



**Patrícia Filipa Tavares
Teixeira**

**Eficiência do Tratamento Biológico da ETAL da
Recivalongo: Monitorização e Otimização**



**Patrícia Filipa Tavares
Teixeira**

**Eficiência do Tratamento Biológico da ETAL da
Recivalongo: Monitorização e Otimização**

Relatório de estágio apresentado à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Maria Isabel Capela, Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

“I have the impression that I was a child playing on the seashore, amusing myself to discover a smoother pebble or a shell more beautiful than the others, while the immense ocean of truth remains mysterious before my eyes.”

Isaac Newton

o júri

Presidente

Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes

Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Engenheiro Fausto Manuel Melo de Oliveira

Especialista

Professora Doutora Maria Isabel Aparício Paulo Fernandes Capela

Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

agradecimentos

Após a finalização deste relatório, não podia deixar de agradecer aos demais:

À Universidade de Aveiro por me ter acolhido e aos Professores do Departamento do DAO por me terem munido de todas as ferramentas que preciso e precisarei para construir e progredir a minha carreira enquanto Engenheira do Ambiente.

À Recivalongo pela confiança e oportunidade que me deu, assim como a todos os seus funcionários que me acolheram e me fizeram sentir em casa. Obrigada!

À Professora Isabel Capela, por ter partilhado comigo o seu conhecimento sobre tratamento de efluentes e por me ter orientado ao longo deste relatório.

À Engenheira Mariana Abreu, minha supervisora de estágio, atual colega de trabalho, mas acima de tudo amiga! Obrigada por me teres ajudado e orientado na elaboração deste relatório e por seres a pessoa com mais paciência que eu alguma vez conheci. Obrigada por teres partilhado comigo a tua sabedoria e experiência, mas acima de tudo, obrigada por me teres permitido errar!

Estou igualmente grata a ti, irmã! Obrigada por teres lido e relido mais do que uma vez a minha tese até tudo ficar perfeito. Não tinhas a obrigação de o fazer! És a prova viva de que quem espera sempre alcança! Obrigada por nunca teres desistido de procurar. És um exemplo a seguir! Obrigada por me conheceres melhor do que eu própria e me teres despertado a curiosidade para este curso! Obrigada pela motivação! Se sou o que sou hoje, grande parte o devo a ti, Marta!

À Professora Isabel Nunes, pela disponibilidade e pela ajuda na elaboração deste relatório, pelas dúvidas esclarecidas e por ter sempre a porta do gabinete “aberta” para dois minutos de conversa informal sobre temas aleatórios, quer sobre a vida, viagens ou as “folhas de coca”. O meu sincero obrigada!

Ao Professor Arlindo Matos, por ter partilhado comigo o seu vasto conhecimento sobre resíduos e aterros industriais. Obrigada!

À Engenheira Joana Araújo por fazer melhor do que ninguém o papel de “advogada” do diabo! As questões pertinentes que colocavas ajudaram-me na elaboração deste relatório!

Aos meus colegas, que me acompanharam ao longo do percurso académico, pelas histórias que criamos juntos, pelas aventuras que vivemos, pelo apoio, as alegrias e os desabafos que tornaram estes cinco anos inesquecíveis. Obrigada Tânia Cunha, Edgar Marinheiro, Joaquim Aleixo, Rúben Cavaco, Kevin Oliveira e Sara Espanhol.

A ti, Ivo. Pela paciência, a compreensão, o amor, o carinho e o apoio que me deste ao longo deste percurso. Obrigada por seres o meu suporte!

Por fim, não poderia deixar de agradecer de uma forma muito especial aos meus pais! Obrigada por me terem dado esta oportunidade, por permitirem que eu siga os meus sonhos e por nunca me ter faltado nada! Obrigada pelo apoio absoluto e incondicional, pela paciência nos momentos mais atribulados, pelo carinho e pelos valores que me inculcaram ao longo da vida! Obrigada por terem acreditado em mim, mas a cima de tudo, pelo amor que sempre me deram e dão todos os dias! O meu muito obrigada a vocês! Sem vocês, não era ninguém!

palavras-chave

Lamas ativadas, Remoção Biológica de Azoto, Osmose Inversa, Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes , Aterro Industrial

resumo

O desenvolvimento económico e tecnológico associado ao crescimento demográfico e às necessidades humanas, origina um grande consumo de matéria-prima e energia que por sua vez irá resultar na produção de resíduos de elevada complexidade e de difícil degradação. O destino final destes resíduos são os aterros sanitários dado ser uma medida de fim linha económica. Contudo, com o passar do tempo os resíduos vão sendo degradados originando biogás e lixiviado. Os lixiviados, se não forem devidamente coletados e tratados geram grandes impactos ambientais, atuando como potenciais fontes de poluição dos solos e dos meios hídricos. O desenvolvimento científico e tecnológico permitiu encontrar soluções de tratamento para este tipo de efluentes de forma a minimizar os impactos deste no meio ambiente, podendo estes tratamentos serem economicamente mais ou menos viáveis.

Os principais objetivos deste relatório desenvolvido em contexto de estágio é a monitorização e otimização do tratamento biológico da ETAL da Recivalongo, em termos de remoção da matéria orgânica e do azoto por processos de nitrificação-desnitrificação, e explorar e analisar processos de tratamento complementares ou alternativos ao atual sistema de tratamento de forma a cumprir com os exigentes VLE's impostos para descarga no coletor municipal. Os resultados obtidos evidenciam que o lixiviado da Recivalongo apresenta baixa biodegradabilidade dificultando assim o seu tratamento por processos biológicos.

Complementarmente ao tratamento biológico, a ETAL da Recivalongo tem implementado um sistema de tratamento por osmose inversa que permite fazer face às variações da composição do lixiviado ao longo do tempo e cumprir com os VLE's impostos, permitindo atingir eficiências de remoção dos poluentes de aproximadamente 100%. Contudo, a capacidade da osmose inversa instalada é insuficiente para fazer frente ao caudal de lixiviado afluente à ETAL, sendo necessário adquirir uma osmose inversa com maior capacidade.

Posto isto, apesar do tratamento por osmose inversa ser o mais indicado, quer em termos de eficiência, quer em termos de custos económicos por m³ de lixiviado tratado, este não pode ser considerado um tratamento *per se* dado adiar o problema originando um concentrado que irá requerer tratamento futuro. Assim sendo, sugere-se uma análise a todos os tipos de tratamento passíveis de serem aplicados ao concentrado da osmose inversa de forma a minimizar o impacto deste no futuro. Igualmente, aconselha-se a utilização de uma cobertura temporária de parte do aterro que não está a ser explorada, de forma a minimizar a área exposta suscetível de infiltração pela precipitação, diminuindo posteriormente o caudal afluente à ETAL.

keywords

Activated Sludge, Biological Nitrogen Removal, Reverse Osmosis, Leachate Treatment Plant, Industrial Landfill

abstract

The economic and technological development associated with population growth and human needs leads to a high consumption of raw materials and energy, which in turn will result in the production of highly complex residue with difficulty in degrading. The final destination of these residues is the sanitary landfills given that it is an economic end-of-line measure. However, with the passage of time the residue starts to degrade originating biogas and leachate. Leachates, if not properly collected and treated, generate large environmental impacts, acting as potential sources of pollution of soils and water resources. The scientific and technological development allowed to find treatment solutions for this type of effluents in order to minimize the impacts of these in the environment. These treatments may be economically more or less viable.

The main objectives of this report developed in the context of an internship are the monitoring and optimization of the biological treatment in the leachate treatment plant of Recivalongo, in terms of removal of organic matter and nitrogen by processes of nitrification-denitrification, and to explore and analyze treatment processes complementary or alternative to the current treatment system in order to comply with the demanding discharge limit values in the municipal collector. The results show that the leachate from Recivalongo presents low biodegradability, thus hindering its treatment by biological processes.

In addition to the biological treatment, Recivalongo has implemented a system of treatment by reverse osmosis that allows to face the variations of the leachate composition over time and to comply with the discharge limit values imposed, allowing to achieve pollutant removal efficiencies of approximately 100%. However, the capacity of the installed reverse osmosis is insufficient to cope with the flow of leachate affluent to the treatment plant, necessitating the acquisition of a reverse osmosis with greater capacity.

However, the installed reverse osmosis capacity is insufficient to cope with the flow of leachate affluent to the ETAL, necessitating the acquisition of a reverse osmosis with greater capacity.

That said, although reverse osmosis treatment is the most indicated, both in terms of efficiency and economic costs per m³ of treated leachate, it can't be considered a treatment *per se* since it postpones the problem by producing a concentrate that will require future treatment. Therefore, an analysis is suggested of all types of treatment that can be applied to the reverse osmosis concentrate in order to minimize its impact in the future. Likewise, it's advisable to use a temporary cover of part of the landfill that is not being exploited in order to minimize the exposed area susceptible to infiltration by precipitation, subsequently decreasing the flow of leachate affluent to the treatment plant.

Índice

1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento.....	1
1.2. Objetivos.....	2
1.3. Organização.....	2
2. Revisão Bibliográfica.....	5
2.1. Resíduos Industriais.....	5
2.2. Aterros Sanitários.....	6
2.3. Processo de decomposição dos resíduos em aterros.....	6
2.4. Produção, Composição e Caracterização dos Lixiviados em Aterro.....	10
2.5. Tratamento de Lixiviado.....	12
2.5.1. Sistemas de Tratamento Físico-Químicos de Lixiviados.....	15
2.5.1.1. Air-Stripping.....	15
2.5.1.2. Precipitação Química.....	15
2.5.1.3. Coagulação-Floculação.....	16
2.5.1.4. Processos de Oxidação Avançada (POA).....	17
2.5.1.5. Evaporação.....	17
2.5.2. Sistemas de Tratamento Biológico Aeróbio de Lixiviados.....	18
2.5.2.1. Lagoa arejada.....	18
2.5.2.2. Sistema de Lamas Ativadas.....	19
2.5.2.3. SBR (<i>Sequencial Batch Reactor</i>).....	20
2.5.2.4. Biodiscos e Filtros percoladores.....	21
2.5.3. Sistemas de Tratamento Biológico Anaeróbio de Lixiviados.....	21
2.5.3.1. Lagoas Anaeróbias.....	21
2.5.3.2. UASB (<i>Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket</i>).....	22
2.5.4. Sistemas de Tratamento de Membranas.....	23
2.5.4.1. Nanofiltração, Ultrafiltração e Microfiltração.....	23
2.5.4.2. Osmose Inversa.....	24
2.6. Recirculação.....	24
2.7. Combinado com Águas Residuais.....	25
2.8. Remoção de Azoto.....	26
2.9. Parâmetros.....	28
2.9.1. pH.....	28
2.9.2. Temperatura.....	29
2.9.3. Oxigénio Dissolvido.....	29
2.9.4. Nutrientes.....	29
2.9.5. Carga Orgânica Mássica (Razão A/M).....	30
2.9.6. Tempo de Retenção de Sólidos (TRS).....	31
2.9.7. Tempo de retenção hidráulico (TRH).....	31
2.9.8. <i>Sludge Volume Index</i> (SVI).....	31
2.9.9. Carga Orgânica Volúmica.....	31
2.9.10. Sólidos Suspensos Totais (SST).....	32
2.9.11. Caudal e Concentração do Afluente.....	32
3. Caso de Estudo.....	33
3.1. Empresa.....	33
3.2. Estação de Tratamento de Águas Lixivantes (ETAL).....	36
3.3. Descrição e Caracterização dos Órgãos da ETAL.....	40
3.2.1. Tratamento Preliminar.....	40
3.2.2. Tanque de Homogeneização.....	40
3.2.3. Tanque de Arejamento (Reator Biológico).....	42
3.2.4. Decantador Secundário.....	43
3.2.5. Estação Elevatória.....	44
3.2.6. Osmose Inversa.....	45

3.3. Caracterização do Lixiviado	47
3.3.1. Temperatura	47
3.3.2. SST	48
3.3.3. Condutividade	49
3.3.4. CQO	50
3.3.5. CBO ₅	53
3.3.6. pH	54
3.3.6. Azoto Amoniacal e Fósforo Total	55
3.3.7. Cloretos	58
3.4. Valores Limite de Descarga	58
4. Metodologia	61
4.1. Descrição Geral da Metodologia Adotada	61
4.2. Parâmetros Analisados, Frequência e Local de Amostragem, Duração das Fases de amostragem	62
5. Resultados e Discussão	67
5.1. Monitorização e Otimização da ETAL	67
5.1.1. 1ª Fase	67
5.1.2. 2ª Fase	78
5.1.3. 3ª Fase (Otimização)	84
5.2. Aplicação de Tratamento Primário	94
5.2.1. Processo de Coagulação-Floculação	95
5.2.2. Processo de Oxidação Avançada com Reagente de <i>Fenton</i>	96
5.3. Aplicação de Tratamento Terciário	99
5.4. Produção de Lixiviado	100
5.5. Análise Económica	104
6. Conclusões e Sugestões	109
Referências Bibliográficas	113
Anexos	119

Índice de Figuras

Figura 1. Variação da composição do lixiviado e do biogás ao longo das fases de estabilização dos resíduos em aterro (Fonte: Costa, 2015).	9
Figura 2. Diferentes condições que se pode observar no tratamento biológico.	14
Figura 3. Componentes do sistema de tratamento por Lamas Ativadas e respetiva descrição.	19
Figura 4. Fases sequenciais de um SBR.	20
Figura 5. Esquema da Nitrificação.	26
Figura 6. Esquema da desnitrificação.	27
Figura 7. Esquema desnitrificação pré-anóxica.	27
Figura 8. Esquema desnitrificação pós-anóxica.	28
Figura 9. Localização da Empresa.	33
Figura 10. Organigrama da Recivalongo.	35
Figura 11. Constituição das duas fases de funcionamento projetadas para a ETAL da Recivalongo.	36
Figura 12. Diagrama dos efluentes que são encaminhados para a ETAL.	37
Figura 13. Esquema do funcionamento da ETAL da Recivalongo aquando o início do estágio.	39
Figura 14. Tamisadores da ETAL da Recivalongo.	40
Figura 15. Tanque de homogeneização da ETAL da Recivalongo.	41
Figura 16. Tanque de arejamento da ETAL da Recivalongo.	42
Figura 17. Decantador secundário da ETAL da Recivalongo.	44
Figura 18. Estação elevatória da ETAL da Recivalongo.	45
Figura 19. Osmose inversa 1ª etapa.	46
Figura 20. Osmose inversa 2ª etapa.	46
Figura 21. Variação da Temperatura do Lixiviado produzido ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.	47
Figura 22. Variação da quantidade de SST ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.	48
Figura 23. Variação da Condutividade do lixiviado produzido ao longo dos meses entre 2012 e 2017.	50
Figura 24. Variação da CQO do lixiviado produzido ao longo dos meses entre 2012 e 2017.	51
Figura 25. Variação da recirculação do lixiviado com a precipitação registada.	52
Figura 26. Variação da CQO entre 2016 e 2017.	52
Figura 27. Quantidade de lamas depositadas em aterro entre janeiro de 2015 e dezembro de 2017.	53
Figura 28. Variação da CBO5 do lixiviado gerado ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.	54
Figura 29. Variação do pH do lixiviado gerado ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.	55
Figura 30. Variação da concentração de azoto amoniacal ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.	56
Figura 31. Variação do Azoto Amoniacal entre janeiro de 2016 e dezembro de 2017.	57
Figura 32. Variação da concentração de fósforo total ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.	57
Figura 33. Variação da concentração de cloretos ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.	58
Figura 34. Esquema dos Pontos de Amostragem.	65
Figura 35. Esquema do funcionamento da ETAL da Recivalongo após as alterações realizadas.	70
Figura 36. Variação do Caudal afluente à ETAL com a pluviosidade em 2018.	71
Figura 37. Variação do TRH no tanque de arejamento com o caudal afluente à ETAL.	72
Figura 38. Variação da concentração do OD e da Temperatura do lixiviado no tanque de arejamento.	72
Figura 39. Eficiência de remoção de N_T no tratamento biológico e no tratamento por membranas.	74
Figura 40. Eficiência de remoção de NH_3-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.	75
Figura 41. Eficiência de remoção de NO_3-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.	75
Figura 42. Eficiência de remoção de CQO no tratamento biológico e no tratamento por membranas.	76
Figura 43. Eficiência da remoção de SST no tratamento biológico e no tratamento por membranas.	76
Figura 44. Evolução da CBO ao longo de 14 dias.	78
Figura 45. Balanço Mássico da ETAL da Recivalongo.	79
Figura 46. Variação do Caudal afluente à ETAL com a pluviosidade.	80
Figura 47. Variação do TRH no tanque de arejamento com o caudal afluente à ETAL.	81
Figura 48. Variação da concentração do OD e da temperatura do lixiviado no tanque de arejamento.	82
Figura 49. Eficiência de remoção de N_T no tratamento biológico e no tratamento por membranas.	82
Figura 50. Eficiência de remoção de NO_3-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.	83
Figura 51. Eficiência de remoção de NH_3-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.	83
Figura 52. Eficiência de remoção de CQO no tratamento biológico e no tratamento por membranas.	84

Figura 53. Variação do Caudal afluente à ETAL com a pluviosidade.....	85
Figura 54. Variação do TRH no tanque de arejamento com o caudal afluente à ETAL.	85
Figura 55. Variação da concentração do OD e da Temperatura do lixiviado no tanque de arejamento.	86
Figura 56. Variação do Potencial Redox e do pH no final da 2ª fase e ao longo da 3ª fase.	87
Figura 57. Eficiência de remoção de N_T no tratamento biológico e no tratamento por membranas.	87
Figura 58. Eficiência de remoção de NH_3-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.....	88
Figura 59. Eficiência de remoção de NO_3-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.....	88
Figura 60. Eficiência de remoção de CQO no tratamento biológico e no tratamento por membranas.	89
Figura 61. Eficiência da remoção de SST no tratamento biológico e no tratamento por membranas.....	89
Figura 62. Variação da concentração de SST no decantador secundário.....	91
Figura 63. Variação da carga orgânica mássica do lixiviado com o caudal, ao longo das três fases.....	92
Figura 64. Variação da carga orgânica volúmica do lixiviado com o caudal, ao longo das três fases.....	93
Figura 65. Variação do TRS ao longo das três fases.	94
Figura 66. Eficiência de remoção de N_T , NH_3-H , NO_3-N e CQO pelo processo de coagulação-floculação.....	95
Figura 67. Remoção de N_T através do processo de <i>Fenton</i>	97
Figura 68. Remoção de NH_3-N através do processo de <i>Fenton</i>	97
Figura 69. Remoção de NO_3-N através do processo de <i>Fenton</i>	98
Figura 70. Remoção de CQO pelo processo de <i>Fenton</i>	98
Figura 71. Eficiência de remoção de N_T , NH_3-H , NO_3-N , CQO e SST pelo processo de coagulação-floculação.	100

Índice de Tabelas

Tabela 1. Características da Ultrafiltração, Microfiltração e Nanofiltração (Environmental Agency, 2007).	23
Tabela 2. Condições necessárias para a ocorrência da nitrificação.	26
Tabela 3. Classificação dos microrganismos consoante a sua gama de temperatura de sobrevivência e a sua temperatura ótima de crescimento (Fonte: Sousa, 2016).	29
Tabela 4. Valores típicos de carga orgânica mássica e TRH para os diferentes sistemas (Fonte: Sousa, 2016).	31
Tabela 5. Capacidade de sedimentação das lamas (Fonte: Inocêncio, 2012).	31
Tabela 6. Informação Geral da Empresa.	34
Tabela 7. Caracterização quantitativa das aflúencias e do afluente bruto (Fonte: Factor P, 2012).	36
Tabela 8. Características do funcionamento do tratamento preliminar da ETAL.	40
Tabela 9. Características e condições de funcionamento do tanque de homogeneização da ETAL.	41
Tabela 10. Características e condições de funcionamento do tanque de arejamento da ETAL.	43
Tabela 11. Características e condições de funcionamento do decantador secundário da ETAL.	44
Tabela 12. Características de funcionamento e dimensionamento da estação elevatória.	45
Tabela 13. Condições de funcionamento da Ol.	46
Tabela 14. Valores limite de descarga dos efluentes tratados na ETAL. da Recivalongo.	59
Tabela 15. Descrição de cada uma das fases de monitorização e otimização da ETAL.	62
Tabela 16. Descrição dos métodos utilizados na análise de cada parâmetro, do tipo e frequência de amostragem consoante a fase de análise.	63
Tabela 17. Descrição e designação de todos os pontos de amostragem.	64
Tabela 18. Avaliação da equalização do tanque de homogeneização em termos de parâmetros químicos.	68
Tabela 19. Definição das condições de amostragem.	96
Tabela 20. Valores de Coeficiente de Escoamento (Faria, 1996).	102
Tabela 21. Área de aterro no alvéolo nº1 em exploração.	102
Tabela 22. Precipitação e temperatura média mensal, obtida em ambos os cenários, entre 2010 e 2040.	103
Tabela 23. Precipitação média mensal, ETP média mensal e evaporação média mensal em cada cenário.	104
Tabela 24. Custos associados a cada tratamento e respetivas vantagens e desvantagens.	107
Tabela 25. Divisão, em classes, do CDR produzido conforme a especificação técnica CEN/TS 15359:2006 (Fonte: Recivalongo, 2018).	119
Tabela 26. Descrição das Operações de Gestão de Resíduos (Portaria nº 209/2004, 3 de Março).	120
Tabela 27. Insolação astronómica média diária [h] (Fonte: Hipólito e Vaz, 2013).	125

Nomenclatura

a – Expoente Função do Índice Térmico Anual
A/M - Carga Orgânica Mássica
c - Coeficiente de escoamento
Ca(OH)₂- Hidróxido de Cálcio
CBO - Carência Bioquímica de Oxigénio
CBO₅ - Carência Bioquímica de Oxigénio ao quinto dia
CBO_{último} - Carência Bioquímica de Oxigénio ao último dia (15º dia)
CDR - Combustível Derivado de Resíduos
CH₃COOH – Ácido Acético
CH₃OH – Metanol
CH₄ – Metano
CO₂ – Dióxido de Carbono
COT - Carbono Orgânico Total
CQO - Carência Química de Oxigénio
C_{volúmica} – Carga Orgânica Volúmica
D_m – Número de dias do mês *m*
E – Evaporação
ES – Escoamento Superficial
ET – Evapotranspiração
ETAL - Estação de Tratamento de Lixiviados
ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais
ETP – Evapotranspiração Potencial
FC – Capacidade de Campo
H_{0m} – Insolação Astronómica Média Diária no mês *m*
H₂ – Hidrogénio
H₂O – Vapor de Água ou Água Líquida
H₂S – Sulfeto de Hidrogénio
HCOOH – Ácido Fórmico
H_L - Teor de Humidade das Lamas
H_R - Teor de Humidade dos Resíduos
I - Índice Térmico Anual
IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera
IVL- Índice Volumétrico de Lamas
L₀ – Lixiviado
N- Azoto
NaOH – Hidróxido de Sódio
NH₃ - Amoníaco
NH₃-N – Amónia
NH₄⁺ - Azoto Amoniacal
N_m – Fator de Ajustamento em Função do Número de Dias do Mês e da Insolação Astronómica Média Diária
NO₂⁻ - Nitritos
NO₃-N – Nitratos
NT -Azoto Total
NTK - Azoto de Kjeldahl Total
OD - Oxigénio Dissolvido
OGR – Operador de Gestão de Resíduos
P -Fósforo
PAM - Fosfato de Amónia e Magnésio
PDSI - *Palmer Drought Severity Index*
Ph - Potencial Hidrogénio
POA - Processos de Oxidação Avançada
PP – Pluviosidade/Precipitação

P_{total} - Fósforo Total
 Q_D – Caudal de Lixiviado Afluente à ETAL
 Q_A – Caudal de Lixiviado Recirculado para Aterro
 Q_B – Caudal de Lixiviado Afluente ao Tanque de Arejamento
 Q_d – Caudal de Alimentação 1ª Fase da Osmose Inversa
 Q_E – Caudal de Efluente após o Tratamento Biológico
 Q_F – Caudal de Efluente descarregado no Coletor Municipal
 Q_R - Caudal de Recirculação de Lamas
 Q_S – Caudal de Lixiviado Encaminhado para ETAR de Água Longa
 Q_w – Caudal de Lamas em Excesso
RB - Resíduos Biodegradáveis
RCD - Resíduos Inertes de Construção e Demolição
RCP - Representative Concentration Pathways
RSU - Resíduos Sólidos Urbanos
RU - Resíduos Urbanos
 S_B – Concentração de Substrato no Tanque de Arejamento
SBR - Reator Descontínuo Sequencial
SMEWW – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
SO₄- Sulfato
SSI – Sólidos Suspensos Inertes
SST - Sólidos Suspensos Totais
SSV - Sólidos Suspensos Voláteis
SVI - Sludge Volume Index
TB - Tratamento Biológico
 T_m – Temperatura Média Mensal do Mês m
TM - Tratamento de Membranas
TRH - Tempo de Retenção Hidráulico
TRS - Tempo de Retenção de Sólidos
UASB - Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket
UE - União Europeia
V – Volume Tanque de Arejamento
VLE – Valor Limite de Emissão ou Descarga
 W_B - Água Consumida na Formação de Biogás
 W_{MC} – Teor de Humidade no Material de Cobertura
 X_A – Concentração de Biomassa no Efluente Recirculado para Aterro
 X_B – Concentração de Biomassa no Tanque de Arejamento
 X_D – Concentração de Biomassa no Efluente de Alimentação 1ª Fase da Osmose Inversa
 X_E – Concentração de Biomassa no Efluente após o Tratamento Biológico
 X_S – Concentração de Biomassa no Efluente encaminhado para ETAR Água Longa
 X_w – Concentração de Biomassa nas Lamas em Excesso

1. Introdução

1.1. Enquadramento

A crescente produção de resíduos constitui um problema mundial, ganhando ênfase com o crescimento demográfico, as preocupações em termos de qualidade do ambiente e de saúde pública e o desenvolvimento tecnológico que origina produtos, que por sua vez irão se tornar em resíduos, de elevada complexidade, dificultando o seu tratamento e decomposição.

