consoante a digestão anaeróbia seja feita em intervalos de temperatura mesofílico ou termofílico, produz-se um balanço energético positivo (0,5 kWh/m³) quando a colheita é feita por flotação com adição de floculante (Arbib et al. 2016). Embora a via do biogás pareça ser a mais atrativa e tecnologicamente simples, não é a solução mais adequada em estações de tratamento de águas residuais de pequenos municípios devido à complexidade da instalação necessária. Uma possibilidade poderia residir na utilização de instalações centralizadas para a gestão da biomassa algal gerada em diferentes estações de tratamento de águas residuais urbanas, de modo a processar um fluxo mássico de lamas suficientemente elevado para justificar o investimento. No entanto, trata-se de um cenário muito particular em que as distâncias entre ETARs desempenhariam um papel determinante devido ao custo do transporte da biomassa.

VALORIZAÇÃO AGRÍCOLA

Outra alternativa de aproveitamento da biomassa algal e especialmente em zonas rurais, seria a sua valorização como biofertilizante.

Tradicionalmente, a depuração de águas residuais urbanas esteve associada à utilização das lamas produzidas na agricultura. Com efeito, em Espanha, 80% das lamas produzidas em estações de tratamento têm como destino final a aplicação agrícola (Lamas de ETAR: www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/). Embora a composição das lamas de ETAR seja variável, uma vez que existe o risco de conterem determinados níveis de compostos, como os metais pesados, que limitam a sua eventual aplicação aos solos, a sua utilização agrícola está regulamentada (*Real Decreto 1310/1990*).

Do ponto de vista normativo, a biomassa de microalgas produzida utilizando águas residuais seria considerada como lama de depuração. No entanto, para a utilização agrícola, alguma das suas propriedades como remediador de solos, como são as lamas convencionais de ETAR, podem conferir um maior valor no mercado. Na maioria da bibliografia, quando se comenta a possível aplicação agrícola das microalgas, os autores designam este produto como biofertilizante. Embora não seja estritamente uma preparação que contém células vivas ou latentes com efeitos benéficos no crescimento de plantas, existem certas propriedades que aceleram os processos microbianos do solo e melhoram a assimilação de nutrientes por parte das

plantas [Garcia-Gonzalez y Sommerfeld 2016].

O seu uso apresenta vantagens tanto económicas como ambientais, suplementar ou complementar ao que os fertilizantes minerais acrescentam e além disso evitam a deterioração dos solos. Os fertilizantes baseados em microalgas, embora tenham uma concentração menor de azoto, fósforo e potássio do que os fertilizantes químicos, possuem micronutrientes e biocatalisadores que favorecem o crescimento das plantas [Wuang et al. 2016] animal feeds and agricultural fertilizers, among others. To enhance the economic feasibility of algal-based commodities, the growth of microalgae can be coupled to wastewater remediation. The technical feasibility of cultivating *Spirulina platensis* with fish water for production of algae fertilizers was investigated. The remediation potential of *S. platensis* was found to be good for ammonia and nitrate removal, but inadequate for nitrite removal. Its specific growth rate of 0.026h⁻¹ and the nutrient reduction times compare well with various literature reports. This work provides insight into the potential of algal biomass as agricultural fertilizers, when coupled with aquaculture wastewater remediation. The ability of *Spirulina*-based fertilizers to enhance plant growth was demonstrated in leafy vegetables such as *Arugula* [*Eruca sativa*. Os extratos celulares de muitas espécies de microalgas e cianobactérias mostraram que têm fito hormonas como giberelinas, auxinas e citoquininas, conhecidas pelo seu papel crucial no desenvolvimento das plantas [Tarakhovskaya et al. 2007; Stirk et al. 2013; Grzesik y Romanowska-Duda 2014].

Em geral, as propriedades que as microalgas acrescentam ao solo são o azoto e o carbono orgânico e a libertação de compostos ativos extracelulares que regulam o crescimento das plantas, fornecendo vitaminas, aminoácidos e compostos bactericidas [Abdel-Raouf 2012].

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Raouf N, 2012. Agricultural importance of algae. *African J. Biotechnol.* 11, 11648–11658. <https://doi.org/10.5897/AJB11.3983>.
- Acién, F.G., Gómez-Serrano, C., Morales-Amaral, M.M., Fernández-Sevilla, J.M., Molina-Grima, E., 2016. Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? *Appl. Microbiol. Biotechnol.* in press, 9013–9022. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7835-7>.
- Álvarez-Díaz, P.D., Ruiz, J., Arbib, Z., Barragán, J., Garrido-Pérez, C., Perales, J.A., 2014. Factorial analysis of the biokinetic growth parameters and CO₂ fixation rate of *Chlorella vulgaris* and *Botryococcus braunii* in wastewater and synthetic medium. *Desalin. Water Treat.* 52, 4904–4914. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.808590>.
- Andersen, R.A., Robert A., 2005. *Algal culturing techniques*. Elsevier/Academic Press. ISBN: 0120884267.
- Arbib, Z., de Godos, I., Ruiz, J., Perales, J.A., 2017. Optimization of pilot high rate algal ponds for simultaneous nutrient removal and lipids production. *Sci. Total Environ.* 589, 66–72. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.206>.
- Arbib, Z., Godos, I. de, Lara, E., Fernandez, M., Rogalla, F., Llamas, B., 2016. Wastewater as Biofuel: Nutrient and Energy Recovery with Algae Treatment. *Proc. Water Environ. Fed.* 2015, 1–16. <https://doi.org/10.2175/193864715819558802>.
- Arbib, Z., Ruiz, J., Álvarez-Díaz, P., Garrido-Pérez, C., Barragan, J., Perales, J.A., 2013a. Long term outdoor operation of a tubular airlift pilot photobioreactor and a high rate algal pond as tertiary treatment of urban wastewater. *Ecol. Eng.* 52, 143–153. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.089>.
- Arbib, Z., Ruiz, J., Álvarez-Díaz, P., Garrido-Pérez, C., Barragan, J., Perales, J.A., 2013b. Effect of pH control by means of flue gas addition on three different photo-bioreactors treating urban wastewater in long-term operation. *Ecol. Eng.* 57, 226–235. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.040>.

- Barbosa, M.J., Hadiyanto, Wijffels, R.H., 2004. Overcoming Shear Stress of Microalgae Cultures in Sparged Photobioreactors. *Biotechnol. Bioeng.* 85, 78–85. <https://doi.org/10.1002/bit.10862>.
- Barros, A.I., Gonçalves, A.L., Simões, M., Pires, J.C.M., 2015. Harvesting techniques applied to microalgae: A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 41, 1489–1500. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.09.037>.
- Becker, E.W., 2008. *Microalgae: biotechnology and microbiology*. Cambridge University Press. ISBN: 052106113X.
- Benemann, J., 2013. *Microalgae for Biofuels and Animal Feeds, Energies*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. <https://doi.org/10.3390/en6115869>.
- Bilad, M.R., Discart, V., Vandamme, D., Foubert, I., Muylaert, K., Vankelecom, I.F.J., 2014. Coupled cultivation and pre-harvesting of microalgae in a membrane photobioreactor (MPBR). *Bioresour. Technol.* 155, 410–417. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.026>.
- Bilad, M.R., Vandamme, D., Foubert, I., Muylaert, K., Vankelecom, I.F.J., 2012. Harvesting microalgal biomass using submerged microfiltration membranes. *Bioresour. Technol.* 111, 343–352. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2012.02.009>.
- Bode, H., Grunebaum, T., 2000. The cost of municipal sewage treatment - Structure, origin, minimization - Methods of fair cost comparison and allocation. *Water Sci. Technol.* 41, 289–298. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0226>.
- Brennan, L., Owende, P., 2010. Biofuels from microalgae-A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 14, 557–577. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.10.009>.
- Cabanelas, I.T.D., Ruiz, J., Arbib, Z., Chinalia, F.A., Garrido-Pérez, C., Rogalla, F., Nascimento, I.A., Perales, J.A., 2013. Comparing the use of different domestic wastewaters for coupling microalgal production and nutrient removal. *Bioresour. Technol.* 131, 429–436. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2012.12.152>.
- Carey, R.O., Migliaccio, K.W., 2009. Contribution of Wastewater Treatment Plant Effluents to Nutrient Dynamics in Aquatic Systems: A Review. *Environ. Manage.* 44, 205–217. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9309-5>.
- Chen, P.H., Oswald, W.J., 1998. Thermochemical treatment for algal fermentation. *Environ. Int.* 24, 889–897. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(98\)00080-4](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(98)00080-4).
- Chisti, Y., 2013. Raceways-based production of algal crude oil. *Green* 3, 195–216. <https://doi.org/10.1515/green-2013-0018>.
- Christenson, L.B., Sims, R.C., 2012. Rotating algal biofilm reactor and spool harvester for wastewater treatment with biofuels by-products. *Biotechnol. Bioeng.* 109, 1674–1684. <https://doi.org/10.1002/bit.24451>.
- Collado Lara, R., 1992. *Depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, D. L. ISBN: 84-380-0050-9.
- Collos, Y., Harrison, P.J., 2014. Acclimation and toxicity of high ammonium concentrations to unicellular algae. *Mar. Pollut. Bull.* 80, 8–23. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2014.01.006>.
- Coward, T., Lee, J.G.M., Caldwell, G.S., 2013. Development of a foam flotation system for harvesting microalgal biomass. *Algal Res.* 2, 135–144. <https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2012.12.001>.
- Craggs, R.J., Adey, W.H., Jessup, B.K., Oswald, W.J., 1996. A controlled stream mesocosm for tertiary treatment of sewage. *Ecol. Eng.* 6, 149–169. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(95\)00056-9](https://doi.org/10.1016/0925-8574(95)00056-9).
- Craggs, R.J., Heubeck, S., Lundquist, T.J., Benemann, J.R., 2011. Algal biofuels from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Sci. Technol.* 63, 660–665. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.100>.
- de Godos, I., Mendoza, J.L., Ación, F.G., Molina, E., Banks, C.J., Heaven, S., Rogalla, F., 2014. Evaluation of carbon dioxide mass transfer in raceway reactors for microalgae culture using flue gases. *Bioresour. Technol.* 153, 307–314. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.087>.

- Díaz-Garduño, B., Pintado-Herrera, M.G., Biel-Maeso, M., Rueda-Márquez, J.J., Lara-Martín, P.A., Perales, J.A., Manzano, M.A., Garrido-Pérez, C., Martín-Díaz, M.L., 2017. Environmental risk assessment of effluents as a whole emerging contaminant: Efficiency of alternative tertiary treatments for wastewater depuration. *Water Res.* 119, 136–149. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.021>.
- Dorozhkin, S., 2013. Self-Setting Calcium Orthophosphate Formulations. *J. Funct. Biomater.* 4, 209–311. <https://doi.org/10.3390/jfb4040209>.
- Doucha, J., Lívanský, K., 1995. Novel outdoor thin-layer high density microalgal culture system : Productivity and operational parameters. *Arch. Hydrobiol. Suppl. Algol. Stud.* 76, 129–147.
- Duarte-Santos, T., Mendoza-Martín, J.L., Acien Fernández, F.G., Molina, E., Vieira-Costa, J.A., Heaven, S., 2016. Optimization of carbon dioxide supply in raceway reactors: Influence of carbon dioxide molar fraction and gas flow rate. *Bioresour. Technol.* 212, 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.023>.
- El Hamouri, B., 2009. Rethinking natural, extensive systems for tertiary treatment purposes: The high-rate algae pond as an example. *Desalin. Water Treat.* 4, 128–134. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.367>.
- Garcia-Gonzalez, J., Sommerfeld, M., 2016. Biofertilizer and biostimulant properties of the microalga *Acutodesmus dimorphus*. *J. Appl. Phycol.* 28, 1051–1061. <https://doi.org/10.1007/s10811-015-0625-2>.
- Garcia-Gozalbes, C., Arbib, Z., Perales-Vargas-Machuca, J., 2015. Cinéticas de crecimiento y consumo de nutrientes de microalgas en aguas residuales urbanas con diferentes niveles de tratamiento. *Tecnología y ciencias del agua*. 6 (1). ISSN 2007-2422.
- García, D., Posadas, E., Grajeda, C., Blanco, S., Martínez-Páramo, S., Acien, G., García-Encina, P., Bolado, S., Muñoz, R., 2017. Comparative evaluation of piggery wastewater treatment in algal-bacterial photobioreactors under indoor and outdoor conditions. *Bioresour. Technol.* 245, 483–490. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.08.135>.
- Gorin, K. V., Sergeeva, Y.E., Butylin, V. V., Komova, A. V., Pojidaev, V.M., Badranova, G.U., Shapovalova, A.A., Konova, I.A., Gotovtsev, P.M., 2015. Methods coagulation/flocculation and flocculation with ballast agent for effective harvesting of microalgae. *Bioresour. Technol.* 193, 178–184. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2015.06.097>.
- Grobbelaar, J.U., 2012. Microalgae mass culture: The constraints of scaling-up. *J. Appl. Phycol.* 24, 315–318. <https://doi.org/10.1007/s10811-011-9728-6>.
- Grobbelaar, J.U., 2007. Algal Nutrition Mineral Nutrition. *Handb. Microalgal Cult.* 95–115. <https://doi.org/10.1002/9780470995280.ch6>.
- Grzesik, M., Romanowska-Duda, Z., 2014. Improvements in germination, growth, and metabolic activity of corn seedlings by grain conditioning and root application with Cyanobacteria and microalgae. *Polish J. Environ. Stud.* 23, 1147–1153.
- Hadiyanto, H., Elmore, S., Van Gerven, T., Stankiewicz, A., 2013. Hydrodynamic evaluations in high rate algae pond (HRAP) design. *Chem. Eng. J.* 217, 231–239. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.12.015>.
- Hoh, D., Watson, S., Kan, E., 2016. Algal biofilm reactors for integrated wastewater treatment and biofuel production: A review. *Chem. Eng. J.* 287, 466–473. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2015.11.062>.
- IAgua, W., 2017. EDAR en España ffl iAgua [WWW Document]. URL <https://www.iagua.es/data/infraestructuras/estaciones-depuradoras-aguas-residuales-espana> (accessed 12.11.17).
- Ippoliti, D., González, A., Martín, I., Sevilla, J.M.F., Pistocchi, R., Acien, F.G., 2016. Outdoor production of *Tisochrysis lutea* in pilot-scale tubular photobioreactors. *J. Appl. Phycol.* 28, 3159–3166. <https://doi.org/10.1007/s10811-016-0856-x>.
- Janssen, M., Tramper, J., Mur, L.R., Wijffels, H., 2003. Enclosed Outdoor Photobioreactors : Light Regime , Photosynthetic Efficiency , Scale-Up , and Future Prospects. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/bit.10468>.

- Johnson, M.B., Wen, Z., 2010. Development of an attached microalgal growth system for biofuel production. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 85, 525–534. <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2133-2>.
- Kesaano, M., Sims, R.C., 2014. Algal biofilm based technology for wastewater treatment. *Algal Res.* 5, 231–240. <https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2014.02.003>.
- Komolafe, O., Velasquez Orta, S.B., Monje-Ramirez, I., Noguez, I.Y., Harvey, A.P., Orta Ledesma, M.T., 2014. Biodiesel production from indigenous microalgae grown in wastewater. *Bioresour. Technol.* 154, 297–304. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.048>.
- Kumar, K., Mishra, S.K., Shrivastav, A., Park, M.S., Yang, J.W., 2015. Recent trends in the mass cultivation of algae in raceway ponds. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 51, 875–885. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.06.033>.
- Kyle B Sander, Ganti S Murthy, 2009. Enzymatic Degradation of Microalgal Cell Walls, in: 2009 Reno, Nevada, June 21 - June 24, 2009. American Society of Agricultural and Biological Engineers, St. Joseph, MI, p. 1. <https://doi.org/10.13031/2013.27044>.
- Laamanen, C.A., Ross, G.M., Scott, J.A., 2016. Flotation harvesting of microalgae. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 58, 75–86. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2015.12.293>.
- Lau, K.Y., Pleissner, D., Lin, C.S.K., 2014. Recycling of food waste as nutrients in *Chlorella vulgaris* cultivation. *Bioresour. Technol.* 170, 144–151. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2014.07.096>.
- Lee, A.K., Lewis, D.M., Ashman, P.J., 2013. Force and energy requirement for microalgal cell disruption: An atomic force microscope evaluation. *Bioresour. Technol.* 128, 199–206. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2012.10.032>.
- Lee, A.K., Lewis, D.M., Ashman, P.J., 2012. Disruption of microalgal cells for the extraction of lipids for biofuels: Processes and specific energy requirements. *Biomass and Bioenergy* 46, 89–101. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIQE.2012.06.034>.
- Lee, J., Cho, D.H., Ramanan, R., Kim, B.H., Oh, H.M., Kim, H.S., 2013. Microalgae-associated bacteria play a key role in the flocculation of *Chlorella vulgaris*. *Bioresour. Technol.* 131, 195–201. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.130>.
- Lee, Seung-Hoon, Oh, H.-M., Jo, B.-H., Lee, S.-A., Shin, S.-Y., Kim, H.-S., Lee, Sang-Hyup, Ahn, C.-Y., 2014. Higher Biomass Productivity of Microalgae in an Attached Growth System, Using Wastewater. *J. Microbiol. Biotechnol* 24, 1566–1573. <https://doi.org/10.4014/jmb.1406.06057>.
- Lü, F., Ji, J., Shao, L., He, P., 2013. Bacterial bioaugmentation for improving methane and hydrogen production from microalgae. *Biotechnol. Biofuels* 6, 92. <https://doi.org/10.1186/1754-6834-6-92>.
- Mehrabadi, A., Farid, M.M., Craggs, R., 2016. Variation of biomass energy yield in wastewater treatment high rate algal ponds. *Algal Res.* 15, 143–151. <https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2016.02.016>.
- Mennaa, F.Z., Arbib, Z., Perales, J.A., 2017. Urban wastewater photobiotreatment with microalgae in a continuously operated photobioreactor: growth, nutrient removal kinetics and biomass coagulation–flocculation. *Environ. Technol.* 1–14. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1393011>.
- Milledge, J.J., Heaven, S., 2013. A review of the harvesting of micro-algae for biofuel production. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 12, 165–178. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9301-z>.
- Molina Grima, E., Belarbi, E.-H., Ación Fernández, F., Robles Medina, A., Chisti, Y., 2003. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. *Biotechnol. Adv.* 20, 491–515. [https://doi.org/10.1016/S0734-9750\(02\)00050-2](https://doi.org/10.1016/S0734-9750(02)00050-2).
- Moody, J.W., McGinty, C.M., Quinn, J.C., 2014. Global evaluation of biofuel potential from microalgae. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 8691–8696. <https://doi.org/10.1073/pnas.1321652111>.
- Morales-Amaral, M. del M., Gómez-Serrano, C., Ación, F.G., Fernández-Sevilla, J.M., Molina-Grima, E., 2015. Outdoor production of *Scenedesmus* sp. in thin-layer and raceway reactors using centrate from anaerobic digestion as the sole nutrient source. *Algal Res.* 12, 99–108. <https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2015.08.020>.

- Muñoz, R., Guieysse, B., 2006. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. *Water Res.* <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.011>.
- Mussnug, J.H., Klassen, V., Schlüter, A., Kruse, O., 2010. Microalgae as substrates for fermentative biogas production in a combined biorefinery concept. *J. Biotechnol.* 150, 51–56. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2010.07.030>.
- Norsker, N.-H., Barbosa, M.J., Vermuë, M.H., Wijffels, R.H., 2011. Microalgal production — A close look at the economics. *Biotechnol. Adv.* 29, 24–27. <https://doi.org/10.1016/J.BIOTECHADV.2010.08.005>.
- Oswald, W.J., Golueke, C.G., 1960. Biological Transformation of Solar Energy. *Adv. Appl. Microbiol.* 2, 223–262. [https://doi.org/10.1016/S0065-2164\(08\)70127-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2164(08)70127-8).
- Oswald, W.J., Gotaas, H.B., Golueke, C.G., Kellen, W.R., Gloyna, E.F., 1957. Algae in Waste Treatment. *Sewage Ind. Waste.* 29, 437–457. <https://doi.org/10.2307/25033322>.
- Ozkan, A., Kinney, K., Katz, L., Berberoglu, H., 2012. Reduction of water and energy requirement of algae cultivation using an algae biofilm photobioreactor. *Bioresour. Technol.* 114, 542–548. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2012.03.055>.
- Park, J.B.K., Craggs, R.J., 2014. Effect of algal recycling rate on the performance of *Pediastrum boryanum* dominated wastewater treatment high rate algal pond. *Water Sci. Technol.* 70, 1299–1306. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.369>.
- Park, J.B.K., Craggs, R.J., 2011. Algal production in wastewater treatment high rate algal ponds for potential biofuel use. *Water Sci. Technol.* 63, 2403–2410. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.200>.
- Park, J.B.K.B.K., Craggs, R.J.J., Shilton, A.N.N., 2011. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresour. Technol.* 102, 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>.
- Peperzak, L., Colijn, F., Koeman, R., Gieskes, W.W.C., Joordens, J.C.A., 2003. Phytoplankton sinking rates in the Rhine region of freshwater influence. *J. Plankton Res.* 25, 365–383. <https://doi.org/10.1093/plankt/25.4.365>.
- Pittman, J.K., Dean, A.P., Osundeko, O., 2011. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. *Bioresour. Technol.* 102, 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.035>.
- Posadas, E., Garc??a-Encina, P.A., Soltau, A., Dom??nguez, A., D??az, I., Mu??oz, R., 2013. Carbon and nutrient removal from centrates and domestic wastewater using algal-bacterial biofilm bioreactors. *Bioresour. Technol.* 139, 50–58. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.008>.
- Posadas, E., Morales, M. del M., Gomez, C., Ación, F.G., Muñoz, R., 2015. Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. *Chem. Eng. J.* 265, 239–248. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.12.059>.
- Putt, R., Singh, M., Chinnasamy, S., Das, K.C., 2011. An efficient system for carbonation of high-rate algae pond water to enhance CO₂ mass transfer. *Bioresour. Technol.* 102, 3240–3245. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.029>.
- Qin, L., Wang, Z., Sun, Y., Shu, Q., Feng, P., Zhu, L., Xu, J., Yuan, Z., 2016. Microalgae consortia cultivation in dairy wastewater to improve the potential of nutrient removal and biodiesel feedstock production. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 8379–8387. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-6004-3>.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., Bux, F., 2011. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Appl. Energy* 88, 3411–3424. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>.
- Rossignol, N., Vandanjon, L., Jaouen, P., Quéméneur, F., 1999. Membrane technology for the continuous separation microalgae/culture medium: compared performances of cross-flow microfiltration and ultrafiltration. *Aquac. Eng.* 20, 191–208. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(99\)00018-7](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(99)00018-7).
- Rubio, J., Souza, M., Smith, R., 2002. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. *Miner. Eng.* 15, 139–155. [https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(01\)00216-3](https://doi.org/10.1016/S0892-6875(01)00216-3).

- Ruiz-Martinez, A., Martín García, N., Romero, I., Seco, A., Ferrer, J., 2012. Microalgae cultivation in wastewater: Nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent. *Bioresour. Technol.* 126, 247–253. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2012.09.022>.
- Ruiz, J., Álvarez, P., Arbib, Z., Garrido, C., Barragán, J., Perales, J.A., 2011. Effect of nitrogen and phosphorus concentration on their removal kinetic in treated urban wastewater by *Chlorella vulgaris*. *Int. J. Phytoremediation* 13, 884–896. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.573823>.
- Ruiz, J., Arbib, Z., Álvarez-Díaz, P.D., Garrido-Pérez, C., Barragán, J., Perales, J.A., 2014. Influence of light presence and biomass concentration on nutrient kinetic removal from urban wastewater by *Scenedesmus obliquus*. *J. Biotechnol.* 178, 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2014.03.001>.
- Ruiz, J., Arbib, Z., Álvarez-Díaz, P.D., Garrido-Pérez, C., Barragán, J., Perales, J.A., 2013. Photobiotreatment model (PhBT): A kinetic model for microalgae biomass growth and nutrient removal in wastewater. *Environ. Technol. (United Kingdom)*. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.724451>.
- Salas, J., Pidre, J., Cuenca, I., 2013. Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales, *Journal of Chemical Information and Modeling*. [Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA)]. <https://doi.org/10.1017/CB09781107415324.004>.
- Shilton, A.N., 2005. Pond treatment technology. IWA Pub. <https://doi.org/10.2166/9781780402499>.
- Sialve, B., Bernet, N., Bernard, O., 2009. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable. *Biotechnol. Adv.* 27, 409–416. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.03.001>.
- Stirk, W.A., Ördög, V., Novák, O., Rolčík, J., Strnad, M., Bálint, P., van Staden, J., 2013. Auxin and cytokinin relationships in 24 microalgal strains 1. *J. Phycol.* 49, 459–467. <https://doi.org/10.1111/jpy.12061>.
- Sukačová, K., Trtílek, M., Rataj, T., 2015. Phosphorus removal using a microalgal biofilm in a new biofilm photobioreactor for tertiary wastewater treatment. *Water Res.* 71, 55–63. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.12.049>.
- Sutherland, D.L., Howard-Williams, C., Turnbull, M.H., Broady, P.A., Craggs, R.J., 2015. Frequency of CO₂ supply affects wastewater microalgal photosynthesis, productivity and nutrient removal efficiency in mesocosms: implications for full-scale high rate algal ponds. *J. Appl. Phycol.* 27, 1901–1911. <https://doi.org/10.1007/s10811-014-0437-9>.
- Sutherland, D.L., Turnbull, M.H., Craggs, R.J., 2017. Environmental drivers that influence microalgal species in fullscale wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Res.* 124, 504–512. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.012>.
- Tarakhovskaya, E.R., Maslov, Y.I., Shishova, M.F., 2007. Phytohormones in algae. *Russ. J. Plant Physiol.* 54, 163–170. <https://doi.org/10.1134/S1021443707020021>.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Metcalf & Eddy., 1995. *Ingeniería de aguas residuales : tratamiento, vertido y reutilización*. McGraw-Hill, Interamericana de España.
- Tredici, M.R., 2004. Mass production of microalgae: photobioreactors, in: *Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology*. Blackwell Publishing Ltd.: Oxford, UK, pp. 178–214. <https://doi.org/10.1002/9780470995280.ch9>.
- Uduman, N., Qi, Y., Danquah, M.K., Forde, G.M., Hoadley, A., 2010. Dewatering of microalgal cultures: A major bottleneck to algae-based fuels. *J. Renew. Sustain. Energy* 2, 012701. <https://doi.org/10.1063/1.3294480>.
- Van Den Hende, S., Vervaeren, H., Desmet, S., Boon, N., 2011. Bioflocculation of microalgae and bacteria combined with flue gas to improve sewage treatment. *N. Biotechnol.* 29, 23–31. <https://doi.org/10.1016/J.NBT.2011.04.009>.

- Van Drecht, G., Bouwman, A.F., Harrison, J., Knoop, J.M., 2009. Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochem. Cycles* 23, 1–19. <https://doi.org/10.1029/2009GB003458>.
- Vandamme, D., Foubert, I., Muylaert, K., 2013. Flocculation as a low-cost method for harvesting microalgae for bulk biomass production. *Trends Biotechnol.* 31, 233–239. <https://doi.org/10.1016/J.TIBTECH.2012.12.005>.
- Vergara-Fernández, A., Vargas, G., Alarcón, N., Velasco, A., 2008. Evaluation of marine algae as a source of biogas in a two-stage anaerobic reactor system. *Biomass and Bioenergy* 32, 338–344. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2007.10.005>.
- ASPEN Systems Corporation, 2000. Combined Heat and Power: A Federal Manager's Resource Guide: Final Report. Federal Energy Management Program, US Department of Energy: Washington, DC, USA.
- Villar-Navarro, E., Baena-Nogueras, R.M., Paniw, M., Perales, J.A., Lara-Martín, P.A., 2018. Removal of pharmaceuticals in urban wastewater: High rate algae pond (HRAP) based technologies as an alternative to activated sludge based processes. *Water Res.* 139, 19–29. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.03.072>.
- Wang, J.-H., Zhang, T.-Y., Dao, G.-H., Xu, X.-Q., Wang, X.-X., Hu, H.-Y., 2017. Microalgae-based advanced municipal wastewater treatment for reuse in water bodies. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 101, 2659–2675. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8184-x>.
- Wang, L., Li, Y., Chen, P., Min, M., Chen, Y., Zhu, J., Ruan, R.R., 2010. Anaerobic digested dairy manure as a nutrient supplement for cultivation of oil-rich green microalgae *Chlorella* sp. *Bioresour. Technol.* 101, 2623–2628. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.062>.
- Wang, Y., Liu, J., Kang, D., Wu, C., Wu, Y., 2017. Removal of pharmaceuticals and personal care products from wastewater using algae-based technologies: a review. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 16, 1–19. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9446-x>.
- Weissman, J.C., Goebel, R.P., Benemann, J.R., 1988. Photobioreactor design: Mixing, carbon utilization, and oxygen accumulation. *Biotechnol. Bioeng.* 31, 336–344. <https://doi.org/10.1002/bit.260310409>.
- Wilde, E.W., Benemann, J.R., 1993. Bioremoval of heavy metals by the use of microalgae. *Biotechnol. Adv.* 11, 781–812. [https://doi.org/10.1016/0734-9750\(93\)90003-6](https://doi.org/10.1016/0734-9750(93)90003-6).
- Wuang, S.C., Khin, M.C., Chua, P.Q.D., Luo, Y.D., 2016. Use of *Spirulina* biomass produced from treatment of aquaculture wastewater as agricultural fertilizers. *Algal Res.* 15, 59–64. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.02.009>.
- Yen, H.-W., Brune, D.E., 2007. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. *Bioresour. Technol.* 98, 130–134. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2005.11.010>.
- Yu, R.Q., Wang, W.X., 2004. Biokinetics of cadmium, selenium, and zinc in freshwater alga *Scenedesmus obliquus* under different phosphorus and nitrogen conditions and metal transfer to *Daphnia magna*. *Environ. Pollut.* 129, 443–456. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.11.013>.