Apesar das estratégias de gestão de resíduos, dos esforços realizados na sua recuperação, através da reciclagem e valorização, o destino final mais utilizado para os resíduos são os aterros sanitários. Este processo de deposição de resíduos em aterro sanitários gera impactos ambientais significativos face à sua decomposição, química e biológica, originando efluentes gasosos (biogás) e líquidos (lixiviado). De igual forma, a percolação de água pelos resíduos permite remover os compostos orgânicos e inorgânicos solúveis, fazendo com que estes sejam dissolvidos nesse mesmo líquido, formando assim lixiviado.

Os lixiviados contêm elevadas concentrações de compostos orgânicos, amónia e sais inorgânicos, podendo também conter alguns metais pesados, isto é, metais muito reativos e bioacumuláveis. A contaminação dos recursos hídricos, superficiais e subterrâneos, por este efluente, caso não seja devidamente recolhido e tratado, pode comprometer a vida aquática e a sua utilização futura, nomeadamente para consumo humano.

As técnicas utilizadas no tratamento de lixiviados são baseadas em processos biológicos, físico-químicos e de membranas, tendo como referência os processos utilizados nas estações de tratamento de águas residuais (ETAR). A utilização de processos biológicos no tratamento de lixiviados por vezes são insuficientes face às características dos lixiviados, tornando difícil o cumprimento dos padrões ambientais definidos para a sua descarga no meio ambiente. Assim sendo, de forma a assegurar o correto tratamento do lixiviado, quantitativamente e qualitativamente, torna-se perentório analisar as suas características, assim como estudar a sua variabilidade ao longo do tempo.

Neste sentido, conforme os objetivos definidos no subcapítulo seguinte, será realizada uma otimização ao tratamento biológico da estação de tratamento de águas lixiviantes (ETAL) da Recivalongo, assim como analisado algumas técnicas de tratamento alternativas ao sistema atualmente implementado.

1.2. Objetivos

O presente relatório foi desenvolvido no âmbito do estágio curricular realizado na Recivalongo para obtenção de grau de mestre em Engenharia do Ambiente. Para o referido estágio foram colocados os seguintes objetivos gerais:

- ❖ Monitorização e otimização do tratamento biológico da ETAL, em termos de remoção de matéria orgânica e azoto.
- ❖ Avaliação de sistemas de tratamento complementares ou alternativos ao tratamento biológico de forma a cumprir com os valores limites de descarga de efluentes no coletor municipal impostos pela entidade gestora.

Havendo posteriormente desenvolvimento de objetivos específicos que serão mencionados a seguir:

- ❖ Caracterização do lixiviado gerado no aterro da Recivalongo.
- ❖ Análise do sistema de tratamento por lamas ativadas de arejamento prolongado.
- ❖ Análise e otimização do sistema de nitrificação/desnitrificação no reator biológico.
- ❖ Otimização do sistema de arejamento da ETAL.
- ❖ Avaliação do desempenho global da ETAL na remoção de poluentes.
- ❖ Avaliação da eficiência na aplicação de tratamento terciário por Coagulação-Floculação na remoção de sólidos suspensos e coloidais.
- ❖ Comparação entre o Processo de *Fenton* e o Processo de Coagulação-Floculação relativamente à remoção de poluentes e aumento da biodegradabilidade do lixiviado.
- ❖ Determinação do volume de lixiviado produzido até ao encerramento do aterro.
- ❖ Avaliar a potencialidade de implantação de processos alternativos ou complementares ao tratamento biológico existente.

1.3. Organização

O presente relatório está dividido em seis capítulos sendo em seguida descrito cada capítulo.

No primeiro capítulo será apresentado o enquadramento do trabalho onde estão identificados os objetivos e onde será feita uma breve descrição da estrutura do relatório.

O segundo capítulo contém os conceitos teóricos relacionados com o tema do relatório, desde resíduos industriais não perigosos e aterros sanitários, passando pela produção, composição e características dos lixiviados, até aos diversos tipos de tratamentos frequentemente aplicados a este tipo de efluentes, assim como parâmetros que influenciam o desempenho do tratamento biológico através de lamas ativadas.

No terceiro capítulo é apresentada uma breve descrição da empresa Recivalongo, e do caso de estudo. Neste capítulo será incluído uma breve caracterização do lixiviado produzido no aterro da Recivalongo, assim como uma descrição dos órgãos que constituem a ETAL e o seu modo de funcionamento. Por fim, serão apresentados os valores limites de descarga do efluente no coletor municipal impostos pela entidade gestora.

No quarto capítulo será explicada a metodologia utilizada para a elaboração deste relatório, sendo esta dividida em duas secções. A primeira secção fará menção à descrição geral da pesquisa, enquanto que na segunda serão estipulados os parâmetros analisados, assim como a frequência e o local de recolha da amostragem.

No quinto capítulo será apresentado, analisado e discutido os resultados obtidos ao longo do decorrer do estágio de forma a cumprir com os objetivos estipulados inicialmente no subcapítulo anterior.

As considerações finais, conclusões e recomendações deste relatório serão apresentadas no sexto capítulo.

2. Revisão Bibliográfica

Neste capítulo será feita uma breve introdução dos conceitos relacionados com os resíduos industriais e os aterros sanitários, assim como, apresentado alguns processos utilizados no tratamento dos lixiviados, quer sejam físico-químicos, de membranas ou biológicos.

2.1. Resíduos Industriais

As atividades industriais são responsáveis por um grande consumo de recursos naturais, quer seja sob a forma de materiais ou energia, originando produção de grandes quantidades de resíduos.

Tendo em conta a definição em vigor, entenda-se por resíduo industrial “o resíduo gerado em processos produtivos industriais, bem como o que resulte das atividades de produção e distribuição de eletricidade, gás e água “(Decreto-Lei nº 178/2006). Podem ser classificados conforme a sua natureza física, composição química e de acordo com os riscos que representam para o ambiente (Silva, 2007), em resíduos perigosos, resíduos não-perigosos e resíduos inertes, de construção e demolição (RCD).

Para além dos impactos ambientais implícitos associados aos resíduos, que originam desequilíbrios nos ecossistemas e na saúde humana, e dos impactos relacionados com a forma com que os resíduos são processados e reintegrados nos sistemas produtivos (PERSU 2020, 2014), existe igualmente um custo económico associado à produção de resíduos industriais (AEP, 2011).

As estratégias definidas para a gestão de resíduos tornam-se assim imprescindíveis, seguindo a hierarquia assente em princípios de reutilização, reciclagem, valorização, eliminação e deposição em aterro, que por sua vez permitirá reduzir a produção de resíduos, assim como a sua nocividade, minimizando os seus efeitos no ambiente e na saúde pública (PERSU 2020, 2014). A implementação de estratégias de prevenção permitirá racionalizar o consumo de matérias-primas e energia, melhorar o índice de produtividade através das ditas tecnologias limpas, assim como cumprir os planos nacionais de prevenção e gestão de resíduos industriais (AEP, 2011). Por conseguinte, a legislação torna-se imprescindível no cumprimento das normas, objetivos, planos e estratégias criadas, de forma a precaver e a punir os agentes prevaricadores, assim como abolir a má prática na gestão de resíduos industriais (AEP, 2011).

A gestão dos resíduos industriais não-urbanos (resíduos industriais, hospitalares, agrícolas, entre outros) é da responsabilidade do produtor do resíduo podendo o seu tratamento ser feito nas próprias instalações ou recorrendo a operadores de gestão de resíduos (OGR) (PNGR, 2014).

Os resíduos industriais representam uma forte fonte de poluição e o seu correto tratamento e destino final detém grande importância na preservação do meio ambiente e na saúde pública (Bayram, 2012).

2.2. Aterros Sanitários

Os aterros sanitários, doravante referido como aterro, são o destino final mais utilizado e o mais económico em todo o mundo. Aqui, os resíduos são depositados no solo, de acordo com as normas operacionais específicas e os critérios técnicos, permitindo desta forma o confinamento seguro de resíduos, minimizando os impactos ambientais destes (Contrera, 2008). Os aterros, são uma solução de fim de linha e constituem uma infraestrutura de base que garante uma boa gestão dos resíduos. Estes, são obras de engenharia multidisciplinar, planificados de acordo com diversos fatores que condicionam o seu dimensionamento, sendo necessário haver um equilíbrio de compromissos de carácter técnico, estrutural, ambiental, económico, funcional, sanitário e social (Rocha, 2003).

A operação dos aterros só é possível se for tido em conta os diferentes fatores e variáveis, e estas analisadas e resolvidas aquando a sua planificação, caso contrário o aterro torna-se numa lixeira sem recuperação possível (Matos e Pereira, 2003).

Em Portugal, o sector dos resíduos tem evoluído consideravelmente, muito em parte devido às exigências impostas pela União Europeia sobre a deposição de resíduos em aterro, sendo esta opção utilizada apenas quando todas as opções de valorização e reutilização dos resíduos forem esgotadas. Os operadores nacionais de resíduos em conjunto com as entidades gestoras de fluxos específicos permitem reforçar a capacidade nacional de valorização material, orgânica e energética de resíduos, adaptando-se assim aos elevados padrões de exigência ambiental (Decreto-Lei nº 183/2009). Segundo o Decreto-Lei nº183/2009, os aterros podem ser divididos em três classes, para resíduos inertes, para resíduos não-perigosos e para resíduos perigosos, sendo que só pode ser depositado em aterro resíduos que tenham sido objeto de tratamento e respeitarem os critérios de admissão definidos nesse mesmo Decreto-Lei.

A minimização dos impactos da deposição de resíduos em aterros é alcançada pela impermeabilização do fundo do aterro, evitando a contaminação do solo e dos recursos hídricos, e pela instalação de um sistema de captação e drenagem de lixiviado, assim como do biogás gerado. De igual forma, os resíduos depositados em aterros são compactados, reduzindo o seu volume, e cobertos diariamente com material inerte com a finalidade de impedir a propagação de vetores e odores, minimizando infiltrações e evitando possíveis incêndios (Matos e Pereira, 2003). A instalação de um sistema adequado de captação e drenagem de águas pluviais com a finalidade de redução da formação de lixiviado é imprescindível.

2.3. Processo de decomposição dos resíduos em aterros

Os resíduos de natureza orgânica e/ou inorgânica, sofrerão ao longo do tempo, por ação de agentes químicos, biológicos (microbiológicos), físicos e climatéricos (temperatura, humidade, entre

outros) transformações que originarão efluentes líquidos (lixiviados) e efluentes gasosos (biogás) (Rocha, 2003). A decomposição da matéria orgânica é um processo moroso e influenciado por diversos fatores tais como, a composição dos resíduos, a quantidade de água disponível durante o processo, a temperatura, a forma de operação do aterro, o pH, os nutrientes disponíveis, a existência ou não de inibidores do processo, a presença de oxigênio, o tamanho das partículas, o grau de compactação dos resíduos e a quantidade da matéria orgânica presente nos resíduos (Bacelar, 2010).

O processo de estabilização dos resíduos nos aterros pode ser dividido em cinco fases (Figura 1) (Costa, 2015; Heyer *et al*, 2005; Ribeiro, 2006; Tchobanoglous e Kreith, 2002):

❖ Fase I- Ajuste Inicial

Os compostos orgânicos dos resíduos iniciam a degradação por bactérias, em condições aeróbias assim que são depositados no aterro. A sua duração é limitada, devido ao rápido consumo de oxigênio disponível nas reações aeróbias. Na fase é possível observar a metabolização da matéria orgânica de fácil degradação, havendo um aumento da temperatura devido às reações exotérmicas que predominam.

❖ Fase II- Transição

Começam a desenvolver-se condições anaeróbias, face ao desaparecimento do oxigênio. Os microrganismos responsáveis pela transformação da matéria orgânica em metano e dióxido de carbono iniciam o processo de três passos (hidrólise, acidogénese, metanogénese). Nesta fase inicia-se o processo de hidrólise, permitindo a solubilização da matéria orgânica em ácidos gordos, glucose e aminoácidos facilmente metabolizados pelas bactérias. Posteriormente ocorre a fermentação, onde predominam as bactérias fermentativas e acetogénicas, que quebram os compostos anteriores em ácidos voláteis simples. A hidrólise e a fermentação levam a que haja uma elevada produção de azoto amoniacal, NH_4^+ , havendo uma redução significativa do pH devido aos ácidos orgânicos e às elevadas concentrações de dióxido de carbono (CO_2) no aterro. A concentração de sulfato (SO_4) diminui lentamente, iniciando o processo de redução a sulfuretos (H_2S).

❖ Fase III-Acetogénese

A atividade bacteriana é acelerada, produzindo ácido acético (CH_3COOH), ácido fórmico (HCOOH) e metanol (CH_3OH). A concentração de metano aumenta, e a concentração de hidrogénio (H_2) e dióxido de carbono diminui. A metabolização dos ácidos gordos voláteis causa um aumento do pH, no entanto redução do sulfato mantém-se e o azoto amoniacal continua a ser produzido.

❖ Fase IV- Metanogénica

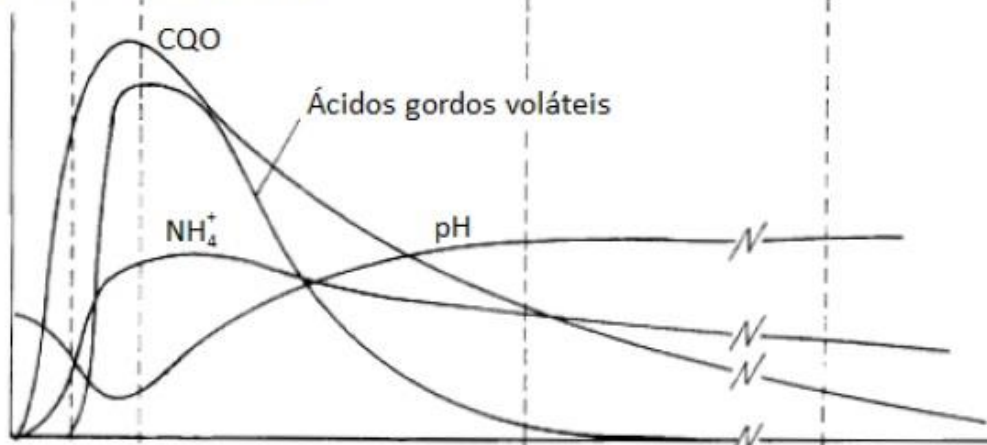
Nesta fase, a mais longa do processo, predominam as bactérias metanogénicas, a produção de metano (CH_4) é elevada, e devido à presença de bactérias metanogénicas, que predominarem em meios com pH com valores entre 6 e 8, é esperado que o lixiviado tenha um pH neutro, com baixas concentrações de ácidos gordos voláteis. Com valores de pH mais elevados, haverá menor solubilização dos constituintes inorgânicos resultando também numa redução dos metais pesados presentes no lixiviado.

❖ Fase V- Maturação

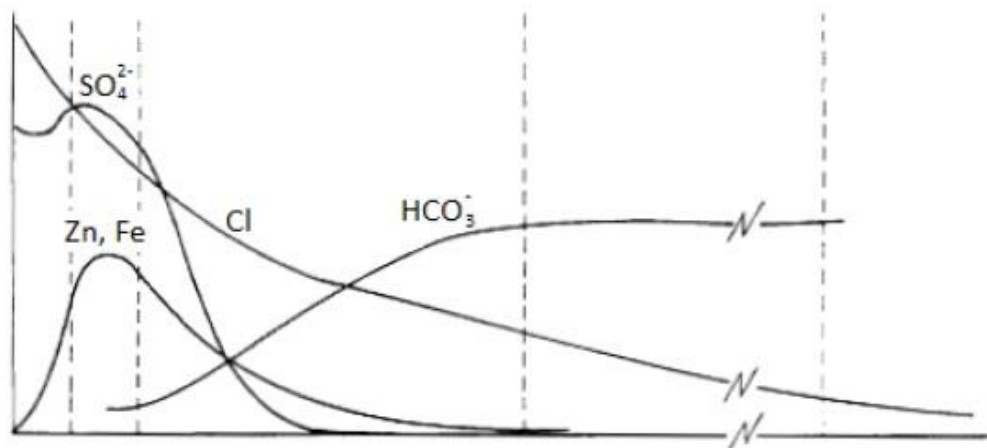
Nesta última fase, ocorre a estabilização da massa dos resíduos, e redução da atividade bacteriana o que se traduz numa baixa produção de metano, permitindo o aparecimento de azoto e de algum oxigénio, dependendo das medidas de encerramento dos aterros. Os lixiviados originados nesta fase tem uma elevada concentração de ácidos húmicos e fúlvicos, com elevado peso molecular, sendo difíceis de processar biologicamente.

A duração de cada fase depende da distribuição dos compostos orgânicos no aterro, da disponibilidade de nutrientes, do grau de humidade presente nos resíduos e do grau de compactação aplicado (Costa, 2015; Tchobanoglous e Kreith, 2002).

Constituintes de um lixiviado



Constituintes de um lixiviado



Composição do gás (vol. %)

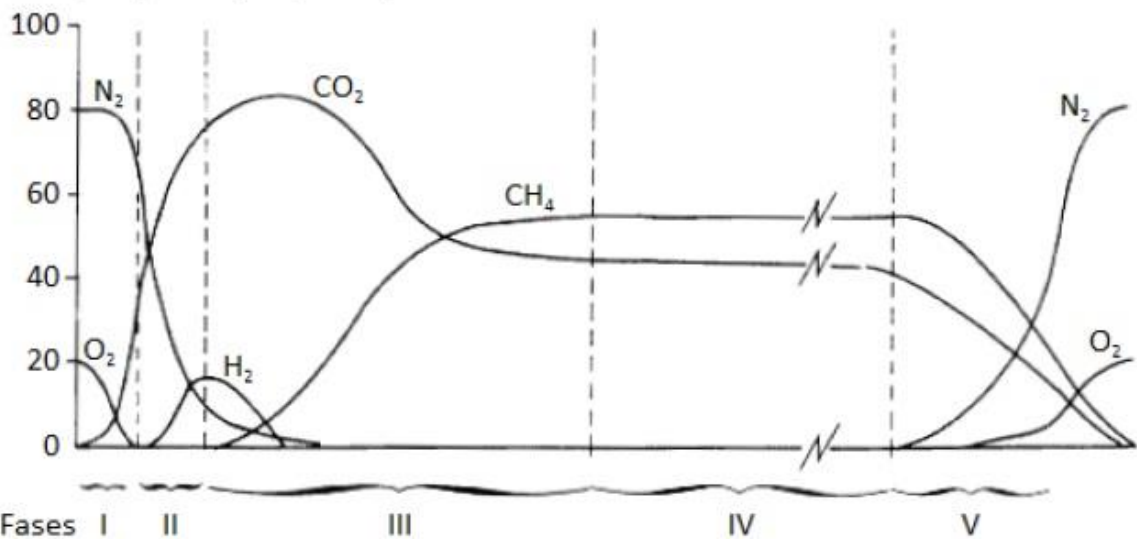


Figura 1. Variação da composição do lixiviado e do biogás ao longo das fases de estabilização dos resíduos em aterro (Fonte: Costa, 2015).

O encerramento do aterro é efetuado quando é atingida a capacidade máxima de exploração, sendo impermeabilizado e coberto por completo com materiais inertes, sendo posteriormente realizada recuperação paisagística. Após o encerramento, é necessário uma monitorização e controlo contínuo do biogás e dos lixiviado gerado, assim como das águas superficiais e subterrâneas, dado o aterro ainda continuar a produzir efluentes líquidos e gasosos.

Um dos principais problemas associados à deposição dos resíduos em aterros é a formação de lixiviados. Estes, conforme referido anteriormente, podem contaminar as águas subterrâneas, superficiais e o solo, caso o aterro não esteja devidamente impermeabilizado ou não existir um sistema de drenagem e captação de lixiviados eficiente (Santos, 2008). Uma estimativa do lixiviados produzido, a otimização do seu tratamento e uma análise aos compostos poluentes existentes, assim como o registo da variação das características deste ao longo do tempo, permitem operar de forma mais eficiente o aterro. A diminuição dos impactes ambientais de um aterro é influenciado por fatores ambientais (precipitação, topografia, hidrologia, entre outros), pelas características do aterro, do seu método de operação, assim como do tipo e características dos resíduos lá depositados (Santos, 2008).

2.4. Produção, Composição e Caracterização dos Lixiviados em Aterro

Os resíduos depositados em aterros, conforme referido anteriormente, sofrem várias reações físico-químicas, que permitem a degradação destes de forma natural, resultando num efluente líquido (e gasoso), constituído por grandes quantidades de compostos orgânicos e inorgânicos (Costa, 2015; Raghav et al, 2012).

A quantidade de lixiviado gerado no aterro pode ser determinada através da realização de um balanço hídrico, tendo em conta os volumes de água que entram, e que saem, do sistema num determinado intervalo de tempo. Assim, a determinação do volume de lixiviados gerados num aterro depende da precipitação, do escoamento superficial, da evapotranspiração, da capacidade de retenção de água nos aterros, do tipo de material de cobertura e do teor de humidade presente nos resíduos (Costa, 2015; Tchobanoglous e Kreith, 2002). Em regra, considera-se que a quantidade de lixiviados produzido é cerca de 15% a 25% da precipitação média anual (Costa, 2015). Resumidamente, a quantidade de água que circula através da massa de resíduos é diretamente proporcional à quantidade de contaminantes que são extraídos do aterro (Costa, 2015).

A composição do lixiviado é bastante variável e heterogénea, podendo ser classificado consoante a idade do aterro em lixiviado jovem (novo), intermédio (ou meia-idade) e maduro (velho ou estabilizado).