Páginas webs citadas:

- <https://energyplus.net/weather> [consultado em fevereiro 2018].
- <http://www.mapama.gob.es/gl/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/lodos-depuradora/> [consultado em fevereiro 2018].
- <https://www.iagua.es/data/infraestructuras/estaciones-depuradoras-aguas-residuales-espana> [consultado em fevereiro 2020].
- <https://water.jrc.ec.europa.eu/> [consultado em fevereiro 2018].

2. TRATAMENTO ANAERÓBIO AVANÇADO UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET (UASB)

ENQUADRAMENTO

O processo de tratamento anaeróbio em leito de lamas de fluxo ascendente, Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB foi desenvolvido no final de 1970, por Lettinga e sua equipa na Universidade de Wageningen, na Holanda [Lettinga *et al.*, 1980]. Inicialmente este tipo de reator foi concebido para tratamento de águas residuais industriais, com elevada concentração de matéria orgânica. Por ter características tão adaptadas ao tratamento de águas residuais com elevada carga orgânica, há atualmente inúmeros exemplos de investigação do uso de UASB para o tratamento de águas residuais e resíduos orgânicos de atividades como: indústria de biocombustíveis [Contreras-Contreras *et al.*, 2020; Jiraprasertwong *et al.*, 2020; Madaleno *et al.*, 2020; Sittijunda e Reungsang, 2020], indústria agro-alimentar [Khemkhao *et al.*, 2020; Dessì *et al.*, 2020], papel e pasta [Bakraoui *et al.*, 2020], gestão de resíduos alimentares, agrícolas e pecuários [Domínguez-Maldonado *et al.*, 2020; Gao *et al.*, 2020; Liu *et al.*, 2020; Vendruscolo *et al.*, 2020]. Em 1976, iniciaram-se testes do processo UASB aplicado ao tratamento de águas residuais urbanas, com sucesso à escala real em Cali, na Colômbia, tendo sido aplicada esta tecnologia noutros países como Índia, México e Brasil [Soares, 2014].

Pela sua viabilidade económica, os processos anaeróbios têm vindo a ser aplicados no tratamento de águas residuais com concentrações mais elevadas de matéria orgânica (valores da CQO na ordem de 1500 - 2000 mg/L). Contudo, recentemente tecnologias como EGSB (Expanded Granular Sludge Bed) e UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) têm vindo a ser testadas e implementadas em estações de tratamento de águas residuais com menores concentrações da CQO [Brito e Melo, 1997].

A aplicação de reatores UASB ao tratamento de águas residuais urbanas é atualmente objeto de vários estudos de investigação e desenvolvimento, podendo ser citados alguns dos mais recentes: Freitas Melo *et al.* [2020] estudaram o efeito da sazonalidade na produção de biogás em Estações de tratamento de águas residuais (ETAR) operando UASB à escala real. Hao e Xiang [2020] estudaram a granulação de lamas em águas residuais domésticas reais ricas em sulfato. Zhang *et al.* [2020a, 2020b] estudaram o efeito da adição de carvão ativado granular no melhoramento do tratamento anaeróbico de águas residuais domésticas, inclusivamente a temperaturas baixas. Gao *et al.* [2020] estudaram a co-digestão de resíduos de comida e águas residuais negras. A digestão anaeróbia em tratamento de águas residuais urbanas depende fortemente da temperatura da água residual, face a menor atividade dos microrganismos anaeróbios a temperaturas inferiores a 20°C, pelo que, naturalmente esta tecnologia avançada é mais atrativa nos países tropicais e subtropicais [Chernicharo, 2007]. Tomando como exemplo o Brasil, a implementação de um UASB à cabeça do tratamento biológico seguido do pós-tratamento, apresenta inúmeras vantagens nomeadamente na redução de custos de construção (menor área para implantação dos órgãos de tratamento), redução dos consumos de energia, redução da produção de lamas e elevadas eficiências de remoção (UASB+Pós-Tratamento), de CQO (72 a 88%), CBO₅ (80 a 91%) e SST (80 a 97%), [Sperling, 2014]. Um estudo recente [Passos *et al.*, 2020] indica que em comunidades rurais com um número de habitantes entre 500 e 1500 no Norte e Sul do Brasil, o biogás formado pelo tratamento em UASB dos esgotos domésticos seria suficiente para fornecer energia para higienizar os biosólidos produzidos nas respetivas ETAR, gerando ainda um excesso que pode ser usado pelas populações para cozinhar e aquecimento de água sanitária. Haveria o potencial para beneficiar mais de 200 mil famílias, com poupança no uso de combustíveis fósseis e eletricidade, evitando emissões de gases com efeito de estufa [Passos *et al.*, 2020].

As principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbicos encontram-se na tabela 1.

Tabela 1 – Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios (Adaptado de Chernicharo, 2007).

Vantagens	Desvantagens
Baixa produção de sólidos, cerca de 3 a 5 vezes menos que o processo aeróbio	Os microrganismos anaeróbios são mais suscetíveis inibição pela presença de inúmeros compostos e a condições adversas de temperatura
Baixo consumo de energia, geralmente associado à bombagem do afluente	O arranque do processo pode ser mais lento, caso não haja a inoculação da biomassa
Redução de custos de construção	Possibilidade de maus odores, contudo são controláveis
Menor área para implantação do tratamento biológico	A bioquímica e microbiologia da digestão anaeróbia é complexa, requer ainda estudos
Produção de metano com a produção de biogás	Necessário o pós-tratamento para afinação do efluente
Possibilidade de preservar a biomassa no reator por vários meses	Remoção ineficiente de nutrientes e microrganismos patogénicos
Elevada tolerância a cargas orgânicas	
Aplicação em pequenas e grandes ETAR	
Baixo consumo de nutrientes	
Remoção da CQO e CBO ₅ na ordem 65 a 75%	

Nas zonas meridionais de Portugal e Espanha, onde o aumento da procura turística sazonal coincide com os meses mais quentes, a implementação de reatores UASB fazendo o pré-tratamento dos esgotos domésticos nas ETAR poderia contribuir para baixar os custos de saneamento relacionados com o enorme aumento sazonal da procura destes serviços.

A Figura 1 apresenta a conversão biológica em sistemas aeróbios e anaeróbios.

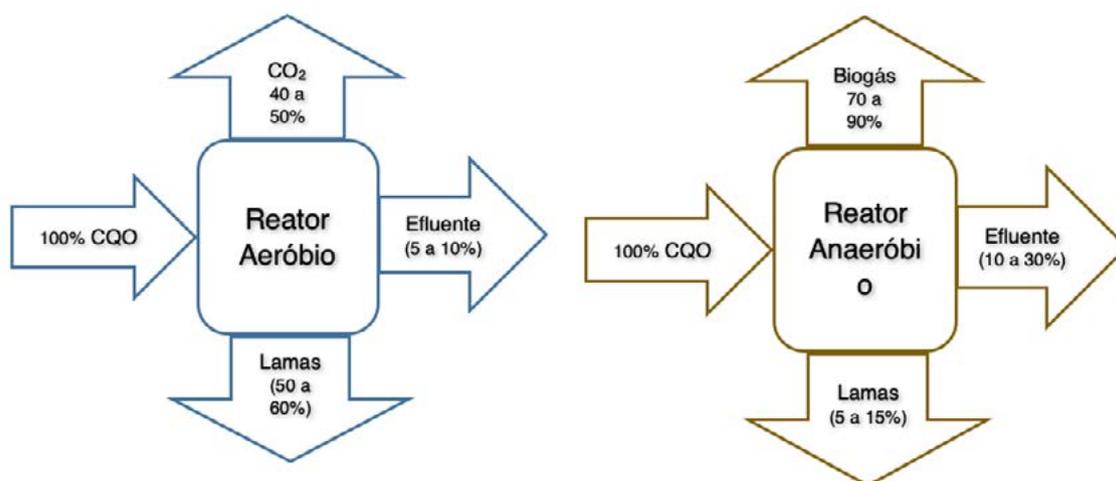


Figura 1 – Conversão biológica dos sistemas aeróbios e anaeróbios. Adaptado de [Chernicharo, 2007]

Nos sistemas anaeróbios a maior parte da matéria orgânica biodegradável é convertida em biogás (70 a 90%), e uma pequena parte de matéria orgânica é convertida em biomassa, resultando nas lamas em excesso, geralmente mais concentradas e com melhores características para serem desidratadas.

PRINCÍPIO DE FUNCIONAMENTO DO UASB

O reator UASB apresenta uma estrutura dividida em três partes, uma zona de digestão, uma zona de decantação e um separador trifásico. A água residual é alimentada pela parte inferior do reator, deslocando-se da zona de digestão num fluxo ascendente até ao separador trifásico, saindo na parte superior do mesmo. A Figura 2 apresenta um esquema típico de um reator UASB.

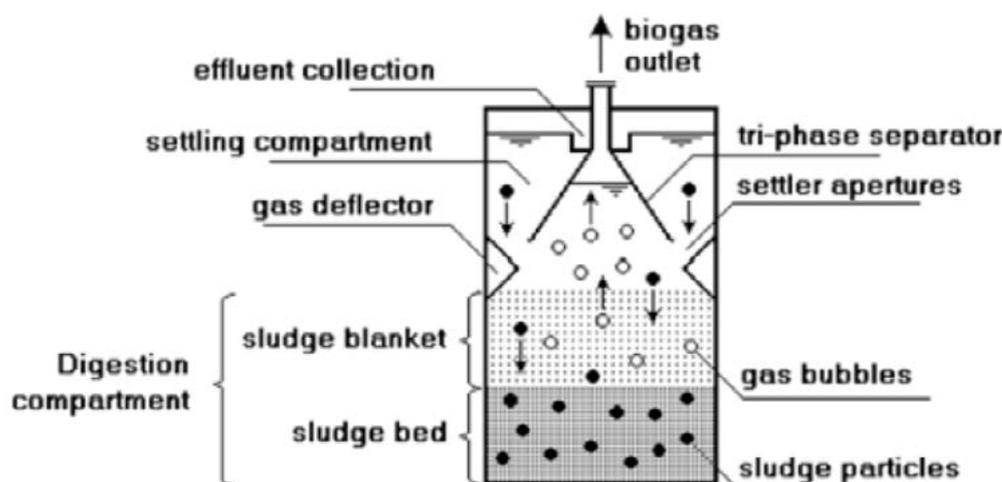


Figura 2 – Esquema de um reator UASB convencional. Adaptado de [Chernicharo, 2007]

Na zona de digestão ocorre a degradação anaeróbia da matéria orgânica e a produção de biogás. Nesta zona existem duas camadas distintas: *sludge bed*, onde se desenvolve biomassa em forma de grânulos (diâmetros entre 1 a 5 mm), com elevada sedimentabilidade e concentrações na ordem do 40 a 100 g ST/L e *sludge blanket*, com uma biomassa de menor concentração (10 a 30 g ST/L) e menores velocidades de sedimentação, [Chernicharo, 2007].

Com o movimento ascensional do biogás produzido na zona de digestão, criam-se condições hidrodinâmicas suficientemente turbulentas, adequadas para assegurar um certo grau de mistura, dispensando qualquer tipo de agitação mecânica [Soares, 2014]. No entanto, em situações de arranque do sistema pode ser necessário promover uma forma de mistura adicional, como por exemplo, por meio da recirculação do gás ou do efluente.

O separador trifásico na parte superior do reator permite a separação do biogás contido na mistura líquida. Na zona da decantação as lamas mais densas são removidas da massa líquida e devolvidas ao compartimento da digestão, enquanto que as mais leves são perdidas do sistema com o efluente final. Os reatores UASB apresentam elevados tempo de retenção de sólidos, normalmente podem ser superiores a 30 dias [Chernicharo, 2007].

As condições mais importantes que dominam o desempenho de um reator UASB são [Chernicharo, 2007]:

- O fluxo ascendente de água residual deve garantir o máximo contacto entre o substrato e a biomassa
- Minimizar os curtos-circuitos para que haja tempo de retenção suficiente para degradar a matéria orgânica.
- O separador trifásico deve ser bem projetado para garantir a separação do líquido, sólidos e biogás.
- As lamas devem estar bem adaptadas, com elevada atividade metanogénica e excelentes características de sedimentabilidade, devendo ser lamas granulares.

Os reatores UASB convencionais têm vindo a revelar-se menos adequados para tratamento de

águas residuais com temperaturas abaixo de 20°C, tendo em consideração que, para se alcançar um grau de hidrólise adequado da matéria orgânica, são necessários tempos de retenção hidráulicos superiores a 20 h, o que pressupõe menores caudais afluentes ao reator. Como as concentrações da CQO geralmente são mais baixas numa água residual de origem doméstica, há uma menor produção de gás, resultando em velocidades ascensionais de gás inferiores a 0,1 m/h, e simultaneamente em velocidades ascensionais de água inferiores a 0,2 m/h. Estas condições criam uma deficiente agitação no manto de lamas. Esta baixa agitação provoca caminhos preferenciais e zonas mortas no reator, que conduzem a menores eficiências de remoção da matéria orgânica e a uma menor produção de biogás (FCC AQUALIA, 2017).

Atualmente existem outras soluções de digestores anaeróbios, como os reatores EGSB (Expanded Granular Sludge Bed) e reatores PUSH (Pulsed Solids hydrolyser), estes últimos patenteados pela FCC AQUALIA, que foram concebidos para ultrapassar as limitações do desempenho dos reatores UASB no tratamento de águas residuais com temperaturas abaixo de 20°C.

CRITÉRIOS DE DIMENSIONAMENTO

Os critérios de dimensionamento mais relevantes para os reatores UASB são tempo de retenção hidráulico, carga orgânica volúmica, velocidade do fluxo ascendente, sistema de distribuição do afluente e o dimensionamento do separador trifásico.

TEMPO DE RETENÇÃO HIDRÁULICO

O parâmetro do tempo de retenção hidráulico (TRH) é definido pela razão entre o volume do reator e o caudal afluente a este órgão. Em sistema de tratamento de águas é o tempo médio durante o qual a água ou água residual permanece no sistema. A carga hidráulica volúmica (CHV) é outro parâmetro relacionado, que é definido pelo inverso do TRH (Soares, 2014).

Estudos experimentais demonstraram que a CHV não deve ultrapassar os 5,0 m³/m³·d, correspondendo a um TRH mínimo de 4,8 horas. O dimensionamento de reatores com CHV superiores, ou TRH inferiores, devem ser evitados tendo em consideração que pode ocorrer: (Chernicharo, 2007):

- Perda excessiva de biomassa, devido ao efeito de wash-out de sólidos no efluente resultando em elevadas velocidades nos compartimentos de digestão e sedimentação
- Redução do tempo de retenção dos sólidos (idade de lamas), sem que haja tempo necessário à estabilização da biomassa.
- Falha do sistema, caso o tempo de retenção de sólidos seja inferior ao tempo de crescimento da biomassa.

O tempo de retenção hidráulico é um parâmetro fundamental que se encontra diretamente relacionado com a velocidade da digestão anaeróbia. De acordo com a bibliografia (Chernicharo, 2007), no tratamento de águas residuais de origem doméstica, considerando o caudal médio e temperaturas na gama dos 20°C, tem-se adotado TRH da ordem de 8 a 10 horas. Para o caudal máximo, os TRH não devem ser inferiores a 4 horas e os picos de caudal máximo não devem durar mais que 4 a 6 horas.

Tabela 2 – Tempos de retenção hidráulicos recomendados no dimensionamento de reatores para o tratamento de águas residuais de origem doméstica. Adaptado de (Chernicharo, 2007)

Temperatura da água residual (°C)	Tempo de retenção hidráulico (horas)	
	Média diária	Mínimo (durante 4 a 6 horas)
16 a 19	>10 a 14	>7 a 9
20 a 26	>6 a 9	>4 a 6
>26	>6	>4

CARGA ORGÂNICA VOLÚMICA

A carga orgânica volúmica é a quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator por unidade de volume.

No tratamento de águas residuais domésticas a concentração de matéria orgânica é relativamente baixa, CQO total inferior a 1000 mg O₂/L, quando comparada com concentrações de afluentes industriais, pelo que, carga orgânica volúmica a ser aplicada deve ser entre 2,5 a 3,5 kg CQO/(m³·d). Valores superiores de cargas orgânicas volúmicas resultam, numa velocidade de fluxo ascendente excessiva (Chernicharo, 2007).

VELOCIDADE DO FLUXO ASCENDENTE

A velocidade do fluxo ascendente é a relação entre caudal afluente ao reator e a área (secção transversal) do reator.

A velocidade ascendente máxima no reator depende do tipo de lama e da carga orgânica volúmica aplicada.

Para reatores que operam com lamas floculentas e cargas orgânicas volúmicas entre 5 a 6 kg CQO/m³.d, a velocidade média de fluxo ascendente deve ser entre 0,5 a 0,7 m/h, com picos temporários até 1,5 a 2,0 m/h pelo período de 2 a 4 horas (Chernicharo, 2007).

Para reatores que operam com lamas granulares a velocidade de fluxo ascendente pode ser mais alta, cerca de 10 m/h (Chernicharo, 2007).

A tabela 3 apresenta as velocidades de fluxo ascendente recomendadas para o dimensionamento de reatores UASB no tratamento de águas residuais domésticas:

Tabela 3 – Velocidades do fluxo ascendente recomendadas para o dimensionamento de reatores UASB no tratamento de águas residuais domésticas. Adaptado de (Chernicharo, 2007)

Regime de caudal afluente	Velocidade ascendente (m/h)
Caudal médio	0,5 a 0,7
Caudal máximo	<0,9 a 1,1
Picos de caudal temporários (com duração de 2 a 4 horas)	<1.5

SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO DO AFLUENTE

O sistema de distribuição do afluente é critério de dimensionamento muito importante para garantir uma boa eficiência do processo de tratamento em reatores UASB. A distribuição do substrato afluente na parte

inferior dos reatores deve ser o mais uniforme possível, para garantir um maior tempo de contacto entre a biomassa e o afluente a tratar, devendo-se minimizar os caminhos preferenciais e curto-circuitos no leito das lamas. Esta situação pode-se tornar mais problemática no tratamento de águas residuais domésticas, com menores concentrações de CQO e/ou menor temperatura da água residual, que limitam a produção de biogás, podendo promover uma fraca mistura no compartimento da digestão anaeróbia. Outros fatores que podem potenciar o risco da ocorrência dos curto-circuitos são: 1) número reduzido de distribuidores do afluente, 2) ocorrência de biomassa muito concentrada com elevadas velocidades de sedimentação e 3) altura reduzida do leito de lamas (Chernicharo, 2007).

O diâmetro do tubo de admissão do afluente, este deve ser suficientemente grande para garantir que velocidade descendente não seja inferior a 0,2 m/s. A bibliografia recomenda diâmetros dos tubos de distribuição entre 75 e 100 mm, sendo que para tratamento de águas residuais com baixas concentrações de matéria orgânica é recomendado diâmetro de 75mm (Chernicharo, 2007).

Deve ser garantida uma velocidade mínima para evitar a deposição de sólidos inertes no ponto de injeção do afluente no reator. A redução da seção dos tubos nas extremidades inferiores pode ser uma solução viável. De acordo com a prática experimental, o diâmetro destas secções deve ser cerca de 40 a 50 mm, garantindo-se velocidades superiores a 0,40 m/s, evitando-se assim a deposição de materiais nestes pontos (Chernicharo, 2007).

O número de tubos de distribuição é calculado em função da área do reator e a área de influência de cada distribuidor. A área de influência de cada distribuidor depende do tipo de lamas e a carga orgânica aplicada, de acordo com a tabela 4. No caso de reatores UASB para tratamento de águas residuais domésticas, geralmente com o tipo de lamas floculentas, com concentrações médias/elevadas de sólidos e cargas orgânicas volúmicas entre 1,0 a 3,0 kg CQO/m³.d, pode ser adotada a área de influência de cada distribuidor entre 1,5 a 3 m².

Segundo Chernicharo, 2007, a área de influência recomendada para cada tubo distribuidor, no tratamento de uma água residual doméstica, com concentrações da CQO entre 400 a 600 mg/L, deve ser entre 2 a 3 m². A tabela 4 apresenta diretrizes para a determinação da área de influência dos tubos de distribuição em reatores UASB:

Tabela 4 – Diretrizes para determinação da área de influência dos tubos de distribuição em reatores UASB. Adaptado de (Chernicharo, 2007).

Tipologia das lamas	Carga orgânica aplicada (kg CQO/m ³ .d)	Área de influência do distribuidor (m ²)
Densas e floculentas (concentração > 40 kgSST/m ³)	<1,0	0,5 a 1,0
	1,0 a 2,0	1,0 a 2,0
	>2,0	2,0 a 3,0
Relativamente densas e floculentas (concentração entre 20 a 40 kgSST/m ³)	<1,0 a 2,0	1,0 a 2,0
	>3,0	2,0 a 5,0
Granular	<2,0	0,5 a 1,0
	2,0 a 4,0	0,5 a 2,0
	>4,0	>2,0

SEPARADOR TRIFÁSICO

O separador trifásico é dimensionado em função das características da água residual, da carga orgânica aplicada, da produção de biogás que se espera alcançar, do tipo de lamas presentes no reator e das suas dimensões (Chernicharo, 2007).

As dimensões do separador devem possibilitar a formação de uma interface líquido-gás, dentro do coletor de gases, que facilite a libertação do biogás. A taxa de libertação de biogás deve ser suficientemente alta para permitir que o gás supere a camada de espuma, mas suficientemente baixa para que o gás seja libertado instantaneamente das lamas. As taxas de libertação de gás recomendadas são mínima de $1,0 \text{ m}^3 \text{ gás}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ e máxima de $3,0$ a $5,0 \text{ m}^3 \text{ gás}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. A taxa de libertação de biogás é calculada em função da produção esperada de biogás (m^3/d) e da área da interface líquido-gás (m^2), sendo que a produção esperada de biogás, pode ser estimada em função da carga da CQO afluente ao reator que é convertida em metano e considerando o teor de metano de 70 a 80% no biogás, no tratamento de água residual doméstica (Chernicharo, 2007).

A separação sólido-líquido ocorre no decantador, com baixas velocidades de fluxo ascendente e ausência de bolhas de gás. O retorno das lamas do decantador ao compartimento da digestão, deve seguir os seguintes requisitos:

- Instalação de defletores localizados imediatamente na abertura do decantador, para garantir a separação do biogás e permitir que apenas entre o líquido e sólidos no decantador
- Construção das paredes do compartimento com inclinações superiores a 45° (ideal adotar inclinações iguais ou superiores a 50°).
- Adotar profundidade do compartimento entre 1,5 a 2,0 m
- Adotar taxas de aplicação superficial, tempos de retenção hidráulico no compartimento do decantador e velocidades recomendadas nas aberturas para o decantador de acordo com tabela 5.

Segundo (Chernicharo, 2007), o tempo de retenção hidráulico recomendado no compartimento da decantação é entre 1 a 2 horas.

Tabela 5 - Taxas de aplicação superficial, tempos de retenção hidráulicos recomendados no compartimento de decantação e velocidades recomendadas nas aberturas para o decantador –Adaptado de (Chernicharo, 2007).

Caudal afluente	Taxa de aplicação superficial (m/h)	Tempo de retenção hidráulico (h)	Velocidade nas aberturas (m/h)
Caudal médio	0,6 a 0,8	1,5 a 2,0	<2,0 a 2,3
Caudal máximo	<1,2	>1,0	<4,0 a 4,2
Picos de caudal (com duração de 2 a 4 h)	<1,6	>0,6	<5,5 a 6,0

As aberturas que permitem a passagem da água residual para compartimento da decantação devem ser dimensionadas para permitir (Chernicharo, 2007):

- Separação do gás antes que água residual tenha acesso ao decantador de modo a favorecer o processo de sedimentação.
- De forma a garantir a retenção da biomassa devem ser adotadas velocidades nas aberturas inferiores às que constam na tabela 5.

- Garantir o retorno dos sólidos ao compartimento de digestão, adotando inclinações apropriadas das paredes do compartimento do decantador e os defletores de gás e garantindo as velocidades através das aberturas.

SISTEMA DE RECOLHA DE EFLUENTE

O efluente é recolhido na parte superior do reator, dentro do compartimento da decantação e é usualmente constituído por descarregadores triangulares ou por tubos perfurados submersos.

As calhas com descarregadores triangulares devem ser bem niveladas para não haver uma variação significativa do caudal recolhido em diferentes pontos, devendo ser dotada de um retentor de sólidos flutuantes imerso cerca de 20 cm e disposto ao longo desta (Chernicharo, 2007).

SISTEMA DE RECOLHA DE GÁS

O biogás produzido no reator deve ser recolhido, medido, reaproveitado ou queimado. Para o efeito é necessário garantir o seguinte sistema: 1) tubagem ligada ao separador trifásico, 2) compartimento hermético com selo hídrico e purga de gás, 3) medidor de caudal, 4) reservatório caso haja aproveitamento energético do biogás, 5) válvula corta-chama e um queimador de gases, caso não haja reaproveitamento (Chernicharo, 2007).

NOTAS FINAIS

Aplicação de reatores UASB no tratamento de águas residuais, na fase líquida, tem sido uma solução bastante atrativa, principalmente nos países tropicais e subtropicais, com temperaturas (acima de 20°C) que favorecem o desempenho desta tecnologia.

O correto dimensionamento do UASB é ponto-chave para evitar os problemas como obstruções nas tubagens de distribuição e respetivos curto-circuitos, fraca separação líquido-sólidos-gás, que podem originar fraca sedimentabilidade da biomassa e conseqüentemente wash-out de sólidos pelo efluente e menor produção de biogás.

Atualmente existem no mercado tecnologias otimizadas em processos de digestão anaeróbia, que permitem a redução de sulfatos, a desnitrificação e nitrificação integrada (SANI). Estudos relevam que esta tecnologia, que inclui a metanogénese, garantem uma baixa produção de lamas 0,1 g VSS/g COD, em vez de 0,25 kg SSV/kg CQO, o que é relevante em águas residuais com concentrações elevadas de salinidade (Wang *et al.*, 2009). Os reatores SANI chegam alcançar reduções na ordem de 90% na produção de lamas e reduções nos consumos energéticos na ordem de 35% (Lu *et al.*, 2011).

Outras soluções de digestores anaeróbios, como os reatores EGSB (Expanded Granular Sludge Bed) e reatores PUSH (Pulsed Solids hydrolyser), estes últimos patenteados pela FCC AQUALIA (FCCAQUALIA, 2016), foram concebidos para ultrapassar as limitações do desempenho dos reatores UASB no tratamento de águas residuais com temperaturas abaixo de 20°C e menores concentrações de matéria orgânica no afluente.

De referir ainda a enorme potencialidade que pode resultar do acoplamento do uso de reatores anaeróbios com a tecnologia de membranas semipermeáveis (Akyol *et al.* 2019; Chernicharo *et al.* 2015; Maaz *et al.* 2019; Shahid *et al.* 2020; Stazi and Tomei 2018; Vinardell *et al.* 2020). A tecnologia de membranas apresenta o potencial de ultrapassar muitas das limitações dos processos anaeróbios convencionais, uma vez que permite:

- utilização de concentrações de biomassa mais elevadas no bioreator, que permitem equipamentos mais compactos, que podem ser sujeitos a cargas volumétricas mais elevadas
- tempos de retenção de sólidos muito mais elevados por captura quase completa dos sólidos suspensos, traduzindo-se num consumo praticamente completo de CQO solúvel e ácidos gordos voláteis

- melhorar a qualidade do efluente, que fica praticamente livre de sólidos suspensos e de matéria orgânica biodegradável, facilitando a sua reutilização
- evitar necessidade de desenvolvimento de biomassa granular de alta densidade para o funcionamento dos UASB, pois evita o uso de separadores trifásicos ineficientes
- operar com muito baixa produção de lama residual

A principal desvantagem deste tipo de sistemas, que ainda impede uma maior disseminação da tecnologia de membranas aplicada ao tratamento de águas residuais domésticas, é o fenómeno de “fouling” das membranas (Maaz *et al.* 2019; Shahid *et al.* 2020; Stazi e Tomei 2018; Vinardell *et al.* 2020). Este fenómeno consiste na acumulação na superfície e nos poros das membranas semipermeáveis de precipitados de matéria orgânica e/ou inorgânica que reduzem a sua permeabilidade e levam à limitação do fluxo nas condições de operação. As tentativas de minimizar e controlar este efeito passam pelo uso de diferentes estratégias de limpeza física e/ou química das membranas ou desenvolvimento de novos materiais e configurações para a sua construção. Trata-se no entanto de soluções pouco económicas ou práticas que colocam barreiras muito importantes à adoção destas tecnologias (Maaz *et al.* 2019; Shahid *et al.* 2020; Stazi e Tomei 2018; Vinardell *et al.* 2020).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akyol C., Foglia A., Ozbayram E.G., Frison N., Katsou E., Eusebi A.L., Fatone F., 2020. *Validated innovative approaches for energy-efficient resource recovery and re-use from municipal wastewater: From anaerobic treatment systems to a biorefinery concept*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. Vol 50, pp 869-902
- Bakraoui M., El Gnaoui Y., Lahboubi N., Karouach F., El Bari H., 2020. *Kinetic study and experimental productions of methane production from UASB reactor treating wastewater from recycled pulp and paper for the continuous test*. Biomass and Bioenergy. Vol 139, pp. 105604
- Brito A.G., Melo L.F., 1997. *A simplified analysis of reaction and mass transfer in UASB and EGSB reactors*. Environmental Tecnology. Vol 18, pp 35-44
- Contreras-Contreras J.A., Bernal-González M., Solís-Fuentes J.A., Durán-Domínguez-de-Bazúa M. del C., 2020. *Polyphenols from Sugarcane Vinasses, Quantification, and Removal Using Activated Carbon After Biochemical Treatment in Laboratory-Scale Thermophilic Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*. Water, Air, Soil Pollut. Vol 231, pp 401-412
- Chernicharo C.A.L., 2007. *Anaerobic Reactors*. In Biological Wastewater Treatment Series. London: IWA Publishing. Vol 4, pp 1- 4, 82-85
- Chernicharo C.A.L., van Lier J.B., Noyola A., Bressani Ribeiro T., 2015. *Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges*. Rev Environ Sci Biotechnol, Vol 14, pp 649-679
- Dessì P., Asunis F., Ravishankar H., Cocco F.G., De Gioannis G., Muntoni A., Lens P.N.L., 2020. *Fermentative hydrogen production from cheese whey with in-line, concentration gradient-driven butyric acid extraction*. Int. J. Hydrogen Energy., Vol 45, pp 24453–24466
- Domínguez-Maldonado J.A., Alzate-Gaviria L., Milquez-Sanabria H.A., Tapia-Tussell R., Leal-Bautista R.M., España-Gamboa E.I., 2020. *Chemical Pretreatments to Enrich the Acidogenic Phase in a System Coupled Packed Bed Reactor with a UASB Reactor Using Peels and Rotten Onion Waste*. Waste Biomass Valor., Vol 11, pp 4181–4194
- FCC AQUALIA, 2017. Apresentação da empresa no âmbito da visita realizada à ETAR de Chiclana no dia 13.12.2017
- FCC AQUALIA, 2016. European Patent Specification. EP3009408B1. *Pulse wastewater injection and mixing device and wastewater injection method for anaerobic reactors*.