O lixiviado é um efluente líquido com odor forte e desagradável, podendo a cor variar entre castanho escuro ou amarelo claro consoante a concentração de Fe^{2+} e a sua oxidação a Fe^{3+} (Oliveira, 2012). Quanto mais recente for o lixiviado, mais escura será a cor e mais forte será o odor e, quanto mais antigo for o lixiviado, mais claro será e livre de odores.

A composição do lixiviado varia ao longo do tempo, sendo influenciado por diversos fatores como as características dos resíduos (composição, teor de humidade, idade, granulometria, densidade e dimensão), as condições ambientais e climatéricas (clima, temperatura, geologia, precipitação, evaporação, escoamento), as condições do aterro e a sua gestão (tipo de células, grau de compactação dos resíduos, propriedades do terreno, idade, vegetação, recirculação, deposição de resíduos líquidos, irrigação, entre outros) e o grau de estabilização (hidrólise, trocas iónicas, diluição, grau de degradação, adsorção, transporte de gás, entre outras) (Bayram, 2012; Oliveira, 2012; Santos, 2013).

Os principais componentes que constituem o lixiviado são (Silva, 2007; Silva, 2009):

- ❖ Matéria orgânica;
- ❖ Macropoluentes inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} e K^+);
- ❖ Metais pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn);
- ❖ Compostos orgânicos xenobióticos (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, entre outros);
- ❖ Microrganismos, como bactérias, fungos, protozoários, vírus e helmintos;

Quanto mais antigo for o aterro, menos biodegradável é o lixiviado e conseqüentemente, mais complexo é o seu tratamento (Silva, 2009).

Apesar de todos os parâmetros terem influência direta ou indireta na escolha do tratamento mais adequado, a carência química de oxigénio (CQO), a carência bioquímica de oxigénio ao quinto dia (CBO_5), o carbono orgânico total (COT), o azoto total e o azoto amoniacal, são os parâmetros que se devem ter em especial atenção dado estarem presentes em elevadas concentrações e limitarem o tratamento (Costa, 2015).

A CBO_5 corresponde à concentração de oxigénio consumido pelos microrganismos na oxidação da matéria orgânica presente no efluente, durante 5 dias. A CQO representa a quantidade de oxigénio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica presente nos efluentes. A razão CBO_5/CQO permite analisar a biodegradabilidade do lixiviado e conseqüentemente a avaliar o potencial da aplicação dos processos de tratamento biológicos a este efluente (Costa, 2015; Tchobanoglous e Kreith, 2002). Os lixiviados jovens, possuem maior carga de poluentes orgânicos em comparação com os lixiviados maduros, sendo por isso mais biodegradáveis. Assim sendo, em lixiviados jovens a razão CBO_5/CQO varia entre 0,4 e 0,6, o que significa que a matéria orgânica é facilmente

biodegradável enquanto que, para lixiviados maduros a razão CBO_5/CQO varia de 0,05 a 0,2 (Tchobanoglous e Kreith, 2002), o que indica uma elevada quantidade de matéria orgânica refratária, como os ácidos húmicos e fúlvicos, que não são degradados pelos microrganismos. Nestes casos, e em que a razão CBO_5/CQO é baixa, o tratamento biológico é desaconselhado dado à baixa eficiência de remoção, sendo necessário reforçar o tratamento biológico através da implementação de processos de tratamento baseados em métodos físico-químicos e/ou de membranas.

Existem vários métodos de tratamento de lixiviados (Kurniawan et al, 2010; Raghav et al, 2012; Tchobanoglous e Kreith, 2002):

- ❖ Tratamentos baseados em métodos biológicos aeróbios (Lagoas Arejadas, Reatores Descontínuos Sequenciais (SBR), Leitos Percoladores, Biodiscos, Lamas Ativadas, entre outros);
- ❖ Tratamento baseados em métodos biológicos anaeróbio (Lagoas Anaeróbias, UASB, entre outros);
- ❖ Tratamentos baseados em métodos físico-químicos (Precipitação Química, Oxidação-Redução, Air Stripping, Coagulação-Floculação, entre outros);
- ❖ Tratamentos baseados em métodos em sistemas de membranas (Osmose Inversa, Nanofiltração, entre outros);

A variabilidade da composição dos lixiviados complica o seu tratamento, isto é, o tipo de tratamento utilizado para tratar um lixiviado de um aterro jovem é diferente do tratamento aplicado a um lixiviado de um aterro maduro. Este problema torna-se ainda mais complexo dado o lixiviado que está a ser gerado, em qualquer momento, ser resultado de uma mistura de resíduos com diferentes idades (Tchobanoglous e Kreith, 2002).

Face à variação dos sistemas de tratamento de lixiviados utilizado em aterro e aos impactos ambientais associados a estes, é fundamental que haja uma gestão eficiente dos aterros, promovendo a minimização da quantidade de lixiviados produzidos, através do melhoramento dos sistemas de captação de águas pluviais e da redução da área de aterro exposta, assim como um controlo mais rigoroso da qualidade dos lixiviados produzidos através do desvio dos resíduos biodegradáveis (RB) de modo a reduzir a carga orgânica nestes (Santos, 2008).

2.5. Tratamento de Lixiviado

A variabilidade na composição dos lixiviados torna o seu tratamento complexo, sendo necessário encontrar um sistema de tratamento flexível que permita fazer face às variações das características do efluente, quer durante a fase de exploração do aterro como após o seu encerramento (Contrera, 2008; Costa, 2015). Assim, a escolha do sistema de tratamento mais adequado deve advir da consideração de diversos fatores, nomeadamente, do volume de lixiviado produzido, da sua

composição em termos de poluentes e das exigências estabelecidas pelos órgãos ambientais, consoante o destino a dar ao efluente tratado (Bidone, 2007; Barroso, 2012.; Jordão, 2012). Posto isto, é também necessário considerar os custos de investimento, manutenção e operação do sistema de tratamento, realizando uma análise custo-benefício.

Os sistemas de tratamento aplicados aos lixiviados podem ser divididos em sistemas de tratamento biológicos (aeróbios e anaeróbios), físico-químicos ou de membranas, no entanto, para uma melhor eficiência na remoção dos poluentes, deve de ser considerado uma combinação destes métodos de tratamento.

O tratamento biológico é o método mais utilizado no tratamento de águas residuais e de lixiviados devido à sua simplicidade, fiabilidade, e à elevada relação entre o custo e eficiência (Luz, 2012). Neste tipo de tratamento, os microrganismos atuam sobre a matéria orgânica biodegradável existente no lixiviado, obtendo-se dióxido de carbono, em condições aeróbias, e biogás, em condições anaeróbias (Luz, 2012; Santos, 2008). Para além da remoção da matéria orgânica, este processo permite também remover alguns nutrientes, nomeadamente fósforo e azoto, sendo este último removido através de processos de nitrificação e desnitrificação, conforme será desenvolvido mais a frente.

A otimização do tratamento biológico passa pelo controlo do oxigénio dissolvido (OD), a adição de nutrientes, concentração de microrganismos, assim como de outros parâmetros de funcionamento tais como o pH, temperatura, entre outros (Santos, 2008). Os objetivos principais do tratamento biológico são (Metcalf e Eddy, 2014):

- ❖ Transformar os constituintes biodegradáveis, particulados e dissolvidos, em produtos de menor perigosidade para o ambiente;
- ❖ Capturar e incorporar sólidos suspensos e não sedimentáveis em flocos ou em biofilme;
- ❖ Transformar e remover nutrientes, como o azoto e o fósforo;
- ❖ Remover constituintes orgânicos específicos e outros componentes, quando necessário;

Os microrganismos utilizados no processo biológico podem ser bactérias, fungos, algas, protozoários, entre outros (Barroso, 2012), sendo estes sensíveis às condições ambiente, nomeadamente pH e temperatura. A principal fonte de nutrientes que propiciam o crescimento dos microrganismos é o carbono, no entanto existem também outros elementos inorgânicos que são essenciais e podem limitar o seu crescimento caso não existam em quantidade suficiente, como é o caso do azoto, o fósforo, o potássio, o enxofre, o cálcio, o ferro, o magnésio, o sódio e o cloro (Costa, 2015). De um modo geral, o tratamento biológico pode ser dividido em quatro grupos conforme a figura 2 (Barroso, 2012; Bayram, 2012; Costa, 2015).

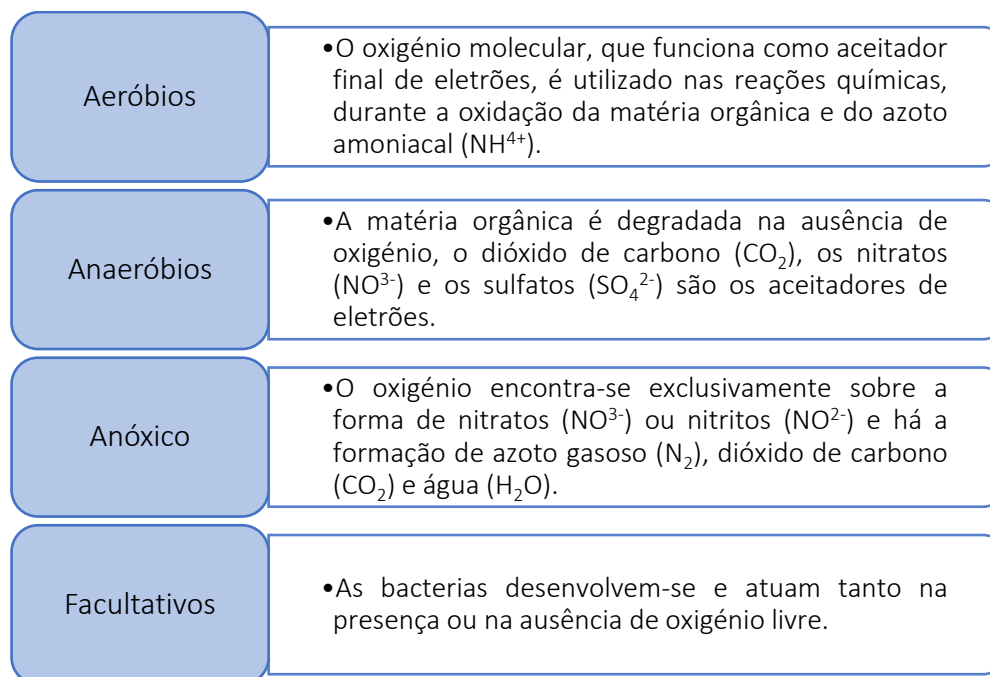


Figura 2. Diferentes condições que se pode observar no tratamento biológico.

Apesar dos tratamentos biológicos permitirem uma boa remoção da carga poluente nos efluentes, nem sempre são os processos de tratamento mais adequados face à variabilidade da composição dos lixiviados e da presença de compostos recalcitrantes sendo necessário recorrer a sistemas de tratamento baseados em métodos físico-químicos. Estes, permitem remover alguns poluentes e por vezes aumentar a biodegradabilidade dos efluentes, sendo muitas vezes utilizado como pré-tratamento para facilitar o tratamento seguinte ou como pós-tratamento, para afinação final do efluente antes da descarga ou reutilização. Os processos de tratamento físico-químicos são frequentemente utilizados quando o efluente a tratar tem origem em aterros antigos ou quando as normas de descarga são mais exigentes. A escolha do método físico-químico a utilizar no tratamento de lixiviados depende dos poluentes que se pretenda remover. Recentemente têm sido aplicados sistemas de tratamento de membranas ao lixiviado que devido à sua flexibilidade, fiabilidade e elevada eficiência na remoção dos poluentes, permite cumprir com os rígidos parâmetros de descarga.

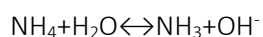
Para além destes métodos de tratamento, é usual realizar a recirculação de lixiviado para o aterro ou combinar o lixiviado com águas residuais, conforme irá ser abordado num dos subcapítulos seguintes.

2.5.1. Sistemas de Tratamento Físico-Químicos de Lixiviados

2.5.1.1. Air-Stripping

O método de Air-Stripping é utilizado para remover compostos voláteis, nomeadamente metano e amónia, dos efluentes (Bayram, 2012; Environmental Agency, 2007). O método consiste na passagem de um efluente gasoso (por exemplo ar atmosférico) pelo efluente líquido, em contracorrente, a uma determinada temperatura e pH, fazendo com que os compostos voláteis passem do meio líquido para o meio gasoso (Bayram, 2012; Orlando, 2014).

Este método é frequentemente utilizado para remover a amónia dos lixiviados, sendo aplicado a montante do tratamento biológico ou a jusante deste de modo a melhorar a qualidade do efluente final. Neste caso, de forma a remover a amónia do efluente, é necessário elevar o pH do efluente para 11, com auxílio de Hidróxido de Cálcio ou Sódio (Ca(OH)_2 ou NaOH), de forma a que ocorra a transformação do ião amónio (NH_4) em amónia gasosa (NH_3) que depois é “arrastada” pelo efluente gasoso (Bayram, 2012; Bidone, 2007; Environmental Agency, 2007). Quanto maior for a temperatura do sistema, menor será as necessidades de adição de NaOH ou Ca(OH)_2 (Environmental Agency, 2007).



RQ. 1

O gás amoníaco pode ser libertado para a atmosfera, destruído termicamente, ou absorvido em ácido sulfúrico, originando sulfato de amónia que pode ser utilizado como fertilizante (Environmental Agency, 2007).

Este processo é flexível, ajusta-se à variação da composição do lixiviado, é de fácil operação, não necessita de contra-lavagem, não é afetado por compostos tóxicos e é um método eficiente na remoção de amónia (Environmental Agency, 2007). Contudo, é um processo de tratamento com elevados custos operacionais e energéticos, associados ao elevados consumos de reagentes químicos e ao fornecimento de ar ao sistema, respetivamente, gera odores significativos, devido à libertação da amónia para a atmosfera, necessita de ajuste do pH, tanto no início do processo como no final antes do efluente ser descarregado no meio ambiente ou ser encaminhado para outra secção de tratamento, e pode promover o entupimento das tubagens devido à formação de carbonato de cálcio aquando a utilização de Ca(OH)_2 (Bayram, 2012; Bidone, 2007; Costa, 2015; Environmental Agency, 2007; Luz, 2012).

2.5.1.2. Precipitação Química

A precipitação química é um método comumente utilizado para remover o azoto amoniacal, os compostos orgânicos recalcitrantes e os metais pesados presentes no lixiviado, através da utilização

de reagentes químicos (Hidróxido de Cálcio (Ca(OH)_2), Fosfato de Amónia e Magnésio (PAM)) que promovem a precipitação e sedimentação das substâncias dissolvidas e em suspensão, tornando-as insolúveis (Bayram, 2012; Capela, 2014; Orlando, 2014). A sua utilização é feita como tratamento primário de forma a remover os poluentes nocivos ao tratamento biológico (Environmental Agency, 2007). Este processo de tratamento é simples, eficaz e de fácil operação e manutenção, no entanto, produz grandes quantidades de lamas (lamas químicas), e dependendo dos reagentes utilizados e dos compostos a remover, assim como o destino final a dar às lamas geradas, os custos operacionais podem ser significativos (Bayram, 2012; Rocha, 2003).

2.5.1.3. Coagulação-Floculação

O processo de coagulação-floculação é utilizado no tratamento de lixiviado de forma a remover a matéria coloidal e/ou em suspensão que não é facilmente removida por processos físicos (Environmental Agency, 2007). O coagulante irá desestabilizar as partículas coloidais, diminuindo a repulsão entre elas, e o floculante irá permitir a aglomeração dessas mesmas, formando flocos, com maior peso molecular que podem ser removidas por sedimentação ou filtração (Environmental Agency, 2007; Orlando, 2014).

A coagulação-floculação pode ser utilizada como tratamento primário, de modo a melhorar os sistemas de tratamentos subsequentes, ou como tratamento final, de forma a melhorar a qualidade do efluente a ser descarregado. A escolha do coagulante e floculante a utilizar depende do tipo de efluente e do poluente que se pretenda remover, sendo essa escolha realizada consoante o *Jar Test*. O *Jar Test* permite determinar qual o melhor coagulante/floculante a aplicar ao efluente que se pretende tratar, qual o pH ótimo e qual a dose ótima a aplicar de forma a obter melhores resultados, isto é, maior eficiência de remoção.

Este método, para além de permitir remover a matéria coloidal e em suspensão, permite remover a cor e a turbidez do efluente, eliminar alguns microrganismos patogénicos, remover metais pesados e CQO (Costa, 2015; Environmental Agency, 2007; Luz, 2012; Silva, 2010). Contudo, produz grandes quantidades de lamas (lamas químicas), necessita de equipamento de sedimentação a jusante do tratamento de coagulação-floculação, a eficiência do tratamento é dependente do pH, do coagulante e floculante escolhido, assim como da sua dosagem, e das condições de operação, nomeadamente velocidade e tempo de agitação, não sendo um método eficaz na remoção de azoto amoniacal. (Costa, 2015; Environmental Agency, 2007; Orlando, 2014).

2.5.1.4. Processos de Oxidação Avançada (POA)

A oxidação química é um processo aplicado ao tratamento de efluentes contendo substâncias refratárias ou tóxicas (Bayram, 2012; Capela, 2014). As reações de oxidação-redução modificam a estrutura molecular dos poluentes transformando-os em produtos facilmente removíveis e com menor toxicidade (Costa, 2015).

Recentemente, os processos oxidativos avançados têm ganho destaque devido à sua eficiência na remoção de substâncias quimicamente estáveis, com baixa biodegradabilidade. Este método, utiliza espécies com elevado poder oxidante, o radical hidroxilo (HO^\bullet), que permite a mineralização dos compostos orgânicos em CO_2 , H_2O e íões inorgânicos (Costa, 2015). O radical hidroxilo, sendo uma espécie muito reativa, é pouco seletiva, permitindo assim oxidar diferentes compostos tóxicos, num curto espaço de tempo (Bayram, 2012).

O Processo de *Fenton* é um dos POA amplamente utilizado no tratamento de lixiviados, utiliza o Fe^{2+} como catalisador e o Peróxido de Hidrogénio (H_2O_2) como agente oxidante, não sendo necessário fornecer energia ao sistema (Capela, 2014; Rocha, 2003). A eficiência deste depende do tempo de contacto entre o agente oxidante e o efluente, do rácio entre o agente oxidante e o catalisador, da temperatura e do pH da solução, sendo que este último tem de estar enquadrado na gama ácida, entre 2 e 4, de forma a evitar a precipitação do ferro e a instabilidade do H_2O_2 , assim como potenciar o poder de oxidação deste (Bidone, 2007; Costa, 2015).

Este método de tratamento pode ser aplicado a jusante ou a montante do tratamento biológico, quer seja utilizado para aumentar a biodegradabilidade dos compostos orgânicos ou como apuramento do efluente final, respetivamente.

O Processo de *Fenton* é um método simples, de fácil aplicação e operação, que não requer gastos significativos, dado não necessitar de energia, possibilita a completa mineralização dos compostos orgânicos, e o radical hidróxilo, sendo uma espécie com baixa seletividade permite a degradação de diversos compostos refratários e tóxicos (Bayram, 2012; Costa, 2015; Environmental Agency, 2007; Rocha, 2003). No entanto, este processo produz lamas químicas contendo hidróxido de ferro, necessita de ajuste de pH para valores ácidos, a reação de oxidação-redução pode originar subprodutos que aumentam a toxicidade do lixiviado e quanto maior for a concentração de compostos refratários no lixiviado, maior será o consumo de reagentes tornando o processo dispendioso (Bayram, 2012; Bidone, 2007; Environmental Agency, 2007; Luz, 2012; Silva, 2009).

2.5.1.5. Evaporação

Existem dois métodos de evaporação de lixiviados, a natural e a forçada. A evaporação natural do lixiviado ocorre em lagoas ou tanques, onde o lixiviado é evaporado através da energia solar. Neste

tipo de evaporação é utilizado uma cobertura transparente sobre a lagoa/tanque com baixa profundidade e grande área exposta, com inclinação, de forma a que o vapor ao chegar à cobertura condense e seja recolhido, por gravidade, nas calhas externas à lagoa/tanque (Bayram, 2012). Quanto maior for o índice de insolação, a inclinação da cobertura e o quociente entre a área exposta da lagoa e a respetiva profundidade, maior será a evaporação do lixiviado (Bacelar, 2010; Bayram, 2012; Bidone, 2007).

O conceito da evaporação forçada é o mesmo da evaporação natural, no entanto aqui é necessário fornecer energia de forma a aumentar a temperatura do lixiviado para este evaporar. Neste caso, a energia utilizada pode provir da queima do biogás originado no aterro, reduzindo assim os custos energéticos. Uma das vantagens do aproveitamento do biogás gerado no aterro é a obtenção de créditos de carbono (Bacelar, 2010), contudo, este método requer elevados custos de investimento e manutenção.

Ambos os processos são de fácil operação e permitem reduzir significativamente o volume de lixiviado, no entanto, geram odores desagradáveis, produzem um concentrado à semelhança da osmose inversa, de difícil tratamento, necessitam de grandes quantidades de reagentes e não são apropriados para aterros que produzem elevadas quantidades de lixiviado (Bacelar, 2010; Bayram, 2012; Bidone, 2007; Environmental Agency, 2007).

2.5.2. Sistemas de Tratamento Biológico Aeróbio de Lixiviados

2.5.2.1. Lagoa arejada

As lagoas arejadas são métodos bastante eficientes na remoção dos agentes patogénicos, assim como dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes no lixiviado (Luz, 2012; Santos, 2013). É um processo de tratamento flexível, de baixo custo de implantação, operação e manutenção, podendo ser utilizado como processo biológico principal ou para afinação do efluente final (Kurniawan et al, 2010). Tratando-se de um processo aeróbio, a existência de oxigénio para o funcionamento do processo é essencial, sendo o oxigénio fornecido através de arejadores mecânicos, de forma a aumentar a eficiência do processo (Simões, 2008). Contudo, este método de tratamento requer elevados tempos de retenção hidráulicos (TRH), consumindo grandes quantidades de energia no fornecimento do oxigénio, necessita de uma elevada área de implantação, liberta odores desagradáveis, produz grandes quantidades de lamas e pode ocorrer o crescimento excessivo de algas provocando eutrofização (Costa, 2015; Environmental Agency 2007; Kurniawan et al, 2010).

Este método de tratamento não é adequado para tratar lixiviados de aterros industriais dado não garantir que são respeitados os limites especificados de descarga de efluentes, de forma contínua,

principalmente, quando se trata de lixiviados fortes, sobretudo durante os meses de inverno (Environmental Agency 2007; Kurniawan et al, 2010).

2.5.2.2. Sistema de Lamas Ativadas

O tratamento de lixiviado por lamas ativadas é semelhante ao tratamento recorrendo a lagoas arejadas, contudo, neste tipo de tratamento é possível controlar a população de bactérias através da recirculação das lamas o que por si só se traduz numa diminuição dos TRH e uma melhor eficiência na remoção de poluentes (Costa, 2015).

Este processo de tratamento é composto por três componentes (Metcalf e Eddy, 2014):

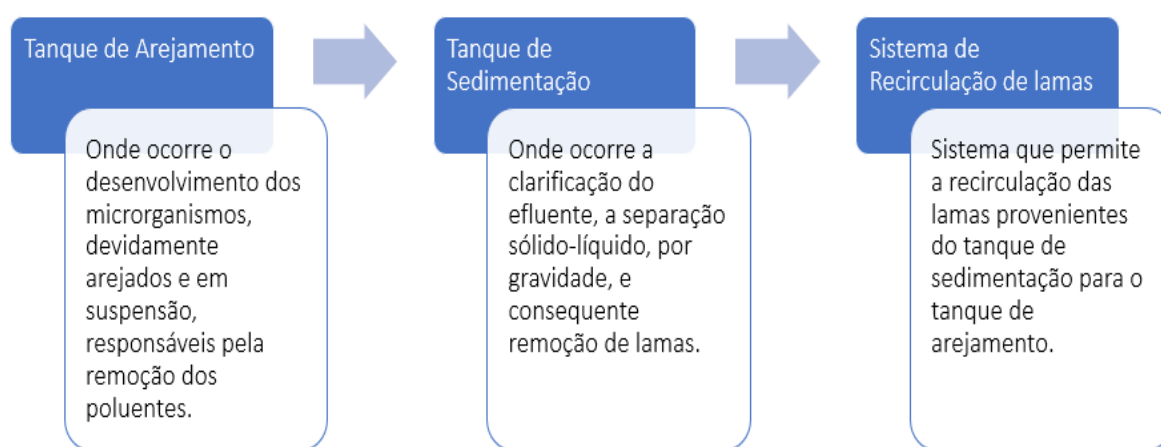


Figura 3. Componentes do sistema de tratamento por Lamas Ativadas e respetiva descrição.