- Freitas Melo D. de, Neves P.N., Bressani-Ribeiro T., Chernicharo C.A.L., Passos F., 2020. *The effect of seasonality in biogas production in full-scale UASB reactors treating sewage in long-term assessment*. Int. J. Sustain. Energy, DOI: 10.1080/14786451.2020.1797741
- Gao M., Zhang L., Liu Y., 2020. *High-loading food waste and blackwater anaerobic co-digestion: Maximizing bioenergy recovery*. Chem. Eng. J., Vol 394, pp 124911
- Hao T., Xiang P., 2020. *Exploration of sulfate reducing sludge granulation with real domestic sulfate-laden wastewater*. Sci. Total Environ., Vol 743, pp 140734
- Jiraprasertwong A., Seneesrisakul K., Pornmai K., Chavadej S., 2020. *High methanogenic activity of a three-stage UASB in relation to the granular sludge formation*. Sci. Total Environ., Vol 724, pp 138145-138157
- Khemkhao M., Domrongpakkaphan V., Techkarnjanaruk S., Phalakornkule C., 2020. *Anaerobic Treatment of Diluted Decanted Palm Oil Mill Effluent in a High-Rate Thermophilic Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor: Microbial Selection and Enhanced Population of Hydrogenotrophic Methanogen*. Waste and Biomass Valorization, Vol 11, pp 5523-5537
- Lettinga G.A., van Velsen A.F.M., Hobma S.W., de Zeeuw W.J., Klapwijk A. 1980. *Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) Reactor Concept for Biological Wastewater Treatment*. Biotechnology and Bioengineering, Vol 22, pp 699-734
- Liu J., Wang C., Wu K., Tang Z., Peng S., Huang J., Li F., Zhao X., Yin F., Yang B., Liu J., Yang H., Zhang W., 2020. *Comparison of long-term energy efficiency and microbial community dynamics of different reactors in response to increased loadings of water hyacinth juice*. Sci. Total Environ., Vol 744, pp 140812
- Lu H., Wu D., Tang W.T. D., Chen H. G., van Loosdrecht M.C. M., Ekama G., 2011. *Pilot scale evaluation of SANI[®] process for sludge minimization and greenhouse gas reduction in salina sewage treatment*. Water Science & Technology, pp 2149.
- Maaz M., Yasin M., Aslam M., Kumar G., Atabani A.E., Idrees M., Anjum F., Jamil F., Ahmad R., Khan A.L., Lesage G., Heran M., Kim J. 2019. *Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: Novel configurations, fouling control and energy considerations*. Bioresource Technology, Vol 283, pp 358-372
- Madaleno L.L., de Barros V.G., Kesserling M.A., Teixeira J.R., Duda R.M., de Oliveira R.A., 2020. *The recycling of biodigested vinasse in an upflow anaerobic sludge blanket reactor is a feasible approach for the conservation of freshwater in the biofuel ethanol industry*. J. Clean. Prod., Vol 262, pp. 121196
- Passos F., Bressani-Ribeiro T., Rezende S., Chernicharo C.A.L., 2020. *Potential Applications of Biogas Produced in Small-Scale UASB-Based Sewage Treatment Plants in Brazil*. Energies, Vol 13, pp 3356
- Shahid M.K, Kashif A., Rout P.R., Aslam M., Fuwad A., Choi Y., Banu J R., Park J.H., Jumar G. 2020. *A brief review of anaerobic membrane bioreactors emphasizing recent advancements, fouling issues and future perspectives*. J. Environment. Manag., Vol 270, pp 110909
- Sittijunda S., Reungsang A., 2020. *Valorization of crude glycerol into hydrogen, 1,3-propanediol, and ethanol in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor under thermophilic conditions*. Renewable Energy, Vol 161, pp 361-372
- Sperling, 2014. *Comparasion of small treatment systems: UASB-ponds, UASB-horizontal wetlands and vertical wetlands*. Presentation in ecoSTP2014. Verona. 23-27 june 2014
- Soares S., 2014. *Estudo sobre o tratamento Anaeróbio de águas Residuais urbanas em reator de leito de lamas de fluxo ascendente em escala piloto*. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Dissertação em Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente.
- Stazi V. Tomei M.C. 2018. *Enhancing anaerobic treatment of domestic wastewater: State of the art, innovative technologies and future perspectives*. Sci. Total Environ., Vol 635, pp 78-91
- Vendruscolo E.C.G., Mesa D., Rissi D.V., Meyer B.H., de Oliveira Pedrosa F., de Souza E.M., Cruz L.M., 2020.

Microbial communities network analysis of anaerobic reactors fed with bovine and swine slurry. Sci. Total Environ., Vol 742, pp 140314

- Vinardell S., Astals S., Peces M., Cardete M.A, Fernández I., Mata-Alvarez J., Dosta J. 2020. *Advances in anaerobic membrane bioreactor technology for municipal wastewater treatment: A 2020 updated review*. Renewable and Sustainable Energy reviews, Vol 130, pp 109936
- Wang J., Lu H., Chen G.H., Lau G.N., Tsang W.L., van Loosdrecht van M.C.M., 2011. *A novel sulfate reduction, autotrophic denitrification, nitrification integrated (SANI) process for saline wastewater treatment*. Water Research. Vol 43, pp 2364.
- Zhang Y., Zhang L., Guo B., Zhou Y., Gao M., Sharaf A., Liu Y., 2020a. *Granular activated carbon stimulated microbial physiological changes for enhanced anaerobic digestion of municipal sewage*. Chem. Eng. J., Vol 400, pp 125838
- Zhang Y., Guo B., Zhang L., Liu Y., 2020b. *Key syntrophic partnerships identified in a granular activated carbon amended UASB treating municipal sewage under low temperature conditions*. Bioresour. Technol., Vol 312, pp 123556

3. REATORES DESCONTÍNUOS SEQUENCIAIS (SBR)

OS REATORES DESCONTÍNUOS SEQUENCIAIS E O SEU POTENCIAL NA ELIMINAÇÃO DE FÓSFORO

Os SBR são conhecidos há aproximadamente 100 anos, desde que Arden e Lockett publicaram em 1914 trabalhos realizados em reatores à escala piloto, naquele tempo chamados reatores de enchimento e esvaziamento. Estudos posteriores não tiveram êxito até que em 1971, Irvine e David retomaram o desenvolvimento destes reatores e em 1983 Thomas Wardle publicou as suas experiências e assim permitiu que estudos similares se retomassem amplamente em vários países (Dautan R. et al, 1988).

O reator descontínuo sequencial (Sequencing Batch Reactor, SBR) é um sistema de lamas ativadas no qual a degradação dos contaminantes e a decantação ocorrem em um único reator, em etapas separadas temporariamente. Em contraste com o sistema contínuo, a água é introduzida no reator em um tempo pré-estabelecido, e a degradação da matéria orgânica e sedimentação são realizadas no mesmo tanque. As etapas do processo são sequenciais e repetem-se periodicamente, além de que se utiliza aeração (processo aeróbio) ou não (processo anaeróbio), para conseguir a degradação da matéria orgânica e a eliminação de nitrogénio e de fósforo.

O reator SBR é operado em um ou mais ciclos que consistem em cinco fases a seguir descritas:

- **Enchimento:** Primeira fase do ciclo durante a qual a água residual a tratar é introduzida no reator sequencial. Durante esta fase, o líquido de mistura no interior do reator pode ser mantido em repouso ou, pelo contrário, agitado e/ou arejado. No primeiro caso, chama-se enchimento estático e caracteriza-se pelo objetivo de não promover reações biológicas. No segundo caso, a fase de enchimento sobrepõe-se à fase de reação, durante a qual ocorrem processos químicos e biológicos que permitem a depuração das águas residuais. As condições ambientais do enchimento podem ser ajustadas à estratégia de depuração adotada. Com efeito, é possível alternar o enchimento com agitação e arejamento para favorecer as reações de eliminação de nutrientes (principalmente azoto e fósforo).
- **Reação:** Nesta fase ocorre a degradação da matéria orgânica e nutrientes presentes na água residual. A fase de reação pode começar com uma fase de não-arejamento em que se instauram condições de anoxia-anaerobiose que favorece a degradação biológica do fósforo e as reações de desnitrificação. Durante este período, os sistemas de arejamento são ativados durante alguns segundos para homogeneizar o conteúdo do reator, embora possam ser utilizados agitadores para o mesmo fim. Posteriormente, inicia-se uma fase de arejamento para a oxidação da matéria carbonosa e nitrogenada que é interrompida por períodos de ausência em oxigénio nos quais se produz a redução dos nitratos e nitritos gerados (desnitrificação).
- **Sedimentação:** Nesta fase interrompe-se o arejamento e a mistura do reator para proporcionar condições favoráveis para a sedimentação da lama ativada
- **Esvaziamento:** A água residual clarificada, uma vez separada do manto de lamas no final da fase de decantação, é retirada do reator.
- **Fase inativa:** Esta fase é opcional.

A duração de cada uma das etapas e do ciclo completo de tratamento é programada em função dos objetivos de depuração a atingir. Além disso, os ciclos de funcionamento podem ser modificados em função das características do influente e das exigências de qualidade impostas ao efluente. Para promover a eliminação de nutrientes, é suficiente estabelecer fases com condições ambientais adequadas para promover mecanismos de assimilação ou eliminação de nutrientes (azoto ou fósforo) por parte dos microrganismos (Tchobanoglous, G. & Crites, R., 2003; Casellas M. et al, 2006).

A remoção de lamas pode ocorrer no final da fase de reação ou nas fases de decantação, esvaziamento ou inatividade. Recomenda-se que a purga de lamas seja feita de forma contínua para manter o rendimento do sistema e favorecer a decantação das lamas.

Os ciclos de funcionamento de um SBR são apresentados na figura a seguir.

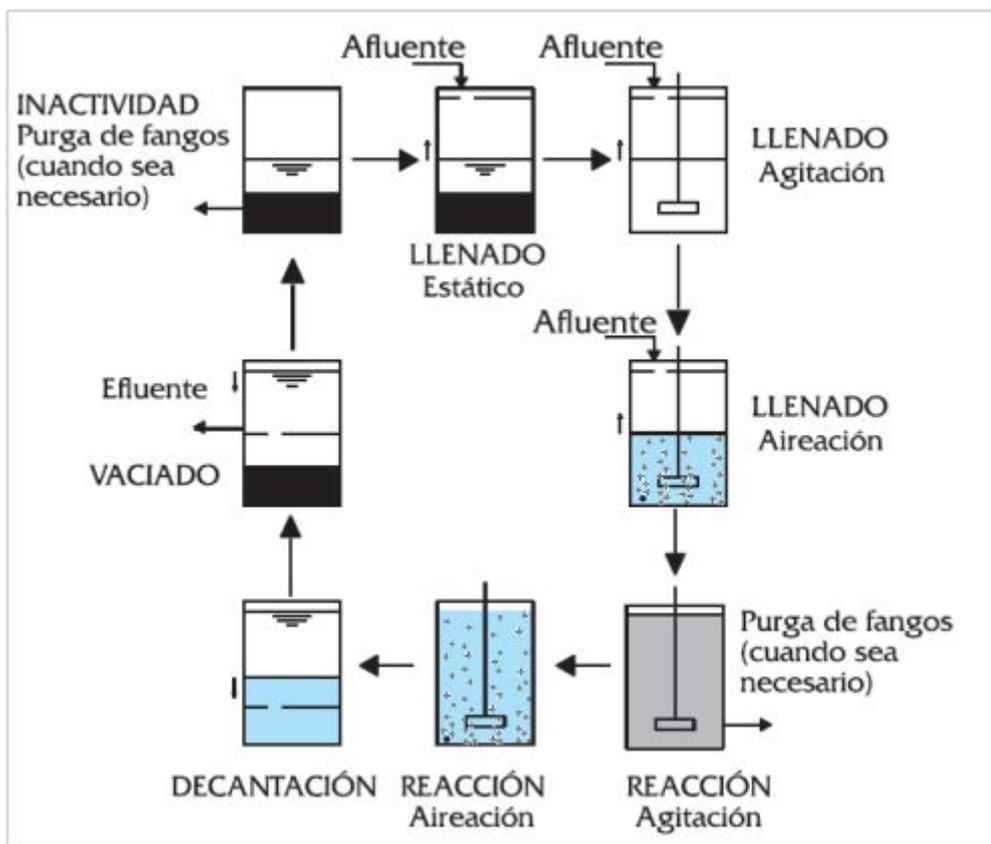


FIGURA 1. ESQUEMA DO CICLO DE FUNCIONAMENTO DE UM REACTOR SEQUENCIAL DESCONTÍNUO

O sistema SBR tem sido utilizado com sucesso para o tratamento de águas residuais provenientes da indústria química, para o tratamento de estrume de porco, águas residuais salinas e solos contaminados entre outros efluentes (Casellas et al., 2006; Mohan et al., 2005, 2007; Zhang et al., 2006; Uygur, 2006). Além de permitir o manejo de um amplo espectro de compostos orgânicos, e com a incorporação de etapas anaeróbias/anóxicas, pode-se conseguir a eliminação conjunta de matéria orgânica (MO), nitrogénio (N) e fósforo (P) (Pavšelj, 2001). A seguinte tabela apresenta um resumo de alguns estudos representativos, que usaram SBR com diferentes configurações e com diferentes tipos de efluentes.

TABELA 1. ESTUDOS REPRESENTATIVOS COM SBRS.

Tipo de Reactor/processo	Tipo de AR ou efluente	Eficiência	Referência
Convencional aeróbio - anóxico	AR sintética	Eliminação de 97% em CBO	Dautan et al., 1988
Convencional anóxico-aeróbio	AR sintética	Eliminação de 96% em CBO 40% em NT, 40% em PT	Pérez M.L., et al., 2002
Convencional anaeróbio-anóxico-aeróbio	AR sintética	Eliminação 70% em PT e de 90% em NT	Akin, B.S. & Ugurlu A., 2005
Convencional Anaeróbio-aeróbio-anóxico	AR doméstica	Eliminação de 92 % em CBO, 52% NKT e 67% PT	Cárdenas et al., 2006

Convencional Aeróbio	AR sintética	Eliminação de 90% em PT	Wang D. <i>et al</i> , 2008
Biopelícula Anaeróbio-aeróbio	AR sintética	Eliminação 97% em PT e de 73% em NT	Wu, Ch. & Jin, Y., 2011
Biopelícula Aeróbio-anaeróbio	AR sintética	Eliminação de 90% em N-NH ₃ , 87% em PT e 95% em CQO	Feng, Ch. <i>et al</i> , 2011
Biopelícula Anaeróbio-aeróbio	AR sintética	Eliminação de 90% em PT e 57% em NT	Li J. <i>et al</i> , 2003
Biopelícula Aeróbio	AR indústria lacti-cínios	92% em CBO, 94% em CQO e 73% em NT	Sirianuntapiboon, S. <i>et al.</i> , 2005
Biopelícula Anaeróbio-anóxico-aeróbio	AR sintética	Eliminação de 77% em NT e de 33% em PT	Kim D. <i>et al</i> , 2008
Biopelícula Aeróbio-anaeróbio	AR sintética	Eliminação 98% em CQO, 60% em NT e 80 em PT	Rahimi Y. <i>et al.</i> , 2011
Convencional Aeróbio-anaeróbio	Lixiviado maduro	Eliminação de 90% em NT	Miao L. <i>et al.</i> , 2014
Convencional Aeróbio	Lixiviado médio	Eliminação de 84% em CQO, 44% em N-NH ₄ ⁺	Wei Y. <i>et al</i> , 2012
Convencional Anaeróbio-aeróbio	Lixiviado jovem	Eliminação de 62% em CQO, 31% em N-NH ₄ e 19% em P-PO ₄	Uygun, A & Kargi, F., 2004
Convencional Aeróbio	Lixiviado jovem	Eliminação de 95% em NT	Morling, S., 2010
Convencional Aeróbio-anaeróbio	Lixiviado maduro	Eliminação de 98% em CQO, 80% em NKT	Neczaj, E. <i>et al.</i> , 2008
Convencional Aeróbio-anaeróbio	Lixiviado maduro	Eliminação de 96% em N-NH ₄ ⁺ e 84% em CQO.	Laitinen N. <i>et al.</i> , 2006
Convencional	Indústria têxtil	Eliminação de 64% em CBO, 50% em NKT	Sirianuntapiboon, S. & Sansak, J., 2008
Convencional Aeróbio	Sintética Indústria petroquímica	Eliminação de 70% em CQO, 83% em Hg e 97% em Cd	Malakahmad, A. <i>et al.</i> , 2011
Convencional Aeróbio	Semicondutores eléctricos	Eliminação de 95% em CQO	Lin, S. & Jiang, Ch., 2003
Convencional	Aquacultura	80% em CQO, 60% NT, 85% PT	Van Den Hende S. <i>et al.</i> , 2014
	Aduos	12% CQO, 20% NT, 55% PT	
	Indústria Alimentar	70% CQO, 45% NT, 45% PT	
	Indústria química	48% CQO, 45% NT, 20% PT	
Convencional Aeróbio	Indústria de Carvão	Eliminação de 90% em N-NH ₄ ⁺ , 69% em CQO	Marañon E. <i>et al.</i> , 2008

A utilização destes reactores é especialmente indicada para o tratamento de águas residuais geradas de forma descontínua, ou irregular (Barjenbruch, 2012), o que justifica a sua aplicação, cada vez maior, no âmbito das pequenas aglomerações urbanas.

O SBR pode funcionar com alimentação contínua ou intermitente e em paralelo com uma ou mais unidades. Em pequenas populações, o trabalho é geralmente feito com alimentação intermitente, pelo que é necessário dispor de mais de uma linha de tratamento, ou de um depósito prévio de armazenamento. Desta forma alimentam-se os reatores de forma mais controlada e melhora-se o sistema hidráulico de alimentação, separando melhor as diferentes etapas do processo.

PRINCÍPIOS PARA A ELIMINAÇÃO BIOLÓGICA DO FÓSFORO EM SBRS

Tal como acima referido, se as lamas biológicas forem submetidas a condições anaeróbias e aeróbias alternadas, é possível desenvolver uma população de microrganismos acumuladores de fósforo, capazes de eliminar fosfatos do afluente da ETAR.

As condições alternadas registadas num reator sequencial são propícias a estes processos biológicos de eliminação do fósforo, como se comprovou em estudos anteriores (Bernades e Klapwijk, 1996; Danesh e Oleskiewicz, 1996). O enchimento não arejado inicialmente pode obter as condições anaeróbias necessárias para a liberação de fosfatos, simultaneamente ao consumo de Ácidos Gordos Voláteis (AGV), que são acumulados como poli-βhidroxibutirato (PHB).

A fase aeróbia de reacção conduz à acumulação acrescida de fosfatos sob a forma de poli-P, enquanto os polihidroxialcanoatos (PHA) são consumidos para obter energia e produzir biomassa.

Para que estes processos sejam possíveis, devem ser satisfeitas as seguintes condições nas fases não arejadas:

- Presença de AGV em concentrações suficientes para permitir que os organismos acumuladores de fósforo (PAO) acumulem PHA, libertando simultaneamente fosfatos (Ostgaard et al, 1997).
- Baixa concentração de nitratos. De acordo com o modelo matricial de lamas ativadas número 2, ASM2 (“Activated sludge models”) (Henze et al. 1995a), os nitratos não inibem por si só o processo de acumulação de PHA. No entanto, devido à presença de nitratos no meio ambiente, os heterotróficos responsáveis pela desnitrificação concorrem com os PAO em relação aos AGV. A acumulação de PHA é assim limitada. Além disso, e também de acordo com o ASM2, os nitratos podem inibir os processos de fermentação, reduzindo ou acumulando a produção de AGV. Além disso, Manning e Irvine (1985) observaram que a eliminação prévia de nitratos era uma condição necessária para a liberação de fósforo nas fases não arejadas.
- Ausência de oxigénio durante o estágio anaeróbio. O oxigénio inibe todos os processos de fermentação (Henze et al., 1995b), limitando a geração de AGV. Além disso, as fases arejadas devem ter uma concentração de oxigénio dissolvido relativamente elevada.

Num sistema SBR, é possível obter a nitrificação, desnitrificação e eliminação simultânea do fósforo, incorporando uma fase anóxica para desnitrificação. Estudos em escala real de SBR sob esta configuração demonstraram um aumento da relação de fosfato anóxico absorvido a fosfato aeróbico consumido de 11 % a 64 % (Lee et al., 2001). O azoto pode ser eliminado como gás azoto (N₂) pela ação conjunta de autotróficos na nitrificação sob condições aeróbias e de heterotróficos na desnitrificação sob condições anaeróbias, enquanto o fósforo só pode ser eliminado por absorção na biomassa que pode ser descarregada do sistema como um excesso de lama (Yang et al., 2010). Tal como acima referido, o fósforo é libertado em condições anaeróbias e existe uma assimilação adicional do fósforo em condições aeróbias. É por isso que nos últimos estudos se combinaram diferentes sequências e tempos de duração das fases anaeróbias, aeróbias e anóxicas, precisamente para conseguir as maiores eficiências de eliminação simultânea de C, N e P presentes nas águas residuais (Al-Rekabi et al., 2007).

A desnitrificação pode também ser realizada pelos DPAOs – Organismos Acumuladores de Fósforo Desnitrificantes nos sistemas EBPR (Remoção Biológica de Fósforo) anaeróbico-anóxicos, permitindo a redução simultânea de nitrato/nitrito e a absorção de fósforo utilizando a mesma CQO. Além disso, observou-se que os PAO -- Organismos Acumuladores de Fósforo, realizam exatamente os mesmos processos que os DPAO, exceto que utilizam nitrato ou nitrito como receptor de electrões em vez de oxigénio (Zeng et al., 2004).

Pelo contrário, nos sistemas convencionais a eliminação biológica de N e de P requer CQO, que é frequentemente o substrato limitante dependendo do tipo de água residual em tratamento. A desnitrificação con-

corre com a EBPR, uma vez que as bactérias desnitrificantes consomem uma porção do substrato antes que este possa ser utilizado pelos organismos biológicos acumuladores de fósforo. Por outras palavras, a transferência de nitrato na fase anaeróbia inibe a libertação de fosfato (Akin et al., 2005). Com o objectivo de contribuir para a solução deste problema, foram introduzidas alterações nos sistemas SBR, tais como o enchimento do reator com meios de suporte ou meios granulares aeróbios em vez de lamas activadas (Wang et al., 2009), que são descritos com mais detalhe no parágrafo seguinte.

Por outro lado, a remoção de N e P pode ser monitorizada utilizando os valores de pH e do potencial de óxido-redução (ORP) como parâmetros de controle (Akin et al., 2005) a eliminação simultânea de azoto, carbono e fósforo num SBR torna-se possível pela alternância das fases aeróbias e anaeróbias, o que exige que a ordem e a duração das diferentes etapas de reação sejam cuidadosamente otimizadas (Casellas et al., 2006).

Além disso, a monitorização do pH, ORP e a taxa de consumo de oxigénio tornaram possível distinguir claramente alguns pontos com características diferentes, tais como os tempos de terminação da nitrificação, a oxidação do carbono, e a desnitrificação endógena e exógena. A identificação e o controlo destes três parâmetros conduzem a um aumento da eficiência de remoção de carbono e nutrientes e a uma boa adaptação da variação de carga.

Um reator sequencial concebido para a eliminação simultânea de azoto e fósforo pode ter dificuldades em obter qualquer uma das condições referidas, produzindo-se interferências entre ambos os processos.

INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS ORIENTADAS PARA A ELIMINAÇÃO DO FÓSFORO

A fim de evitar as limitações acima referidas, está actualmente a ser promovida a incorporação de tecnologias inovadoras, caracterizadas pela manutenção de uma elevada concentração de biomassa e pela necessidade de reactores de menores volumes, por forma a minimizar a proliferação de bactérias filamentosas, cabe destacar as seguintes.

PROCESSOS DE BIOREATOR DE MEMBRANA (MBR)

O processo MBR pode ser definido como uma variante do processo convencional de lamas activadas em que a biomassa se encontra em suspensão e em que os decantadores são substituídos por tanques de membranas, em que a separação sólido-líquida é realizada por filtração. A eliminação dos decantadores evita os problemas associados à decantação dos flóculos, permitindo operar com maiores concentrações de sólidos suspensos (10–15 g/l). Isto faz com que o tempo de retenção hidráulico (TRH) de operação ou o volume necessário seja consideravelmente menor. Dentro da tecnologia MBR com membranas submersas, as membranas mais competitivas atualmente são as membranas de fibra oca e as membranas planas.

No que se refere à eliminação do azoto e do fósforo, estão a ser desenvolvidos processos de lamas activadas adaptados ao processo MBR (Varela et al., 2008; Phagoo et al., 2007). Como se pode ver na figura 2, a configuração das zonas anaeróbias, anóxica e aeróbias é semelhante à dos sistemas de lamas activadas, mas o tipo e a dimensão das recirculações são diferentes. Aplicam-se tempos de residência de sólidos (TRS) próximos a 15 dias, para eliminar nitrogénio e fósforo, e o TRH pode ser menor do que 10h. Para a optimização do dimensionamento recomenda-se a utilização de simulações por computador (Camino, 2010).

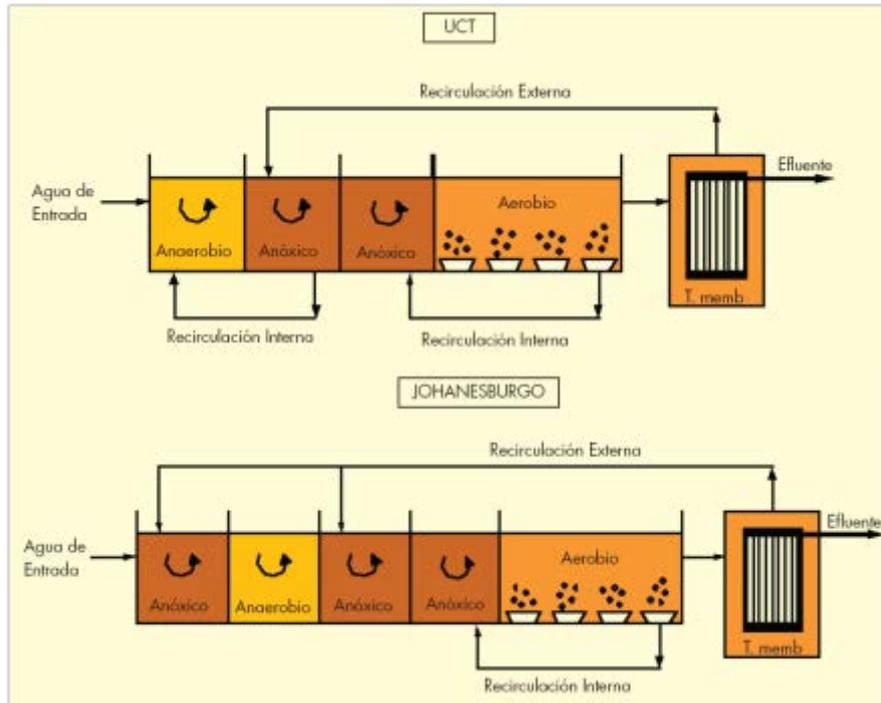


FIGURA 2. PROCESSOS ORIENTADOS PARA A ELIMINAÇÃO DE AZOTO E FÓSFORO

PROCESSOS AVANÇADOS DE BIOFILME SOBRE SUPORTE MÓVEL

O princípio fundamental destes processos baseia-se no crescimento de biofilme aderente a suportes plásticos, que se movem num tanque similar ao de lamas activadas mediante a agitação gerada por sistemas de arejamento por bolhas grossas (reatores aeróbios) ou por sistemas mecânicos (reatores anóxicos). Os suportes plásticos usados têm uma densidade próxima de 1 g/cm^3 , uma superfície específica entre 500 e $1.000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ pode ocupar até 50% do volume do reator. O crescimento do biofilme autocontrola-se mediante a erosão produzida pelo movimento dos suportes no tanque. Isto traduz-se numa autolavagem dos suportes com um desprendimento de biomassa permanente desde o biofilme. O fluxo de sólidos de saída do reator é conduzido a um decantador secundário para separação. A primeira implantação desta tecnologia em Espanha foi realizada na ETAR de Tafalla-Olite em 2001. Comparado com outra tecnologia avançada de biofilme como os biofiltros granulares, a tecnologia de biofilme sobre suporte móvel caracteriza-se pela sua simplicidade de desenho e operação. Pelo contrário, apresenta inconvenientes como o, não ser tão compacta e o sobrecusto devido aos suportes de plásticos.

Actualmente, os suportes móveis estão a encontrar uma aplicação relevante na remodelação e ampliação de instalações de lamas activadas existentes, o que é designado por processo híbrido IFAS, (Figura 3), através da utilização de um suporte plástico na zona aeróbia e mantendo a recirculação das lamas e, por conseguinte, uma concentração de SSLM de $3\text{--}4 \text{ g/L}$.

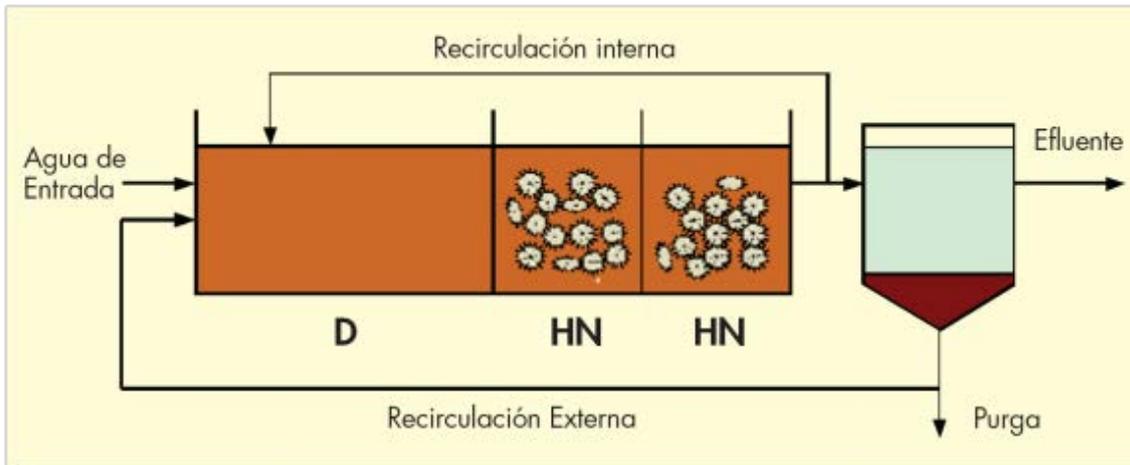


FIGURA 3. PROCESSO HÍBRIDO IFAS ORIENTADO PARA A ELIMINAÇÃO DE AZOTO E FÓSFORO

A taxa de nitrificação aumenta consideravelmente e o volume aeróbio pode ser reduzido, de modo que, o volume restante disponível na instalação possa ser utilizado para desnitrificar e mesmo eliminar fósforo com biomassa em suspensão. Não se adiciona suporte na zona anóxica, uma vez que a desnitrificação se dirige principalmente às heterotróficas em suspensão e muito pouco à biopelícula. A taxa de nitrificação no biofilme da zona aeróbia é maior que no processo sem recirculação, uma vez que o crescimento de heterotróficas ocorre preferencialmente em suspensão, reduzindo assim a inibição da nitrificação em biofilme comentada anteriormente (Albizuri, 2012).

Ao mesmo tempo, as nitrificantes libertadas da biopelícula podem crescer e acumular-se nos sólidos suspensos do sistema. Assim, a taxa de nitrificação em suspensão pode situar-se em 10-30% da taxa total. Como resultado, o TRS aeróbio em um processo IFAS pode variar de 2 a 4 horas dependendo da superfície específica de suporte. Isto permite que a remoção de azoto e fósforo possa ser realizada com TRH total de 6-10 horas (Zalakain et al., 2008; Albizuri 2012).

CONSIDERAÇÕES SOBRE A SOLUÇÃO ADOPTADA EM FUENTEHERIDOS

O município de Fuenteheridos (Huelva), situado no Parque Natural de Sierra de Aracena e Picos de Aroche, conta com uma estação de tratamento de águas residuais construída na década dos anos noventa do século passado.

Por conseguinte, apesar da manutenção e conservação adequadas por parte da empresa pública GIAHSA durante este período, as instalações são manifestamente obsoletas.

Além disso, o processo consiste unicamente num tratamento primário por decantação-digestão, pelo que é impossível cumprir os requisitos impostos à descarga pela Confederação Hidrográfica do Guadiana.

Estes dois condicionalismos tornaram necessária uma intervenção de profundidade, para a ampliação do grau de tratamento e modernização das instalações.

No âmbito das actividades abrangidas pelo projecto IDIAQUA, encontrava-se um plano de projectos demonstrativos inovadores, que sirva de exemplo para explorar as sinergias entre todos os intervenientes relevantes no domínio da I&D&I no domínio da depuração de águas de pequenas populações.

Fuenteheridos foi a localização escolhida para a instalação de um sistema inovador de depuração baseado num processo biológico sequencial SBR (Sequencing Batch Reactor), com a particularidade de contar com um leito móvel no reator ou processo MBBR (Moving Bed Biological Reactor).

CONSIDERAÇÕES SOBRE A LINHA DE PROCESSO DA ETAR

Como já foi referido, o projecto IDIAQUA exige que as soluções propostas para a depuração tenham um acentuado carácter inovador e demonstrativo.

Em fases anteriores, os membros do Consórcio chegaram à conclusão de propor uma dupla inovação na linha de processo, tanto para a linha de água como para a linha de lamas.

Quanto à linha de água, será desenvolvido um processo biológico sequencial SBR (Sequencing Batch Reactor), com a particularidade de ter um leito móvel no reator ou processo MBBR (Moving Bed Biological Reactor).

Embora ambas as tecnologias separadas estejam implantadas há anos em Espanha e Portugal, tanto em águas industriais como domésticas, a hibridação de ambas tecnologias é uma solução totalmente inovadora.

A diferença entre um processo SBR e uma instalação clássica de lamas activadas reside na forma como o reator é alimentado e descarregado.

Numa instalação clássica, a água alimenta o reator de forma contínua, atravessando as diversas câmaras (anóxica e arejadas). Após a passagem no reator, o licor misto é submetido a um processo de clarificação num compartimento separado (decantador secundário). É necessário recircular continuamente as lamas para o reator, para manter o equilíbrio do sistema.

As chaves para o funcionamento de um reator com configuração SBBR são as seguintes:

- A alimentação não é contínua, mas por “lotes” (batch, em inglês). Uma vez introduzida no reator uma determinada quantidade de descarga, pode ser submetida a diferentes períodos de arejamento / agitação de duração configurável pelo operador.
- Não é necessário um reservatório exterior de decantação, uma vez que, quando se interrompe a alimentação, se deixa decantar a lama no próprio reator. Ou seja, o mesmo reservatório efetua sequencialmente as funções de reator biológico e clarificador, obtendo-se assim a poupança de espaço acima indicada. Também não é necessária a bombagem de recirculação de lamas, uma vez que não existem fugas do reator.
- Para conseguir esta alternância na alimentação é necessário contar com uma das seguintes opções:
- Dispor de um tanque prévio de acumulação.
- Contar com vários tanques de SBR dispostos em paralelo, sincronizando a alternância entre fases, solução escolhida no nosso caso.

Existem algumas patentes que permitem a alimentação contínua ao longo de todo o ciclo, embora a configuração habitual seja a de alimentação intermitente.

As fases operacionais de cada ciclo completo do reator são as seguintes:

- Fase 1 (Enchimento): No final do ciclo anterior, o reator fica parcialmente vazio, com lama acumulada na zona do fundo. Começa neste momento a encher-se, enquanto os sistemas de agitação vão provocando uma homogeneização adequada entre a biomassa presente e a matéria orgânica (substrato) influente.
- Fase 2 (Arejamento / Agitação): Alternam-se, as fases de arejamento e anoxia. Nesta última, aproveitando a matéria orgânica influente produz-se o processo de desnitrificação. Esta fase pode ser sobreposta com o enchimento.
- Fase 3 (Decantação): Interrompe-se a alimentação, bem como o arejamento e a agitação. Deixa-se repousar o licor misto, de modo que aumenta a concentração de matéria em suspensão no fundo, ficando a água tratada na zona superior.
- Fase 4 (Esvaziamento e purga): o efluente tratado é removido da zona superior por meio de uma plataforma flutuante.

É necessário purgar periodicamente parte das lamas do sistema. Esta purga é efectuada no final da fase de decantação, podendo sobrepor-se com o esvaziamento.

Para a linha de tratamento de lamas, está previsto um espessador de lamas por gravidade, após a sua

aplicação numa zona húmida artificial, na sua configuração de escoamento subsuperficial vertical (HAFs-SV). Esta técnica, mais desenvolvida para o tratamento directo das águas residuais, pode ser igualmente aplicável (embora tenha sido aplicado com muito pouca frequência, daí o carácter inovador do projecto) ao tratamento de lamas obtidas noutros processos.

DESCRIÇÃO DA SOLUÇÃO PROPOSTA

LINHA DE ÁGUA

Tendo em conta as premissas referidas, a linha de tratamento proposta para a ETAR de Fuenteferidos foi a seguinte:

- Descarregador de entrada: O primeiro elemento da linha de água será o descarregador de entrada, situado antes do pré-tratamento. A rede de saneamento do município de Fuenteferidos apresenta, sobretudo no inverno, uma grande quantidade de infiltrações de água freática que não podem ser absorvidas pelo processo.
- Desbaste e tamisador: Instalação de um duplo canal de desbaste, contando com uma linha principal equipada com grades e peneiras de limpeza automática. Deve ser provido de uma linha paralela com grades de limpeza manual, para utilização em situações de emergência. Os resíduos de grades e peneiras serão descarregados em parafusos transportadores-compactadores, para serem conduzidos até os respectivos contentores, com um baixo teor de humidade.
- Desarenado y desengrasado: Se projecta un recinto de desarenado desengrasado aireado. Dadas las escasas dimensiones del depósito resultante, no es posible adoptar una configuración clásica de canal con bomba de arenas viajante y puente de vaivén, solución habitual en plantas de mayor tamaño.
- Desarenador e Desengordurador: Instalação de uma câmara de desarenação, desengorduramento arejado. Dadas as reduzidas dimensões do reservatório, não é possível adotar uma configuração clássica de canal com caixa de areia tipo ponte rolante com bomba, solução habitual em instalações de maior tamanho. Foi concebido um recinto quadrangular, com fundo em forma de tronco de pirâmide invertida e bomba de areia fixa no fundo.
- Bombagem do processo SBBR: Está equipado com três bombas centrífugas submersíveis (configuração 2+1R), projetadas cada uma para impulsionar os caudais necessários aos tanques do processo. Cada colector de impulso, fabricado em aço inoxidável AISI 316, deve estar equipado com as respectivas válvulas de retenção e de corte. Os três ramais individuais são posteriormente unidos em um coletor comum, que alimenta o reator biológico, bifurcando-se na parte final para poder alimentar indistintamente qualquer uma das duas células de processo.
- Reatores biológicos: A configuração escolhida para o processo SBBR é de duas células paralelepípedicas anexadas, de modo que a alimentação pode alternar facilmente entre uma e outra. Isto se consegue graças a duas válvulas pneumáticas, colocadas nas descargas do coletor de alimentação.

A figura seguinte apresenta um esquema da linha de tratamento proposta:

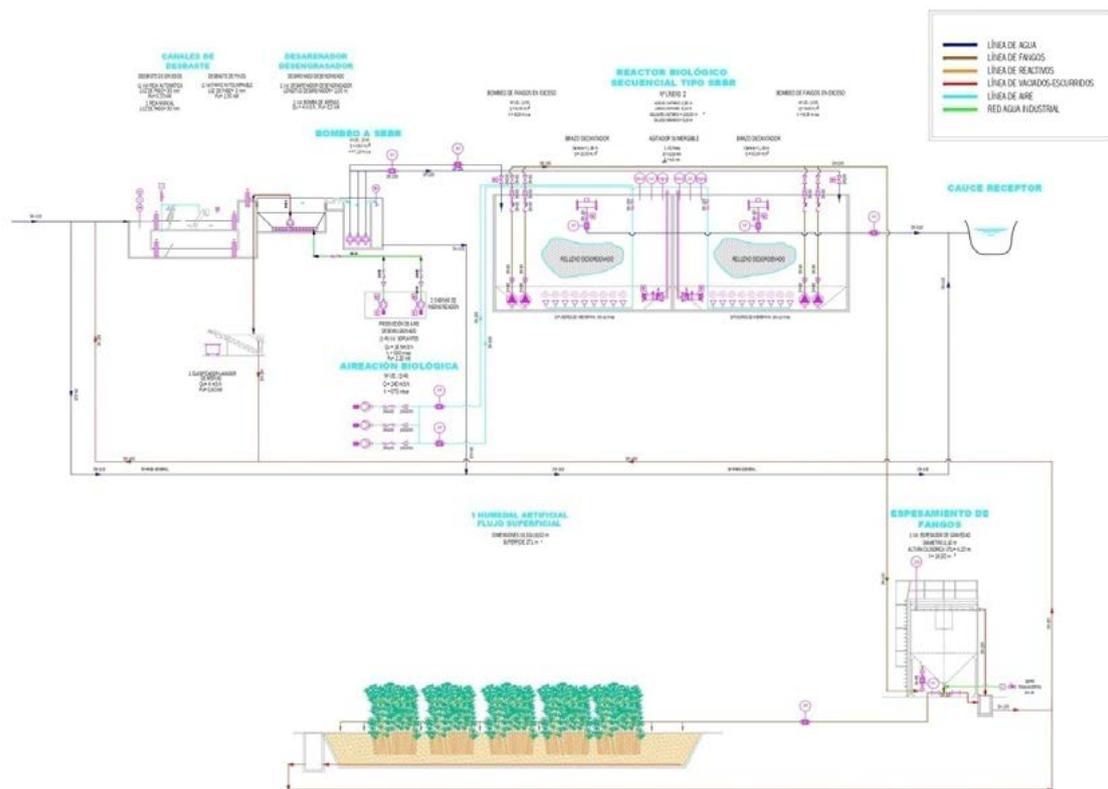


Figura. Diagrama de processo das obras projectadas para a ampliação da ETAR de Fuenteheridos (Huelva)

LINHA DE LAMAS

A linha de lamas projectada é definida pelos seguintes elementos:

- **Purga de lamas:** A remoção das lamas excedentárias geradas no processo deve ser efectuada na parte final de cada ciclo, após a fase de decantação. A purga é efectuada por meio de bombas centrífugas submersíveis instaladas no fundo de cada célula. Deve ser instalado um total de 4 unidades, com uma configuração (1+R) em cada uma das bacias. A bombagem deve estar equipada com as respectivas válvulas de fecho de isolamento e de válvula de retenção. Os coletores de impulso individuais e as peças de caldeiras, prevê-se que sejam de aço inoxidável AISI 316.
- **Espessamento por gravidade:** Conta-se com uma linha única de espessamento por gravidade. Além da sua principal missão de espessamento, este depósito serve também como depósito tampão da desidratação. A purga deve ser efectuada de forma contínua ao longo do dia, ao passo que a zona húmida deve ser alimentada de forma intermitente, com um período de repouso prolongado entre os ciclos de enchimento
- **Desidratação das lamas:** Para a secagem das lamas, está prevista a instalação de uma zona húmida artificial de escoamento subsuperficial vertical. Trata-se de uma instalação quadrada, que se alimentará intermitentemente por descargas do espessante, mediante a abertura de uma válvula motorizada de descarga. As bacias são escavadas em terra e impermeabilizadas com folha de PEAD de 2,5 mm de espessura protegida com geotêxtil anti-punção.

JUSTIFICAÇÃO DA SOLUÇÃO PROPOSTA

O reator descontínuo sequencial (Sequencing Batch Reactor, SBR) é um sistema de lamas ativadas no qual a degradação dos contaminantes e a decantação ocorrem em um único reator, em etapas separadas

temporariamente. Em contraste com o sistema contínuo, a água é introduzida no reator em um tempo pré-estabelecido, e a degradação da matéria orgânica e sedimentação são realizadas no mesmo tanque. As etapas do processo são sequenciais e repetem-se periodicamente, além de se utilizar arejamento (processo aeróbio) ou não (processo anaeróbio), para conseguir a degradação da matéria orgânica e a eliminação de nitrogénio e fósforo.

A duração de cada uma das etapas e do ciclo completo de tratamento é programada em função dos objectivos de depuração a atingir. Além disso, os ciclos de funcionamento podem ser modificados em função das características do efluente e das exigências de qualidade impostas ao afluente. Para promover a eliminação de nutrientes, é suficiente estabelecer fases com condições ambientais adequadas para promover mecanismos de assimilação ou eliminação de nutrientes (azoto ou fósforo) por parte dos microrganismos (Tchobanoglous, G. & Crites, R., 2003; Casellas M. et al, 2006).

A remoção de lamas pode ocorrer no final da fase de reação, ou nas fases de decantação, esvaziamento ou inatividade. Recomenda-se que a purga de lamas se realize de forma contínua para manter o rendimento do sistema e favorecer a decantação das lamas.

A utilização destes reactores é especialmente indicada para o tratamento de águas residuais geradas de forma descontínua, ou irregular, (Barjenbruch, 2012), o que justifica a sua aplicação, cada vez maior, na gama das pequenas aglomerações urbanas.

Num sistema SBR, é possível obter a nitrificação, desnitrificação e eliminação simultânea do fósforo, incorporando uma fase anóxica para desnitrificação. Estudos em escala real em SBR sob esta configuração demonstraram um aumento da relação de fosfato anóxico absorvido pelo fosfato aeróbico consumido de 11 a 64 % (Lee et al., 2001). O nitrogénio pode ser eliminado como gás nitrogénio (N_2) pela atuação conjunta de autotróficos na nitrificação, baixas condições aeróbias, e de heterotróficos na desnitrificação em condições anaeróbias, enquanto o fósforo só pode ser eliminado por absorção na biomassa que pode ser descarregada do sistema como um excesso de lama (Yang et al., 2010).

Nos reactores biológicos, a desnitrificação concorre com o processo de remoção biológica do fósforo (EBPR), uma vez que as bactérias desnitrificantes consomem uma porção do substrato antes de este poder ser utilizado pelos organismos biológicos acumuladores de fósforo. Por outras palavras, a transferência de nitrato na fase anaeróbia inibe a libertação de fosfato (Akin et al., 2005). Com o objectivo de contribuir para a solução deste problema, foram introduzidas alterações nos sistemas SBR, como o enchimento do reator com meios de suporte, ou meios granulares aeróbios, em vez de lamas activadas (Wang et al., 2009).

Os reatores de biofilme aproveitam a própria configuração dos biofilmes para eliminar o nitrogénio e fósforo em um único bioreator (Fu et al., 2010; Wilderer y McSwain, 2004; Zhang et al., 2009). Em comparação com os sistemas de lamas activadas de cultura em suspensão, os reatores de biofilme oferecem vantagens como uma menor superfície de implantação e menores consumos energéticos, uma maior concentração de biomassa, operação flexível, menor sensibilidade à toxicidade, menor produção de lamas, e são capazes de suportar maiores cargas volumétricas (Zhan et al., 2006). O reator sequencial com biofilme (SBBR), no qual é possível alternar condições anóxicas e aeróbias, apresenta-se como uma opção viável para a eliminação conjunta de azoto e fósforo (Fu et al., 2010).

No interior do biofilme se criasse uma micro zona anóxica estável, pelo gradiente de oxigénio dissolvido, que é mantido durante a fase de arejamento (Choi et al., 2008). Nesta zona interior ocorre a desnitrificação, enquanto na superfície, onde existe uma maior concentração de oxigénio dissolvido se produz simultaneamente a nitrificação (Cassidy et al., 2000).

Além disso, observou-se que, associada à actividade desnitrificadora destas microzonas anóxica, parte do fósforo disponível é assimilado pelas próprias bactérias desnitrificantes (bactérias DPAOs) (Choi et al.,

2008]. Por conseguinte, o SBBR foi adotado para eliminar simultaneamente o azoto e o fósforo em muitos tipos de águas residuais (Di laconi et al., 2004). Da mesma forma, a combinação de ambientes anaeróbios/anóxicos e aeróbios na própria biopelícula pode fomentar o estabelecimento de bactérias acumuladoras de fósforo (PAO) (Giesek et al., 2002).

No caso de Espanha, não existem documentos públicos, quer oficiais quer de carácter científico-técnico, que avaliem o grau de implantação e desenvolvimento da tecnologia SBR para o tratamento de águas residuais urbanas e/ou industriais. Note-se que, a nível nacional, não existe um inventário das estações de tratamento que especifique a tecnologia utilizada e outros dados relevantes, como as populações de projecto ou os caudais tratados. Algumas regiões, como a Andaluzia, dispõem deste tipo de informação, embora a sua difusão seja bastante limitada. Neste sentido, o CENTA, em colaboração com o Centro de Estudos Hidrográficos (CEDEX), desenvolveu em 2008 um diagnóstico da depuração em pequenas populações (menos de 2.000 h.e.). Na época, graças à colaboração das agências e entidades regionais de saneamento e depuração e especialistas na área, conseguiu-se compilar um grande volume de informação que ficou plasmada em vários artigos técnicos e contribuições para congressos (Salas et al, 2011; Aragón et al., 2013). Esse estudo revelou que uma grande percentagem de pequenas populações dispunha de sistemas de lamas activadas sob uma configuração de arejamento prolongado, mas não especificava se se tratava de sistemas contínuos ou sequenciais.

Na tese de doutoramento intitulada “Optimização do processo de eliminação biológica de fósforo num reactor sequencial SBR e análise comparativa com outras tecnologias” (A.Real, 2016), realizou-se uma análise do estado de implantação de sistemas SBR em Espanha, em especial os destinados à eliminação de nutrientes, e são identificados casos de aplicação bem sucedida desta tecnologia no tratamento de águas residuais urbanas. Desta análise extrai-se que a Catalunha é a região espanhola com um maior grau de implantação desta tecnologia e, portanto, com maior experiência no uso de sistemas sequenciais. No resto das Comunidades Autónomas, a aplicação de sistemas SBR em ETAR municipais é nula ou simbólica.

Actualmente, a Agência Catalã da Água (ACA) tem em exploração cerca de 30 instalações baseadas na tecnologia SBR, a maioria das quais de tipo compacto pré-fabricadas, que servem principalmente populações com menos de 2000 habitantes equivalentes.

De entre as 30 instalações referidas, a ACA dispõe de duas instalações baseadas na tecnologia SBR que foram especificamente concebidas para a eliminação de azoto e fósforo. A primeira delas, situada na bacia do Besòs, é a ETAR de La Roca del Vallés, que serve os municípios de Cardedeu, Llinars del Vallès, La Roca del Vallès (parcialmente), Sant Antoni de Vilamajor (Sant Julià del Fou, Les Pungoles, Can Miret) e que faz a sua descarga no rio Mogent. A segunda, situada na bacia de Muga, é a ETAR de La Jonquera, responsável pela depuração das águas residuais geradas na população de La Jonquera. A empresa responsável pela sua exploração é a UTE ACSA-SAV-DAM (UTE EDAR LA JONQUERA).

De acordo com os dados fornecidos pela ACA, a ETAR La Roca del Vallés atingiu, em 2014, rendimentos de eliminação de NT compreendidos entre 72 e 91%, com um rendimento médio anual de 86,3%, portanto, dando cumprimento rigoroso à Diretiva 91/271/CEE para zonas sensíveis. A concentração de NT na descarga durante esse período variou entre 5,9 e 9,6 mg NT/l.

No mesmo período, os rendimentos de eliminação de fósforo obtidos atingiram valores compreendidos entre 71% e 83%, resultando num rendimento médio de 76,3%. Os valores de PT no efluente variaram entre 1,2 e 2,1 mg P/l.

Durante 2014, a ETAR La Jonquera alcançou rendimentos entre 73,7 e 95,7% em eliminação de NT, com um rendimento médio anual de 87,5%, dando cumprimento à Diretiva 91/271/CEE para este parâmetro em particular. A concentração de NT na descarga durante esse período variou entre 3 e 15 mg NT/l.

Durante o mesmo período, os rendimentos de eliminação do fósforo obtidos atingiram valores compreendidos entre 69,4 % e 96,1%, resultando num rendimento médio de 85,6%. Os valores de PT no efluente variaram entre 0,5 e 2,3 mg P/l.

Na sequência da análise das tecnologias SBR e SBBR, pode concluir-se que se trata de uma tecnologia que permitirá cumprir os requisitos em matéria de descargas estabelecidos para a ETAR de Fuenteheridos, pelo que se propõe a sua implantação na modificação da actual linha de tratamento.

BIBLIOGRAFIA

- Ahn, Daidou, Tsuneda y Hirata, 2002. *Characterization of denitrifying phosphate-accumulating organisms cultivated under different electron acceptor conditions using polymerase chain reaction-denaturing gradient gel electrophoresis assay*. *Water Research* Vol. 36, pp. 403–412.
- Akin, B.S.; Ugurlu A. 2005. *Monitoring and control of biological nutrient removal in a Sequencing Batch Reactor*. *Process Biochemistry*, 40(8), pp. 2873-2878.
- Albizuri, J. (2012). *Modelado y simulación de comportamientos de procesos con lecho móvil para la eliminación de nutrientes de aguas residuales urbanas*. Tesis Doctoral.
- Al-Rekabi, W.S., Qiang, H. & Qiang, W.W. (2007). *Review on Sequencing Batch Reactors*. *Pakistan Journal of Nutrition*, 6(1), pp. 11-19.
- Alves CF, Melo LF, Vieira MJ. (2002). *Influence of medium composition on the characteristics of a denitrifying biofilm formed by Alcaligenes denitrificans in a fluidised bed reactor*. *Process Biochem*; 37:837– 45.
- Amann, Ludwig y Schleifer, 1995. *Phylogenetic Identification and In Situ Detection of Individual Microbial Cells without Cultivation*. *Microbiology Reviews*. Vol. 59, pp.143-169.
- APHA, AWWA, WPCF, 2000. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 20th. ed. APHA. Washington, DC.
- Appeldoorn K.J., Kortstee, G.J.J, Zehnder, A.J.B. (1992). *Biological phosphate removal by activated sludge under defined conditions*. *Water Research*, 26 (4): 453-460.
- Aragón C.A. (2009). *Optimización del proceso de lodos activos para reducir la generación de fangos residuales*. Tesis doctoral. Universidad de Cádiz.
- Aragón C.A.; Ortega E.; Ferrer Y.; Salas J.J. (2013). *Current situation of sanitation and wastewater treatment in small Spanish agglomerations*. *Desalination and Water Treatment*, 51(10-12), 2480-2487. doi: 10.1080/19443994.2012.747651.
- Arun V., Mino T. and Matsuo T. (1988) *Biological mechanisms of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phosphorus removal systems*. *War. Res.*, 22, 565-570.
- ATV DVWK A131. *Comité de trabajo KA5 Procesos de sedimentación y KA6 Procesos biológicos aerobios*. Mayo 2000
- Baetens, D., 2001. *Enhanced Biological Phosphorus Removal: Modelling and experimental design*. Tesis doctoral. Universidad de Gante, Bélgica.
- Bao Z., Sun S., Sun D. 2014. *Characteristics of direct CO2 emissions in four full-scale wastewater treatment plants*. *Desalination and Water Treatment*. 1-10.
- Barajas López, M.G. 2002. *Eliminación biológica de nutrientes en un reactor biológico secuencial*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Catalunya.
- Barjenbruch, M. 2012. *Wastewater disposal in rural areas*. *Desalination and Water Treatment* 39, 291-295.
- Barton, P.K., and Atwater, J. W. (2002). *Nitrous oxide emissions and the anthropogenic nitrogen in wastewater and solid waste*. *Journal of Environmental Engineering*, 128(2),137-150.
- Bauman, H., Tillman, A., 2004. *The Hitch Hiker's Guide to LCA*. Studentlitteratur AB, Lund, [Sweden].
- Bayly RC., May JW., Duncan A. D., Vasiliadis G., Rape WGC. 1990. *Microbiological and genetics aspects*

of the synthesis of polyphosphate by species of *Acinetobacter*. *Water Science and Technology* n° 23, 747-754.