O objetivo principal deste processo é remover a matéria orgânica dissolvida e coloidal dos efluentes, nomeadamente carbono orgânico, azoto e fósforo, através dos microrganismos, na presença de oxigénio, que ao realizar a atividade metabólica degradam a matéria orgânica e transformam-na em energia para as suas atividades metabólicas, produzindo biomassa, água e CO₂ (Barroso, 2012.; Silva, 2013; Sousa, 2016).

O conteúdo do reator (mistura de lamas e microrganismos) é designado por licor misto, e permanece no reator biológico o tempo necessário para manter os níveis de população microbiana, aumentando assim a capacidade de sobrevivência, possibilitando a separação das fases líquida-sólida no tanque de sedimentação (Barroso, 2012; Silva, 2013).

Antes do processo de tratamento por lamas ativadas, pode existir um tratamento primário do efluente onde é removida a matéria orgânica sedimentável reduzindo a quantidade de matéria orgânica que iria ser oxidada no processo de lamas ativadas e consequentemente diminui os custos de operação do tratamento secundário (Sousa, 2016).

No processo de lamas ativadas, é fornecida agitação contínua no reator biológico de forma a haver mistura do efluente com as lamas e fornecer oxigénio para os microrganismos poderem

desempenhar a sua função (Silva,2013). A agitação faz com que a matéria orgânica fique em suspensão, aumentando o contacto entre os microrganismos e a matéria orgânica, aumentando assim a degradação desta (Sousa, 2016).

A eficiência dos decantadores secundários depende da formação de flocos no tanque de sedimentação (Metcalf e Eddy, 2014; Silva, 2013), flocos que apresentem uma estrutura frágil, com apeto filamentosos, não sedimentam bem e prejudicam a eficiência do processo (Barroso, 2012). Parte da biomassa sedimentada é recirculada para o reator biológico de forma a manter a concentração de microrganismos no reator biológico, e a outra parte das lamas são removidas e tratadas para serem posteriormente utilizadas como produto fertilizante, ou depositadas em aterro.

O tratamento de efluentes recorrendo a lamas ativadas permite obter elevadas eficiências na remoção de matéria orgânica e azoto amoniacal, possibilita também alguma flexibilidade de operação e não necessita de grandes áreas de implantação (Capela, 2014; Faria, 1996; Sousa, 2016). No entanto, é um processo com elevado investimento inicial, com grandes consumos de energia, e produção grandes quantidades de lamas, necessita de um grande controlo operacional e é dependente da eficiência da separação sólido-líquido e da quantidade de nutrientes presentes no efluente (Capela, 2014; Kurniawan, 2010; Sousa, 2016). Qualquer alteração na capacidade de floculação e sedimentação das lamas resultará em má qualidade do efluente tratado (Environmental Agency, 2007), e a atividade microbiológica pode facilmente ser inibida na presença de elevadas concentrações de alguns poluentes, nomeadamente amónia (Orlando, 2014). As lamas produzidas durante este tipo de tratamento podem ter uma concentração significativa de alguns poluentes, nomeadamente metais pesados, necessitando de tratamento e de um destino final apropriado consoante a sua composição final.

2.5.2.3. SBR (*Sequential Batch Reactor*)

O SBR (*Sequential Batch Reactor*) é uma variante do processo de lamas ativadas que permite remover a matéria orgânica, o azoto e alguns compostos recalcitrantes sem ser necessário recorrer a decantadores para clarificar o efluente (Kurniawan, 2010). Este processo é composto por cinco fases (Figura 4) e é ideal para remover azoto amoniacal dado ser um método apropriado para processos de nitrificação/desnitrificação, permitindo a oxidação da matéria orgânica e a nitrificação em simultâneo (Orlando, 2014).

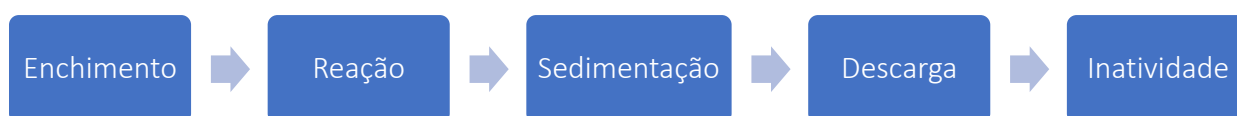


Figura 4. Fases sequenciais de um SBR.

Durante a fase de enchimento, o reator é preenchido com efluente até um determinado volume e arejado, após um determinado tempo de reação, ocorre sedimentação e a remoção do sobrenadante. A fase de inatividade corresponde ao tempo em que o reator está vazio até ser novamente preenchido.

O SBR é um método de tratamento biológico flexível e de fácil operação e manutenção, permite remover diversos poluentes, não necessita de unidades de sedimentação e é tolerante a choques hidráulicos (Capela, 2014; Kurniawan, 2010). Não obstante, este tipo de tratamento necessita de grandes quantidades de energia, devido ao arejamento, gera odores desagradáveis e a qualidade do efluente depende da sedimentabilidade dos sólidos (Kurniawan, 2010).

2.5.2.4. Biodiscos e Filtros percoladores

Os biodiscos são conjuntos de discos agrupados montados em um eixo horizontal com rotação, onde os discos estão parcialmente mergulhados no efluente, e a rotação permite que os cilindros perfaçam ciclos alternados de exposição entre o ar e o efluente de forma a que os microrganismos que aderiram aos discos sejam expostos ao ar e ao lixiviado (matéria orgânica), de forma alternada, promovendo o seu crescimento (Bayaram, 2012; Kurniawan, 2010). Assim, na superfície dos discos formam-se biofilmes, que ao crescerem desprendem-se dos discos mantendo-se em suspensão no efluente, devido à rotação, aumentando a eficiência do tratamento (Bayaram, 2012; Bidone, 2007).

Os filtros percoladores constituem leitos compostos por um meio de suporte, geralmente areia podendo também ser constituído por escória, brita ou unidades sintéticas, com grande área específica onde os filmes biológicos aderem e se desenvolvem, contendo também espaços vazios onde percorre o efluente e o oxigénio necessário no tratamento do efluente (Bayaram, 2012).

Ambos os processos são reatores de biomassa fixa o que permite maior tolerância aos choques hidráulicos e químicos dos lixiviados, não necessitando de tanta energia quanto os processos de biomassa suspensa (Faria, 1996; Santos, 2008). Em termos de manutenção, e área de implantação, ambos os processos requerem baixa manutenção e ocupam uma reduzida área de implantação. No entanto, ambos não são apropriados para tratar lixiviados com grandes concentrações de poluentes, dado estes reatores serem facilmente obstruídos (Kurniawan, 2010), e necessitam a posteriori de um decantador secundário para separar a biomassa do efluente.

2.5.3. Sistemas de Tratamento Biológico Anaeróbio de Lixiviados

2.5.3.1. Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias são um processo de tratamento apropriado para ser utilizado como tratamento preliminar de efluentes com elevada carga orgânica (Simões, 2008). À semelhança das

lagoas arejadas, estas são utilizadas como tanques de equalização, permitindo a homogeneização dos efluentes e a diminuição dos choques hidráulicos, aumentando a eficiência dos processos de tratamento a jusante (Costa, 2015; Faria, 1996).

Este tipo de tratamento é mais eficiente durante a época de verão, dado que quanto maior for a temperatura, maior será a atividade bacteriana e maior será a remoção dos poluentes (Silva, 2007). É um método de tratamento com baixo custo de manutenção e operação, que consome pouca energia dado não necessitar de arejamento, produz pouca quantidade de lamas, é rápido e eficiente na estabilização da matéria orgânica e produz biogás que pode ser utilizado para aproveitamento energético (EPA, 2002). Contudo, à semelhança das lagoas arejadas, esta também necessita de uma grande área de implantação. Além da extensa área de implantação, o processo em si liberta odores desagradáveis, necessita de TRH consideráveis face ao lento crescimento e desenvolvimento das bactérias metanogénicas, é dependente da temperatura e do pH, que consequentemente pode resultar em menores taxas de crescimento da população microbiana, sendo que estes também não conseguem remover de forma eficiente o azoto do efluente (Costa, 2015; EPA, 2002; Luz, 2012; Santos, 2008).

2.5.3.2. UASB (*Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket*)

O UASB foi desenvolvido de forma a permitir a separação das fases sólida e gasosa do líquido e converter a matéria orgânica presente no lixiviado em biogás (Kurniawan, 2010). O afluente é alimentado pelo fundo do reator e flui de forma ascendente através de um manto granular biológico, formando pequenos grânulos de biomassa. A velocidade ascendente do efluente tem de ser baixa de forma a permitir a sedimentação dos sólidos facilmente sedimentáveis (Bidone, 2007).

Este método de tratamento é sensível às condições operacionais, nomeadamente temperatura, carga orgânica, TRH, velocidade ascendente do fluido, características do efluente, do sistema de tratamento, principalmente do sistema de controlo e configuração do reator, e às características do leito de biomassa (Faria, 1996; Kurniawan, 2010). No entanto, de todos estes fatores, o fator que maior influência possui na eficiência de remoção dos poluentes é a temperatura devido à importância que tem no desempenho dos microrganismos.

O UASB, tratando-se de um sistema de tratamento anaeróbio, não necessita de oxigénio, logo não consome muita energia, produz biogás que pode ser utilizado para fins energéticos e as lamas geradas no processo têm boas características de sedimentação (Bidone, 2007; Kurniawan, 2010). Para além destas vantagens, o UASB é flexível o que permite tratar efluentes com variações na sua composição ao longo do tempo e permite a separação das fases líquido, sólido e gasoso num mesmo recipiente sem necessitar de unidades de sedimentação adicionais (Kurniawan, 2010). Contudo,

necessita de longos tempos de iniciação (desde 2 a 8 meses), para o desenvolvimento do leito de biomassa, não é eficiente no tratamento de efluentes com variações no caudal ao longo do tempo, e não é um método apropriado para a remoção de azoto amoniacal (Environmental Agency, 2007; Kurniawan, 2010).

2.5.4. Sistemas de Tratamento de Membranas

2.5.4.1. Nanofiltração, Ultrafiltração e Microfiltração

Os processos de tratamento de membranas não são nada mais do que processos de filtração, a uma determinada pressão. A eficiência deste método de tratamento depende do tamanho do poro e da pressão, sendo que quanto menor for o tamanho do poro e maior for a pressão de operação, maior é a remoção dos poluentes (Rocha, 2003). Existem quatro tipos de tratamento por membranas, a ultrafiltração, a microfiltração, a nanofiltração e a osmose inversa, sendo esta última retratada no subcapítulo seguinte. Na tabela 1 encontra-se exposto as características da ultrafiltração, da microfiltração e da nanofiltração.

Tabela 1. Características da Ultrafiltração, Microfiltração e Nanofiltração (Environmental Agency, 2007).

Parâmetro	Nanofiltração	Microfiltração	Ultrafiltração
Pressão de Operação [bar]	5-10	1-10	0,2-5
Tamanho dos Poros [μm]	0,001-0,01	0,01-0,1	0,1-1,0
Poluentes Removidos	Sais dissolvidos, alguns sólidos coloidais, macromoléculas orgânicas e microrganismos	Microrganismos, sólidos coloidais, macromoléculas orgânicas e alguns sais dissolvidos	Alguns microrganismos, sólidos coloidais, macromoléculas orgânicas

Estes processos de tratamento são frequentemente utilizados como pré-tratamento de forma a melhorar a eficiência dos sistemas subsequentes, nomeadamente da osmose inversa. São métodos de tratamento baratos, simples e versáteis, podendo ser aplicados em tratamentos de lixiviados jovens, intermédios ou maduros (Environmental Agency, 2007). No entanto, estes métodos de tratamento não eliminam os poluentes, simplesmente originam um concentrado de difícil tratamento (Rocha, 2003). Outras desvantagens destes métodos de tratamento é a ocorrência de colmatação das membranas e em caso de limites descarga rígidos, o permeado necessita de tratamento adicional.

2.5.4.2. Osmose Inversa

O método de funcionamento da osmose inversa (OI) é semelhante ao da ultrafiltração, microfiltração e nanofiltração, contudo, o tamanho dos poros ($\approx 0,0001 \mu\text{m}$) é inferior aos dos métodos anteriores e opera a pressões mais elevadas (10-120 bar), permitindo assim alcançar maior eficiência na remoção dos poluentes e obter um permeado com elevada qualidade (Environmental Agency, 2007).

Este método de tratamento é baseado no fenómeno natural de osmose, onde duas soluções com diferentes concentrações e separadas por uma membrana semipermeável, atravessam essa membrana, do meio mais concentrado para o menos concentrado até se atingir o equilíbrio (homeostasia).

A OI pode ser desenvolvida em três estágios/etapas, mas usualmente só é utilizado duas etapas no tratamento de lixiviados dado à elevada qualidade do permeado gerado que permite cumprir com os parâmetros de descarga mais exigentes, nomeadamente descarga em meio hídrico. No entanto, quanto mais etapas compuser a OI, maior é a sua eficiência (Costa, 2015).

Este é um processo de tratamento eficiente, pois permite remover compostos orgânicos e inorgânicos, em suspensão ou dissolvidos, e flexível, podendo ser aplicado em lixiviados novos, intermédios ou antigos e em lixiviados onde se registem alterações significativas na sua composição ao longo do tempo (Bayram, 2012; Costa, 2015). Trata-se de um método de fácil operação, funcionando de forma automática, não requer grande área de implantação e necessita de pouco tempo de arranque operacional (Environmental Agency, 2007). Contudo, é um método oneroso, quer em termos da sua construção como das necessidades energéticas, e a montante da OI é necessário realizar um pré-tratamento ao lixiviado de forma a remover algumas partículas de maior tamanho, assim como poluentes que possam precipitar e colmatar as membranas (*"fouling"*), aumentando a eficiência desta (Bayram, 2012; Costa, 2015). Para além do pré-tratamento, é também necessário adicionar reagentes de forma a ajustar o pH do lixiviado às condições operacionais e adicionar um anti-precipitante que evita a ocorrência de *"fouling"* das membranas, sendo que a quantidade de reagentes necessária depende da composição do lixiviado.

A maior desvantagem deste método de tratamento, conforme referido anteriormente, é a produção de um concentrado com características de difícil tratamento, não eliminando os poluentes *per se*.

2.6. Recirculação

A recirculação dos lixiviados para aterro é um método muito utilizado face à sua eficiência, e baixo custo (Silva, 2007). Este método, em virtude do aumento do teor de humidade nos resíduos, assim

como de matéria orgânica e de microrganismos, possibilita a aceleração da decomposição dos resíduos e a sua consequente estabilização, reduzindo assim o volume de resíduos, aumentando a capacidade útil do aterro (Bayram, 2012; Ferreira, 2013). De igual forma, a recirculação do lixiviado para aterro permite amortizar as variações de caudal, assim como diluir alguns dos compostos gerados durante a degradação dos resíduos (Capela, 2014; Silva, 2007).

Este método permite também reduzir o volume de lixiviado, graças à evaporação que possa ocorrer durante a recirculação e diminuir os custos de tratamento associados ao lixiviado (Silva, 2007). Por outro lado, a recirculação pode aumentar a concentração da matéria orgânica refratária e dos metais pesados, entre outros, diminuindo o pH para valores inferiores a cinco, inibindo assim a atividade microbiana, nomeadamente a metanogénese, que por sua vez irá afetar a decomposição e estabilização dos resíduos, produzindo um lixiviado com má qualidade, ou seja, rico em compostos recalcitrantes (Bayram, 2012; Capela, 2015; Brás *et al*, 2017).

2.7. Combinado com Águas Residuais

Uma das alternativas ao tratamento de lixiviado é a combinação deste com o efluente doméstico, onde o lixiviado é recolhido ou descarregado no coletor, encaminhado para uma ETAR e lançado junto ao afluente da estação de tratamento, reduzindo assim os custos associados ao aterro e ao tratamento de lixiviado (Bayram, 2012; Capela, 2014). Neste caso, é necessário estabelecer uma relação entre o volume de lixiviado passível de ser admitido nas ETAR's, com o volume de efluente doméstico a tratar, de forma a haver uma correta diluição do lixiviado sem comprometer a eficiência do tratamento (Bidone, 2007). Todavia, na ausência de emissário/coletor que permita a descarga do lixiviado e consequente encaminhamento para a ETAR, os custos associados a esta técnica aumentam devido aos custos logísticos, isto, é, aos custos de transporte de lixiviado até à respetiva ETAR (Bidone, 2007).

As elevadas concentrações de compostos orgânicos dificilmente biodegradáveis e os metais pesados observados na composição do lixiviado, pode reduzir a eficiência do tratamento dos efluentes, nomeadamente originar a corrosão das infraestruturas, a redução da capacidade de sedimentação das lamas, assim como problemas de operação nas estações de tratamento devido à precipitação de óxidos de ferro (Bayram, 2012; Capela, 2014; Silva, 2007).

Por norma, é usual realizar um pré-tratamento ao lixiviado *in situ*, antes deste ser encaminhado para a ETAR para ser tratado em conjunto com o efluente doméstico, de forma a tornar o lixiviado admissível para ser tratado na ETAR e remover alguns contaminantes, reduzindo assim os custos de operação a jusante (Capela, 2014).

2.8. Remoção de Azoto

O azoto é um elemento essencial para alguns seres vivos, no entanto, em demasia, este elemento pode tornar-se nocivo do ponto de vista ecológico (Silva, 2013). A remoção do azoto dos efluentes antes de estes serem descarregados no meio recetor permite minimizar o efeito da amónia no corpo recetor, nomeadamente no que diz respeito às concentrações de oxigénio dissolvido (OD) e consequentemente toxicidade para a vida aquática, controlar a eutrofização, assim como controlar as concentrações deste nutriente quando a finalidade do efluente tratado for a recarga de águas subterrâneas ou a sua aplicação para reutilização humana (Metcalf e Eddy, 2014). Quanto maior for a concentrações de azoto nos lixiviados, mais difícil será o seu tratamento (Bayram, 2012).

A remoção do azoto através no tratamento biológico é feita em duas etapas: a nitrificação e a desnitrificação. Durante a nitrificação, a amónia ($\text{NH}_3\text{-N}$) é oxidada a nitrito ($\text{NO}_2\text{-N}$), por ação de bactérias autotróficas, nomeadamente pelas Nitrossomas, sendo este passo muitas vezes referido como nitrificação, e posteriormente, o nitrito é oxidado a nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), através da ação de outro tipo de bactérias autotróficas, as Nitrobactérias (Figura 5) (Metcalf e Eddy, 2014).

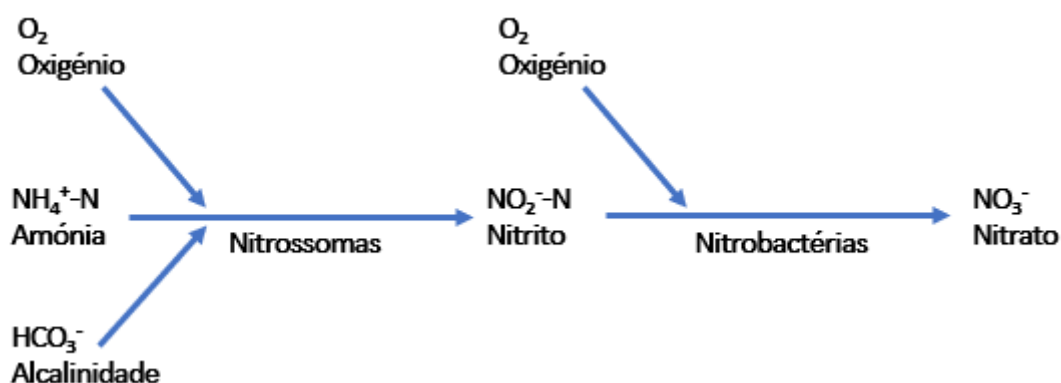


Figura 5. Esquema da Nitrificação.

A nitrificação acontece na presença de oxigénio, sendo este processo sensível a alguns fatores nomeadamente, à concentração de OD, de metais, ao pH, à temperatura e à presença de elementos tóxicos, assim como à concentração da amónia na forma não ionizada, NH_3 (Costa, 2015; Metcalf e Eddy, 2014; Silva, 2013). Contudo, o fator essencial para a nitrificação é o tempo de retenção de sólidos (TRS). Na tabela 2 é possível observar as condições que permitem obter a nitrificação.

Tabela 2. Condições necessárias para a ocorrência da nitrificação.

Características	Valores
pH	6,5 a 8,0
Temperatura ótima	25 °C
Oxigénio Dissolvido	> 2,0 mg/L
TRS	4 a 15 dias

Este processo requer grande TRH devido ao crescimento lento das bactérias nitrificantes. Do processo de nitrificação resultam os nitratos e estes são eliminados através da desnitrificação, a partir da ação das bactérias desnitrificantes, que transformam o nitrato em azoto gasoso (Figura 6) (Metcalf e Eddy, 2014).

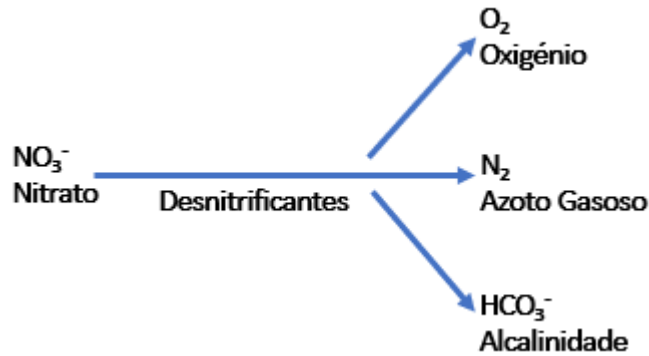


Figura 6. Esquema da desnitrificação.

A desnitrificação pode ser pré-anóxica ou pós-anóxica, dependendo se a desnitrificação é realizada a montante ou a jusante do reator biológico, respetivamente. Na desnitrificação pré-anóxica (Figura 7), a biomassa é recolhida no decantador e reencaminhada para o tanque anóxico e para o tanque de arejamento havendo assim a recirculação do licor misto (Costa, 2015; Metcalf e Eddy, 2014). Devido à existência de compostos orgânicos no afluente ao tanque anóxico, as bactérias podem realizar a desnitrificação sem ser necessário adicionar uma fonte de carbono.

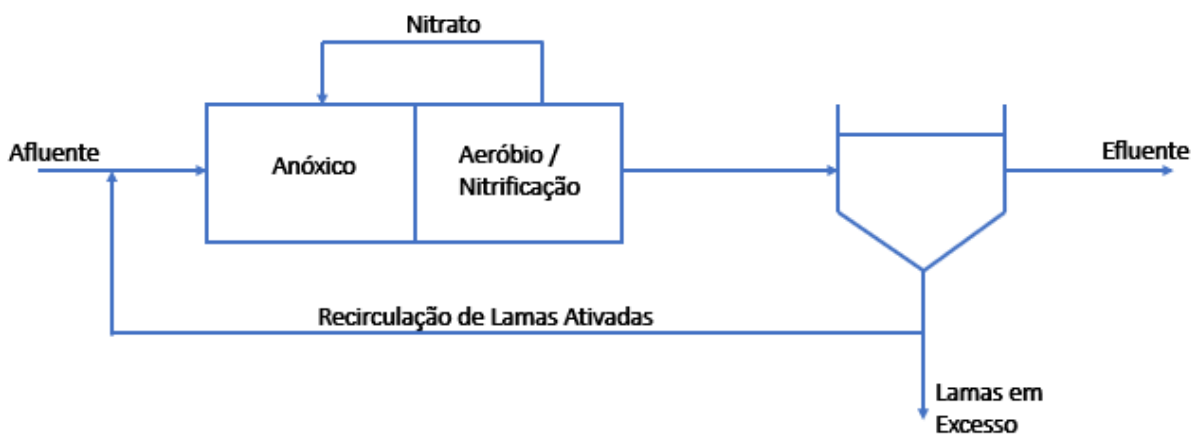


Figura 7. Esquema desnitrificação pré-anóxica.