- Bernardes, R.S. y Klapwijk A., (1996). *Biological nutrient removal in a Sequencing Batch Reactor treating domestic wastewater*. *Water Science and Technology*, 33: 29- 38.
- Bliefert, C., and Perraud, R. (2001). *Environmental chemistry, air, water, soils, waste*. De Boeck, Paris, 181-183.
- Bond PL., Hugenholtz P, Keller J., Blackall L. 1995. *Bacterial community structure of phosphate-removing and non-phosphate-removing activated sludges from sequencing batch reactors*. *Appl. Environ. Microbiol.* n° 61 (5), 1910-1916.
- Bortone, G., Malaspina, F., Stante, L. y Tilche, A. (1994). *Biological nitrogen and phosphorus removal in an anaerobic/anoxic sequencing batch reactor with separated biofilm nitrification*. *Water Science and Technology*, 30: 303-313.
- Bowker, R. y Stensel, H.D. (1990). *Phosphorus Removal from Wastewaters*. *Pollution Technology Re-view No 189*, Nowes Data Corporation, Park Ridge, New Jersey, U.S.A.
- Breisinger/Inter M. (2012). *Greenhouse Gas Assessment Emissions Methodology*. Inter-American Development Bank.
- Brett, S., Guy, J., Morse, G.K., Lester, J.N., 1997. *Phosphorus removal and recovery technologies*. London Selper Publications.
- Brdjanovic, Slamet A., Van Loosdrecht M. C. M., Hooijmans C. M., Alaerts G. J. and Heijnen J. J. (1998) *Impact of excessive aeration on biological phosphorus removal from wastewater*. *Wat.Res.Vol. 32, No, 1, pp. 200-208,1998*.
- Brodish K., Joyner SJ. 1983. *The role of micro-organisms other than Acinetobacter in biological phosphate removal in activated sludge processes*. *Water Science and Technology* n° 15, 117-125.
- Caminos M., (2010). *Diseño óptimo de procesos biorreactor de membrana para eliminación de nutrientes de aguas residuales urbanas*.
- Casellas, M., Dagot, C. & Baudu, M. (2006). *Set up and assessment of a control strategy in a SBR in order to enhance nitrogen and phosphorus removal*. *Process Biochemistry*, 41(9), pp. 1994-2001.
- Cassidy, D.P., Efendiev, S. y White, D.M. (2000): *A comparison of CSTR and SBR bioslurry reactor performance*. *Water Res.* 34, 4333–4342.
- Castillo P.A., Tejero, I. 1999. *Consideraciones de diseño para la eliminación biológica de fósforo empleando procesos de biopelícula*. *Ingeniería del Agua* n° 1 (vol. 6), 69-80.
- Cema, G., Wiszniowsky, J., Zabczyński, S., Zablocka-Godlowska, E., Raszka, A., Surmacz Górska, J. (2007). *Biological nitrogen removal from landfill leachate by deammonification assisted by heterotrophic denitrification in a rotating biological contactor (RBC)*. *Wat. Sci. Tech.* 55 (8-9), 35-42.
- Chang CH, Hao OJ. (1996). *Sequencing batch reactor system for nutrient removal: ORP and Ph profiles*. *J Chem Technol Biotechnol*; 67:27–38.
- Chang HT, Rittmann BE, Amar D, et al. (1991). *Biofilm detachment mechanisms in a liquid fluidized bed*. *Biotechnol Bioeng*;38: 499–506.
- Che, OJ, Dae SL and Jong MP. 2003. *Microbial communities in activated sludge performing enhanced biological phosphorous removal in a sequencing batch reactor*. *Wat Res*, 37. 2195-2205.
- Choi, H.J., Lee, S.M., Choi, C.H., Kwon, M.C. y Lee, H.Y. (2008): *Influence of the wastewater composition on denitrification and biological p-removal in the S-DN-P-process (b) Effect of acetate*. *J. Hazard. Mater.* 158, 151–156.
- Comeau, Y.; Hall, K.J.; Hancock, R.E.W. y Oldham, W.K. *Biochemical model for enhanced biological phosphorous removal*. *Water Res.*, 1986, 20, 1511.
- Converti, A., Rovatti, M. y Del Borghi, M. (1995). *Biological removal of phosphate from wastewaters by alternating aerobic and anaerobic conditions*. *Water Research*, 29 (1): 263-269.

- Couillard, D. (1992). Appropriate wastewater management technologies using peat. *Journal Environmental Syst.* 21, 1-19.
- Couillard, D. (1994). The use of peat in wastewaters treatment. *Water Research* 28(6), 1.261-1.274.
- Danesh, S. y Oleszkiewicz, J.A. (1996). Use of a new anaerobic-aerobic SBR system to enhance biological phosphorus removal. *Proceedings of the First IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology, Munich*, pp. 251-259.
- Dapena-Mora, A., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Jetten, M.S.M., Méndez, R. (2004). Stability of the Anammox process in a gas-lift reactor and a SBR. *J. Biotechnol.* 110, 159–170.
- Datta, T., Liu Y., Goel, R. Evaluation of simultaneous nutrient removal and sludge reduction using laboratory scale sequencing batch reactors. *Chemosphere* 76 (2009) 697–705.
- Dautan, R., Pérez, M.L., Contreras, A., Marzana, A. & Rincones, B. (1988). Diseño y construcción de un reactor discontinuo secuencial para remoción de DB05. *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Lima, Perú.*
- Debruyne, W., Lissens, G., Van Rensbergen, J., and Wevers, M. (1994). Nitrous oxide emissions from waste water. *Environmental Monitoring and Assessment*, 31(1-2), 159-165.
- Demuyneck C., Vanrolleghem P.A., Mingneau C., Liessens J., Verstraete W. (1994). NDBEPR process optimization in SBRs – reduction of external carbon source and oxygen-supply. *Water Science and Technology*, 30, pp. 169–179.
- Diagger, G. T., Peterson, P.R., Witherspoon, J and Allen, E. (2004). Impact of global warming concerns on wastewater treatment plant design and operation. *Advances in Water and Wastewater Treatment*, 1-19.
- Di Iaconi, C., Bonemazzi, F., Lopez, A. y Ramadori, R. (2004): Integration of chemical and biological oxidation in a SBBR for tannery wastewater treatment. *Water Sci. Technol.* 50, 107–114.
- Feng, L.Y., Zhou, S.Q., & Wu, S.X. (2009). Study on nitrogen and phosphorus removal in biomembrane two-sludge SBR system. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2.
- Fernández, F.J. (2006). Efecto de vertidos industriales sobre la eliminación biológica de nutrientes de aguas residuales urbanas. Tesis doctoral. Universidad de Castilla la Mancha.
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guine´ e, J., Heijungs, R., Hellweg, S., et al., 2009. Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 91 (1), 1e21.
- Florenz M., Hartemann P. 1984. Screening for phosphate accumulating bacteria isolated from activated sludge. *Envir. Technol. Letter* nº 5, 457-463.
- Foley, J., 2009. Life cycle assessment of wastewater treatment systems. PhD Thesis. University of Queensland, Australia.
- Fukase T., Shibata M., Mijayi X. 1982. Studies on the mechanism of biological phosphorus removal in biological sewage treatment processes. *Jap. J. Wat. Pollut. Res.* nº 5, 309-317.
- Fuhs, G.W. y Chen, M. (1975) Microbiological basis of phosphate removal in the Activated Sludge Process for the Treatment of Wastewater. *Microbial Ecol.* 2, pp.119-138.
- Gallego, A., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2008. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resour. Conserv. Recycl.* 52 (6), 931e940.
- Gao, D., Peng, Y., Liang, H., 2008. Study on nitrification and denitrification via nitrite accumulation under different operating conditions. *J. Biotechnol.* 136, 667.
- García J., Aguirre P., Mujeriego R., Huang Y., Ortiz L., Bayona JM. (2004). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Res.*, 38 (7), 1669-1678.
- Garrido-Baserba, M., Hospido, A., Reif, R., Molinos-Senante, M., Comas, J., Poch, M., 2014. Including the environmental criteria when selecting a wastewater treatment plant. *Environ. Model. Softw.* 56, 74e82.
- GE Healthcare. 2002. DNA Silver Staining kit.

- Goel, R.K., Noguera, D.R., 2006. Evaluation of sludge yield and phosphorus removal in a Cannibal solids reduction process. *J. Environ. Eng.-ASCE*. 132, 1331–1337.
- González G. (1997). Diseño, construcción y funcionamiento de un reactor biopelícula para la pre-fermentación de Agua Residual Urbana. Tesina de Magister en Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. E.T.S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. Avda. de los Castrás s/n, 39005 Santander. España.
- González M. S. y Wilderer P.A. (1991) Phosphate removal in a biofilm reactor. *Water Science and Technology*. 23 (7/9): 1405-1415, Gran Bretaña.
- González, P., Quintans, P., Vizcaíno, M., Miguel, R., González, J., Pérez, J y García, R. 2010. Estudio de la inhibición del proceso de nitrificación como consecuencia de la acumulación de metales en el fango biológico de la EDAR de León y su alfoz. *Tecnología del Agua*. 322: 28-38.
- Guadie, A., Xia, S., Zhang, Z., Guo, W., Ngo, H.H., Hermanowicz, S.W., 2013. Simultaneous removal of phosphorus and nitrogen from sewage using a novel combo system of fluidized bed reactor-membrane bioreactor (FBR-MBR). *Bioresour. Technol.* 149, 276-285.
- Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., 2011. Life cycle assessment: past, present, and future. *Environmental Science and Technology* 45 (1), 90e96.
- Gujer W., Henze M., Mino T., Matsou T., Wentzel MC., Vonmarais G. 1995. The Activated Sludge Model No. 2: Biological Phosphorus Removal. *Water Science and Technology* nº 31 (2), 1-11.
- Hammer D., Knight RL. (1994). Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Water Science and Tech.* 29 (4): 15-27.
- Hamamoto Y., Tabata S., Okubo Y. (1997). Development of the intermittent cyclic process for simultaneous nitrogen and phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 35, pp. 145–152.
- Hanaki, K., Nakamura, and Matsuo, T. (2001). Nitrous oxide production in nitrogen removal process treating domestic sewage from combined sewer system. *Advances in Water and Wastewater Treatment Technology*, 153-164.
- Harremoës P. (1982). "Criteria for nitrification in fixed-film reactors". *Water Sci. Technol.*, 14: 167.
- Henze, M.; Harremoës, P.; LaCour Jansen, J. y Arvin, E. (1995a). *Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes*. Springer., Heidelberg, Alemania.
- Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M. and Marais G. v. R. (1995b) IAWQ task group on mathematical modeling for design and operation of biological wastewater treatment processes, Activated sludge model No. 2, Scientific and Technical Reports No. 3. IAWQ, London.
- Hong, Z., Hanaki, K., and Matsuo, T. (1993). Greenhouse gas- N2O production during denitrification in wastewater treatment plant. *Water Science Technology*, 28(7), 203–207.
- Hospido, A., Moreira, M.T., Fernandez-Couto, M., Feijoo, G., 2004. Environmental performance of a municipal wastewater treatment plant. *Int. J. Life Cycle Assess.* 9 (4), 261e271.
- Howard-Williams C. (1985). Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biol.*, 15: 391-431.
- Hwang, J.H.; Cicek, N.; Oleszkiewicz, J. (2009). Effect of loading rate and oxygen supply on nitrification in a non-porous membrane biofilm reactor. *Water Res.* 43: 3301- 3307.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1996). *Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment, Report of the Intergovernmental Panel on Climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2001). *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- ISO, 2006. ISO 14040:2006-Environmental Management e Life Cycle Assessment e Principles and Fra-

mework. http://www.iso.org/iso/catalogue_detail?csnumber1/437456.

- Irvine, R.L., Busch, A.W. 1979. Sequencing batch biological reactors. An overview. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. Volume 51, Issue 2, February 1979, pp. 235-243.
- Irvine, R.L. P., Wilderer, A., Flemming, H. C., 1997. Controlled unsteady state processes and technologies— an overview. *Water Sci. Technol.* 35 (1), 1–10.
- Iwai, S. y Kitao, T. (1994). *Wastewater Treatment with Microbial Films*. Technomic Publishing Company, Inc. Lancaster, PA. pp. 1-62.
- Jenkins D., Tandoi V. 1991. The applied microbiological of enhanced biological phosphate removal: accomplishments and needs. *Water Research* n° 25 (12), 1471-1478.
- Jin, L., Zhang, G., Tian, H., 2014. Current state of sewage treatment in China. *Water Res.* 66, 85-98.
- Jin, Y., Ding, D., Feng, C., Tong, S., Suemura, T. y Zhang, F. (2012): Performance of sequencing batch biofilm reactors with different control systems in treating synthetic municipal wastewater. *Bioresour Technol.* 104:12-8.
- Johansson, A.É., Gustavsson, A.M., Öquist, M.G., Svensson, B.H., (2004). Methane emissions from a constructed wetland treating wastewater – seasonal and spatial distribution and dependence on edaphic factors. *Water Research* 38, 3960–3970.
- Kasak K., Mander Ü., Truu J., Truu M., Järveoja J., Maddison M., Alar Teemusk A. (2015). Alternative filter material removes phosphorus and mitigates greenhouse gas emission in horizontal subsurface flow filters for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 77, pp. 242–249.
- Kennedy, P, Van Geel, P. J. (2000). Hydraulics of peat filters treating septic tank effluent. *Transport Porous Media*, 41, 47-60.
- Kern-Jespersen, J.P y Henze, M. (1993). Biological phosphorus uptake under anoxic and anaerobic conditions. *Water Research*, 27 (4): 617-624.
- Kern-Jespersen, J.P, Henze, M., Strube R. (1994). Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor. *Water Research*, Volume 28, Issue 5, May 1994, Pages 1253-1255.
- Khalil, M. A. K., and Rasmussen, R. A. (1992). The global sources of nitrous oxide. *Journal of Geophysical Research*, 97, 14651-14660.
- Kim D., Kim K.Y., Ryu H.D., Min K.K., Lee S. (2009). Long term operation of pilot scale biological nutrient removal process in treating municipal wastewater. *Bioresour. Technol.* 100, pp. 3180-3184.
- Kong YH, Beer M, Rees GN, Seviour RJ (2002) Functional analysis of microbial communities in aerobic-anaerobic sequencing batch reactors fed with different phosphorus/carbon (P/C) ratios. *Microbiology (SGM)* 148:2299–2307
- Kuba, T., Smolders, G., Van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen, J.J. (1993). Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic- anoxic sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 27: 241-252.
- Kuba T., van Loosdrecht MCM., Heijnen JJ. 1996. Phosphorus and nitrogen removal with minimal cod requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two sludge system. *Water Research* n° 30 (7), 1702-1710.
- Larrea, L (2012). Pasado, presente y futuro de tecnologías para la eliminación de nutrientes en EDAR. *Ingeniería Civil* 168/2012, pp 81-92.
- Larrea, L. (2014). Fundamentos de eliminación de nitrógeno y fósforo en procesos de fangos activos. XXVII Curso de tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras.
- Lee, D.S., Jeon, C.O. & Park, J.M. (2001). Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system. *Water Research*, 35(16), pp. 3968-3976.
- Liu, Gang, y Yu, 2007. Comparing results of cultured and uncultured biological methods used in biological phosphorus removal. *Journal of Environmental Sciences*. Vol. 19, pp. 1373–1379.

- Liu, Mino, Matsuo y Nakamura, 1996. *Biological Phosphorus Removal Process: Effect of pH on Anaerobic substrate metabolism*. *Water Science Technology*. Vol. 34, pp. 25-32.
- Liu Y, Lin YM, Yang SF, et al. (2003). *A balanced model for biofilms developed at different growth and detachment forces*. *Process Biochem*;38:1761–5.
- Lötter LH.. 1985. *The role of bacterial phosphate metabolism in enhanced phosphorus removal from the activated sludge process*. *Water Science and Technology* nº 17, 127-138.
- Maharajh, N.. *Effect of Feed Rate and Solid Retention Time (SRT) on Effluent Quality and Sludge Characteristics in Activated Sludge Systems using Sequencing Batch Reactors*. Master of Science In Environmental Science and Engineering. 2010.
- Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S.F., Jamsranjav, B., Kasak, K., Truu, J., Tournebize, J., Mitsch, W.J., 2014. *Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: a review*. *Ecol. Eng.* 66, 19–35.
- Manning, J.F. e Irvine, R.L. *The biological removal of phosphorous in a sequencing batch reactor*. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, 1985, 57 (1), 87.
- Martín, P.T., Jaramillo, M.A., Martínez, E. (2013). *Upgrading the biological nutrient removal process in decentralized WWTPs based on the intelligent control of alternating aeration cycles*. *Chemical Engineering Journal* Volume 232, October 2013, Pages 213–220.
- McDougald, Rice, Weichart y Kjelleberg, 1998. *Nonculturability: adaptation or debilitation*. *FEMS Microbiology Ecology*. Vol. 25, pp.1-9.
- McNevin, J. y Barford, J. (2001). *Inter-relationship between adsorption and pH in peat biofilters in the context of a cation-exchange mechanism*. *Water Research* 35, 736-744.
- Meyer, R.L., Zeng, R.J., Giugliano, V., Blackall, L.L., 2005. *Challenges for simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in microbial aggregates: mass transfer limitation and nitrous oxide production*. *FEMS Microbiol. Ecol.* 52, 329-338.
- Mino T., Liu W-T., Kurisu F. y Matsuo T. (1995). *Modelling Glycogen Storage and Denitrification Capability of Microorganisms in Enhanced Biological Phosphate Removal Processes*. *Wat. Sci. Tech.*, Vol.31, No.2, 25-34.
- Mino, T., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., 1998. *Microbiology and Biochemistry of the Enhanced Biological Phosphate Removal Process*. *Water Research*, 32, 3193-3207.
- Mohan, S.V., Rao, N.C., Prasad, K.K., Madhavi, B.T.V., Sharma, P.N. (2005). *Treatment of complex chemical wastewater in a sequencing batch reactor (SBR) with an aerobic suspended growth configuration*. *Process Biochemistry*, 40(5), pp. 1501-1508.
- Mohan, S.V., Rao, N.C., Sharma, P.N. (2007). *Low-biodegradable composite chemical wastewater treatment by biofilm configured sequencing batch reactor (SBBR)*. *Journal of Hazardous Materials*, 144(1–2), pp. 108-117.
- Molina, J. (2015). *Evaluación de la eliminación de materia orgánica y nitrógeno de las aguas residuales en un reactor biopelícula de membrana tubular aireada*. Tesis doctoral. Universidad da Coruña.
- Muñoz, I., Gómez, M.J., Molina-Díaz, A., Huijbregts, M.A., Fernández-Alba, A.R., García-Calvo, E., 2008a. *Ranking potential impacts of priority and emerging pollutants in urban wastewater through life cycle impact assessment*. *Chemosphere* 74 (1), 37e44.
- Murnleitner E., Kuba T., Loosdrecht van M. C. M. and Heijnen J. J. (1997). *An integrated metabolic model for the aerobic and denitrifying biological phosphorus removal*. *J. Environ. Engng (ASCE)*.
- Murray RGE.. 1984. *The genus Lampropedia Schroeter 1886*, 151. In N. R. Krieg and J. G. Holt (ed.) *Bergey`s manual of systematic bacteriology*, vol 1, 49-57. The Williams & Wilkins Co., Baltimore.
- Nichols, D. (1983). *Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater*. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 55, 495-505.

- Nichols, D. y Boelter, D.H. (1982). Treatment of secondary sewage effluent with a peat-sand filter bed. *Journal of Environmental Quality* 11, 86-92.
- Novak, J.T., Chon, D.H., Curtis, B.A., Doyle, M., 2006. Reduction of sludge generation using the Cannibal™ process: mechanisms and performance. In: *WEF Residuals and Biosolids Management Conference 2006*, Cincinnati, OH.
- Oehmen, A., Lemos, P.C., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., L.L. Blackall, L.L., Reis, M.A.M. (2007). Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. *Water Res.*, 41, pp. 2271–2300.
- Ortega E., Ferrer Y., Salas J.J., Aragón C., Real A. 2010. Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. ISBN: 978-84-491-1071-9.
- Ostgaard K., Christensson M., Lie E., Jonsson K., Welander T. 1997. Anoxic biological phosphorus removal in a full-scale UCT process. *Water Research* n° 31 (11), 2719-2726.
- Pacheco, J., Cabrera, A., 2003. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería*, 7(2), 47-54.
- Parker D.S., Richards T. (1986). "Nitrification in trickling filters". *J. Water Pollut. Control Fed.*, 58: 896.
- Pavšelj N., Hvala N., Kocijan J., Roš M., Subelj M., Mušič G., Strmcnik S. (2001). Experimental design of an optimal phase duration control strategy used in batch biological wastewater treatment. *ISA Transactions*, 40(1), pp. 41-56.
- Phagoo D., Owerdieck C., Hribljan M. and Penny J. (2007). Enhanced BNR with MBR two years of successful operation. *Water Environment Federation*.
- Picek, T., Cizkova, H., Dusek, J., 2007. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland – plants as important sources of carbon. *Ecol. Eng.* 31 (2), 98–106.
- Pidre Bocardo, J.R. (2010). Influencia del tipo y granulometría del sustrato en la depuración de las aguas residuales por el sistema de humedales artificiales de flujo vertical y horizontal. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.
- Pokethitayook, P., McClintock, S.A. y Randall, CW. (1990). The role of nitrate in biological phosphorus removal. In *Environmental Engineering, Proceedings of the 1990 Specialty Conf.*, Arlington, Virginia, 330-336.
- Puig S., Vives M.T., Corominas L., Balaguer M.D., Colprim J. (2004). Wastewater nitrogen removal in SBRs, applying a step-feed strategy: from lab-scale to pilot-plant operation. *Water Science and Technology*, 50, pp. 89–96.
- Rahimi, Y., Torabian, A., Mehrdadi, N., Shahmoradi, B., 2011. Simultaneous nitrification-denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR). *J. Hazard. Mater.* 185, 852e857.
- Randall, C. W.; Barnard, J. L. y Stensel, H. D. Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Technomic Publishing Company, inc. 1992, Lancaster, PA, Estados Unidos de América.
- Rannikko. M. y Hartikainen, H. (1981). Retention of applied phosphorus in Sphagnum peat. In *Proceedings 6th International Peat Congress, Duluth, Minnesota. U.S.A.*, pp. 666-669. Fisher, Eveleth, Minn.
- Reed SC., Crites RW., Middlebrooks EJ. (1995). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. 2nd Edition. McGraw-Hill, New York, 431 pp.
- Renou, S., Thomas, J.S., Aoustin, E., Pons, M.N., 2008. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *J. Clean. Prod.* 16 (10), 1098e1105.
- Rittmann BE, McCarty PL. (2001). *Environmental biotechnology: principles and applications*. McGraw-Hill Companies, Inc.
- Sahely, H. R. (2006). Urban water systems for sustainable cities. PhD. Thesis, University of Toronto, Toronto, ON, Canada.
- Salas J.J., Pidre J.R., Sánchez L. (2007). Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de

aguas residuales. Capítulo IV: Humedales Artificiales. Ed. CENTA. ISBN 13: 978-84-611-6885-9. Sevilla.

- Sanin, F.D.; Aysun, V.; Turtin, I.; Kara, F.; Durmaz, B.; Sesay, M.L.. *Operational Conditions of Activated Sludge: Influence on Flocculation and Dewaterability. Drying Technology* 2006, 24, 1297-1306.
- Scheehle, E. A. and Doorn, M. R. J. (2001). *Improvements to the U.S. Wastewater Methane and Nitrous Oxide Emission Estimates*, U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Washington, DC.
- Sedlak, R.I. (1991). *Phosphorous and nitrogen removal from municipal wastewater. The Soap and Detergent Association*, Nueva York, Estados Unidos de América.
- Seviour, R. y Nielsen, P.H. (2010): *Microbial Ecology of Activated Sludge*. IWA Publishing. London.
- Shaw, A. R., Third, K. A., and Cooper, S. (2008). *The importance of selecting the right greenhouse gas model for sustainable design decisions in wastewater treatment. In 83 session 4: Climate change mitigation at WWTPs. Proceedings of the Water Environment Federation, sustainability, 4*, 260-263.
- Shun-Hsing C., Ouyang C., Wang Y. 1996. *Kinetic competition between phosphorus release and denitrification on sludge under anoxic condition. Water Research* nº 30 (12), 2961-2968.
- Singh M., Srivastava R.K. (2011). *Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment. Asia Pacific Journal of Chemical Engineering*, 6 (1), pp 3-13.
- Skalsky, D.S. y Daigger, G.T. (1995). *Wastewater solids fermentation for volatile acid production and enhanced biological phosphorous removal. Water Env. Res.*, 67, 230.
- Stante, Cellamare, Malaspina, Bortone y Tilche, 1997. *Biological phosphorus removal by pure culture of Lamproedia spp. L. Water Research. Vol. 31*, pp. 1317-1324.
- Stokes, J.R., Horvath, A., 2010. *Supply-chain environmental effects of wastewater utilities. Environmental Research Letters* 5 (1), 014015.
- Straub, C.P. *Practical Handbook of Environmental Control*. CRC Press Inc. 1989, Boca Ratón, Estados Unidos de América.
- Strous, M., Heijnen, J.J., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. (1998). *The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 50, 589-596.
- Tandoi V., Beccari M., Ramadori R., Sebastiani L. *Acinetobacter spp. growth in alternate anaerobic-aerobic conditions. (1987). In Advances in Water Pollution Control: Biological Phosphate Removal from Wastewaters (Edited by Ramadori R.)*, 305-308. Pergamon Press, Oxford.
- Tchobanoglous, G. & Crites, R. (2003). *Tratamiento de Aguas Residuales en pequeñas poblaciones. Bogotá, Colombia: Mc Graw Hill*.
- Teiter S., Mander U. (2005) *Emission of N₂O, N₂, CH₄ and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones, Ecol. Eng.* 25, 528–541.
- Tejero J.I., Esteban A.L., De Florio L., Díez R., Lobo A., Rodríguez L. (2012). *Tecnologías de biopelícula innovadoras para la depuración de aguas residuales: veinticinco años de investigación del Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria. Ingeniería Civil* 168/2012, 61-73.
- Temmink H., Petersen B., Isaacs S. and Henze M. (1996) *Recovery of biological phosphorus removal after periods of low organic loading. Wat. Sci. Technol.* 34 (1/2), 1–8.
- Tiedje JM and Stein, JL. 1999. *Microbial Diversity: Strategies for its recovery. In: Manual of industrial microbiology and Biotechnology. Demain AI and Davies E (eds). ASM Press Washington DC. USA. 682-692.*
- Torsvik, Ovreas y Thingstad, T. F., 2002. *Prokaryotic Diversity - Magnitude, Dynamics and Controlling Factors. Science* (296):1064-1066.
- Tracy, K.D. y Flammino, A. (1985). *Kinetics of Biological Phosphorus removal. 58th Annual Conference WPCF, Kansas City, Missouri.*
- Tsai, Y.P., Chena, H.T. (2011). *Influence of sludge retention time on tolerance of copper toxicity for*

- polyphosphate accumulating organisms linked to polyhydroxyalkanoates metabolism and phosphate removal. Bioresource Technology. Volume 102, Issue 23, Pages 11043–11047.*
- United States Environmental Protection Agency, 1987. *Design manual – phosphorus removal, EPA/625/1-87/001. Environmental Protection Agency, Washington, DC.*
 - U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). (1997). *Estimates of global greenhouse gas emissions from industrial and domestic wastewater treatment. Office of Policy, Planning and Evaluation, Washington, DC, EPA-600/R-97-091.*
 - U.S EPA. 1977. *Wastewater Treatment Facilities for Sewered Small Communities. EPA-625/1-77-009.*
 - US-EPA. (1993). *Nitrogen Control. EPA/625/R-93/010. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.*
 - Uygur, A. (2006). *Specific nutrient removal rates in saline wastewater treatment using sequencing batch reactor. Process Biochemistry, 41(1), pp. 61-66.*
 - van de Graaf, A.A., Mulder, A., De Bruijn, P., Jetten, M.S., Robertson, L.A., Kuenen, J.G., 1995. *Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. These include: anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. Appl. Environ. Microbiol. 61, 1246–1251.*
 - van Geel, P. y Parker, W. (2003). *Estimating the water budget for a peat filter treating septic tank effluent in the field. Journal of Hydrology 271, 52-64.*
 - van Loosdrecht, MCM., Kuba, T., Smolders, G. y Heijnen, J.J. (1992). *Biological phosphorus removal under denitrifying conditions. H2O, 19: 526-530.*
 - van Loosdrecht, M.C.M., Salem, S., 2006. *Biological treatment of sludge digester liquids. Water Sci. Technol. 53, 11–20.*
 - Varela C., B. Casares, M. Caminos and L. Larrea and E. de la Paz Cobos (2008). *Eliminación del nitrógeno y fósforo en procesos BRM alimentado con agua decantada de EDAR de Valdebebas. Tecnología del agua., 294, 38-45.*
 - Vieira MJ, Melo LF. (1999). *Intrinsic kinetics of biofilms formed under turbulent flow and low substrate concentrations. Bioprocess Eng;20:363–8.*
 - Villaverde S., Encina P.A.G., Lacalle M.L., Fdz-Polanco F. (2000). *New operational strategy for SBR technology for total nitrogen removal from industrial wastewaters highly loaded with nitrogen. Water Science and Technology, 41, pp. 85–93.*
 - Viñas, M., 2005. *Biorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos: Caracterización microbiológica, química y ecotoxicológica. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.*
 - Vymazal J., Kröpfelová L. (2008). *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Editorial Board. Environmental Pollution, vol. 14.*
 - Wallington, T. J., Srinivasan, J., Nielsen, O. J., and Highwood, E. J. (2004). *Greenhouse gases and global warming, in Environmental and Ecological Chemistry, in Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK.*
 - Wang, F., Lu, S., Wei, Y. & Ji, M. (2009). *Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. Journal of Hazardous Materials, 164(2–3), pp.1223-1227.*
 - Wang R-C., Wen X-H., Qian Y. (2005). *Influence of carrier concentration on the performance and microbial characteristics of a suspended carrier biofilm reactor. Process Biochemistry (40), Issue 9, 2992–3001.*
 - Wang Y., Peng Y., Stephenson T. (2009). *Effect of influent nutrient ratios and hydraulic retention time (HRT) on simultaneous phosphorus and nitrogen removal in two-sludge sequencing batch reactor. Bioresource Technology, 100 (14), pp 3506-3512.*
 - Wentzel, M.C.; Lotter, L.M.; Loewenthal, R.E. y Marais, G.v.R. (1986). *Metabolic behaviour of Acinetobacter spp in enhanced biological phosphorous removal. A biochemical model. Water SA, 12 (4), 209.*

- Wenzel, H., Larsen, H.F., Clauson-Kaas, J., Høiby, L., Jacobsen, B. N., 2008. Weighing environmental advantages and disadvantages of advanced wastewater treatment of micropollutants using environmental life cycle assessment. *Water Science and Technology* 57 (1), 27.
- Wilderer, P.A. y McSwain, B.S. (2004): The SBR and its biofilm application potentials. *Water Sci. Technol.* 50, 1–10.
- Wong, M.T., Mino, T., Seviour, R.J., Onuki, M. y Liu, W.T. (2005): In situ identification and characterization of the microbial community structure of full-scale enhanced biological phosphorous removal plants in Japan. *Water Res.* 39(13), 2901–2914.
- Wu, D., Ekama, G.A., Wang, H.G., Wei, L., Lu, H., Chui, H.K., Liu, W.T., Brdjanovic, D., van Loosdrecht, M.C.M., Chen, G.H., 2014. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal in the sulfur cycle-associated enhanced biological phosphorus removal (EBPR) process. *Water Res.* 49, 251e264.
- Wyffels, S., Boeckx, P., Pynaert, K., Zhang, D., Van Cleemput, O., Chen, G., Verstraete, W. (2004). Nitrogen removal from sludge reject water by a two-stage oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification process. *Wat. Sci. Tech.* 49(5-6), 57–64.
- Yang S., Yang F., Fu Z., Wang T., Lei R. (2010). Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by a novel sequencing batch moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 175 (1-3), pp. 551-557.
- Ying J., Zhang P., Li F., Li G., Hai B. (2015). Simultaneous biological nitrogen and phosphorus removal with a sequencing batch reactor biofilm system. *International Biodeterioration & Biodegradation* 103, pp. 221-226.
- Zalakain, G., de la Sota, A., Larrea, A., Malfeito, J.J., Albizuri, J. and Larrea, L. (2008). Proceso híbrido aplicado a la remodelación de EDAR para la eliminación de nitrógeno y fósforo. *Tecnología del agua*. No 295. pp 60-69.
- Zeng, R.J., Lemaire, R., Yuan, Z. and Keller, J. (2003) Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. *Biotech. Bioeng.* 84, 170–178.
- Zeng, R.J. & Yuan, Z. (2004). Improved understanding of the interactions and complexities of biological nitrogen and phosphorus removal processes. *Bioengineering*, 3, pp. 265-272.
- Zhan X.M., Rodgers M., O'Reilly E. (2006). Biofilm growth and characteristics in an alternating pumped sequencing batch biofilm reactor (APSBBR), *Water Res.* 40 (4) 817–825.
- Zhang, L.Q., Wei, C.H., Zhang, K.F., Zhang, C.S., Fang, Q. y Li, S.G. (2009): Effects of temperature on simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a sequencing batch biofilm reactor. *Bioprocess Biosyst. Eng.* 32, 175–182.
- Zhang Z., Li H., Zhu J., Weiping L., Xin X. (2011). Improvement strategy on enhanced biological phosphorus removal for municipal wastewater treatment plants: Full-scale operating parameters, sludge activities, and microbial features.
- Zhang, Z., Zhu, J., King, J. & Li, W. (2006). A two-step fed SBR for treating swine manure. *Process Biochemistry*, 41(4), pp. 892-900.
- Zhu, G., Peng, Y., Li, B., Guo, J., Yang, Q., Wang, S. (2008) Biological nitrogen removal from wastewater. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 192,159–195.