A desnitrificação pós-anóxica (Figura 8), por ter uma taxa de reação lenta, requer a adição de uma fonte de carbono, como o metanol ou o acetato, de forma a acelerar a desnitrificação e garantir o crescimento dos microrganismos (Costa, 2015; Metcalf e Eddy, 2014).

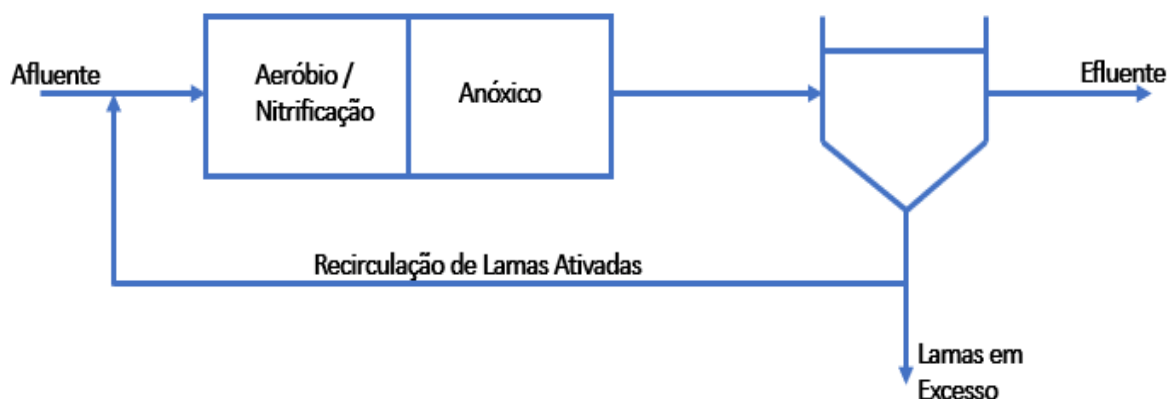


Figura 8. Esquema desnitrificação pós-anóxica.

A desnitrificação pré-anóxica é a mais utilizada face à facilidade de incorporação desta em estações de tratamento já existentes, opera como um seletor para controlar a flutuação da biomassa, permite a produção de alcalinidade antes da nitrificação e reduz as necessidades de oxigénio durante a nitrificação.

A concentração de nitratos, a presença de matéria orgânica, a temperatura, o pH e a ausência de OD, são parâmetros a monitorizar aquando a desnitrificação, dado a eficiência desta estar intrinsecamente ligada a estes (Silva, 2013).

2.9. Parâmetros

O tratamento biológico depende da atividade microbiana, sendo necessário haver controlo de alguns parâmetros, tais como pH, temperatura, oxigénio dissolvido, entre outros, que são essenciais para o bom desempenho do tratamento.

2.9.1 pH

A atividade microbiana é sensível ao pH do efluente. Valores de pH superiores a 9 irão inibir a atividade microbiana, enquanto que valores de pH inferiores a 6 promove o aparecimento de fungos. O ideal é manter o pH entre 6 e 9 para uma boa oxidação dos compostos orgânicos (Silva, 2013; Sousa, 2016).

Existe uma diminuição do pH durante crescimento dos microrganismos devido à libertação de ácidos orgânicos e de ácido sulfúrico (Silva, 2013). No entanto, as bactérias desnitrificantes originam a subida do pH, durante o processo de desnitrificação, devido à produção de HCO_3^- (alcalinidade).

2.9.2. Temperatura

A temperatura do efluente é de grande importância face às implicações desta no metabolismo dos microrganismos, nas taxas de transferência de oxigénio, e nas características de sedimentação (Silva, 2013).

Os microrganismos podem ser classificados em psicrófilos, mesófilos, termófilos, cada um com diferentes gamas de temperatura de sobrevivência e com a sua temperatura ótima de crescimento (Sousa, 2016) (Tabela 3).

Tabela 3. Classificação dos microrganismos consoante a sua gama de temperatura de sobrevivência e a sua temperatura ótima de crescimento (Fonte: Sousa, 2016).

Microrganismos	Gama de Temperaturas [°C]	Temperatura Ótima [°C]
Psicrófilos	- 10 a 30	12 a 18
Mesófilos	20 a 50	25 a 40
Termófilos	35 a 75	55 a 65

Por norma, a cada aumento de 10°C na temperatura, a velocidade de crescimento dos microrganismos duplica, melhorando as suas características de sedimentação, sendo necessário menores TRS. Relativamente à taxa de transferência de oxigénio, quanto maior for a temperatura, menor será a taxa de transferência de oxigénio (Sousa, 2016).

2.9.3. Oxigénio Dissolvido

A quantidade de oxigénio dissolvido é importante para o desenvolvimento da atividade microbiana, nomeadamente durante a oxidação da matéria orgânica, para a respiração endógena e para a nitrificação (Sousa, 2016).

Valores de OD entre 1,5 a 2 mg/L no tanque biológico permite manter a atividade microbiana ativa, o ideal para a nitrificação é ter uma concentração de OD entre 2 e 3 mg/L (Metcalf e Eddy, 2014).

Em afluentes com elevadas cargas orgânicas, é necessária uma taxa de difusão de oxigénio elevada, de forma a garantir que os microrganismos sejam capazes de degradar a matéria orgânica (Silva, 2013).

2.9.4. Nutrientes

Os nutrientes, como o azoto (N), fósforo (P), hidrogénio e carbono, são essenciais para o crescimento dos microrganismos. O correto balanço entre o azoto e o fósforo permite maximizar o tratamento biológico (Silva, 2013).

O carbono, o azoto e o fósforo são nutrientes que limitam o crescimento celular, no entanto é necessário garantir uma razão $CBO_5:N:P$, de 100:5:1, para que haja uma boa remoção de CBO_5 (Silva 2013; Sousa 2016).

2.9.5. Carga Orgânica Mássica (Razão A/M)

A razão A/M (alimento/microrganismo) permite caracterizar a relação da carga orgânica (CBO_5) que entra no reator biológico com a quantidade de biomassa disponível nesse reator para a remover (Capela, 2014). O ideal é ter uma razão A/M compreendida entre 0,2 e 0,6.

Em razões A/M inferiores a 0,2, a quantidade de substrato presente no sistema pode ser deficiente para garantir o crescimento dos microrganismos, ocorrendo respiração endógena, originando flocos dispersos que por sua vez resulta em fracas características de sedimentação das lamas (Silva, 2013). Contudo, toda a matéria orgânica disponível no afluente é oxidada (Silva, 2013).

Para valores de carga orgânica superiores a 0,6, ocorre o crescimento exponencial dos microrganismos, originando dificuldades de sedimentação devido ao excesso de alimento. O efluente final poderá ter um aumento de CBO dado nem todo o material orgânico presente no afluente ser oxidado face ao excesso de alimento (Silva, 2013; Sousa, 2016). Conforme a razão A/M, os sistemas podem ser classificados em (Sousa, 2013):

- ❖ Sistemas de alta carga/arejamento rápido - Caracterizam-se por sistemas com elevada razão A/M, e reduzida permanência dos microrganismos no efluente. A taxa de remoção de matéria orgânica é elevada, assim como a produção de lamas. O consumo de oxigénio por unidade de matéria orgânica eliminada é baixo.

- ❖ Sistemas de media carga/arejamento convencional - Caracterizam-se por sistemas com razão A/M média, onde ocorre a escassez dos nutrientes disponíveis o que limita o crescimento dos microrganismos, havendo um consumo médio de oxigénio assim como produção média de lamas.

- ❖ Sistemas de baixa carga orgânica/arejamento prolongado - Caracterizam-se por sistemas com razão A/M reduzidas, traduzindo-se em elevados tempos de permanencia dos microrganismos no efluente. Existe escassez de alimento e ocorre a respiração endógena dos microrganismos, havendo menor consumo de oxigénio e baixa produção de lamas.

A carga orgânica mássica está relacionada com a idade das lamas, quanto maior for a idade das lamas, menor será a razão A/M (Tabela 4).

Tabela 4. Valores típicos de carga orgânica mássica e TRH para os diferentes sistemas (Fonte: Sousa, 2016).

Sistemas	Carga orgânica mássica [kg CBO/kg SSV*d]	TRH [h]
Baixa carga	0,05-0.15	18 - 36
Média carga	0,2-0,4	4 - 8
Alta carga	0,4-1,5	2 - 4

2.9.6. Tempo de Retenção de Sólidos (TRS)

O tempo de retenção de sólidos, ou idade das lamas, é o tempo de residência médio que os sólidos permanecem no processo de crescimento suspenso (Metcalf e Eddy, 2014). Para valores de TRS inferiores a 5 dias, traduz-se em taxas de crescimento dos microrganismos elevadas com arejamento rápido. Valores de TRS superiores a 15 dias, traduzem-se em reduzidas taxas de crescimento dos microrganismos e sistemas com arejamento prolongado (Silva, 2013).

2.9.7. Tempo de retenção hidráulico (TRH)

O tempo de retenção hidráulico corresponde ao tempo, em horas, que o efluente permanece no reator biológico. Em sistemas de lamas ativas, não é considerado o caudal de recirculação das lamas, podendo equivaler entre 25% a 50% do caudal total (Silva, 2013).

2.9.8. Sludge Volume Index (SVI)

O SVI, ou IVL (Índice Volumétrico de Lamas) é o volume, em mililitros, ocupado por 1 grama de lamas ativadas após sedimentar durante 30 minutos, numa proveta graduada de 1L, permitindo avaliar a capacidade de sedimentação e floculação das lamas. Quanto menor for o SVI, melhor será a floculação e sedimentação das lamas no decantador secundário (Tabela 5) (Inocêncio, 2012).

Tabela 5. Capacidade de sedimentação das lamas (Fonte: Inocêncio, 2012).

	Capacidade de sedimentação das lamas
SVI < 80 ml/g	Boas
SVI = 100 ml/g	Satisfatória
SVI > 120 ml/g	Fraca

2.9.9. Carga Orgânica Volúmica

Este parâmetro representa a quantidade de matéria orgânica aplicada no sistema por unidade de volume e por unidade de tempo (Metcalf e Eddy, 2014). Elevadas cargas orgânicas tem consequências no desempenho dos processos, diminuindo a eficiência deste, fazendo com que haja grandes concentrações de CBO (Sousa, 2016). Quanto maior for a carga orgânica volúmica, maior serão as necessidades de oxigénio (Metcalf e Eddy, 2014).

2.9.10. Sólidos Suspensos Totais (SST)

Os SST são compostos por sólidos suspensos voláteis (SSV) e inertes (SSI). Permite, de um modo um pouco rudimentar, quantificar a biomassa presente no reator biológico, mas não permite diferenciar o material bioquímico ativo do inerte (Silva, 2013). Por norma, quanto maior for a concentração de SST no reator biológico, maior é quantidade de biomassa disponível e consequentemente maior será a eficiência do tratamento (Silva, 2013). Contudo, valores de SST elevados estão limitados pela concentração de oxigénio disponível no reator biológico, assim como pela capacidade de separação e recirculação das lamas no sedimentador secundário (Silva, 2013).

2.9.11. Caudal e Concentração do Afluente

O caudal e a concentração do afluente influenciam o desempenho do processo de tratamento, principalmente o funcionamento do reator biológico. Caudais excessivos originam perda de biomassa no sedimentador secundário, diminuindo a eficiência do tratamento. Em afluentes bastante concentrados, dificilmente será possível reduzir a concentração dos compostos para os valores limite impostos para descarga.

3. Caso de Estudo

3.1. Empresa

A Recivalongo é a empresa responsável pela gestão e exploração do aterro de resíduos industriais não perigosos, incorporando uma ETAL para o tratamento biológico dos lixiviados produzidos no aterro, produzindo também combustível derivado de resíduos (CDR), com elevada qualidade, cumprindo a especificação técnica CEN/TS 15359:2006 (Classe 1 e 2) (Anexo 1). Recentemente incorporou um Sistema de Gestão de Qualidade e Segurança que cumpre os requisitos das normas EN 9001:2015 e EN 14001:2015.

Encontra-se situada na região norte do país, na zona do grande Porto, em Valongo, sendo esta uma localização estratégica que teve em conta diversos fatores, nomeadamente as atividades industriais das regiões adjacentes, a ausência de infraestruturas semelhantes na Região Norte do País e a facilidade de acesso à infraestrutura dado a existência de várias vias rápidas na zona (Figura 9).

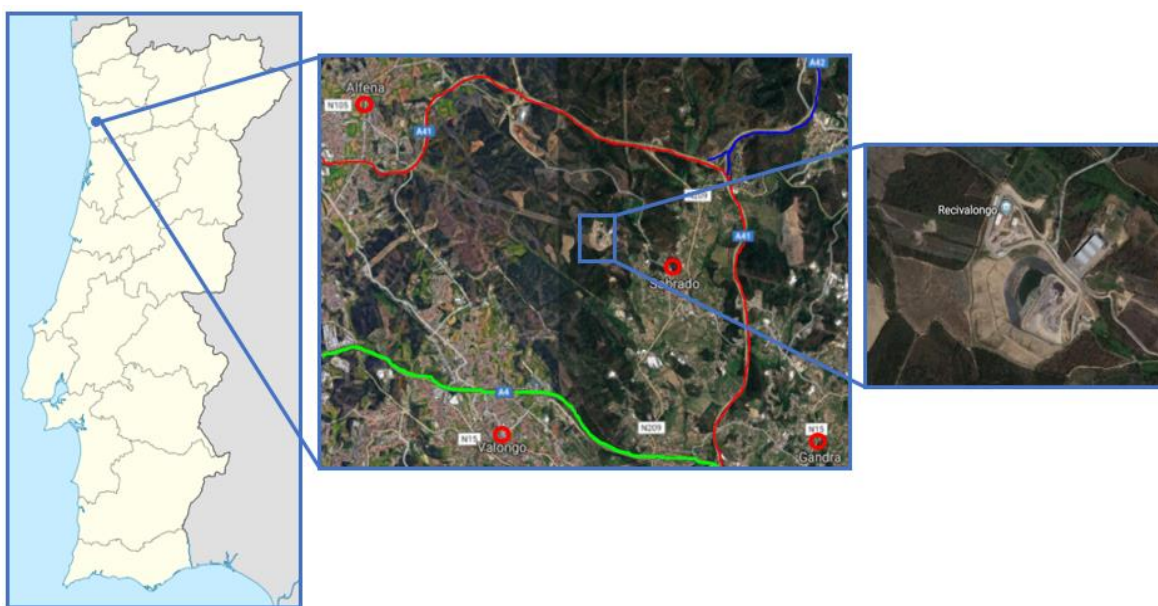


Figura 9. Localização da Empresa.

A construção deste aterro permitiu assim colmatar a falha existente, permitindo que as empresas nesta região do país, principalmente pequenas e médias empresas, consigam dar um destino aos seus resíduos. Na tabela seguinte consta informação sobre a empresa nomeadamente a sua localização e identificação da respetiva atividade (C.A.E).

Tabela 6. Informação Geral da Empresa.

Recivalongo – Gestão de Resíduos, Lda.	
Morada	Vale da Cobra, Sobrado, Apartado 54, 4440-339, Valongo-Porto
Coordenadas GPS	Latitude: 41°13'18.8"N; Longitude: 8°28'46.5"O
Telefone	224 154 663
Fax	224 155 354
Site	http://www.recivalongo.pt/
Endereço Eletrónico	recivalongo@recivalongo.pt
Capital Social	1.600.000,00 €
Forma Jurídica	Sociedade por quotas
Número de Contribuinte	507 943 465
Atividade (C.A.E)	20110 – Fabricação de Gases Industriais 38212 – Tratamento e Eliminação de Outros Resíduos Não Perigosos 38112 – Recolha de Outros Resíduos Não Perigosos

A exploração do aterro iniciou-se em maio de 2012, numa única célula, crescente em altura e composta por 3 alvéolos, com uma área de exploração aproximada de 79000m². No entanto, face ao atual modelo de exploração do aterro, está previsto um aumento da área de exploração, aumentando para 81893 m², conjeturando-se o seu encerramento em 2043.

A Recivalongo recebe vários tipos de resíduos industriais não perigosos, tendo em 2017 recebido 47969,72 ton de resíduos classificados como operação de gestão R12 (utilizado para produção de CDR) e 42656,96 ton de resíduos classificados como D1 (Anexo II). Para além destes, a Recivalongo também recebeu cerca de 1590,76 ton de resíduos classificados como operação de gestão R10 e R11, sendo estes aproveitados como material de cobertura dos resíduos presentes no aterro.

O organigrama seguinte demonstra a estrutura de funcionamento da Recivalongo.

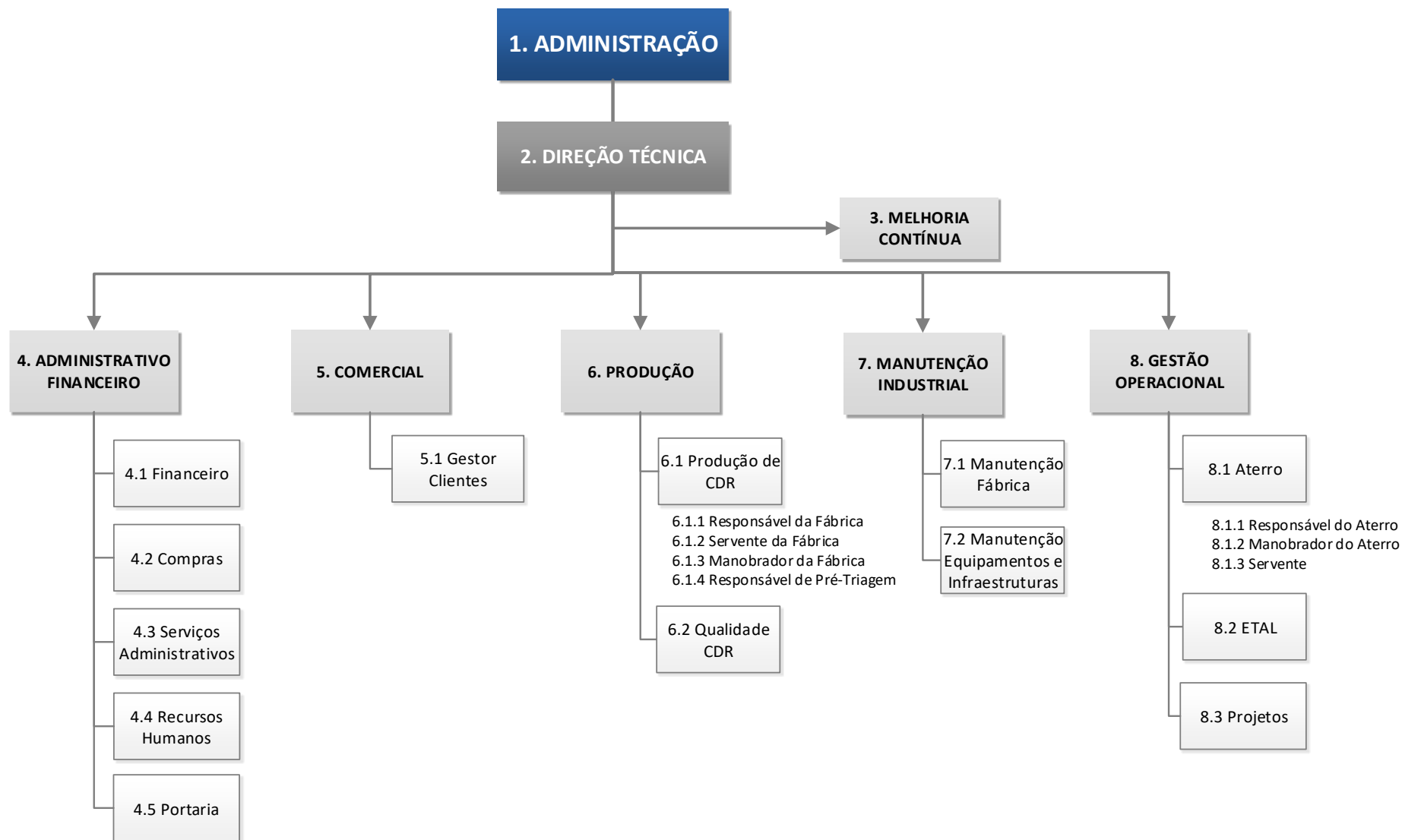


Figura 10. Organigrama da Recivalongo.

3.2. Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes (ETAL)

A ETAL da Recivalongo foi projetada para funcionar em duas fases conforme a figura seguinte.

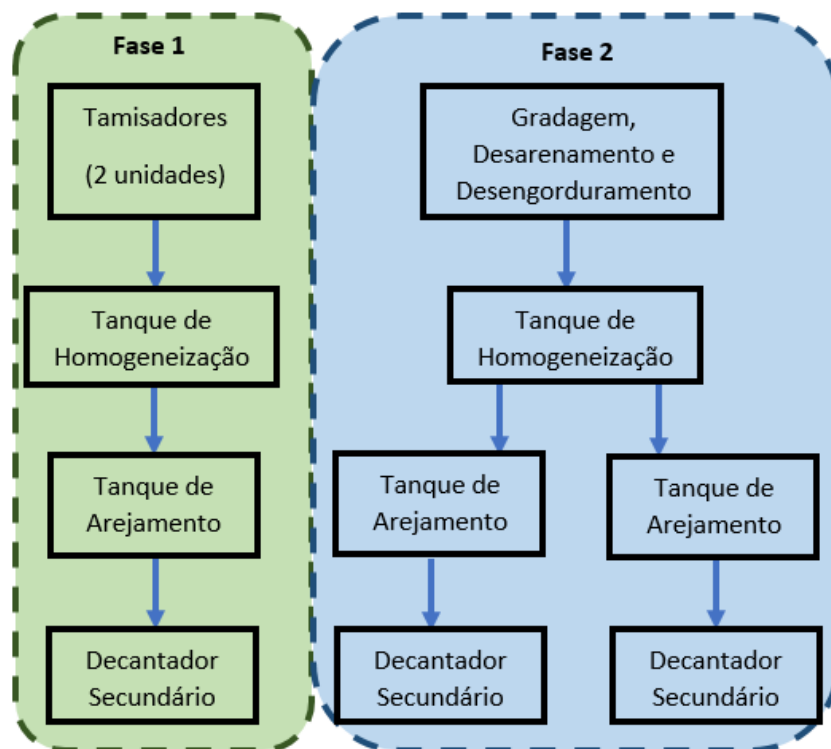


Figura 11. Constituição das duas fases de funcionamento projetadas para a ETAL da Recivalongo.

Encontra-se em funcionamento consoante os critérios de dimensionamento definidos pela empresa encarregada do projeto, sendo os caudais de afluência à ETAL assim como as características do afluente bruto inicial pressuposto indicado na tabela 7.

Tabela 7. Caracterização quantitativa das afluências e do afluente bruto (Fonte: Factor P, 2012).

Parâmetros	Unidades	Fase 1	Fase 2
População Equivalente	Habitantes equivalente	1.667	3.333
Caudal médio diário	m ³ /d	80	160
Caudal médio	m ³ /h	11,4	22,9
Caudal de Ponta	m ³ /h	16	32
Período de Afluência média	h/d	7	7
Período de Afluência e ponta	h/d	5	5
CBO ₅	kg/d	100	200
CQO	kg/d	400	800
SST	kg/d	52	104
NTK	kg/d	40	80
P _{total}	kg/d	0,8	1,6

Atualmente a ETAL encontra-se em funcionamento consoante a fase 1, sendo a fase 2 contruída assim que se justificar a sua necessidade.