4. BIOTECNOLOGIA ENZIMÁTICA APLICADA À VALORIZAÇÃO DE LAMAS DE DEPURAÇÃO

Pablo Caballero Jiménez, Bruno Rodríguez Morgado, Ana María García Martínez, Juan Parrado Rubio
Departamento de Bioquímica e Biología Molecular. Facultad de Farmacia. Universidade de Sevilha.

INTRODUÇÃO

As atividades humanas, tanto a nível urbano como industrial, geram um grande volume de águas residuais que deve ser tratado para eliminar os poluentes contidos, os quais, de outro modo, poderiam ser prejudiciais se fossem descarregados no meio aquático.

Uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) é uma instalação industrial que inclui diversas sequências de operações físicas, químicas e/ou biológicas que visam a eliminação da poluição das águas residuais até limites aceitáveis para a sua descarga (Hreiz et al., 2015), abrangidos pela Diretiva Europeia relativa ao tratamento de águas residuais urbanas (91/271/CEE).

As lamas de depuração são um resíduo gerado no processo convencional de tratamento de águas residuais (Edwards et al., 2017), e são consideradas como tal pela Diretiva 2008/98/CE. Por conseguinte, exigem uma boa gestão, tratamento e/ou eliminação para preservar o ambiente, pois, caso contrário, devido ao seu teor em poluentes orgânicos, metais pesados e microrganismos patogénicos, podem constituir um risco para a saúde (Anjum et al., 2016) treated primarily by biological stabilization methods, i.e., anaerobic and aerobic digestion. However, the presence of complex organics, microbial flocs, extracellular polymeric substances, and various inhibitory compounds, considerably hinders the efficiency of these processes. In order to overcome the effect of these rate-limiting factors, the literature proposes a number of pretreatment technologies, which can be used either as single pretreatment methods, or in combination. The present review describes both the anaerobic and aerobic digestion of sludge, and highlights the issues that limit the efficiency of the process. Emphasis is placed on the potential use of pretreatment methods, including: thermal; ultrasonic; microwave; Fenton; wet oxidation; photocatalysis and some others. These pretreatment approaches demonstrate varying potential for sludge disintegration and solubilization under different circumstances [e.g., operating conditions and sludge composition].

Em geral, as lamas de depuração podem ser classificadas em função da origem do efluente tratado e da fase de depuração das águas residuais. Com base no primeiro critério de classificação, pode-se falar de lamas urbanas, resultantes do tratamento de águas domésticas e de pequenas e médias indústrias localizadas no meio urbano, e lamas industriais, resultantes do tratamento de descargas predominantemente provenientes de atividades industriais. Por outro lado, atendendo à etapa do tratamento, pode-se distinguir entre lamas frescas, obtidas após os tratamentos da linha de água (lamas primárias, secundárias, terciárias e mistas) e lamas tratadas, resultado de tratamentos aplicados na linha de lamas para desidratar, estabilizar ou eliminar as lamas frescas (desidratação, secagem, compostagem, digestão anaeróbia, etc.).

O processo de depuração transforma o problema da poluição da água num problema de gestão de resíduos sólidos, que pode representar entre 25 e 60 % do total dos custos operacionais de uma ETAR (Pérez-Elvira et al., 2006; Collivignarelli et al., 2015) due to environmental, economic, social and legal factors. There is therefore a growing interest in developing technologies to reduce the wastewater sludge generation. The goal of this paper is to present the state-of-the-art of current minimisation techniques for reducing sludge production in biological wastewater treatment processes. An overview of the main technologies is given considering three different strategies: The first option is to reduce the production of sludge by introducing in the wastewater treatment stage additional stages with a lower cellular yield coefficient compared to the one cor-

responding to the activated sludge process (lysis-cryptic growth, uncoupling and maintenance metabolism, predation on bacteria, anaerobic treatment, e 40% do total das suas emissões de gases com efeito de estufa (Brown et al., 2010). Por conseguinte, a conceção destas estações deve integrar um bom plano de gestão das lamas geradas no processo de depuração, conforme estabelecido na lei 22/2011 de 28 de julho, de resíduos e solos contaminados, que implica a transposição da Diretiva 2008/98/CE. para o direito interno.

As lamas de depuração são a componente maioritária gerada durante o tratamento de águas residuais, pelo que a sua gestão e eliminação são questões de grande preocupação. Anualmente, na Europa, são produzidas 10 milhões de toneladas de lamas secas e estes números aumentam em consequência do aumento do volume de águas residuais tratadas desde a entrada em vigor da Diretiva 91/271/CEE, o que constitui um problema de grande dimensão (Kelessidis y Stasinakis, 2012) which requires proper and environmentally accepted management before final disposal. In European Union, sludge management remains an open and challenging issue for the Member States as the relative European legislation is fragmentary and quite old, while the published data concerning sludge treatment and disposal in different European countries are often incomplete and inhomogeneous. The main objective of the current study was to outline the current situation and discuss future perspectives for sludge treatment and disposal in EU countries. According to the results, specific sludge production is differentiated significantly between European countries, ranging from 0.1. kg per population equivalent (p.e.. Através de várias medidas, a Diretiva 2008/98/CE relativa aos resíduos pretende centrar os esforços de ação na redução da produção de lamas em detrimento da sua valorização ou reciclagem.

Do ponto de vista da economia circular, as lamas de depuração também podem ser consideradas uma fonte de recursos que podem ser reciclados de uma forma técnica e economicamente viável. Dois dos componentes de fácil reciclagem são os nutrientes, principalmente o azoto e o fósforo, e a energia, que pode ser obtida a partir de lamas através de técnicas como a digestão anaeróbia, a pirólise, a gaseificação e a oxidação supercrítica, entre outras (Campbell, 2000; Fijalkowski et al., 2017).

A aplicação de estratégias de economia circular para reutilizar e reciclar os nutrientes de subprodutos orgânicos e, em última análise, valorizá-los a fim de obter bioestimulantes é, uma solução ecológica para reduzir os níveis de resíduos. A escolha de uma matéria-prima adequada para esse fim é fundamental, tendo em conta fatores como a ausência de pesticidas, a recolha e armazenagem economicamente viáveis, a produção em grandes quantidades e de forma não sazonal, e não concorrência com outras utilizações de maior valor (Xu y Geelen, 2018) seeking eco-friendly ways to promote plant growth and enhance crop productivity is of priority. Biostimulants are a group of substances from natural origin that contribute to boosting plant yield and nutrient uptake, while reducing the dependency on chemical fertilizers. Developing biostimulants from by-products paves the path to waste recycling and reduction, generating benefits for growers, food industry, registration and distribution companies, as well as consumers. The criteria to select designated by-products for valorizing as biostimulant are: absence of pesticide residue, low cost of collection and storage, sufficient supply and synergy with other valorization paths. Over the years, projects on national and international levels such as NOSHAN, SUNNIVA, and Bio2Bio have been initiated (i.

GESTÃO CONVENCIONAL DE LAMAS

As lamas de depuração apresentam características diferentes consoante as águas residuais de origem e o tratamento a que são submetidas na ETAR, pelo que serão geradas diversas lamas que terão necessidades de tratamento diferentes. Numa estação de tratamento convencional com tratamento biológico são gerados dois tipos de lamas:

- Lamas primárias: provêm do decantador primário e são formadas pelos sólidos precipitados antes do tratamento biológico. A maior parte é constituída por restos fecais, bem como por outros detritos arrastados pelas águas.

- Lamas secundárias ou biológicas: provêm do decantador secundário e são constituídas principalmente pela biomassa microbiana gerada no tratamento biológico das águas residuais. Parte destas lamas é recirculada no sistema de “lamas ativadas” e o excesso constitui o efluente sólido do sistema.

Independentemente da origem das lamas, todas se caracterizam por teores elevados de água, de matéria orgânica putrescível e de microrganismos patogénicos. Consequentemente, os objetivos das ETAR para o tratamento das lamas geradas centram-se na redução do teor de água, na redução dos custos de transporte e na estabilização da matéria orgânica para evitar a sua putrefação [Ciešlik et al., 2015].

Os diferentes processos destinados a alcançar estes objetivos são:

- **Espessamento:** reduz-se o volume das lamas ao eliminar água das mesmas por meio de sistema de sedimentação gravitacional, flutuação ou centrifugação. Esta redução do volume é vital para reduzir o volume de lamas a tratar nos processos seguintes, afetando diretamente o custo de investimento e operação dos mesmos.
- **Estabilização:** reduz-se o teor de matéria orgânica, evitando a putrefação das lamas, bem como maus odores e a presença de organismos patogénicos. Existem dois tipos de sistemas de estabilização, os biológicos e os químicos. Na digestão biológica, as lamas servem como substrato para o crescimento de outros microrganismos, podendo ser esta digestão aeróbia, em que, em presença de oxigénio, a matéria orgânica é oxidada até uma lama digerida juntamente com CO₂ e água; ou anaeróbica na ausência de oxigénio, em que se produz igualmente uma lama digerida juntamente com CO₂ e metano. Na estabilização química utiliza-se um reagente químico, normalmente cal, para alterar as características químicas como o pH das lamas e impedir a sua putrefação.
- **Armazenamento:** é uma etapa anterior à desidratação das lamas para reduzir a afinidade da água pelos sólidos neles presentes. Pode ser realizada por adição de reagentes químicos ou por tratamento térmico, de modo que as lamas perdem parte da água intersticial quando se formam agregados maiores.
- **Desidratação:** consiste na eliminação prática do teor de água das lamas. Este processo constitui geralmente a fase final do tratamento das lamas em muitas estações de tratamento. A desidratação reduz os custos de transporte das lamas, diminuindo o seu peso e volume, reduz os problemas de odores e putrefação e constitui uma etapa necessária no caso de as lamas se destinarem à incineração. Pode ser realizada por meio de sistemas de filtração ou centrifugação.
- **Destino final:** o destino final das lamas de depuração depende do valor que lhes é atribuído, podendo ser armazenadas como resíduos sem valor em aterros (Figura 3) ou utilizadas como recurso ou matéria-prima.

Em alguns dos tratamentos destinados a tratar e valorizar as lamas atualmente utilizadas nas estações de tratamento de águas residuais, estas são tratadas como uma matéria-prima com valor económico, enquanto em outros, como a deposição em aterro, são tratados como um resíduo sem valor.

Os tratamentos de reaproveitamento ou valorização das lamas dividem-se em dois grupos fundamentais: os processos termoquímicos e os processos biológicos.

Os processos termoquímicos incluem os seguintes tratamentos:

- **Secagem térmica:** consiste na redução do teor de água das lamas até cerca de 10%. Desta forma, aumenta-se o poder calorífico das lamas em caso de utilização como combustível e reduz-se o peso e o volume dos mesmos, reduzindo-se os custos de transporte. É realizado após a fase de desidratação das lamas devido ao custo relativo elevado. O produto obtido destina-se principalmente ao aproveitamento térmico como combustível e à utilização agrícola como alteração do solo.

Entre as vantagens deste processo estão a mencionada redução de peso e volume, além da higienização das lamas ou a baixa necessidade de espaço para implantar esta tecnologia. As desvantagens são os elevados fatores de investimento, manutenção e exploração dos sistemas de secagem e o facto de as lamas

não se encontrarem estabilizadas, podendo entrar em fase de putrefação se voltarem a humedecer.

- **Incineração:** Consiste na oxidação das lamas a alta temperatura na presença de excesso de oxigénio. Após este processo obtém-se uma mistura de gases, principalmente CO_2 , H_2O , N_2 além de outros em menores proporções, e cinzas constituídas pela matéria não combustível. Este sistema tem a vantagem de que o volume das lamas é reduzido a uma fração do de partida ao tempo em que o calor gerado pode ser aproveitado para a obtenção de energia ou em outros processos que requeiram uma entrada calorífica. A redução do volume implica uma vantagem em termos de custos de transporte para o local de depósito final das cinzas geradas, sem as mesmas matérias orgânicas putrescíveis nem possíveis agentes patogénicos. No entanto, podem surgir problemas ambientais decorrentes da emissão de gases, como o CO_2 , SO_2 , NO_x , etc. (Mahamud, 2000).
- **Gaseificação:** consiste na conversão das lamas de depuração num gás combustível e num resíduo sólido inerte. Este processo é realizado a temperaturas superiores a 1000°C e em presença de oxigénio, gerando-se uma mistura gasosa de CO , CO_2 , H_2 , CH_4 , H_2O , N_2 e pequenas quantidades de hidrocarbonetos. Este gás pode ser utilizado como combustível de motores, turbinas, etc. O resíduo produzido normalmente é armazenado em aterros (Syed-Hassan et al., 2017).
- **Pirólise:** é um processo semelhante à gaseificação, mas é realizado a temperaturas substancialmente inferiores e na ausência de oxigénio. Este processo, ao contrário dos anteriores, é endotérmico, necessitando, por isso, de uma entrada externa de energia. Os produtos obtidos são um resíduo sólido, óleo pirolítico e uma mistura gasosa de hidrogénio, metano e monóxido de carbono, principalmente. As vantagens do processo são a redução de volume, a obtenção de subprodutos com possível utilidade comercial e a ausência de compostos perigosos (Syed-Hassan et al., 2017).

TECNOLOGIAS BIOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DE LAMAS

As tecnologias biológicas convencionais para a valorização das lamas de depuração centram-se principalmente na compostagem, com fins agrícolas, e na digestão anaeróbia, tanto para fins energéticos como agrícolas. A legislação espanhola que regulamenta a valorização de resíduos, incluindo lamas de depuração, como componentes fertilizantes (Real Decreto 506/2013, de 28 de junho, sobre produtos fertilizantes), prevê a utilização de ambas as tecnologias de tratamento. Em contrapartida, a legislação europeia (Regulamento (UE) 2019/1009) não as contempla como método para tratar as lamas com o objetivo de serem utilizadas como material componente de um produto fertilizante.

A compostagem é uma tecnologia amplamente utilizada para estabilizar e higienizar biologicamente as lamas de depuração (Bo ym y Siemi tkowski, 2018)8 (no. 2. Este processo implica a transformação microbiana de compostos orgânicos biodegradáveis em formas de matéria orgânica mais estável e complexa, proporcionando-lhe propriedades fertilizantes que implicam uma melhoria, não só sobre as propriedades do solo, mas também sobre a produção agrícola (Guerrini et al., 2017; Głęb et al., 2020). A compostagem reduz o volume e a massa de lamas, elimina os patogénicos por efeito das altas temperaturas alcançadas durante a fase termófila, e converte o nitrogénio amoniacal em formas de nitrogénio orgânico estáveis (Zhu, 2006; Wang et al., 2017)converted nitrogen from unstable ammonia to stable organic forms, and reduced the volume of waste; (2.

No entanto, o processo de compostagem de lamas de depuração coloca alguns problemas, principalmente devido ao seu elevado teor de humidade e baixa porosidade (Toledo et al., 2019). Por isso, muitos autores sugerem uma co-compostagem com diversos materiais como resíduos agrícolas, lascas de madeira ou mistura de minerais (cal, zeolite, bentonite, etc.). Estes compostos absorvem a humidade e proporcionam esponjosidade e arejamento à mistura (Banegas et al., 2007; Głęb et al., 2020)studies on the most suitable ratio of sludge:sawdust for sludge composting and on the influence of the sludge nature (aerobic or

anaerobic. Por outro lado, a baixa relação C/N das lamas de depuração provoca perdas significativas de N sob a forma de amónio durante o processo de compostagem. Além disso, a sua utilização na agricultura apresenta alguns problemas como a presença de metais pesados, de microrganismos patogénicos que podem resistir a um processo com baixo nível de controlo e a emissão de gases com efeito de estufa e de odores (Rodríguez-Morgado et al., 2015; Li et al., 2017).

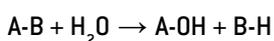
A digestão anaeróbia é um método de decomposição de matéria orgânica realizado por uma associação de microrganismos em condições anaeróbias. É um processo constituído por quatro fases: hidrólise, fermentação, acetogénese e metanogénese. Cada uma delas realizada por diferentes microrganismos (Themelis, 2002). É uma tecnologia madura e rentável de estabilização de lamas que consegue reduzir a procura química e biológica de oxigénio, produzir energia renovável (60-70 % CH₄, 30-40 % CO₂) e obter uma lama digerida cujas propriedades fertilizantes podem ser utilizadas na agricultura (Tambone et al., 2009; Converti et al., 2009; Jain et al., 2015) consisting of fed-batch pulse-feeding anaerobic digestion of mixed sludge, followed by methane enrichment of biogas by the use of the cyanobacterium *Arthrospira platensis*. The composition of biogas was nearly constant, and methane and carbon dioxide percentages ranged between 70.5-76.0% and 13.2-19.5%, respectively. Biogas yield reached a maximum value (about 0.4 m³biogas/kgCODi. Esta tecnologia tem uma grande procura em alguns países como a Alemanha e Reino Unido, e menos procura em outros países como os Estados Unidos, onde 90, 60 e 48%, respetivamente, da lama produzida é tratada por digestão anaeróbia. Certas dificuldades técnicas, como as baixas taxas de digestão das lamas, impedem uma maior taxa de implementação (Shen et al., 2015) the barriers, gaps, and challenges in deploying biogas production technology are identified. Issues are classified as economic, technical, social or regulatory issues. Some of the critical challenges to the economics of digester operations are the slow rate of biogas generation, the low energy content of the biogas, and the costs to upgrade the biogas. Currently there is little biogas utilization at US WWTPs. Most biogas is flared while some is used for onsite process heat and power production. Case studies of co-digestion of biosolids with organic wastes at field-scale show the use of co-digestion could overcome significant economic challenges including higher methane yield, more efficient digester volume utilization and reduced biosolids production. These findings could provide guidance in retrofitting existing facilities or in designing new biogas production and utilization systems. The RFS2 ruling increases market certainty, hence reduces risk. The evaluation of applications of co-digestion at WWTP scales ranging from 1 million gallons per day (MGD). A compostagem é um método adequado para pequenas e médias ETARs, enquanto que, por exigências técnicas, a digestão anaeróbia é aplicada principalmente em grandes ETARs. (Wei et al., 2000).

BIOTECNOLOGIA ENZIMÁTICA

Apesar de tanto a compostagem como a digestão anaeróbia serem atualmente consideradas as tecnologias mais utilizadas para o tratamento das lamas de depuração, existem outras tecnologias que, embora não tenham uma aplicação em grande escala, e ainda não estão abrangidas pela regulamentação legislativa em vigor, receberam grande interesse porque permitem converter resíduos orgânicos em compostos aplicáveis no campo da biorremediação de agricultura e solos contaminados por xenobióticos orgânicos (Tejada et al., 2010, 2011, 2014, 2016, 2018; Gómez et al., 2014) obtained from rice bran, RB1 and RB2; municipal solid waste, MSW; and sheep manure, SM. Estes compostos, denominados bioestimulantes, obtidos por processos enzimáticos, são constituídos por péptidos de baixo peso molecular e aminoácidos livres, polissacarídeos, substâncias húmicas, etc. (Parrado et al., 2008; Rodríguez-Morgado et al., 2015) we describe a biological process that converts carob germ (CG).

A tecnologia enzimática baseia-se na utilização de enzimas, que são apenas catalisadores biológicos, para digerir as macromoléculas presentes na matéria-prima em unidades de menor dimensão. Durante o processo de hidrólise enzimática, verifica-se a rutura das ligações químicas que unem os monómeros

componentes dos diferentes biopolímeros, nomeadamente uma molécula de água que reage com a ligação e a rompe, de modo que se geram dois produtos, um que contém o catião hidrogénio, e o outro o anião hidroxilo, como indicado na seguinte equação:



Um dos processos de hidrólise enzimática mais estudado é o das proteínas. As proteínas são biomoléculas presentes em todos os seres vivos que desempenham diversas funções vitais. São compostas por aminoácidos ligados uns aos outros em forma de cadeia, os quais têm em comum que contém em sua molécula pelo menos um átomo de nitrogénio. Estas proteínas podem ser sintetizadas totalmente a partir do zero, como acontece por exemplo nas plantas, ou a partir dos aminoácidos provenientes da degradação de outras proteínas.

Uma das formas de reduzir o tamanho das proteínas para torná-las facilmente disponíveis para as células é a hidrólise enzimática, que se aproveita da ação das enzimas hidrolíticas, hidrolases ou mais especificamente proteases ou proteinases, para “romper” as ligações que unem os aminoácidos e libertam fragmentos proteicos de menor dimensão do que a proteína inicial (Adler-Nissen, 1977; 1986) (Tabela 1).

Tabela 1: Classificação dos fragmentos proteicos em função da sua dimensão

PESO MOLECULAR (Daltons)	DENOMINAÇÃO
>10.000	Proteínas
7.000-10.000	Peptonas
200-7.000	Péptidos
<200	Aminoácidos

O uso das proteases é uma estratégia vital dos seres vivos, já que implica uma poupança energética e de recursos importante ao não fazer necessária a síntese das próprias proteínas a partir do zero, utilizando-se estas enzimas tanto a nível intracelular nos processos de reciclagem celular como extra celularmente para a captação de nutrientes do meio.

Após o processo de hidrólise enzimática de um substrato proteico, obtém-se um produto hidrolisado rico em péptidos de baixo peso molecular e aminoácidos livres. Estes produtos têm várias propriedades funcionais próprias de seus componentes, como são a alta solubilidade (Jost et al., 1987; Turgeon y Gauthier, 1990; Parrado et al., 1991; Parrado et al, 1993).

Entre todos os processos de hidrólise enzimática, os processos de proteólise catalisados por proteases são os mais estudados. No entanto, existe uma grande diversidade de processos enzimáticos, bem como tipos de macromoléculas sobre as quais as enzimas podem atuar. É o caso da hidrólise de polímeros de hidratos de carbono, como o amido, a celulose, os glucanos, etc., catalisadas por diversas glicosidases; hidrólise de gorduras por lípases, etc.

O uso de processos enzimáticos para a obtenção de compostos bioestimulantes a partir de diversos subprodutos orgânicos tem despertado um interesse crescente. Utilizando a tecnologia enzimática, vários autores (Tejada et al., 2013, 2018; Rodríguez-Morgado et al., 2015; Orts et al., 2018; Caballero et al., 2019) obtiveram bioestimulantes edáficos a partir de lamas de depuração procedentes do tratamento de águas residuais urbanas e de outros subprodutos, empregando a tecnologia de hidrólise enzimática com

protéases de *B. licheniformis*. Estes produtos caracterizam-se por uma baixa concentração de metais pesados e uma elevada biodisponibilidade devido à sua elevada concentração em péptidos de baixo peso molecular e aminoácidos livres, que deram origem a um estímulo significativo das atividades enzimáticas do solo (Orts et al., 2018; Tejada et al., 2018; Caballero et al., 2019), constituindo uma opção a destacar na valorização das lamas ativadas.

CONCEÇÃO DE UMA INSTALAÇÃO DE VALORIZAÇÃO DE LAMAS DE DEPURAÇÃO POR HIDRÓLISE ENZIMÁTICA

O grupo AGR- 212 da Universidade de Sevilha concebeu uma unidade piloto de valorização de lamas de depuração por hidrólise enzimática para a obtenção de bioestimulantes.

Esta unidade é composta por um equipamento de concentração de lamas, um sistema de pré-tratamento físico para a sua higienização e um reactor de hidrólise enzimática de 8 m³. Esta unidade tem uma capacidade de tratamento de 1,8 m³ de lamas diárias (3 % p/v MS), tendo como resultado o processo físico-enzimático 0,9 m³ de produto hidrolisado (6 % p/v MS) ao dia. Estas lamas hidrolisadas podem ser utilizadas tanto no campo da bioestimulação agrícola (Tejada et al., 2013, 2016; Rodríguez-Morgado et al., 2015) there is a great demand for fertilizers. The main objective of this work was to study, over two experimental seasons, the effect of a biofertilizer obtained from sewage sludge (SS como energética, já que a ação do processo físico-enzimático multiplica a potencialidade bioquímica de produzir metano mediante digestão anaeróbia (Agabo-García et al. 2019).

Fases do processo integrado na unidade de hidrólise enzimática

O processo físico-enzimático integrado na unidade de hidrólise enzimática divide-se em duas fases:

- Uma primeira fase de natureza física visa condicionar as lamas como substrato para a hidrólise enzimática. Esta, por sua vez, é composta por duas etapas: uma de concentração para reduzir o volume de lamas e uma de pré-tratamento térmico e de pressão que resulta num produto higienizado e com maior acessibilidade à ação enzimática.
- Uma segunda fase de natureza biológica, a hidrólise enzimática, que se realiza em condições controladas de temperatura e agitação, que visa a conversão das lamas higienizadas num produto com potencial bioestimulante e energético.

ARMAZENAMENTO DAS LAMAS COMO SUBSTRATO PARA A HIDRÓLISE ENZIMÁTICA CONCENTRAÇÃO DO SUBSTRATO

A desidratação de lamas é um processo rotineiro em uma ETAR, focado em reduzir o seu volume e facilitar a sua gestão. Existem diversos métodos de concentração de lamas. Os mais comuns são baseados em tecnologias de filtração, compressão mecânica, centrifugação e evaporação. Alguns deles são mostrados abaixo.

Os sacos filtrantes (Figura 1), são sacos sustentados em uma estrutura de aço e equipados com uma malha fechada que impede a passagem das partículas insolúveis, permitindo a passagem da água. A pressão exercida pelo peso das lamas favorece a filtração. Este sistema é adequado para ETARs que têm de gerir pequenos volumes de lamas e nas quais estes vão ser tratados como resíduos, já que estes sacos não são reutilizáveis. O grau de concentração obtido com este sistema, embora dependente do tipo de lamas, é geralmente de cerca de 8 % p/v de MS.



Figura 1. Imagem de sacos filtrantes usados para acondicionar lamas de ETAR (www.miraplas.com).