Para além do lixiviado gerado no aterro, a ETAL também recebe os efluentes vindos do lava-rodas, da oficina, da unidade de produção de CDR e das águas residuais produzidas nas infraestruturas de apoio (Edifício administrativo/Social e Balneários) (Figura12).

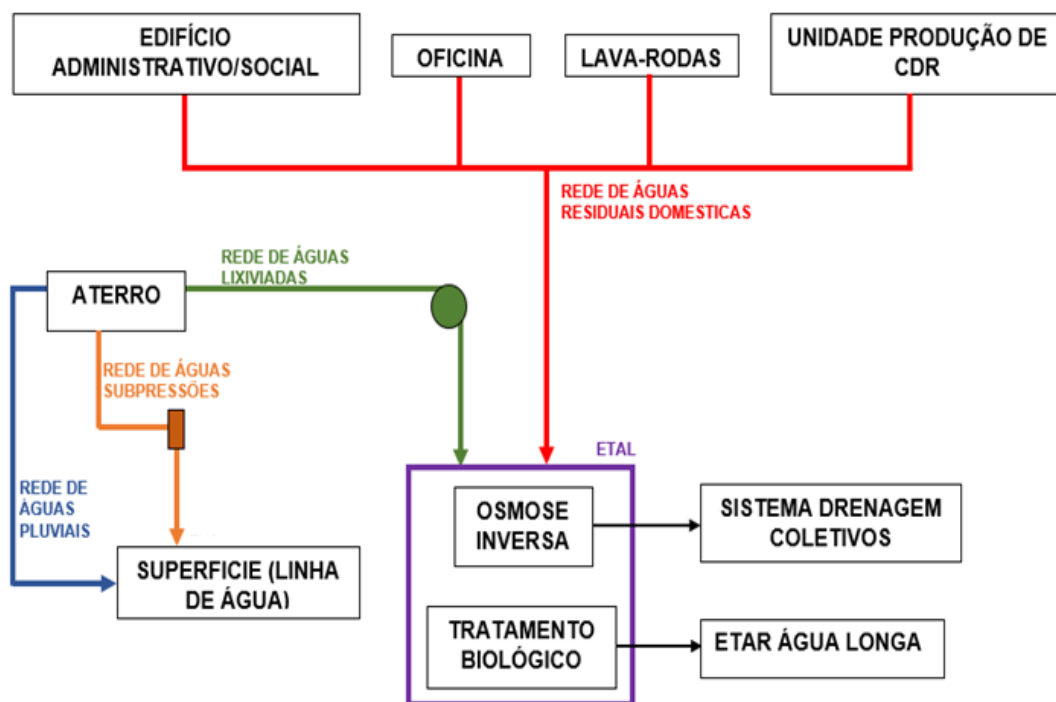


Figura 12. Diagrama dos efluentes que são encaminhados para a ETAL.

Recentemente, foi incluída uma osmose inversa (OI) ao sistema de tratamento da ETAL dado que o tratamento biológico por si só se verificou ineficiente no cumprimento dos valores limites de descarga (ou emissão) (VLE) do efluente no coletor municipal. Este incumprimento dos VLE, resultou no impedimento de descarga do efluente no coletor municipal durante um ano, em 2017, como forma de penalização, o que resultou que o lixiviado fosse praticamente todo encaminhado para o aterro e apenas uma pequena percentagem encaminhada para a ETAR de Água Longa. A osmose inversa surgiu para colmatar esta falha, permitindo novamente que o efluente tratado fosse descarregado no coletor municipal dado cumprir com os VLE impostos pela entidade Águas de Valongo.

Assim sendo, de forma a dar vazão ao lixiviado produzido, o afluente que é tratado através do sistema de membranas (osmose inversa) é descarregado no coletor municipal e parte do efluente presente no tanque de homogeneização é encaminhado para a ETAR de Água Longa, sendo o restante recirculado para o aterro, funcionando assim os órgãos do tratamento biológico como

bacias de armazenamento temporário, à exceção do decantador secundário que não se encontrava em funcionamento devido a sua ocupação com o permeado da 1ª fase da OI gerado no período de testes.

A figura 13 exemplifica o modo de funcionamento da ETAL da Recivalongo desde a entrada do efluente no tratamento preliminar até à sua descarga no coletor municipal e o respetivo percurso para a ETAR de Água Longa.

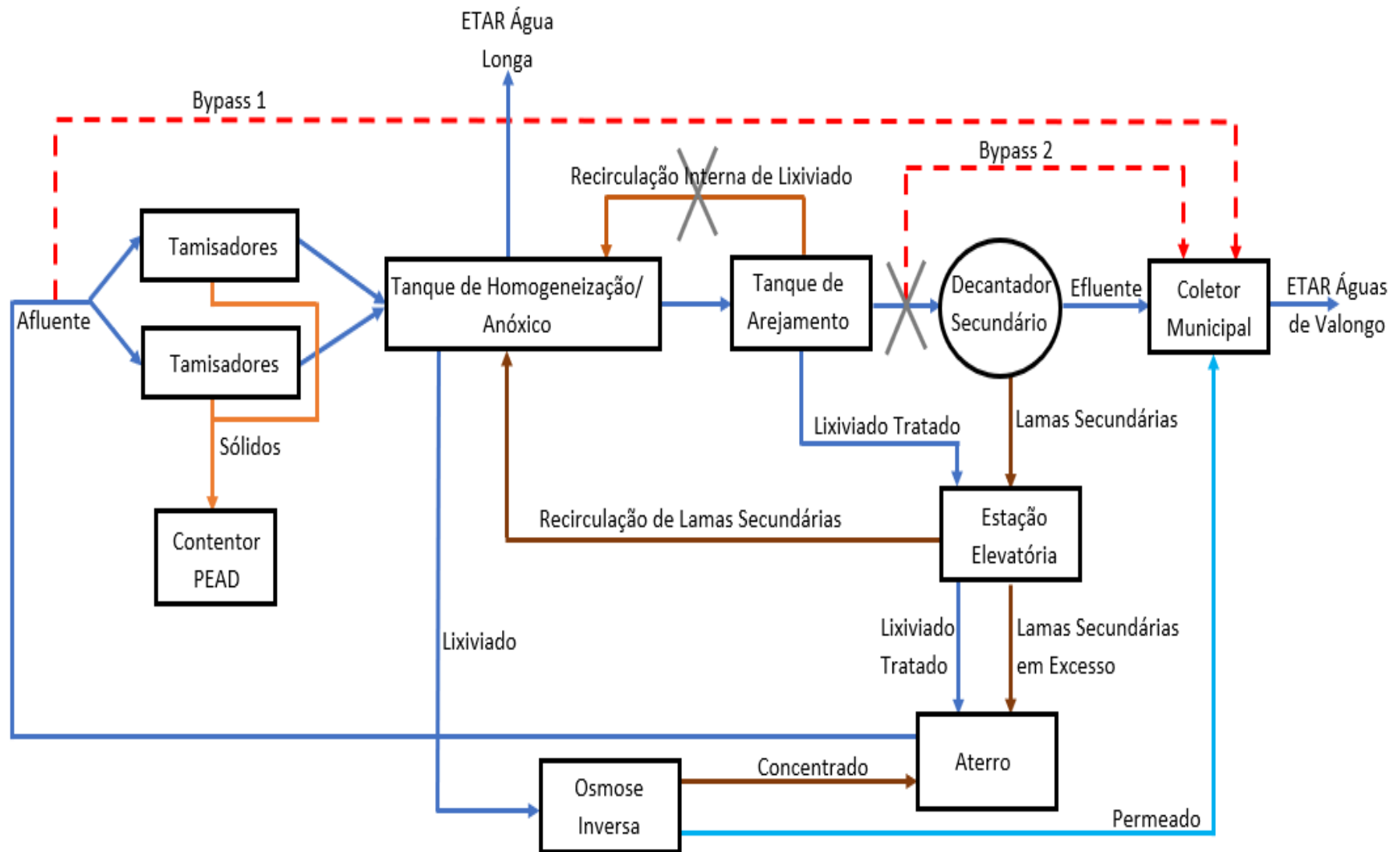


Figura 13. Esquema do funcionamento da ETAL da Recivalongo aquando o início do estágio.

3.3. Descrição e Caracterização dos Órgãos da ETAL

Nos subcapítulos seguintes será descrito pormenorizadamente cada órgão que constitui a ETAL da Recivalongo, assim como o seu respetivo funcionamento.

3.2.1. Tratamento Preliminar

Os tamisadores (figura 14) removem os sólidos finos e/ou fibrosos presentes no lixiviado evitando assim a abrasão das bombas e tubagens, facilitando o transporte do efluente entre os diversos órgãos da ETAL, protegendo as unidades subseqüentes, melhorando assim a sua eficiência.



Figura 14. Tamisadores da ETAL da Recivalongo.

Na tabela seguinte é possível observar os parâmetros de funcionamento do tratamento preliminar.

Tabela 8. Características do funcionamento do tratamento preliminar da ETAL.

Nº Tamisadores	2
Q_{Afluente} [m ³ /h] (unitário)	8
Tamanho da Malha [mm]	3
Sistema de Limpeza	Automático
Produção de Sólidos [Ton/ano]	15

3.2.2. Tanque de Homogeneização

O tanque de homogeneização (figura 15), instalado a montante do sistema de tratamento, permite regular as variações do caudal de lixiviado, de forma a que as características deste se mantenham estáveis e homogêneas, e que o efluente seja alimentado de forma controlada ao reator biológico. É um órgão importante no caso de avaria ou manutenção da ETAL, sendo de reduzida dimensão para evitar a libertação de odores desagradáveis. Este órgão permite melhorar o funcionamento do tratamento biológico dado reduzir os choques hidráulicos e orgânicos, diluir as substâncias inibidoras e permitir a estabilização do pH (Metcalf e Eddy, 2014).



Figura 15. Tanque de homogeneização da ETAL da Recivalongo.

A homogeneização do afluente é assegurada por meios mecânicos, nomeadamente através do uso de um agitador, evitando de igual forma a deposição de partículas indesejadas e a formação de zonas mortas, sendo neste órgão admitido o efluente proveniente do pré-tratamento e as lamas de recirculação do decantador secundário. A recirculação de lamas permite manter parte da comunidade de microrganismos, aumentando assim a eficiência do tratamento. Este órgão pode também funcionar como tanque anóxico para ocorrer a desnitrificação (redução do nitrato, pelas bactérias desnitrificantes, a azoto gasoso), desde que se faça a recirculação de parte do efluente que sai do tanque de arejamento.

As características de dimensionamento, assim como as condições de funcionamento estabelecidas inicialmente estão definidas na tabela 9.

Tabela 9. Características e condições de funcionamento do tanque de homogeneização da ETAL.

<i>Nº Tanques</i>	1
Comprimento [m]	6
Largura [m]	12
Profundidade [m]	2,95
Profundidade útil [m]	2,50
Área [m ²]	72
Volume útil [m ³]	180
Volume [m ³]	212
Q _{Afluente} [m ³ /d]	80
Q _{Afluente Ponta} [m ³ /h]	16
Q _{Recirculação de Lamas} [m ³ /h]	24
TRH [h]	60
TRH ponta [h]	12,5
C _h [m ³ /m ² *d]	1,11
Fator de segurança [%]	≈20
<i>Nº Agitadores</i>	1
Potência do agitador [kW]	5,5
Tipo de agitador	Submersível
Nº Horas Diárias de Funcionamento [h/d]	24

3.2.3. Tanque de Arejamento (Reator Biológico)

No reator biológico (Figura 16) ocorre a remoção da matéria orgânica presente no efluente, assim como a remoção de alguns nutrientes (azoto e fósforo) e de alguns compostos orgânicos residuais que podem ser tóxicos. Neste caso, o sistema de tratamento biológico estabelecido é do tipo arejamento prolongado, isto é, com baixa carga orgânica.



Figura 16. Tanque de arejamento da ETAL da Recivalongo.

A remoção dos nutrientes é realizada com o processo em *Batch*, alternando períodos aeróbios (16h) com anóxicos (8h), sendo durante o período anóxico que pode ocorrer a desnitrificação, o que permite a otimização do fornecimento de oxigénio durante os períodos aeróbios. Neste caso, a ETAL foi projetada para que a desnitrificação seja pré-anóxica de modo a não ser necessário adicionar nenhuma fonte de carbono.

Os dois flow-jets instalados no tanque de arejamento fornecem oxigénio ao meio de forma a garantir que estejam reunidas todas as condições necessárias para o desenvolvimento dos microrganismos. Contudo, o agitador instalado funciona apenas durante os períodos anóxicos de forma a manter o lixiviado homogéneo e em movimento ao longo do tanque de arejamento.

Na tabela 10 é possível observar as características de dimensionamento, assim como as condições de funcionamento estabelecidas aquando a elaboração do projeto.

Tabela 10. Características e condições de funcionamento do tanque de arejamento da ETAL.

Nº Tanques	1
Comprimento [m]	19
Largura [m]	14
Profundidade [m]	4,85
Profundidade útil [m]	4,00
Área [m ²]	268
Volume [m ³]	1300
Volume útil [m ³]	1064
Q _{Afluente} [m ³ /d]	80
Q _{Afluente Ponta} [m ³ /h]	16
TRH [h]	390
Nº Horas Diárias com Arejamento [h/d]	16
Nº Horas Diárias sem Arejamento [h/d]	8
Produção de Lamas em Excesso [kg/d]	86,59
C _{SST} [kg SST/m ³]	3,0
C _{SSV} [kg SSV/m ³]	1,8
TRS [d]	44,22
C _h [m ³ /m ² *h]	0,30
C _{Mássica} [kg CBO/kg SSV*d]	0,043
C _{Volumétrica} [kg CBO /m ³ *d]	0,080
Fator de segurança [%]	≈20
Nº Arejadores	2
Tipo de Arejadores	Submersível
Rácio de Arejamento [W/m ²]	7,78
Coefficiente de Difusão	0,8299
Capacidade unitária instalada [kg O ₂ /h]	26,0
Potência dos flow-jets [kW]	22,0
Nº agitadores	1
Tipo de agitador	Submersível
Potência do arejador [kW]	5,5
Nº Horas Diárias de Funcionamento [h/d]	8

3.2.4. Decantador Secundário

Neste órgão (Figura 17) ocorre a clarificação do efluente antes de este ser descarregado no coletor municipal. Os sólidos suspensos (lamas ativadas) sedimentam por ação da gravidade sendo depois encaminhados para a estação elevatória onde parte das lamas ativadas é recirculada para o tanque de homogeneização e o restante encaminhado para aterro.



Figura 17. Decantador secundário da ETAL da Recivalongo.

A ponte raspadora de fundo, de tração periférica e de movimento lento, incorporada no decantador secundário aumenta a eficiência do funcionamento deste, permitindo o encaminhamento das lamas ativadas para o ponto de descarga, facilitando a extração das mesmas.

Na tabela seguinte encontra-se exposto as características de dimensionamento, assim como as condições de funcionamento do decantador secundário da ETAL.

Tabela 11. Características e condições de funcionamento do decantador secundário da ETAL.

Nº Decantadores Secundários	1
Diâmetro _{Cilindro} [m]	8
Altura _{Cilindro} [m]	4
Altura _{Cone} [m]	0,80
Diâmetro _{Cone} [m]	8
Área [m ²]	50,27
Volume _{Cilindro} [m ³]	191
Volume _{Cone} [m ³]	13,4
Volume _{Total} [m ³]	204,4
Q _{Afluente} [m ³ /d]	80
Q _{Afluente Ponta} [m ³ /h]	16
C _{h Caudal Médio} [m ³ /m ² ×h]	0,23
C _{h Caudal Ponta} [m ³ /m ² ×h]	0,32
C _{Mássico Caudal Médio} [kg CBO/m ² /h]	0,50
C _{Mássico Caudal Ponta} [kg CBO/m ² /h]	2,39
TRH [h]	12,21
TRH ponta [h]	8,80
SVI [mL/g]	125
Largura do descarregador [m]	25,13
Período de Recirculação [h/d]	24
Q _{Recirculação Teórico} [m ³ /h]	5,0
Q _{Recirculação Adotado} [m ³ /h]	18,0

3.2.5. Estação Elevatória

A estação elevatória permite a recirculação das lamas secundárias para o tanque de homogeneização ou para aterro. Esta (Figura 18), é constituída por duas bombas submersíveis, que

funcionam de forma alternada, permitindo fazer a recirculação das lamas ativadas para o tanque de homogeneização ou para o aterro.



Figura 18. Estação elevatória da ETAL da Recivalongo.

As características de dimensionamento e funcionamento da Estação Elevatória encontram-se descritas na tabela 12.

Tabela 12. Características de funcionamento e dimensionamento da estação elevatória.

Estação Elevatória	1
Altura [m]	4,95
Largura [m]	2
Nº de Bombas	2
Tipo de Bombas	Submersível
$Q_{\text{Bomba Recirculação Lamas}}$ [m ³ /h] (H=10 m.c.a.)	24
$Q_{\text{Bomba Aterro}}$ [m ³ /h]	18

3.2.6. Osmose Inversa

A osmose inversa (OI), conforme mencionado anteriormente, é um sistema de tratamento por membranas a alta pressão, onde o efluente é forçado a atravessar as membranas, do meio mais concentrado para o meio menos concentrado, formando assim o permeado e o concentrado, respetivamente.

O sistema de tratamento por membranas existente na ETAL da Recivalongo é constituída por duas etapas, funcionando em série (Figura 19 e 20), estando equipado com membranas espirais do tipo “wide spacer”, com elevada rejeição, melhorando assim a qualidade do permeado, podendo atuar numa ampla escala de temperatura e pH, com baixo risco de ocorrência de fenómenos de “Fouling and Scaling” (entupimento das membranas), o que torna os seus custos de manutenção baixos. Este sistema de tratamento tem também incorporado no seu tratamento um sistema de filtração,

composto por um filtro de saco, seguido por um filtro de areia e por fim um filtro de cartucho, por onde o lixiviado passa antes de entrar em contacto com as membranas.

O tratamento do lixiviado através das duas fases do sistema de membranas torna o tratamento mais flexível e adaptável às situações futuras onde se poderá observar alterações significativas na composição do lixiviado a tratar.

As condições de funcionamento da OI, assim como a sua eficiência encontra-se especificado na tabela 13.

Tabela 13. Condições de funcionamento da OI.

Nº Etapas	1
Q_{Afluente} [m³/d]	30
Pressão [bar]	80
Permeado [%]	63
Concentrado [%]	37
Eficiência [%]	95 a 98
Unidades de filtração	3
Filtro de saco [µm]	20 a 100
Filtro de Areia [µm]	50
Filtro de Cartucho [µm]	1 a 10



Figura 19. Osmose inversa 1ª etapa.



Figura 20. Osmose inversa 2ª etapa.

3.3. Caracterização do Lixiviado

Os efluentes são compostos por uma diversificada série de componentes sendo vulgarmente caracterizados consoante as suas propriedades físicas, químicas e biológicas (Metcalf e Eddy, 2014). Assim sendo, neste subcapítulo é caracterizado o lixiviado gerado na Recivalongo tendo em conta as suas propriedades físicas (SST, Temperatura e Condutividade), assim como as suas propriedades químicas orgânicas (CQO e CBO₅) e inorgânicas (Azoto Amoniacal, Fósforo Total, Cloretos e pH).

3.3.1. Temperatura

A temperatura é um parâmetro de interesse não só em termos de design da ETAL, mas também em virtude da sua influência nos processos biológicos, nomeadamente no teor de oxigénio dissolvido, na taxa de crescimento dos microrganismos e no desenvolvimento da sua atividade biológica, assim como no aparecimento de compostos tóxicos e indesejáveis.

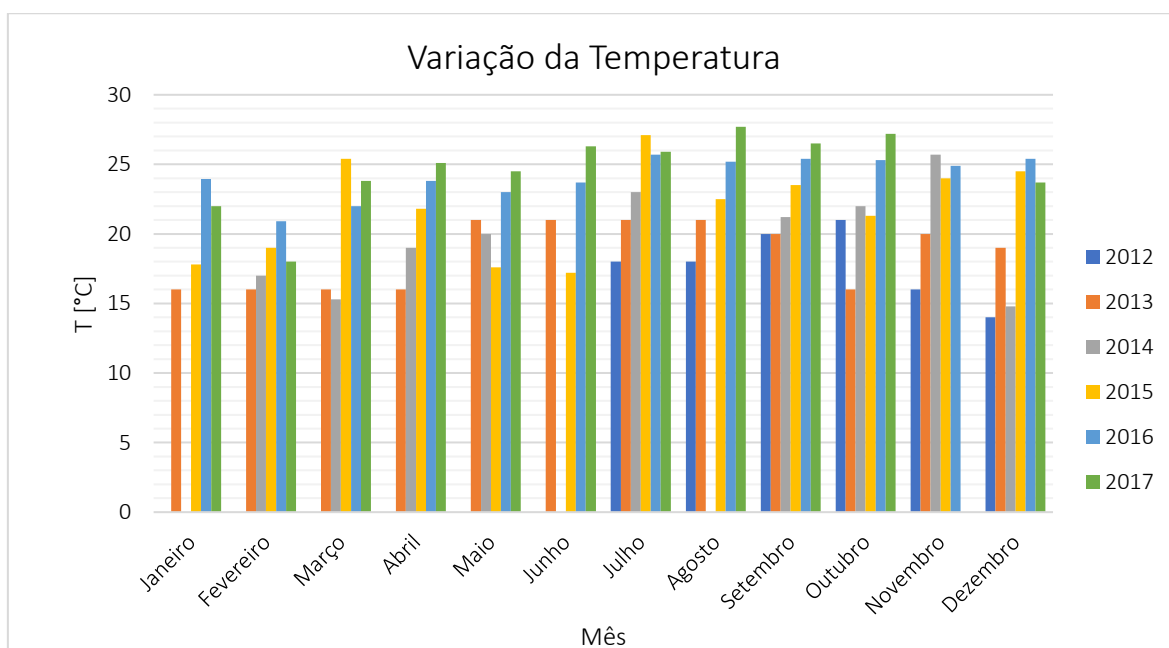


Figura 21. Variação da Temperatura do Lixiviado produzido ao longo dos meses, entre 2012 e 2017

A temperatura do lixiviado gerado vai aumentando com o passar dos anos, tendo atingido o máximo em Agosto de 2017 com 27,7°C, cerca de 10°C acima do valor da temperatura registada no mesmo mês em 2012 (Figura 21). Este aumento de temperatura do lixiviado produzido está relacionado com a 1ª fase de decomposição dos resíduos e com a temperatura ambiente, nomeadamente observa-se que nos anos civis com temperaturas médias mais elevadas, a temperatura do lixivado aumenta também (Anexo III).

3.3.2. SST

A quantificação dos SST nos efluentes permite avaliar o seu potencial de reutilização, assim como determinar as operações e os processos mais apropriados ao seu tratamento (Metcalf e Eddy, 2014). Para além dos SST é importante determinar os SSV, ou seja, a matéria orgânica e a biomassa presente no lixiviado o que é deveras importante num tratamento biológico.

Na figura 22 é possível observar a variação dos SST ao longo dos meses no período de 2012-2017. Neste caso, verifica-se uma grande variabilidade da quantidade de SST ao longo dos meses, sendo que a maior parte dos SST são inertes e provêm das instalações de apoio, nomeadamente do lava-rodas e não do aterro. No entanto, apesar da distribuição um pouco aleatória dos SST ao longo dos anos, é possível observar que a quantidade de SST no lixiviado é maior durante as estações de Inverno e Outono, assim como nos anos em que se observou maior pluviosidade, nomeadamente 2014 e 2016 (Anexo III). Contudo, apesar de 2015 ter sido um ano extremamente seco onde apenas se registou valores de precipitação normais entre Setembro e Outubro, é neste ano, em Novembro, que se atinge o máximo de SST alguma vez registado com cerca de 740 mg/L. Ora, este valor é um pouco invulgar dado Novembro de 2015 ser um mês seco logo, este valor pode ter origem nos SST vindos da unidade de produção de CDR, de obras que tenham ocorrido nas instalações ou simplesmente pode ter havido erro humano na recolha e/ou na análise da amostra.

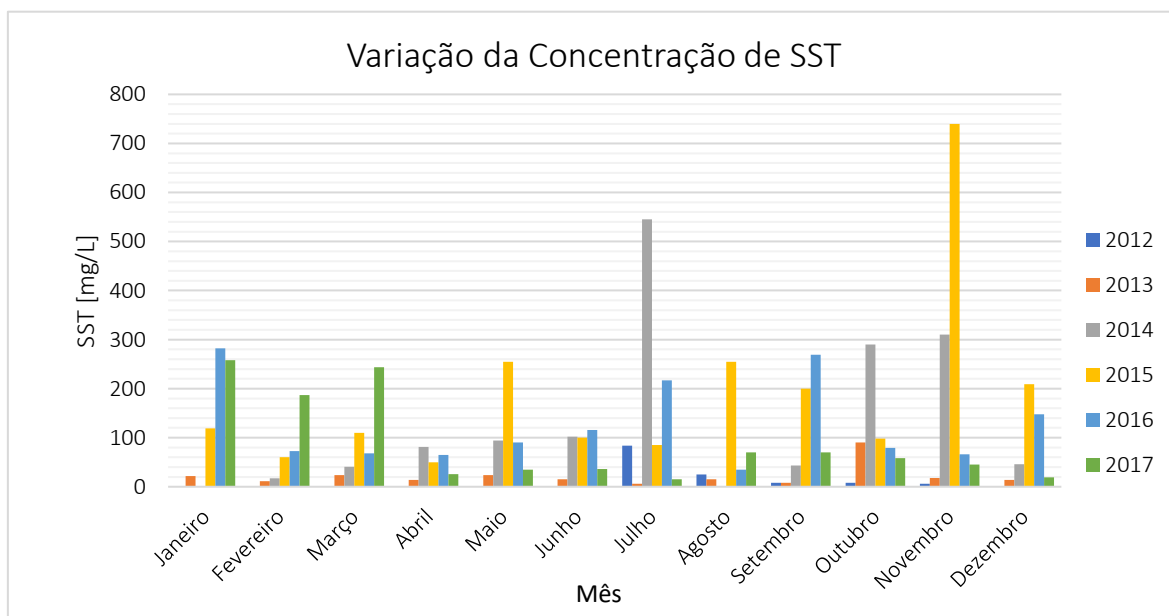


Figura 22. Variação da quantidade de SST ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.

3.3.3. Condutividade

A condutividade é função da concentração de sais iônicos no efluente (nomeadamente carbonatos, cloretos, sulfatos, magnésio, bicarbonatos, sódio, potássio, entre outros), logo, quanto maior for o seu valor, maior é a concentração de sais dissolvidos (Ribeiro, 2006).

A análise deste parâmetro tem maior interesse quando aplicado ao efluente tratado dado permitir avaliar a aplicabilidade deste na agricultura, assim como na descarga em ambiente aquático visto que elevadas concentrações de sais dissolvidos pode gerar a degradação dos solos ou provocar a morte dos organismos aquáticos devido ao aumento da pressão osmótica, respetivamente (Metcalf e Eddy, 2014; Ribeiro, 2006). No entanto, quando aplicado ao lixiviado gerado, permite relacionar a condutividade com os resíduos depositado no aterro, assim como com as condições climatéricas.

Na figura 23 é possível observar a variação da condutividade entre 2012 e 2017. A condutividade, à semelhança do que acontece com a temperatura, vai aumentando ao longo dos anos, atingindo o máximo alguma vez registado em Setembro de 2017, com 18600 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

Entre 2015 e 2016 foram depositadas em aterro muitas lamas provenientes de ETAR's que consequentemente, devido ao seu teor de humidade e composição, podem ter acelerado a decomposição dos resíduos, isto é, a decomposição da matéria orgânica, resultando num aumento acentuado a partir de 2015 da condutividade observada no lixiviado. Da mesma forma, a recirculação do lixiviado para o aterro em 2017, devido ao impedimento de descarga no coletor municipal, acelerou também o processo de decomposição dos resíduos resultando num aumento da concentração de sais dissolvidos no lixiviado.

No seguimento dos fatores referidos no paragrafo anterior, os valores mais elevados de condutividade verificam-se em 2015 e 2017, isto é, anos onde se verificou reduzida pluviometria, conforme referido anteriormente, o que se traduz num lixiviado mais concentrado pois não é diluído pela precipitação. Contudo, sendo um pouco paradoxal, a precipitação por um lado, à semelhança do que acontece com a recirculação do lixiviado para aterro e a deposição de lamas vindas de ETAR's, acelera a degradação dos resíduos sendo por isso observada uma maior condutividade, em todos os anos, especialmente durante os meses de Inverno e Outono em comparação com os meses de Verão, à excepção do mês de Julho de 2015 onde se observou um valor fora do normal para essa época, com 14900 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

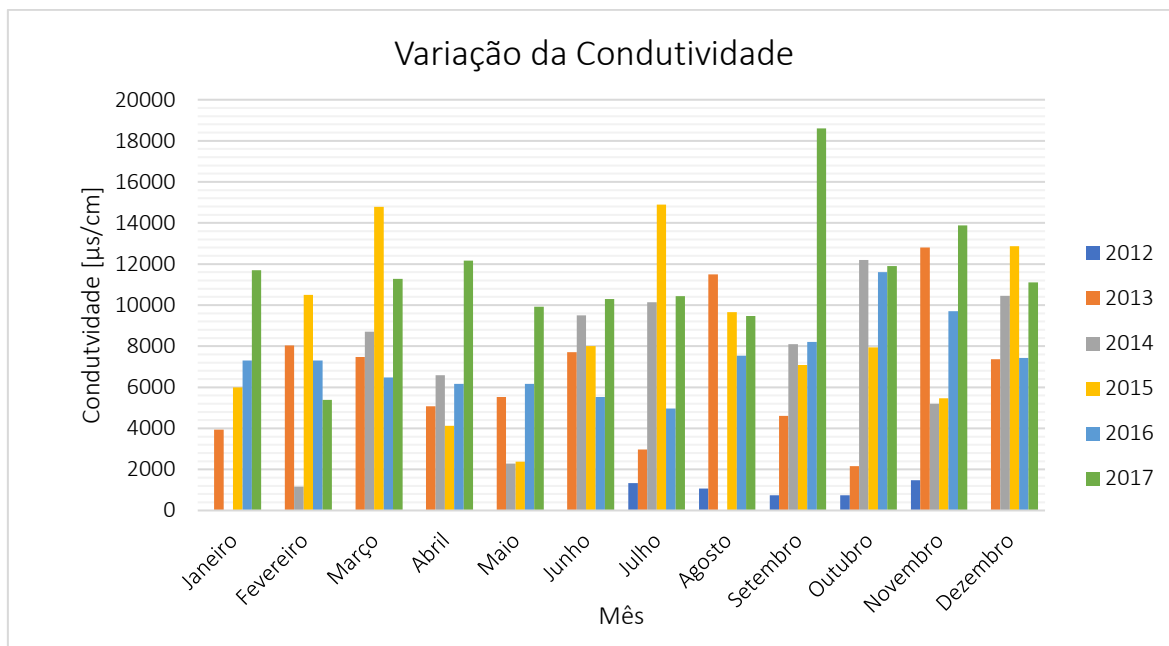


Figura 23. Variação da Condutividade do lixiviado produzido ao longo dos meses entre 2012 e 2017.

3.3.4.CQO

O parâmetro CQO permite quantificar, em termos de oxigénio necessário, a matéria orgânica presente no efluente suscetível de ser oxidada quimicamente (Metcalf e Eddy, 2014). É um fator a ter em consideração na avaliação da eficiência do tratamento, sendo também um dos parâmetros utilizado aquando da definição dos valores limites de descarga dos efluentes em meios hidricos, entre outros.

Atendendo às fases iniciais de estabilização dos resíduos (Fase I e II), isto é, durante a degradação da matéria orgânica presente nestes, onde ocorre um aumento gradual da CQO nos lixiviados até atingir o máximo e antes de se iniciar a fase da estabilização dos resíduos (Fase III), subentende-se tratar-se de um lixiviado de idade intermédia, pelo que a CQO do lixiviado da Recivalongo irá aumentar gradualmente até atingir um máximo e se iniciar a terceira fase. De facto, na figura 24 é possível observar a variação da CQO no lixiviado produzido na Recivalongo, onde se constata um aumento ao longo dos anos, não sendo este constante ao longo dos mesmos verificando-se valores mais elevados em 2015 e 2017, à excepção do máximo registado em Outubro de 2014, onde CQO do lixiviado era aproximadamente 3679 mg/L O₂.

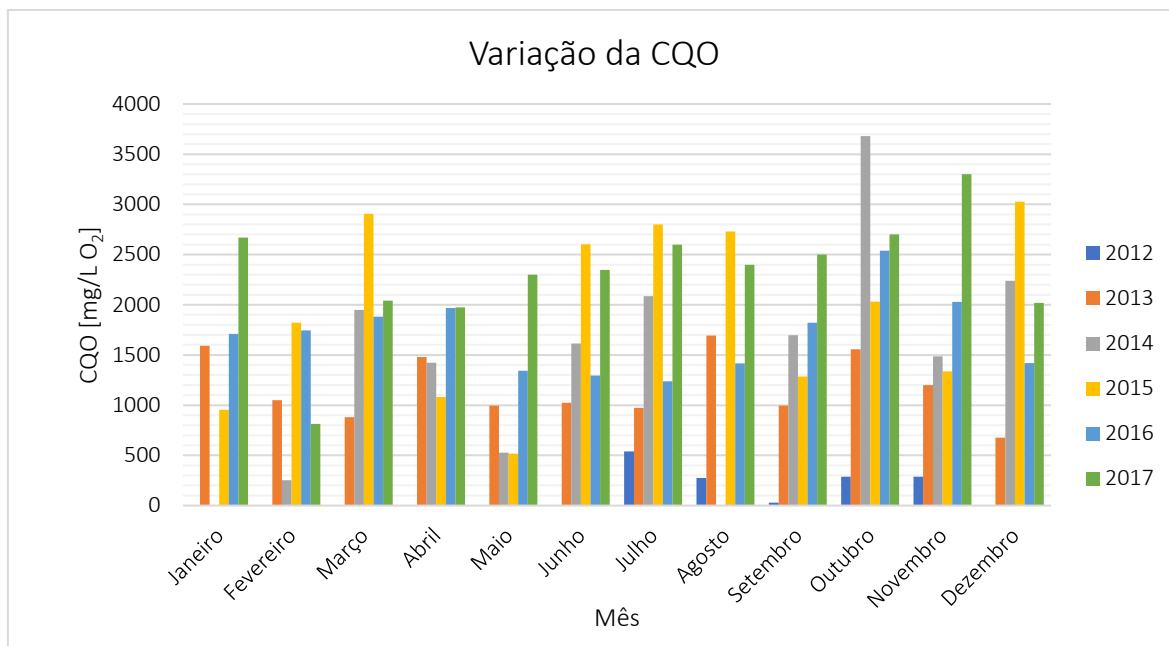


Figura 24. Variação da CQO do lixiviado produzido ao longo dos meses entre 2012 e 2017.

O modo de exploração do aterro permite que o lixiviado proveniente dos resíduos depositados recentemente seja “misturado” com o lixiviado produzido pelos resíduos mais antigos, havendo assim uma combinação entre o lixiviado antigo e o recente, originando um lixiviado com características intermédias, que consequentemente origina valores de CQO um pouco aleatórios. No entanto, este aumento e oscilação nos valores de CQO no lixiviado gerado no aterro é também resultado da combinação de diversos fatores, nomeadamente da precipitação, do caudal de recirculação de lixiviado para aterro e da quantidade de lamas provenientes de ETAR’s que são depositadas no aterro.

Quanto maior for a precipitação, maior será a recirculação de lixiviado para aterro, e menores serão os valores de CQO, dado ocorrer diluição (Figura 25 e 26). Apesar da recirculação do lixiviado acelerar o processo de decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos, o lixiviado mais recente terá baixos valores de CQO e, conforme referido anteriormente, ao ser “misturado” com o lixiviado recirculado e mais antigo, irá diminuir os valores de CQO.

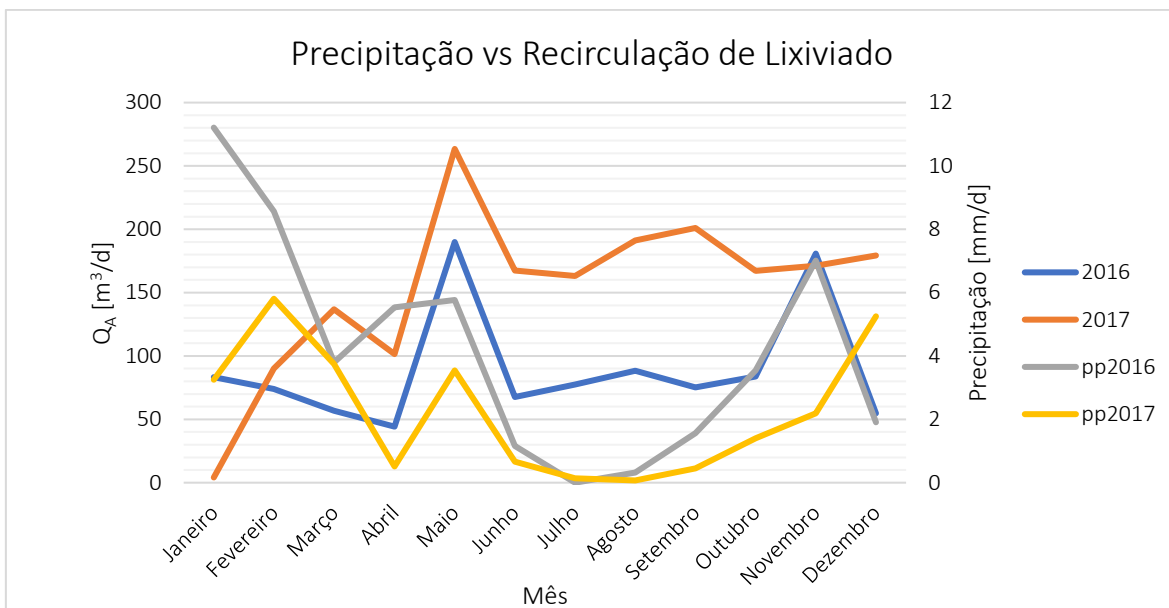


Figura 25. Variação da recirculação do lixiviado com a precipitação registada.

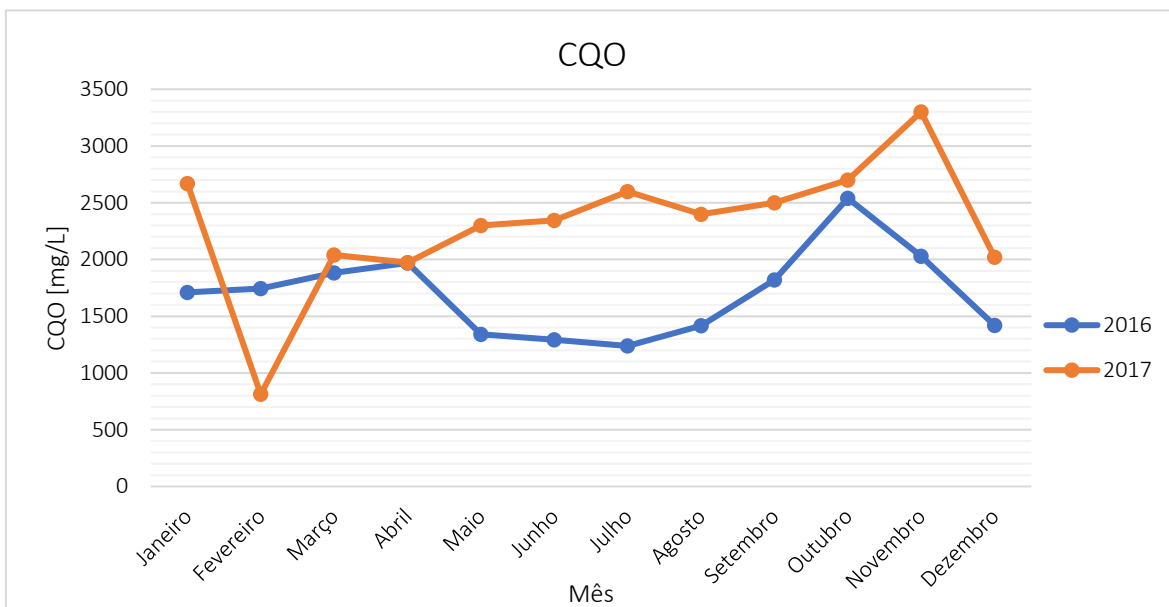


Figura 26. Variação da CQO entre 2016 e 2017.

De todos os fatores mencionados anteriormente, a deposição em aterro de lamas provenientes de ETAR's é um dos fatores que mais influencia a CQO. Quanto maior for a quantidade de lamas depositadas em aterro, maiores serão os valores de CQO, sendo a expressividade deste fator visível entre 3 a 6 meses após a sua deposição, e dependendo do local onde a deposição em aterro for realizada, isto é, perto ou distante dos drenos de lixiviado (Figura 27).

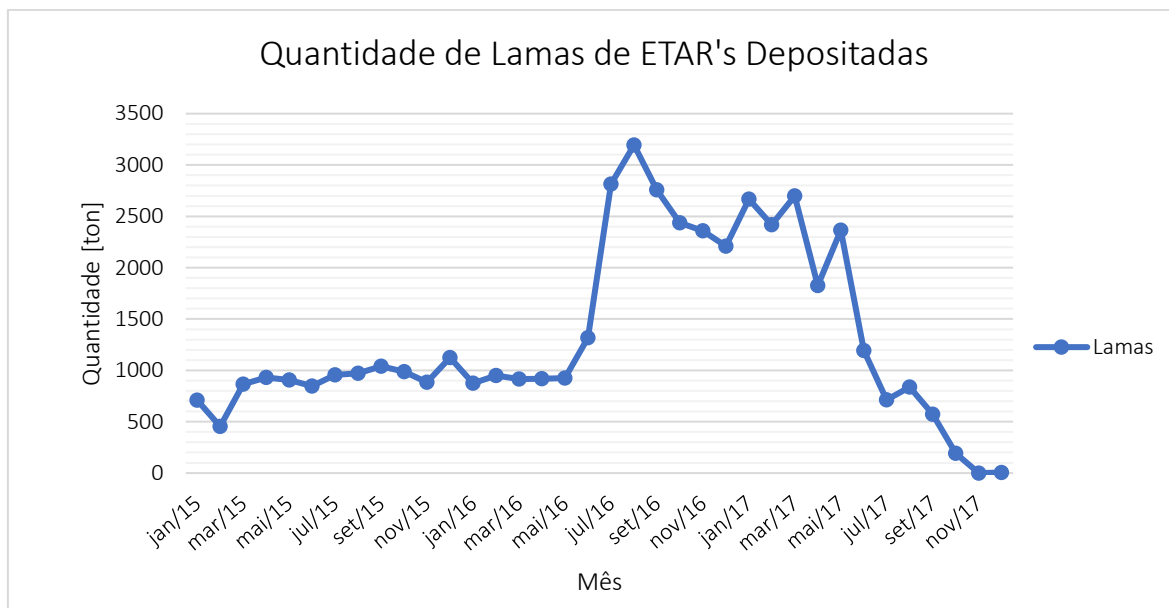


Figura 27. Quantidade de lamas depositadas em aterro entre janeiro de 2015 e dezembro de 2017.

A maior deposição de lamas em aterro ocorreu após maio de 2016, e em outubro desse mesmo ano registou-se um pico de CQO, tendo a CQO do lixiviado aumentado desde então exceto em fevereiro de 2017 que foi um mês muito chuvoso.

3.3.5. CBO₅

A CBO₅ também é um parâmetro indicador de poluição orgânica nos efluentes, permitindo neste caso analisar a biodegradabilidade desses compostos. É vulgarmente utilizado para determinar a quantidade de oxigénio necessário de forma a estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente nos efluentes, utilizado também como parâmetro de dimensionamento nas estações de tratamento de efluentes, como indicador de eficiência dos sistemas de tratamento biológicos e como parâmetro VLE a respeitar.

Na figura 28 é possível observar a variação da CBO₅ entre 2012 e 2017. Tratando-se da Recivalongo uma empresa de gestão de resíduos industriais não perigosos, o que significa que a maior parte dos resíduos depositados em aterro são inorgânicos, não é espetável valores elevados de CBO₅ no lixiviado, conforme se pode verificar na figura 28. No entanto, apesar dos resultados um pouco aleatórios, é possível observar que em todos os meses os valores de CBO₅ do lixiviado são mais elevados nos três/quatro anos iniciais de exploração do aterro do que nos anos mais recentes. Esta diminuição da CBO₅ ao longo dos anos está diretamente relacionada com a mistura do lixiviado dos resíduos depositados recentemente, que contém matéria orgânica facilmente biodegradável, com o lixiviado originado da decomposição dos resíduos mais antigos contendo compostos difíceis de processar biologicamente.

Os valores de CBO₅ mais elevados registaram-se em junho e outubro de 2014 e agosto e setembro de 2015, com valores de CBO₅ de 870 e 812 mg/L O₂, e 680 e 820 mg/L O₂, respetivamente. Estes valores, fora do comum, podem estar relacionados com a composição dos resíduos depositados no aterro nos meses anteriores ou então associados a erro humano, nomeadamente erro na recolha e análise da amostra ou no registo dos resultados.

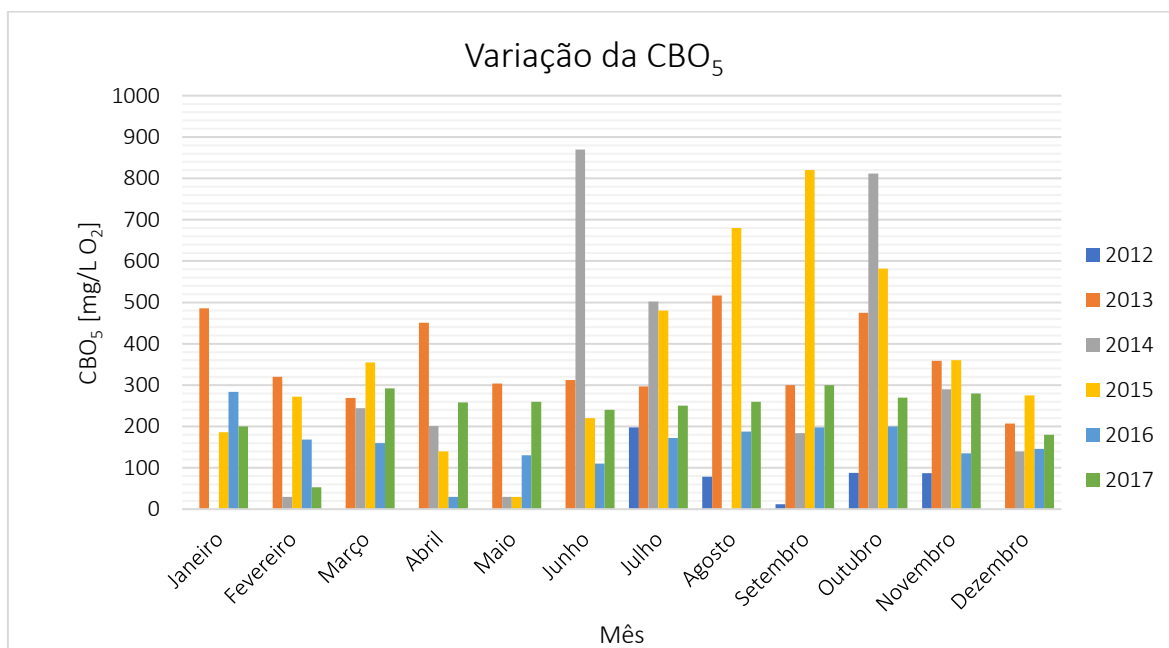


Figura 28. Variação da CBO₅ do lixiviado gerado ao longo dos meses, entre 2012 e 2017

3.3.6. pH

O pH, à semelhança do CQO e da CBO₅, é um dos parâmetros estabelecidos a ser respeitado aquando da definição dos VLE's de descarga dos efluentes em meios hídricos, entre outros. É um parâmetro relevante de controlo ambiental nomeadamente da qualidade dos recursos hídricos assim como dos efluentes, podendo afetar a eficiência dos sistemas de tratamento biológicos dado afetar as taxas de crescimento e desenvolvimento da atividade microbológica, assim como permitir a precipitação de alguns elementos químicos tóxicos (metais pesados, entre outros), sendo que quanto maior for a concentração de iões hidrogénio no efluente, maior é a dificuldade do tratamento de efluentes por meios biológicos (Metcalf e Eddy, 2014).