Os sacos filtrantes, são sacos sustentados em uma estrutura de aço e equipados com uma malha fechada que impede a passagem das partículas insolúveis, permitindo a passagem da água. A pressão exercida pelo peso das lamas favorece a filtração. Este sistema é adequado para ETARs que têm de gerir pequenos volumes de lamas e nas quais estes vão ser tratados como resíduos, já que estes sacos não são reutilizáveis. O grau de concentração obtido com este sistema, embora dependente do tipo de lamas, é geralmente de cerca de 8 %.

O sistema de filtro de prensa (Figura 2) permite a concentração de volumes maiores de lamas. Este consiste num sistema de placas forradas com tecido filtrante, e um pistão hidráulico que exerce pressão sobre as placas favorecendo a filtração da água através do tecido e compactando a lama no seu interior. As lamas concentradas por este sistema podem atingir uma concentração de 40 % p/v de MS (Wakeman, 2007).



Figura 2. Imagem de filtro de prensa para acondicionar lamas de ETAR (www.miraplas.com).

Os decantadores centrífugos (Figura 3) são a opção mais comum de concentração de lamas nas ETARs porque trabalham em contínuo e podem ser utilizados para concentrar produtos com um elevado teor de sólidos, obtendo-se um elevado grau de concentração que: embora dependendo das características das lamas, pode rondar 20 % p/v de MS. Este sistema permite a concentração mecânica das lamas por aplicação de uma força centrífuga de cerca de 3.000 x g por rotação a alta velocidade de um tambor com um parafuso interno sem fim que desloca os sólidos para as paredes internas do tambor e para a saída de descarga. Para aumentar o grau de clarificação dos produtos concentrados, estes equipamentos exigem

normalmente a pré-mistura das lamas com floculantes ou coagulantes que permitem aglutinar as partículas de menor dimensão.



Figura 3. Imagem de um decantador centrífugo (www.alfalaval.es).

A escolha do sistema de concentração da unidade de hidrólise enzimática foi efetuada tendo em conta a sua aplicação a pequena escala em ETARs de pequena e média dimensão. Embora os processos de hidrólise enzimática permitam um elevado grau de concentração do substrato, o limite de concentração do substrato é marcado operacionalmente pelo sistema de pré-tratamento e pelo sistema de agitação do bioreator. A concentração do substrato de 6 % p/v é suficiente para adaptar a unidade de hidrólise aos volumes gerados em ETARs de pequena e média dimensão, e a essa concentração a viscosidade é adequada para o pré-tratamento físico e para o processo de hidrólise enzimática.

Por conseguinte, foi integrado na unidade de hidrólise enzimática um sistema de peneira de tambor rotativo concebido para a concentração contínua de lamas, com um fluxo de funcionamento de cerca de $0,5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Este é um sistema simples e económico, que trabalha em condições suaves, sem chegar a compactar a lama, o que sim ocorre nos concentradores tipo decanter e prensa mecânica, e seria um inconveniente para o processo de hidrólise. Este sistema atinge uma concentração aproximada de 6-8 % p/v, sempre dependendo da velocidade de alimentação, das características das lamas e do condicionamento da floculação deste.

Este sistema (Figura 4.A) conta com um tambor de filtragem rotativo de velocidade ajustável, que consiste numa lâmina perfurada (1,5 mm de diâmetro) de aço inoxidável. Uma inclinação do tambor de 6° permite uma maior drenagem da lama floculada. Para a concentração de lamas com este equipamento é necessária a adição de floculante. Para isso, a lama a concentrar é bombeada através de um tubo floculador (Figura 4.B) constituído por um percurso sinuoso que permite a correta homogeneização do floculante com a lama.

De seguida, esta lama entra no tambor através de um distribuidor de canal duplo. Deste modo, o filtrado cruza as perfurações, enquanto a lama concentrada é levada para a saída por uma fita helicoidal interna.



Figura 4. Tubo floculador; B. Peneira de tambor rotativo sobre passadiço elevado

SISTEMA DE PRÉ-TRATAMENTO PRÉ-HIDROLÍTICO

Para que as lamas de depuração sejam aplicadas como substrato de hidrólise enzimática, inicialmente é necessário que estes sejam pré-tratados com o objetivo de aumentar a acessibilidade do substrato às enzimas e para eliminar a carga microbiana que é um inconveniente para a formulação de produtos agrícolas pelo seu potencial de carga de microrganismos patogénicos.

A nível industrial existem diversas alternativas de tratamento mediante hidrólise térmica. Estas destinam-se principalmente a tornar as lamas mais biodegradáveis, melhorando a cinética de produção de biogás, reduzindo a fase de hidrólise, que é a fase inicial e mais lenta do processo de digestão anaeróbia. O Quadro 2 apresenta as principais características de diferentes tecnologias comerciais de hidrólise térmica. Estas tecnologias submetem as lamas a alta pressão e temperatura mediante a injeção de vapor direto (THE, Exelys, HCHS, Aqualysis e Th4+) ou mediante permutadores de calor (*Lysortherm*, *TurboTec*). Os primeiros, integram um sistema de Explosão Súbita de Vapor (ESV) que, após um tempo de reação variável, liberam a pressão de forma súbita, produzindo a ebulição repentina da lama. Isto, juntamente com as altas temperaturas de reação, propicia a vaporização súbita da água contida no interior celular e nos biopolímeros que rodeiam as células que compõem a lama, produzindo a rutura de ambos (Fernández-Polanco y González, 2015), e, conseqüentemente, higienizando as lamas e tornando-as mais biodegradáveis.

Tabela 2. Comparação de tecnologias industriais de hidrólise térmica (Fernández-Polanco y González, 2015).

Fornecedor	Tecnologia	Regime	Tempo de reação (min)	Temperatura máxima (°C)
<i>Cambi</i>	THP	Batch	30	165
<i>Veolia</i>	Exelys	Contínuo	30	165
<i>SH+É</i>	Lysortherm	Contínuo	30	165
<i>Sustec</i>	TurboTec	Contínuo	30	165
<i>Haarlev</i>	HCHS	Contínuo	20	165
<i>Aqualogy</i>	Aqualysis	Contínuo	15	170
<i>teCH4+</i>	Th4+	Contínuo	5	220

Estas tecnologías poderiam ser aplicadas como sistema de pré-tratamento, prévio ao processo de hidrólise enzimática. No entanto, só são aplicáveis em grande escala, pelo que não são consideradas como uma solução para pequenas ETAR que geram pequenas quantidades de lamas.

O Grupo Vento, em colaboração com o grupo de pesquisa AGR-212 da Universidade de Sevilha, concebeu e construiu um sistema de pré-tratamento de higienização de lamas por ESV, adaptado às necessidades de pequenas ETARs. Este sistema opera de forma contínua sob condições de pressão e temperatura mais suaves que as tecnologias anteriormente mencionadas (1,2 bar de sobrepressão e 120°C respetivamente). Este sistema é constituído por uma unidade de pré-aquecimento das lamas, constituída por um depósito de pulmão de 2 m³ e um permutador de calor tubular, e por um equipamento de esterilização, constituído por um esterilizador e um depósito de descompressão súbita (Figura 5).

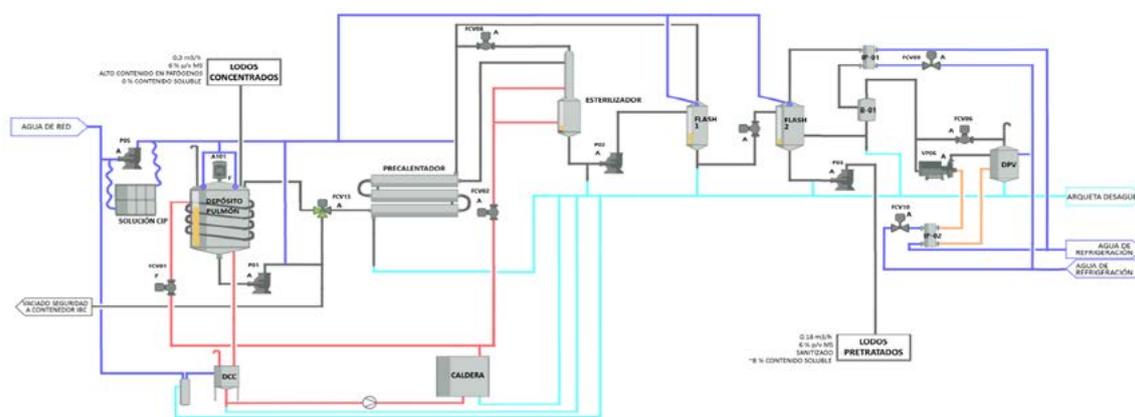


Figura 5. Diagrama esquemático do sistema de pré-tratamento de lamas incluído na unidade de hidrólise enzimática.

Neste sistema, a temperatura do pré-tratamento é atingida progressivamente. A unidade de pré-aquecimento se encarrega de reduzir as necessidades energéticas do sistema de pré-aquecimento, requerendo-se menos vapor para alcançar a temperatura de operação do esterilizador (120 °C).

As lamas, após concentração através do peneiro de tambor rotativo, são armazenadas no reservatório pulmão (Figura 6.A), onde são lentamente pré-aquecidas até 80°C, enquanto se aguarda o tratamento no esterilizador. Este reservatório tem isolamento térmico, invólucro térmico alimentado por vapor proveniente de um gerador de vapor como fluido térmico (15 Kg h⁻¹, 6 bar), e um sistema de agitação por pá tipo âncora. Em seguida, a lama é bombeada através de um permutador de calor tubular (Figura 6.B), onde atinge uma temperatura de 90°C aproveitando o calor residual do esterilizador que se segue. O permutador de calor é constituído por um circuito de tubos concêntricos de tal forma que, nos interiores, circula a lama e, nos exteriores, circula, na direção oposta, vapor residual proveniente da esterilização de lamas posterior, como fluido térmico. Depois de passar pelo permutador de calor, a lama chega ao equipamento esterilizador (Figura 6.C). Este equipamento esterilizador é dividido em duas partes. A parte superior é um misturador que permite a rápida difusão de vapor através das lamas, e a parte inferior é um reservatório que retém as lamas durante um curto período de tempo e por onde ocorre a injeção de vapor. Finalmente inclui-se um depósito (Flash 1, figura 6.D) onde é recebida a lama do esterilizador depois de ocorrer a libertação súbita de pressão (12 Kg h⁻¹, 3 bar) Adicionalmente, foi adicionado a este sistema um refrigerador (Flash 2, figura 6.E) composto por um depósito acoplado a uma bomba de vácuo, onde ocorre uma segunda descompressão que arrefece as lamas até 60°C.



Figura 6. Equipamentos que constituem o sistema de pré-tratamento de lamas. A - Depósito pulmão, B - Permutador de calor tubular, C - Esterilizador, D - Reservatório Flash 1, E - Reservatório Flash 2.

Ao estudar um pouco mais em detalhe o equipamento esterilizador, cabe mencionar que o misturador conta com um original desenho de funis invertidos que favorece a homogeneização do vapor com a lama. Este último entra de forma contínua no esterilizador ($0,18 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$), caindo em forma de cascata através dos funis no sentido contrário à injeção de vapor. Este projeto permite que a temperatura e a pressão de operação ($120 \text{ }^\circ\text{C}$ e $1,2 \text{ bar}$ de sobrepressão) sejam rapidamente alcançadas, o que não seria possível com outro tipo de projeto, como um permutador de calor tubular, devido à baixa condutividade térmica das lamas.

O reservatório inferior do esterilizador tem uma capacidade de 30 L , destinando-se a reter as lamas mantendo as condições operacionais durante um tempo de residência de 8 min . A injeção de vapor tem lugar a partir da zona inferior do depósito, sendo esta variável para manter as condições de operação. O vapor, que sobe através do misturador em sentido contrário à lama, é depois reaproveitado para pré-aquecer a lama no permutador de calor tubular.

Concluído o ciclo de esterilização, a pressão acumulada no reservatório inferior do esterilizador é liberada de forma súbita mediante o acionamento de uma bomba que descarrega o conteúdo do equipamento esterilizador no depósito Flash 1, que se encontra a pressão atmosférica, o arrefecimento das lamas até $100 \text{ }^\circ\text{C}$. Este processo, que ocorre sob a forma de pulsos contínuos, a cada 8 minutos , produz uma ebulição súbita das lamas, provocando uma separação de fases e libertando o vapor residual (4 Kg h^{-1}), que também é reaproveitado para pré-aquecimento das lamas no permutador de calor tubular anterior. Esta libertação de vapor devolve a lama, que tinha sido diluída pela injeção de vapor no esterilizador, à concentração que tinha antes da entrada no esterilizador.

O sistema de arrefecimento por vácuo, acoplado ao sistema esterilizador para arrefecer as lamas até à temperatura adequada de entrada no reator de hidrólise enzimática ($60 \text{ }^\circ\text{C}$), consiste num reservatório

(Flash 2) ligado a uma bomba de vácuo onde se produz um arrefecimento por descompressão. A bomba de vácuo evapora 15 kg h^{-1} de vapor, que são condensados e devolvidos ao reservatório Flash 2.

O vapor é gerado em uma caldeira de vapor elétrico com uma potência de 30 KW e capacidade de produzir 45 Kg h^{-1} de vapor. Esta reabastece tanto o sistema de pré-tratamento como o bioreator.

O fluxo de lamas, previamente concentrado (6% p/v MS), através do equipamento de esterilização é de $0,18 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Considerando ciclos de tratamento de 5 horas diárias, este sistema é capaz de tratar $0,9 \text{ m}^3$ de lamas (6% p/v MS) em ciclos de 12-24 horas, gerando um produto higienizado, pronto para ser utilizado como substrato de hidrólise enzimática.

Esta tecnologia está atualmente sob revisão para obter uma certificação VTA (Programa de Verificação de Tecnologia Ambiental, no âmbito do Plano de Ação de Eco inovação, promovido pela União Europeia). O desenvolvimento tecnológico ambiental utiliza este tipo de ferramentas como uma forma de impulsionar no mercado tecnologias inovadoras e cientificamente consistentes. Para isso, os Corpos de Verificação se encarregam de verificar a robustez das afirmações feitas sobre a inovação tecnológica, e emitir uma Declaração de Verificação que serve como evidência de confiabilidade, e facilitam o acesso ao mercado desta tecnologia, já que reduzem o risco tecnológico para seus compradores.

HIDRÓLISE ENZIMÁTICA

Após o pré-tratamento, as lamas arrefecidas a $55 \text{ }^\circ\text{C}$ já constituem um substrato adequado para a hidrólise por tecnologia enzimática e são encaminhadas para o reactor (Figura 7). Este equipamento consiste num reservatório de aço inoxidável 316L com uma capacidade de 8 m^3 . Tal como o depósito de pulmão, é isolado termicamente e tem um invólucro térmico que utiliza vapor proveniente da caldeira como fluido térmico (5 Kg h^{-1} , 6 bar), e um sistema de agitação por pá tipo âncora. Além disso, este equipamento conta com um difusor de ar na zona inferior, e sensores de pH, O_2 dissolvido e temperatura. A alimentação deste reator é feita diretamente a partir do sistema de pré-tratamento, portanto, alimentado a um fluxo de $0,18 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$



Figura 7. Imagem de um bioreactor de 8 m^3 no exterior de um contentor marítimo.

À medida que o reator é alimentado com lamas pré-tratadas, a mistura de enzimas selecionadas para o processo de hidrólise enzimática também é fornecida. Nesta mistura podem incluir-se protéases, lípases, celulasas, amilases, etc. Estas enzimas vão ser as encarregadas de hidrolisar as diferentes macromoléculas componentes dos lodos. Para que esta reação se dê de forma correta, é necessário ajustar várias condições físico-químicas no interior do reator, sendo as principais a temperatura e o pH.

A temperatura estabelecida para o processo de hidrólise enzimática é de 55°C. Esta temperatura, além de ser ótima para a atividade enzimática, fluidifica a lama favorecendo a difusão enzimática e a do substrato a hidrolisar. Esta temperatura é obtida no reator de hidrólise enzimática graças a uma camisa térmica alimentada com vapor procedente de um gerador elétrico.

O parâmetro pH é crítico para as reações biológicas, uma vez que fora de uma faixa específica para cada reação, a solubilidade e disponibilidade dos substratos a digerir é reduzida e, no caso das enzimas, estas podem ser inativadas ou mesmo desnaturadas. Por isso, o valor de pH é medido constantemente mediante um pH-metro instalado em linha e acoplado a uma bomba que dosa segundo as necessidades ácido ou base para ajustar esse valor ao ótimo requerido.

Uma vez o reator cheio e ajustadas as condições internas em seus valores ótimos, estas são mantidas durante 12-24 horas. Durante este período, os biopolímeros serão digeridos pelas enzimas em unidades mais pequenas, tais como péptidos, aminoácidos, oligossacáridos, ácidos gordos, etc. A característica comum de todos estes compostos é que a sua solubilidade é aumentada em relação à matéria inicial, bem como a sua biodisponibilidade. Estes dois parâmetros proporcionam ao produto hidrolisado interesse tanto no campo da bioestimulação agrícola [Tejada et al., 2013, 2016; Rodríguez-Morgado et al., 2015], como energética, já que a ação do processo físico-enzimático multiplica a potencialidade bioquímica de produzir metano mediante digestão anaeróbia [Agabo-García et al., 2019].

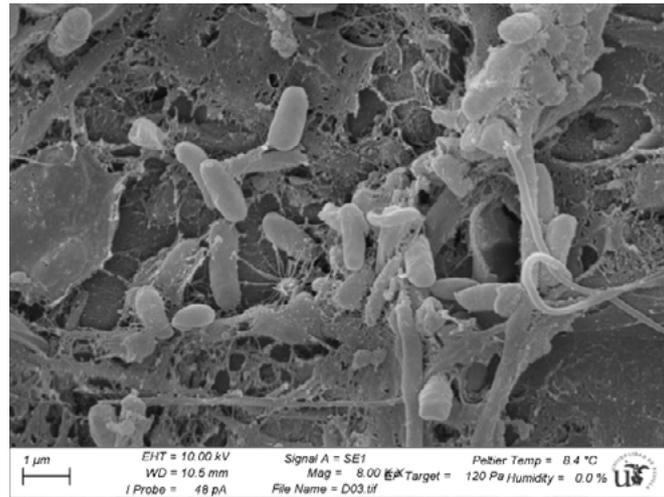
BALANÇO DO PROCESSO

Considerando que o processo enzimático se desenrola em ciclos de 12 a 24 horas; que, no final do processo, serão tratadas 1,8 m³ de lamas provenientes do tratamento de cerca de 30 - 45 m³ de águas residuais de matadouro e será obtido um volume de 0,9 m³ de lamas fermentadas, que podem ser destinados à formulação de bioestimulantes agronómicos ou à digestão anaeróbia para produzir energia.

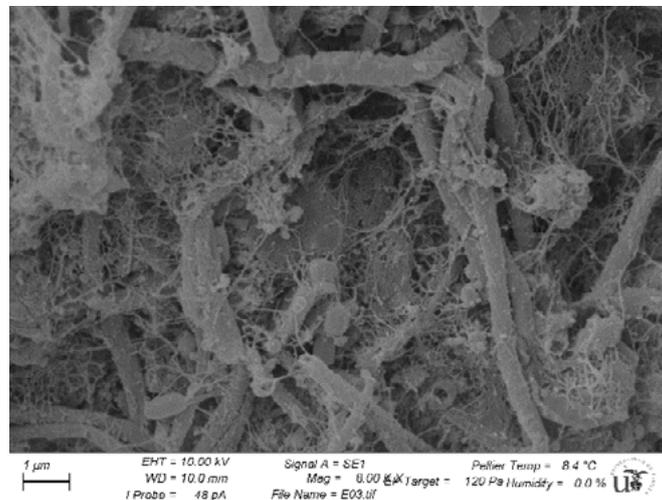
Esta unidade de fermentação é acoplada a pequenas e médias ETARs, podendo proporcionar uma via para a gestão de lamas in situ. Considerando que esta unidade tem capacidade para tratar diariamente 1,8 m³ de lamas (3 % p/v MS), equivalentes a 54 kg de lamas (MS), e que a produção diária estimada de lamas per capita é de 0,04 kg (MS) [Karagiannidis et al., 2011].

DESCRIÇÃO DO PRODUTO HIDROLISADO

Após o pré-tratamento físico e o processo de hidrólise enzimática, as lamas são transformadas num produto com novas características. Após o pré-tratamento físico, o componente orgânico insolúvel das lamas é constituído pelos restos inertes dos microrganismos responsáveis pela depuração das águas residuais. Este, agora, é mais acessível à ação enzimática, já que os corpos celulares e as fibras que o compõem, principalmente de bactérias filamentosas, micélio fúngico e agregados de restos de biomassa microbiana e substâncias poliméricas extracelulares secretadas, foram parcialmente quebrados, aumentando o laxismo de sua estrutura (Figura 8). Além disso, este pré-tratamento aumenta o teor solúvel do produto que, em média, passa de 0,31 ± 0,14 % para 8,24 ± 1,15 % do seu teor total de matéria seca, sendo este teor solúvel, cujo perfil molecular era praticamente plano antes do pré-tratamento, agora apresenta um conteúdo médio em moléculas de tamanho inferior a 1 KDa de 51,11 ± 4,17 %.



A



B

Figura 8. Imagens de microscópio eletrônico por varredura. Comparação da morfologia externa a nível microscópico das lamas não tratadas e autoclavadas. A- Lamas não tratadas; B - Lamas após pré-tratamento físico.

Após o processo de hidrólise enzimática, as macromoléculas que compõem as lamas são digeridas em unidades menores, ou seja, as proteínas são constituídas por péptidos e aminoácidos livres, os polissacáridos em oligossacáridos, dissacáridos e monossacarídeos, as gorduras em ácidos gordos, etc. Esta hidrólise ou digestão resulta numa solubilização da matéria orgânica, nomeadamente os elementos estruturais e insolúveis formados por biopolímeros dão lugar a oligómeros e monómeros, geralmente muito mais solúveis do que as macromoléculas de partida. Como resultado desta digestão a maioria das estruturas celulares dos microrganismos que formam as lamas são destruídos, resultando em uma mistura de elementos insolúveis, como os, restos celulares parcialmente digeridos, compostos inorgânicos, etc. e uma fração solúvel maioritária constituída principalmente pelos oligómeros e monómeros acima referidos.

Tabela 3. Comparação das características dos produtos: lamas não tratadas, lamas pré-tratadas e lamas hidrolisadas enzimaticamente.

	LAMA	LAMA PRÉ-TRATADA	LAMA HIDROLIZADA
Composição insolúvel	Biomassa microbiana	Restos inertes de biomassa microbiana	Sais minerais insolúveis, restos não digeridos
Conteúdo solúvel	0,31 ± 0,14 %	8,24 ± 1,15 %	55 ± 2,04 %
Perfil molecular (<1 KDa)	ND	51,11 ± 4,17 %	64,0 ± 3,60 %

De um ponto de vista macroscópico, observa-se em primeiro lugar um aumento do teor solúvel das lamas à medida que avança o processo (pré-tratamento e hidrólise enzimática). O grau de solubilização obtido depende da matéria-prima inicial, ou seja, do tipo de lamas utilizado, bem como das enzimas hidrolíticas utilizadas. A análise da massa molecular revela que a percentagem de compostos solúveis de baixo peso molecular em relação às lamas de partida é aumentada, ultrapassando 50% e 65% nas lamas pré-tratadas e nos hidrolisados respetivamente.

Este aumento do componente solúvel e a diminuição do tamanho molecular são dois dos melhores indicadores de eficiência do processo. Isto é porque os produtos finais vão ser aplicados na agricultura e em tratamentos ambientais. Para que esta aplicação seja possível, é necessário, em primeiro lugar, que os produtos se encontrem numa forma solúvel facilmente acessível por plantas e microrganismos. Em segundo lugar, foi demonstrado que o tamanho molecular dos compostos presentes nos produtos hidrolisados é fundamental para o efeito bioestimulante, estando o tamanho molecular inversamente relacionado com os níveis desse efeito, ou seja, quando menor é o seu tamanho molecular, maior é o efeito observado.

PRINCIPAIS APLICAÇÕES

Os bioestimulantes são substâncias e/ou microrganismos que, aplicados em pequenas quantidades às plantas ou à rizosfera, estimula o processo natural melhorando a absorção de nutrientes e a eficiência, qualidade e tolerância às pressões abióticas das culturas, independentemente do seu conteúdo nutricional (EBIC; du Jardin, 2015). Segundo du Jardin (2015), as principais categorias de produtos bioestimulantes são as substâncias húmicas, os hidrolisados proteicos, os extratos de algas, o quitosano, os compostos inorgânicos e os fungos e bactérias benéficas.

Os mecanismos envolvidos nos processos de bioestimulação incluem a melhoria da absorção de nutrientes, a regulação de sinais associados à membrana relacionados com o crescimento e o desenvolvimento vegetal, efeitos hormonais e modulação de sistemas enzimáticos, entre outros (Jindo et al., 2012; Canelas et al., 2015; du Jardin 2015) hormonal direct effect on plant growth by extracted humic acids of organic materials is interesting and profitable theme. In the present work, we studied on direct interaction between humic acid and root growth, depending on different origin of organic materials. Methods: All extracted humic acids of four organic materials (sewage sludge, compost sewage sludge, municipal solid waste, compost municipal solid waste).

Independentemente do tipo de mecanismo que exerça a ação bioestimulante, o seu objetivo é aumentar o número de organismos e, sobretudo, a atividade metabólica dentro da cultura, englobando neste tanto a própria planta como o meio circundante, ou seja, a rizosfera, e microrganismos superficiais, etc. (Yakhin et al, 2016). Há já algum tempo que diversos substratos de vários tipos são utilizados como matérias-primas para a produção de bioestimulantes orgânicos. A seleção de uma matéria-prima ou outra depende, em muitos casos, da composição química, da facilidade de processamento e, sobretudo, do preço e da disponibilidade.

de no momento da escolha. Embora a decisão final seja tomada tendo em conta todas estas informações e com um período de validade de vários anos, em muitos casos as condições iniciais mudam devido a agentes externos como mudanças geopolíticas, crises financeiras, catástrofes ambientais, etc. ou simplesmente, o período inicial de validade expirado e deve ser realizado um novo estudo e avaliação.

Ao longo do tempo, muitas das matérias-primas inicialmente utilizadas na produção de fertilizantes ou bioestimulantes aumentaram os seus preços, diminuíram a sua disponibilidade ou reduziram as suas utilizações e aplicações por motivos relacionados com a legislação em vigor. Isto obrigou à procura de novas matérias-primas de baixo custo e alta disponibilidade, como são os subprodutos da indústria agroalimentar. Muitos substratos orgânicos, como as lamas de depuração, só são adequados para aplicação como bioestimulantes. No entanto, não podem ser utilizados sem processamento devido a uma série de problemas inerentes à sua estrutura, propriedades físico-químicas, etc. Entre estes parâmetros limitantes a ter em conta destacam-se alguns como a solubilidade ou distribuição de pesos moleculares. Por conseguinte, a utilização agrícola ou ambiental direta destes substratos orgânicos é técnica e economicamente inviável. Para resolver estes problemas, os subprodutos devem ser processados de forma a contornar as limitações dos mesmos. Tradicionalmente, foram utilizados tratamentos de carácter físico ou químico para extrair e/ou modificar os componentes de interesse que fazem parte desses substratos (Prendergast, 1974). Em muitos casos, estes tratamentos implicam o emprego de condições extremas, como altas temperaturas, pH extremos e o uso de compostos químicos como solventes orgânicos, agentes cáusticos, etc. Embora estes métodos consigam obter o produto final requerido, em geral, também se produzem efeitos indesejados, como a ocorrência de modificações prejudiciais em aminoácidos, resíduos tóxicos, alto custo energético, etc. (Fox, 1982).

Uma alternativa aos tratamentos físico-químicos são os tratamentos biológicos ou bioquímicos, como os processos de hidrólise enzimática. Os hidrolisados enzimáticos, além de estarem muito difundidos na indústria alimentar, receberam nos últimos anos um crescente interesse desde a perspectiva agrícola. Tal deve-se, por um lado, ao facto de estes produtos constituírem uma fonte de elementos vitais facilmente biodisponíveis, tanto para as plantas como para os organismos que vivem no solo.

Entre estes, os hidrolisados proteicos são misturas de aminoácidos e péptidos resultantes da hidrólise química ou enzimática de proteínas (Calvo et al., 2014) e são considerados como uma das categorias dos produtos bioestimulantes (du Jardin, 2015). Os efeitos diretos em plantas incluem a modulação da absorção de N, atuando em rotas de sinalização na raiz, e de sua assimilação, regulando enzimas envolvidas nesse processo. Alguns aminoácidos, como a prolina, também demonstraram ter efeitos diversos ao atuarem como agente quelante envolvido na proteção contra metais pesados ou contribuindo para a aquisição e mobilidade de micronutrientes (du Jardin 2015). Da mesma forma, os hidrolisados proteicos mostraram ter atividade hormonal, similar à auxina e à giberelina (Colla et al., 2014) nitrogen uptake, and growth stimulation, e atividade antioxidante, atuando sobre radicais livres. Além disso, os hidrolisados proteicos aplicados nos solos demonstraram ter efeitos indiretos sobre o crescimento e a nutrição vegetal, aumentando a disponibilidade de nutrientes e a sua aquisição pelas raízes, e potencializando a atividade e a biomassa microbiana do solo, a respiração do solo e, em geral, a sua fertilidade (du Jardin, 2015). Os bioestimulantes orgânicos hidrolisados são produtos nos quais, além de se obterem péptidos e aminoácidos livres, oligossacáridos e monossacarídeos, etc., também são libertadas durante o processo outras moléculas potencialmente benéficas associadas às anteriores como ácidos húmicos, fito-hormonas, etc. (Parrado et al., 2008). Ao contrário das suas macromoléculas de partida, estes hidrolisados são facilmente assimiláveis pelos diferentes microrganismos e plantas, pelo que não é necessário mineralizá-los e são totalmente solúveis, o que melhora a sua disponibilidade física (Ordoñez et al., 2001; Gjalakshimi y Abbasi, 2004).

No caso dos bioestimulantes orgânicos hidrolisados ricos em péptidos e aminoácidos livres, além de fornecer o elemento azoto de uma forma facilmente assimilável, também têm outros efeitos benéficos diretos, como aumentar a resistência das plantas contra diferentes tipos de estresse abiótico e biótico ou ser precursores de várias fito-hormonas. Por outro lado, de forma indireta melhoram as propriedades químicas dos solos, aumentando e estimulando as populações microbianas do solo e como consequência de tudo isso, melhoram os rendimentos e qualidade dos cultivos onde são aplicados (Rodríguez-Morgado et al., 2015; Yakhin et al., 2016).

Concretamente, a Tejada et al. (2013, 2016) y Rodríguez-Morgado et al. (2015) demonstraram que a utilização de bioestimulantes obtidos a partir de lamas de depuração através da utilização da metodologia enzimática é capaz de melhorar os diversos parâmetros ligados ao êxito das culturas vegetais, como são incrementos da fertilidade edáfica, dos rendimentos de produção e a qualidade da colheita.

Outra utilização dos bioestimulantes é o tratamento dos solos contaminados. Estes solos foram tratados convencionalmente mediante técnicas físico-químicas que, em muitos casos, implicavam também o isolamento do solo contaminado para o seu eficaz processamento. Estas técnicas, embora consigam eliminar os compostos poluentes do solo, provocam uma série de alterações no solo, principalmente devido à perda de estrutura do solo e à própria agressividade dos tratamentos utilizados (Lombi y Hamon, 2005). Como alternativa aos tratamentos físico-químicos, a partir de meados do século XX começaram a ser utilizadas técnicas de carácter biológico para tratar diversos tipos de contaminação, sendo o termo biorremediação. A biorremediação é uma técnica de descontaminação que consiste no uso de seres vivos ou parte deles (enzimas) para tratar um composto contaminante por diversos meios, seja por absorção, imobilização, degradação desse composto, etc. (Alexander, 1999). Uma das principais vantagens destas técnicas biológicas é o facto de, em muitos casos, se poder utilizar "in situ", o que implica uma poupança económica por não ser necessário extrair o solo contaminado ao mesmo tempo que se reduzem os efeitos sobre a estrutura do solo (Ulrici, 2000; Exner, 1994; Klein, 2000; Viñas, 2005).

Dentro da biorremediação se englobam numerosas técnicas, as quais se definem pelo efeito que causam sobre o contaminante, quem realiza essa função e como a realizam. Um dos processos mais importantes é a biodegradação, que consiste na eliminação dos compostos contaminantes mediante a digestão, assimilação e metabolização dos mesmos, realizada por bactérias, fungos, protozoários e outros organismos (García-Martínez, 2009)

Muitos microrganismos que vivem no solo são capazes de os degradar compostos xenobióticos que os contaminam graças à sua maquinaria enzimática necessária para metabolizar compostos naturais de estrutura semelhante, e devido a essa semelhança podem ser transformados para finalmente dar dióxido de carbono e água. Graças a esta capacidade, a biodegradação é uma potente ferramenta capaz de reduzir e eliminar a contaminação de solos por compostos orgânicos.

A biodegradabilidade de um composto num dado solo é afetada por diversos parâmetros, estando entre os mais importantes os fatores ambientais como pH, temperatura, humidade do solo, presença de outros compostos ou a presença de nutrientes disponíveis, afetando tanto o processo de forma favorável como desfavorável (Alexander, 1999; Menn et al., 2000).

No que diz respeito à disponibilidade de nutrientes, alguns elementos, como o azoto ou o fósforo, encontram-se no solo a concentrações limitantes, o que constitui um obstáculo ao desenvolvimento e ao crescimento dos microrganismos do solo. A adição de fontes inorgânicas de N e P, em geral, aumenta o crescimento microbiano e a taxa de biodegradação dos compostos xenobióticos (Dott et al., 1995; Breedveld y Sparrevik, 2001; Chaineau et al., 2003). Isto deve-se ao facto de esta adição aumentar o rácio entre C e outros elementos, o que favorece o crescimento da massa microbiana, a qual, por sua vez, é induzida a utilizar o composto poluente como fonte de C, aumentando a taxa de biodegradação do composto.

Através da aplicação de bioestimulantes em solos contaminados que se pretende tratar, consegue-se fornecer diversos nutrientes, de forma que os microrganismos nativos que se encontram aí encontram condições mais favoráveis para o seu crescimento, aumentando consequentemente a sua população (Pankrantz, 2001). Este aumento da população de microrganismos pode ter como objetivo o aumento da fertilidade do solo em questão, ou no caso de solos contaminados, aumentar a taxa de biodegradação do poluente nele presente.

A utilização de bioestimulantes de lamas de depuração como ferramenta para a biorremediação de solos contaminados por diversos compostos xenobióticos como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, herbicidas ou inseticidas foi avaliado e demonstrado por vários estudos (Rodríguez-Morgado et al, 2014, 2015; Tejada et al., 2014). Nestes estudos, observa-se que a utilização de bioestimulantes de lamas de depuração aumenta as taxas de degradação dos compostos tóxicos, reduzindo significativamente os tempos de descontaminação dos solos testados

VANTAGENS E DESVANTAGENS DA SUA EXPLORAÇÃO

Atualmente, sabe-se que os bioestimulantes oferecem uma ferramenta para regular e/ou modificar os processos fisiológicos em plantas, estimulando seu crescimento e rendimento, reduzindo as limitações induzidas por diferentes tensões (Yakhin et al., 2017). Existe um interesse crescente, tanto pela comunidade científica como pelas empresas comerciais, no desenvolvimento de novos bioestimulantes a partir de materiais naturais e na avaliação dos seus efeitos sobre as plantas e a rizosfera. Estes estudos foram desenvolvidos através de diferentes abordagens metodológicas, incluindo caracterização química, estudos de desempenho e crescimento sobre plantas, e a aplicação das chamadas estratégias ómicas, incluindo transcriptómica, genómica, fenómica, proteómica e metabolómica, que requerem integração para conferir legitimidade ao campo dos bioestimulantes (Yakhin et al., 2017).

O interesse crescente pelos produtos bioestimulantes reflete-se nos dados económicos destes no mercado global, que registaram um crescimento de 12,5 % entre 2013 e 2018, ano estimado em 2,241 milhões de euros (Calvo et al., 2014). Estudos mais recentes sugerem que a taxa de crescimento entre 2016 e 2021 é de 10,4 %, ano em que se atingirão os 2,9 mil milhões de euros. Estes aumentos são consequência de uma maior procura de produtividade das culturas, bem como da qualidade e proteção das mesmas face a uma grande quantidade de tensões ambientais (Fleming et al., 2019). Embora a utilização global de bioestimulantes seja variável, a Europa está na vanguarda com uma média anual de 6,2 milhões de hectares tratados com bioestimulantes (EBIC).

Os bioestimulantes são recolhidos como uma das categorias funcionais a que pertencem os “produtos fertilizantes UE” no Regulamento (UE) 2019/1009, que visa promover a economia circular através da valorização de subprodutos que possam ser utilizados como matéria-prima para a produção de fertilizantes, reduzindo assim a dependência da União Europeia em relação aos nutrientes provenientes de países terceiros.

Nos termos da Diretiva 2008/98/EC relativa aos resíduos, quando um resíduo, como as lamas de depuração, é utilizado como matéria-prima para aplicação industrial ou na agricultura, deixa de o ser, uma vez que, por definição, um resíduo é um material destinado a ser descartado, sendo mais apropriado chamá-lo de subproduto. Por conseguinte, um subproduto é definido como *“uma substância ou objeto resultante de um processo de produção, cuja principal finalidade não é a produção dessa substância ou objeto”*.

Por último, a valorização é definida como um processo de conversão de um subproduto numa substância de valor acrescentado. Por conseguinte, a aplicação de estratégias de economia circular para a reutilização e reciclagem dos nutrientes de subprodutos orgânicos e, em última análise, a sua valorização com vista à obtenção de bioestimulantes constitui, em última análise, uma solução ecológica para a redução

dos níveis de resíduos. A escolha de uma matéria-prima adequada para esse fim é fundamental, tendo em conta fatores como a ausência de pesticidas, a recolha e armazenagem economicamente viáveis, a produção em grandes quantidades e de forma não sazonal, e não concorrência com outras utilizações de maior valor (Xu y Geelen, 2018).

Dado que o aumento de rendimento agronómico relativo à aplicação de bioestimulantes é de 5 - 10 %, a rentabilidade das vendas de bioestimulantes é limitada, pelo que o valor económico do subproduto deve ser baixo, sendo ideal que implique um custo eliminá-lo (Xu y Geelen, 2018) seeking eco-friendly ways to promote plant growth and enhance crop productivity is of priority. Biostimulants are a group of substances from natural origin that contribute to boosting plant yield and nutrient uptake, while reducing the dependency on chemical fertilizers. Developing biostimulants from by-products paves the path to waste recycling and reduction, generating benefits for growers, food industry, registration and distribution companies, as well as consumers. The criteria to select designated by-products for valorizing as biostimulant are: absence of pesticide residue, low cost of collection and storage, sufficient supply and synergy with other valorization paths. Over the years, projects on national and international levels such as NOSHAN, SUNNIVA, and Bio2Bio have been initiated (i. Tendo em conta estes fatores, as lamas de depuração são uma matéria-prima ideal para a formulação de bioestimulantes, desde que não excedam os valores-limite de poluentes orgânicos, metais pesados e que possam ser higienizados a fim de eliminar os microrganismos patogénicos que contém de uma forma técnica e economicamente viável. Assim, a aplicação deste tipo de estratégias à conversão de lamas em bioestimulantes poderia reduzir os elevados custos da sua gestão nas ETARs, podendo mesmo chegar a gerar lucro, bem como reduzir as emissões de gases com efeito de estufa associadas aos tratamentos para a sua eliminação (Pilli et al., 2015).

A principal desvantagem desta tecnologia está relacionada com a sua novidade. Sendo uma tecnologia que atualmente só atingiu a fase-piloto, a sua aplicação para obter produtos agronómicos não está contemplada a nível legislativo.

Além disso, o consumo energético da unidade de hidrólise enzimática é elevado. Esta unidade abrange apenas o aquecimento das lamas por vapor gerado numa caldeira elétrica. Seria necessário estudar a redução deste consumo que poderia ser conseguida através da aplicação de um sistema de aquecimento através de energias renováveis (termosolar). Atualmente já existe a tecnologia capaz de gerar vapor através da energia termosolar, pelo que se poderia substituir a caldeira de vapor e desta forma reduzir substancialmente o consumo elétrico da unidade.

Outro potencial inconveniente é a possível presença de compostos xenobióticos, como contaminantes emergentes, que possam condicionar a aplicação ambiental do produto obtido. Os poluentes emergentes constituem um grupo de químicos de origem natural e sintética, bem como os produtos derivados da sua transformação, presentes nas massas de água de todo o planeta, e que, embora atualmente não sejam monitorizados, têm um elevado potencial para causar danos ambientais e potenciais efeitos nocivos nos ecossistemas e na saúde humana (Dey et al., 2019). Estes compostos incluem os conhecidos como produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (PPCPs pelas siglas em Inglês “Pharmaceutical and Personal Care Products”), que representam uma longa lista de produtos químicos utilizados na vida quotidiana, incluindo medicamentos, cosméticos e produtos de higiene pessoal, cujo consumo aumentou consideravelmente nos últimos 20 anos. Estes compostos fazem parte das águas residuais, chegando às estações de tratamento cujos sistemas de tratamento convencionais não são concebidos para poder eliminá-los das águas, pelo que permanecem nos seus efluentes que são considerados uma fonte destes compostos para o ambiente (Pérez-Lemus et al. 2019). Por conseguinte, os PPCPs encontram-se igualmente nas lamas provenientes da depuração das águas, quer municipais, quer de diversas atividades industriais (Harrison et al., 2006).

Finalmente, é necessário estudar a aplicabilidade tanto agronómica como ambiental destes bioestimulantes e a formulação final dos produtos bioestimulantes, definindo formas de aplicação, dosagem, tipos de culturas, etc. Para o efeito, é necessário definir, por exemplo, a que culturas seriam dirigidas e como seriam aplicadas, uma vez que, embora pela sua composição e estrutura se assemelhem a outros produtos similares amplamente utilizados, a própria legislação relativa às lamas de depuração limita a utilização das lamas de depuração e dos seus derivados em determinadas culturas, bem como a forma e o período de aplicação de partes das plantas específicas, etc. Além disso, devido ao carácter inovador destes produtos, não foram realizados ensaios em grande escala para verificar as doses de aplicação mais eficazes, a formulação com outros compostos, etc., com base em estudos realizados com base em informações preexistentes sobre outros produtos com características similares já existentes no mercado. Por conseguinte, é necessário realizar novos ensaios com culturas diferentes, em maior escala e com doses ajustadas ao efeito pretendido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adler-Nissen J (1977) Enzymatic hydrolysis of food proteins. *Process Biochemistry* 12:18-23.
- Adler-Nissen J (1986) ISSOH - The production and properties of an enzymatic food protein hydrolysate. In: *Enzymatic hydrolysis of food proteins*. Elsevier Applied Science Publishers, Ltd. 263-313.
- Agabo-García C, Pérez M, Rodríguez-Morgado B, et al (2019) Biomethane production improvement by enzymatic pre-treatments and enhancers of sewage sludge anaerobic digestion. *Fuel* 255:115713. doi: 10.1016/j.fuel.2019.115713
- Alexander M (1999) *Biodegradation and Bioremediation*. Segunda edición. Academic Press, Inc., San Diego.
- Anjum M, Al-Makishah NH, Barakat MA (2016) Wastewater sludge stabilization using pre-treatment methods. *Process Saf. Environ. Prot.* 102:615-632
- Banegas V, Moreno JL, Moreno JI, et al (2007) Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Manag* 27:1317-1327. doi: 10.1016/j.wasman.2006.09.008
- Bożym M, Siemiątkowski G (2018) Characterization of composted sewage sludge during the maturation process: a pilot scale study. *Environ Sci Pollut Res* 25:34332-34342. doi: 10.1007/s11356-018-3335-x
- Breedveld GD, Sparrevik M (2001) Nutrient-limited biodegradation of PAH in various soil strata at a creosote contaminated site. *Biodegradation* 11:391-399. <https://doi.org/10.1023/A:1011695023196>
- Brown S, Beecher N, Carpenter A (2010) Calculator tool for determining greenhouse gas emissions for biosolids processing and end use. *Environ Sci Technol* 44:9509-9515. doi: 10.1021/es101210k
- Caballero P, Rodríguez-Morgado B, Macías S, et al (2019) Obtaining Plant and Soil Biostimulants by Waste Whey Fermentation. *Waste and Biomass Valorization*. doi: 10.1007/s12649-019-00660-7
- Calvo P, Nelson L, Klopper JW (2014) Agricultural uses of plant biostimulants. *Plant Soil* 383:3-41. doi: 10.1007/s11104-014-2131-8
- Campbell HW (2000) Sludge management - Future issues and trends. *Water Sci. Technol.*
- Canellas LP, Olivares FL, Aguiar NO, et al (2015) Humic and fulvic acids as biostimulants in horticulture. *Sci. Hortic. (Amsterdam)*. 196:15-27
- Chaineau CH, Yepremian C, Vidalie JF, Ducreux J, Ballerini D (2003) Bioremediation of a Crude Oil-Polluted Soil: Biodegradation, Leaching and Toxicity Assessments. *Water, Air and Soil Pollution* 144:419-440. <https://doi.org/10.1023/A:1022935600698>
- Ciešlik BM, Namieśnik J, Konieczka P (2015) Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. *Journal of Cleaner Production* 90:1-15. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.031>
- Colla G, Roupael Y, Canaguier R, et al (2014) Biostimulant action of a plant-derived protein hydrolysate produced through enzymatic hydrolysis. *Front Plant Sci* 5:448. doi: 10.3389/fpls.2014.00448

- Collivignarelli MC, Castagnola F, Sordi M, Bertanza G (2015) Treatment of sewage sludge in a thermophilic membrane reactor (TMR) with alternate aeration cycles. *J Environ Manage* 162:132-138. doi: 10.1016/j.jenvman.2015.07.031
- Converti A, Oliveira RPS, Torres BR, et al (2009) Biogas production and valorization by means of a two-step biological process. *Bioresour Technol* 100:5771-5776. doi: 10.1016/j.biortech.2009.05.072
- Dey S, Bano F, Malik A (2019) Pharmaceuticals and personal care product (PPCP) contamination—a global discharge inventory. En: *Pharmaceuticals and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology*. Elsevier, pp 1-26
- Dott W, Feidieker D, Steiof M, Beckerc PM, Ktimpfera P (1995) Comparison of ex situ and in situ techniques for bioremediation of hydrocarbon-polluted soils. *International Biodeterioration and Biodegradation* 301-306. [https://doi.org/10.1016/0964-8305\(95\)00040-C](https://doi.org/10.1016/0964-8305(95)00040-C)
- Du Jardin P (2015) Plant biostimulants: Definition, concept, main categories and regulation. *Scientia Horticulturae* 196:3-14. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.09.021>
- Edwards J, Othman M, Crossin E, Burn S (2017) Anaerobic co-digestion of municipal food waste and sewage sludge: A comparative life cycle assessment in the context of a waste service provision. *Bioresour Technol* 223:237-249. doi: 10.1016/j.biortech.2016.10.044
- Exner JH (1994) *Bioremediation: Field Experience*. Lewis publishers. Boca ratón, FL, EE.UU.
- Fernández-Polanco D, González R (2015) Hidrólisis térmica de segunda generación. *Proceso tH4+*. *TecnoAqua* 14:64-71
- Fijalkowski K, Rorat A, Grobelak A, Kacprzak MJ (2017) The presence of contaminations in sewage sludge – The current situation. *J Environ Manage* 203:1126-1136. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.05.068
- Fleming TR, Fleming CC, Levy CCB, et al (2019) Biostimulants enhance growth and drought tolerance in *Arabidopsis thaliana* and exhibit chemical priming action. *Ann Appl Biol* 174:153-165. doi: 10.1111/aab.12482
- Fox PF, Morrissey PA, Mulvihill DM (1982) Chemical and enzymatic modification of food proteins. En: *Developments in food proteins 1*. Ed. B.J.F. Hudson. Applied Science Publishers Inc., Englewood, N. Jersey 07631, EE.UU 1-5.
- García-Martínez AM (2009) Obtención de bioestimulantes orgánicos edafológicos mediante procesos enzimáticos. *Estudios de funcionalidad ambiental*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. <https://hdl.handle.net/11441/70868>
- García-Martínez AM, Tejada M, Díaz A, Bautista JD, Rodríguez B, Parrado J (2010) Enzymatic production of an organic soil biostimulant from wheat condensed distiller solubles: effects on soil biochemistry and biodiversity. *Process Biochemistry* 45:1127–1133. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2010.04.005>
- Gjalakshimi S, Abbasi SA (2004) Neem leaves as a source of fertilizer-cum-pesticide vermicompost. *Bioresource Technolgy* 92:291-296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.09.012>
- Głęb T, Żabiński A, Sadowska U, et al (2020) Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties. *Soil Tillage Res* 197:. doi: 10.1016/j.still.2019.104493
- Gómez I, Rodríguez-Morgado B, Parrado J, et al (2014) Behavior of oxyfluorfen in soils amended with different sources of organic matter. Effects on soil biology. *J Hazard Mater* 273:207-214. doi: 10.1016/j.jhazmat.2014.03.051
- Guerrini IA, Croce CGG, Bueno O de C, et al (2017) Composted sewage sludge and steel mill slag as potential amendments for urban soils involved in afforestation programs. *Urban For Urban Green* 22:93-104. doi: 10.1016/j.ufug.2017.01.015
- Harrison EZ, Oakes SR, Hysell M, Hay A (2006) Organic chemicals in sewage sludges. *Sci. Total Environ.* 367:481-497

- Hreiz R, Latifi MA, Roche N (2015) Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. Chem. Eng. J. 281:900-920
- Jain S, Jain S, Wolf IT, et al (2015) A comprehensive review on operating parameters and different pre-treatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. Renew. Sustain. Energy Rev. 52:142-154
- Jindo K, Martim SA, Navarro EC, et al (2012) Root growth promotion by humic acids from composted and non-composted urban organic wastes. Plant Soil 353:209-220. doi: 10.1007/s11104-011-1024-3
- Jost R, Monti JC, Pahud JJ (1987) Whey protein allergenicity and its reduction by technological means. Food Technology 41:118-121.
- Karagiannidis A, Samaras P, Kasampalis T, et al (2011) Evaluation of sewage sludge production and utilization in Greece in the frame of integrated energy recovery. Desalin Water Treat 33:185-193. doi: 10.5004/dwt.2011.2613
- Kelessidis A, Stasinakis AS (2012) Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. Waste Manag 32:1186-1195. doi: 10.1016/j.wasman.2012.01.012
- Klein J (2000) Possibilities, limits, and future developments of soil bioremediation. En: Environmental processes II. Soil Decontamination, Biotechnology, 11. Ed(s): Rehm, H. J., Reed, G. Wiley-VCH. Weinheim, FRG 465-476. <https://doi.org/10.1002/9783527620951.ch22>
- Li S, Li D, Li J, et al (2017) Evaluation of humic substances during co-composting of sewage sludge and corn stalk under different aeration rates. Bioresour Technol 245:1299-1302. doi: 10.1016/j.biortech.2017.08.177
- Lombi E y Hamon RE (2005) Remediation of polluted soils, in Encyclopedia of Soils in the Environment. Ed(s): Daniel Hillel, Elsevier 379-385. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00087-4>
- Mahamud M (2000) Problemática de los lodos de depuradora, capítulo XIV en Residuos industriales y suelos contaminados. Ed(s): Elena Marañón Maison. Servicio de publicaciones de la Universidad de Oviedo.
- Menn FM, Easter JP, Sayler GS (2000) Bacterial activity enhancement and soil decontamination. En: Rehm, H.J., Reed, G., Pühler, A., Stadler, P., (Eds). Biotechnology. Environmental processes II. Soil decontamination. Wiley-VCH. Weinheim 425-439. <https://doi.org/10.1002/9783527620951.ch20>
- Ordoñez C, Asenjo MG, Benitez C. Gonzalez JL (2001) Obtaining a protein concentrate from integral de-fatted sunflower flour. Bioresource Technology 78:187-190. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00184-X](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00184-X)
- Orts Á, Tejada M, Parrado J, et al (2018) Production of biostimulants from okara through enzymatic hydrolysis and fermentation with *Bacillus licheniformis* : comparative effect on soil biological properties. Environ Technol 1-12. doi: 10.1080/09593330.2018.1436596
- Pankrantz TM (2001) Environmental Engineering Dictionary and Directory. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Parrado J, Bautista Palomas JD, Machado de la Quintana A (1991) Production of soluble enzymatic protein hydrolyzate from industrially deffated undehulled sunflower meal. En: Journal of Agricultural and Food Chemistry 39:447-450. <https://doi.org/10.1021/jf00003a004>
- Parrado J, Millán F, Hernández-Pinzón I, Bautista JD, Machado A (1993) Sunflower peptones: use as nitrogen source for the formulation of fermentation media. Process Biochemistry 28:109-113. [https://doi.org/10.1016/0032-9592\(93\)80015-9](https://doi.org/10.1016/0032-9592(93)80015-9)
- Parrado J, Bautista J, Romero EJ, et al (2008) Production of a carob enzymatic extract: Potential use as a biofertilizer. Bioresour Technol 99:2312-2318. doi: 10.1016/J.BIORTECH.2007.05.029
- Pérez-Elvira SI, Nieto Diez P, Fdz-Polanco F (2006) Sludge minimisation technologies. Rev. Environ. Sci.

Biotechnol. 5:375-398

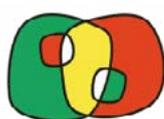
- Pérez-Lemus N, López-Serna R, Pérez-Elvira SI, Barrado E (2019) Analytical methodologies for the determination of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in sewage sludge: A critical review. *Anal. Chim. Acta* 1083:19-40
- Pilli S, Yan S, Tyagi RD, Surampalli RY (2015) Overview of Fenton pre-treatment of sludge aiming to enhance anaerobic digestion. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 14:453-472
- Prendergast K (1974) Protein hydrolyzate – a review. *Food Trade Review* 44:14-21.
- Rodríguez-Morgado B, Gómez I, Parrado J, Tejada M (2014) Behaviour of oxyfluorfen in soils amended with edaphic biostimulants /biofertilizers obtained from sewage sludge and chicken feathers. Effects on soil biological properties. *Environmental science and pollution research* 18:11027-11035. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3040-3>
- Rodríguez-Morgado B, Gómez I, Parrado J, et al (2015) Obtaining edaphic biostimulants/biofertilizers from different sewage sludges. Effects on soil biological properties. *Environ Technol* 36:2217-2226. doi: 10.1080/09593330.2015.1024760
- Shen Y, Linville JL, Urgun-Demirtas M, et al (2015) An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: Challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 50:346-362
- Syed-Hassan SSA, Wang Y, Hu S, Su S, Xiang J (2017) Thermochemical processing of sewage sludge to energy and fuel: Fundamentals, challenges and considerations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 80:888-913. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.262>
- Tambone F, Genevini P, D'Imporzano G, Adani F (2009) Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW. *Bioresour Technol* 100:3140-3142. doi: 10.1016/j.biortech.2009.02.012
- Tejada M, García-Martínez AM, Gómez I, Parrado J (2010) Application of MCPA herbicide on soils amended with biostimulants: Short-time effects on soil biological properties. *Chemosphere* 80:1088-1094. doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2010.04.074
- Tejada M, Benítez C, Parrado J (2011) Application of biostimulants in benzo(a)pyrene polluted soils: Short-time effects on soil biochemical properties. *Appl Soil Ecol* 50:21-26. doi: 10.1016/j.apsoil.2011.08.002
- Tejada M, García-Martínez AM, Rodríguez-Morgado B, et al (2013) Obtaining biostimulant products for land application from the sewage sludge of small populations. *Ecol Eng* 50:31-36. doi: 10.1016/J.ECOLENG.2012.07.006
- Tejada M, Rodríguez-Morgado B, Gómez I, Parrado J (2014) Degradation of chlorpyrifos using different biostimulants/biofertilizers: Effects on soil biochemical properties and microbial community. *Appl Soil Ecol* 84:158-165. doi: 10.1016/j.apsoil.2014.07.007
- Tejada M, Rodríguez-Morgado B, Gómez I, et al (2016) Use of biofertilizers obtained from sewage sludges on maize yield. *Eur J Agron* 78:13-19. doi: 10.1016/j.eja.2016.04.014
- Tejada M, Rodríguez-Morgado B, Paneque P, Parrado J (2018) Effects of foliar fertilization of a biostimulant obtained from chicken feathers on maize yield. *Eur J Agron* 96:54-59. doi: 10.1016/j.eja.2018.03.003
- Themelis NJ (2002) ANAEROBIC DIGESTION OF BIODEGRADABLE ORGANICS IN MUNICIPAL SOLID WASTES
- Toledo M, Márquez P, Siles JA, et al (2019) Co-composting of sewage sludge and eggplant waste at full scale: Feasibility study to valorize eggplant waste and minimize the odoriferous impact of sewage sludge. *J Environ Manage* 247:205-213. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.06.076
- Turgeon SL, Gauthier SF (1990) Whey peptide fractions obtained with a two-step ultrafiltration process: Production and characterization. *Journal of Food Science* 55:106-110. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2621.1990.tb06028.x>

- Ulrici W (2000) Contaminated soil areas, different countries and contaminants monitoring of contaminants. En: Environmental Processes II. Soil Decontamination, Biotechnology, 11b. Ed(s): Rehm, H. J., Reed, G. Weinheim, FRG 5-42. <https://doi.org/10.1002/9783527620999.ch1m>
- Viñas M (2005) Biorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos: caracterización microbiológica, química y ecotoxicológica. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. <http://hdl.handle.net/10803/2396>
- Wakeman RJ (2007) Separation technologies for sludge dewatering. J Hazard Mater 144:614-619. doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.01.084
- Wang M, Awasthi MK, Wang Q, et al (2017) Comparison of additives amendment for mitigation of greenhouse gases and ammonia emission during sewage sludge co-composting based on correlation analysis. Bioresour Technol 243:520-527. doi: 10.1016/j.biortech.2017.06.158
- Wei YS, Fan YB, Wang MJ, Wang JS (2000) Composting and compost application in China. Resour Conserv Recycl 30:277-300. doi: 10.1016/S0921-3449(00)00066-5
- Xu L, Geelen D (2018) Developing biostimulants from agro-food and industrial by-products. Front. Plant Sci. 871
- Yakhin OI, Lubyanov AA, Yakhin IA, Brown PH (2017) Biostimulants in plant science: A global perspective. Front. Plant Sci. 7:2049
- Zhu N (2006) Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. Bioresour Technol 97:1870-1875. doi: 10.1016/j.biortech.2005.08.011

PÁGINAS WEBS CITADAS

EBIC: <http://www.biostimulants.eu/>

E-book desenvolvido no âmbito do projeto IDIaqua cofinanciado pelo Programa de Cooperação INTERREG V A Espanha – Portugal (POCTEP)



Interreg
Espanña - Portugal



UNIÓN EUROPEA
UNIÃO EUROPEIA

Fondo Europeo de Desarrollo Regional
Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional

IDIaqua