Considerando mais uma vez as duas fases iniciais de estabilização dos resíduos, isto é, a fase inicial e a fase de transição, é esperado uma diminuição do pH do lixiviado até ser atingido o mínimo, aumentando posteriormente, de forma gradual ao longo das restantes fases. Assim sendo, conforme referido anteriormente, tratando-se o lixiviado da Recivalongo de um lixiviado de idade intermédia, é expectável observar uma diminuição do pH do lixiviado produzido em 2012 comparado com o lixiviado gerado em 2017. No entanto, tendo em conta a figura 29, onde é possível observar a

variação do pH do lixiviado produzido ao longo dos meses entre 2012 e 2017, não se constata a tal diminuição gradual do pH entre o lixiviado produzido no início de exploração do aterro e o lixiviado produzido recentemente, havendo meses onde se observa valores de pH mais elevados no lixiviado originado recentemente do que os registados nos anos iniciais de exploração do aterro.

O modo de exploração do aterro permite que o lixiviado produzido recentemente entre em contato como o lixiviado produzido pelos resíduos mais antigos havendo assim uma “mistura” de lixiviado novo com intermédio. Da mesma forma, a recirculação do lixiviado da ETAL para o aterro permite manter constante os valores de pH, podendo até causar um ligeiro aumento.

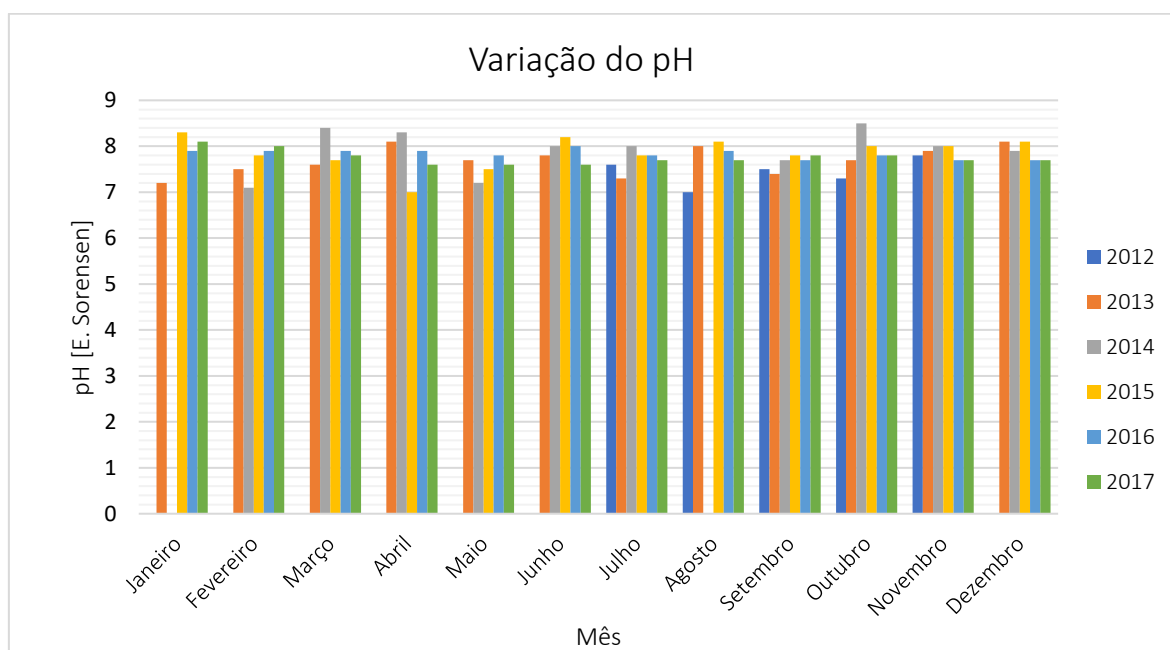


Figura 29. Variação do pH do lixiviado gerado ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.

3.3.6. Azoto Amoniacal e Fósforo Total

O fósforo e o azoto são nutrientes essenciais ao crescimento e o desenvolvimento das atividades microbiológicas e permitem avaliar o grau de decomposição dos efluentes (Metcalf e Eddy, 2014). São compostos a ter em consideração no dimensionamento das estações de tratamento, assim como parâmetros a incluir nos VLE que têm de ser cumpridos face às consequências que podem causar na vida aquática.

O azoto amoniacal em excesso pode originar um meio tóxico, dificultando o desenvolvimento dos microrganismos, o que por sua vez irá diminuir a eficiência dos tratamentos biológicos. Em meio aquoso pode apresentar-se sobre a forma iónica NH_4^+ (ião amónia) ou na sua forma não ionizada NH_3 (amoníaco), dependendo da temperatura e do pH, conforme a reação seguinte.



Tendo em mente as duas fases iniciais do processo de estabilização dos resíduos e formação do lixiviado, a concentração de NH_4^+ , inicialmente inexistente ou muito perto do zero, vai aumentando até atingir o máximo na terceira fase. Assim sendo, tendo em conta o processo normal de degradação da matéria orgânica, é expectável que a concentração de NH_4^+ no lixiviado da Recivalongo vá aumentando ao longo dos anos.

Na figura 30 é possível observar a variação da concentração de azoto amoniacal ao longo dos meses, entre 2012 e 2017. Aqui, verifica-se um aumento gradual da concentração de azoto amoniacal no lixivado produzido indo assim ao encontro do processo normal de estabilização dos resíduos.

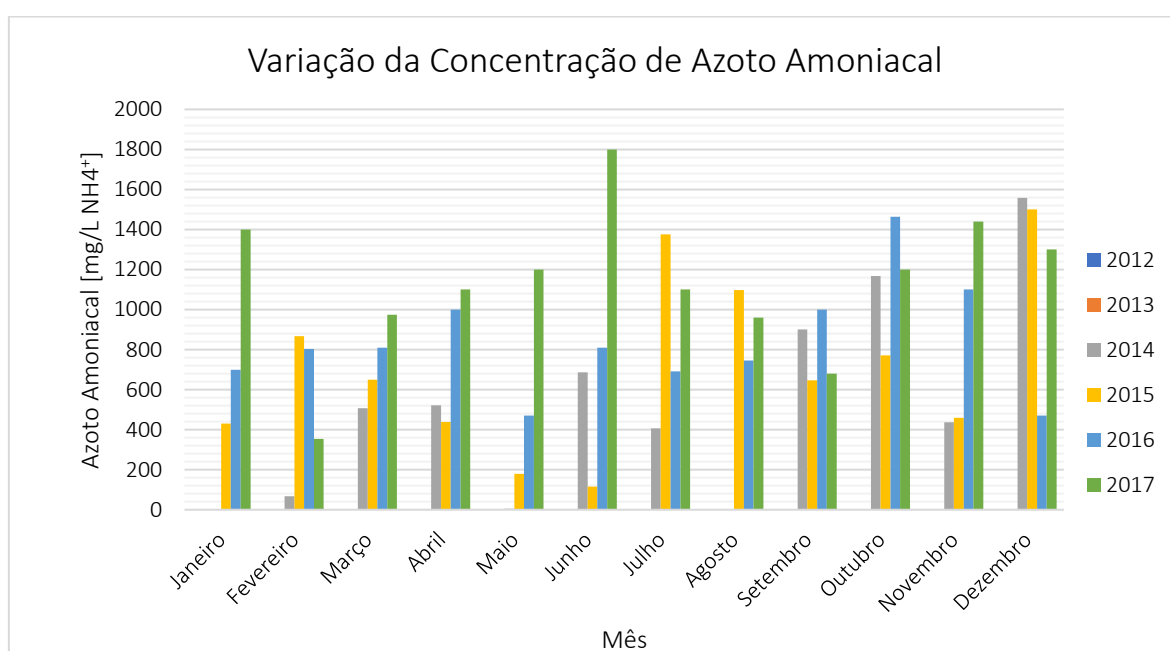


Figura 30. Variação da concentração de azoto amoniacal ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.

Este aumento gradual da concentração de azoto amoniacal está intrinsecamente ligado à recirculação do lixivado para a aterro e à deposição de lamas vindas de ETAR's, principalmente entre 2015 e 2016, sendo estas ricas em nutrientes como azoto e fósforo.

Apartir de maio de 2016 até junho de 2017, conforme observado anteriormente na figura 27, foi depositado em aterro grandes qualidades de lamas de ETAR's, sendo as consequências desta deposição no lixiviado visível após 3 meses, em agosto de 2016, com o aumento da concentração de azoto amoniacal no lixiviado afluente à ETAL (Figura 31).

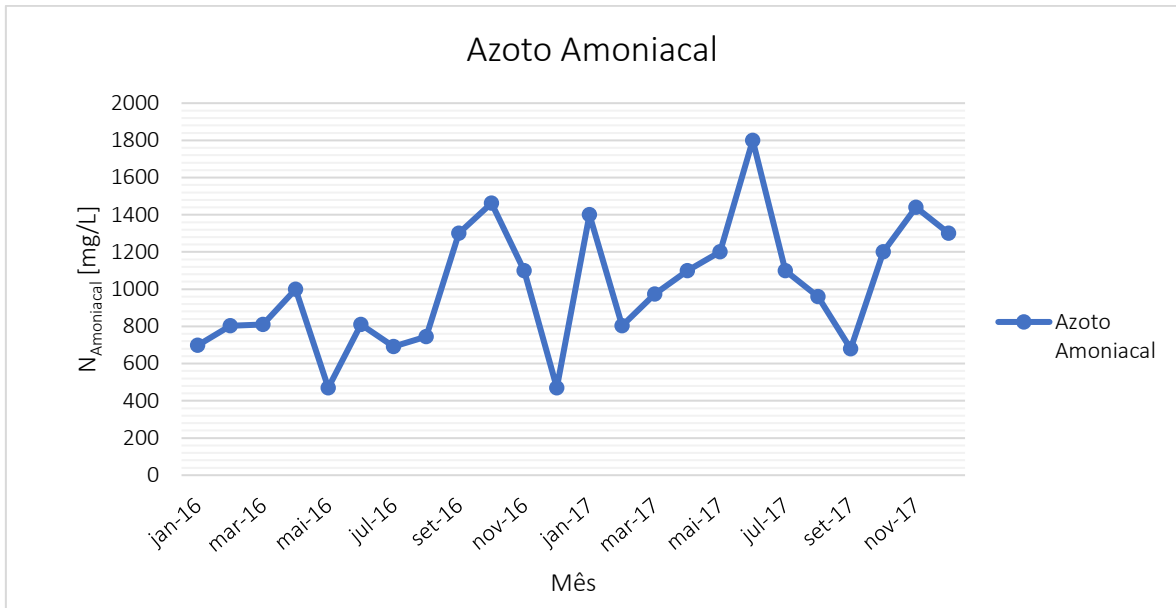


Figura 31. Variação do Azoto Amoniacal entre janeiro de 2016 e dezembro de 2017.

O fósforo à semelhança do que acontece com o azoto amoniacal, também vai aumentando a sua concentração no lixiviado com o passar do tempo, sendo este aumento relacionado, mais uma vez, com o tipo de resíduos depositados, a recirculação do lixiviado e com a deposição das lamas provenientes das ETAR's (Figura 32).

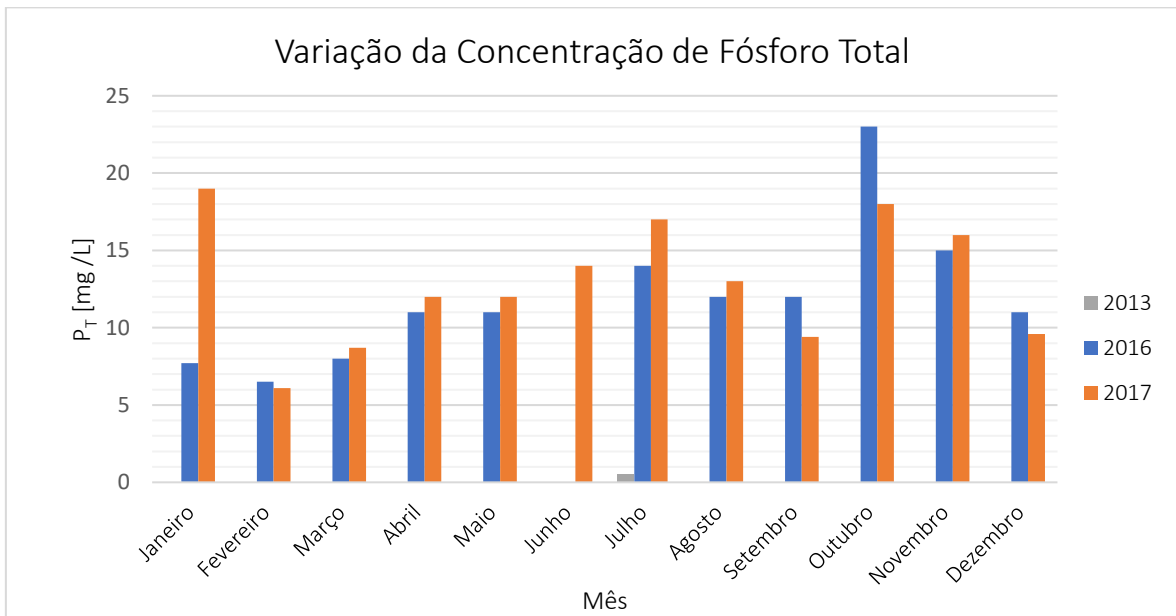


Figura 32. Variação da concentração de fósforo total ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.

3.3.7. Cloretos

A análise da concentração dos cloretos nos efluentes permite avaliar a reutilização destes nomeadamente para fins agrícolas, sendo também um indicador a respeitar tendo em conta os VLE's dado danificar a qualidade dos solos e provocar efeitos nocivos na vida aquática.

Mais uma vez, tendo em conta o processo de estabilização da decomposição dos resíduos, a concentração de cloretos tende a diminuir ao longo das fases de estabilização da matéria orgânica presente nos resíduos até se aproximar de zero. De facto, na figura 33 é possível observar que nos anos iniciais da produção do lixiviado, principalmente em 2013, a concentração de cloretos é maior do que a concentração observada recentemente. Contudo, a concentração de cloretos, a partir de 2014, é um pouco aleatória, verificando-se meses em que a concentração de cloretos é maior em 2017 do que nos anos anteriores. Assim sendo, esta variação da concentração de cloretos no lixiviado é resultado dos diferentes tipos de resíduos depositados em aterro e do modo de operação deste.

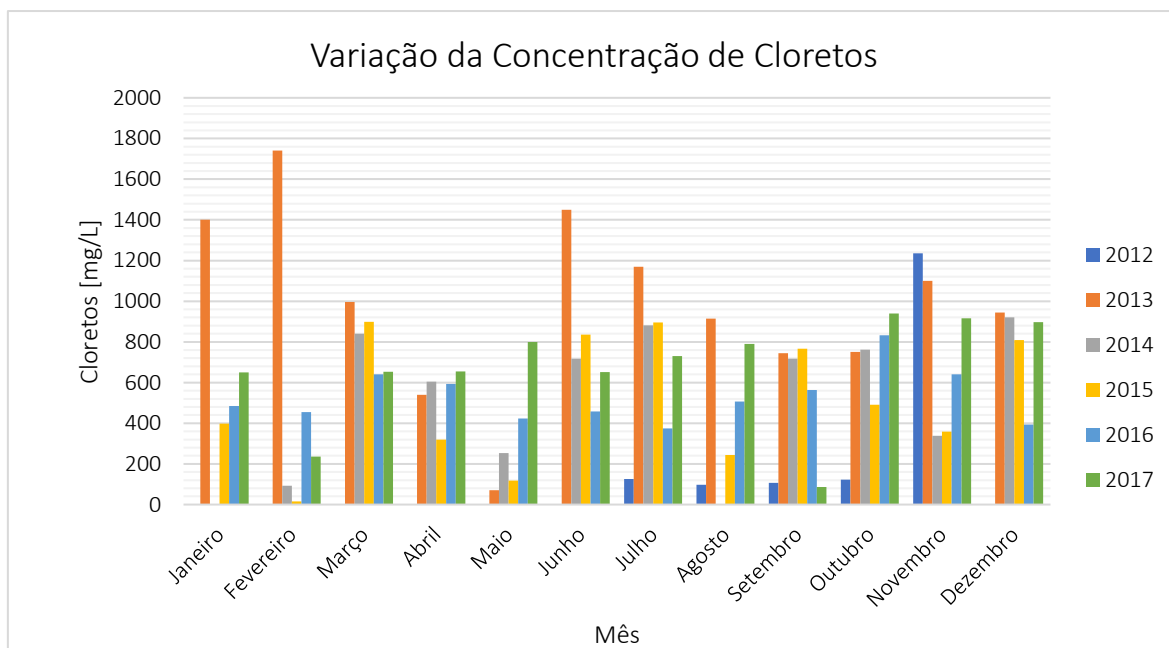


Figura 33. Variação da concentração de cloretos ao longo dos meses, entre 2012 e 2017.

O modo de exploração do aterro, o tipo de resíduo depositado, a recirculação do lixiviado para o aterro, assim como a deposição das lamas provenientes de ETAR's, são fatores que influenciam diretamente todos os parâmetros abordados neste subcapítulo, entre outros, sendo esta influência mais expressiva em alguns dos parâmetros do que noutros.

3.4. Valores Limite de Descarga

O efluente tratado só pode ser descarregado no coletor municipal se cumprir com os valores limites de descarga (VLE) impostos pela entidade Águas de Valongo (Tabela 14). O efluente

descarregado no coletor municipal é encaminhado para a ETAR de Águas de Valongo onde é tratado de forma a cumprir com os valores limites de descarga admissíveis em meios hídricos.

Tabela 14. Valores limite de descarga dos efluentes tratados na ETAL. da Recivalongo.

Parâmetros	Unidades	Fase 1 e Fase 2
CBO ₅	mg/L	450
CQO		1000
SST		580
N total		90
N amoniacal		60
Nitritos		10
Nitratos		50
P total		14
Cloretos		1000
pH		<i>E. Sorensen</i>

O não cumprimento dos VLE estipulados pela entidade Águas de Valongo resulta no impedimento de descarga do efluente no coletor municipal.

4. Metodologia

Este capítulo descreve a metodologia e os equipamentos utilizados para o desenvolvimento da parte experimental deste estudo, desenvolvido em contexto de estágio curricular, entre fevereiro e julho de 2018. Para melhor compreensão do trabalho realizado, optou-se por dividir este capítulo em dois subcapítulos, onde no primeiro é feita uma breve descrição da metodologia adotada para o desenvolvimento do presente relatório de estágio e no segundo são indicados os métodos e os procedimentos, os pontos de amostragem, os parâmetros analisados, a frequência e o tipo de amostragem, e a duração de cada fase de trabalho.

4.1. Descrição Geral da Metodologia Adotada

No sentido de alcançar os objetivos estabelecidos no presente documento procedeu-se, numa primeira fase, ao levantamento da informação técnica de base relativa ao projeto de construção e exploração da ETAL da Recivalongo, nomeadamente a recolha de dados de dimensionamento dos órgãos da ETAL, da área de exploração do aterro, dados meteorológicos, dados históricos da qualidade e quantidade de lixiviado, assim como outro tipo de informação indispensável para o desenvolvimento do relatório. Simultaneamente, realizou-se uma revisão bibliográfica exaustiva sobre os diversos tipos de tratamento passíveis de serem aplicados a lixiviados provenientes de aterros industriais não perigosos, tendo sido examinados diversos documentos técnicos, artigos e estudos científicos relacionados com a temática. Relativamente à monitorização e otimização da ETAL da Recivalongo, o ponto de partida passou pela definição dos pontos de amostragem e dos parâmetros a analisar, pela duração das etapas de amostragem, pela alteração da duração da fase aeróbia/anóxica e, de um modo mais expressivo, pela alteração geral do funcionamento do sistema de tratamento de lixiviados, principalmente no que se refere ao local de alimentação da osmose inversa e na reapropriação do decantador secundário para o tratamento biológico e recirculação das lamas ativadas, assim como verificação do funcionamento de todos os órgãos da ETAL. Porém, devido à baixa remoção dos compostos orgânicos e azotados durante o tratamento biológico e aos VLE's impostos pela entidade Águas de Valongo, foi testado em laboratório dois tratamentos complementares ao tratamento biológico existente na ETAL, o processo de coagulação-floculação e o processo de oxidação de *Fenton*, sendo estes dois processos de tratamento aplicados ao afluente, após a sua passagem pelo pré-tratamento e antes do tanque de homogeneização. De igual forma, dada a baixa sedimentabilidade das lamas no decantador secundário e a concentração dos poluentes no efluente do decantador secundário, foi também testado em laboratório o processo de coagulação-floculação ao efluente proveniente do tanque de arejamento.

Paralelamente, face à alteração do modo de exploração do aterro, que consequentemente permitiu uma maior área de exploração, foi realizado um balanço hídrico de forma a quantificar o lixiviado produzido futuramente com o intuito de certificar se a ETAL terá capacidade para tratar o lixiviado que irá ser gerado no aterro. Por fim, realizou-se uma análise custo-benefício sobre alguns tratamentos, comutáveis ou complementares ao tratamento biológico, passíveis de serem aplicados ao lixiviado gerado na Recivalongo.

4.2. Parâmetros Analisados, Frequência e Local de Amostragem, Duração das Fases de amostragem

A época de amostragem ao sistema de tratamento de efluentes da Recivalongo foi desenvolvida em três fases de acordo com a tabela 15. A monitorização realizada em cada uma das fases, de acordo com os parâmetros abaixo indicados, permitiu avaliar a eficiência do sistema de tratamento da Recivalongo.

Tabela 15. Descrição de cada uma das fases de monitorização e otimização da ETAL.

Fase	Data	Parâmetros Analisados	Descrição
1	21-03 a 27-04	Q _{entrada} ; OD; Temperatura; CQO; N _T ; NH ₃ -N; NO ₃ -N; CBO ₅ ; CBO _{Último} ; SST; SSV;	Colocação em funcionamento de todos os órgãos de tratamento biológico da ETAL (decantador secundário); Colocação em funcionamento do agitador no tanque de homogeneização e verificação da capacidade de homogeneização; Alteração do local de alimentação da osmose inversa, do tanque de homogeneização para o decantador secundário;
2	17-05 a 29-06	Q _{entrada} ; OD; Temperatura; CQO; N _T ; NH ₃ -N; NO ₃ -N; SST; SSV; pH; SSV; P.Redox;	Início da recirculação diária de lamas ativadas para o tanque de homogeneização;
3	29-06 a 01-08	Q _{entrada} ; OD; Temperatura; CQO; N _T ; NH ₃ -N; NO ₃ -N; SST; SSV; pH; P.Redox;	Alteração da duração das fases aeróbias/anóxicas; Continuação da recirculação de lamas diária para o tanque de homogeneização.

Os métodos de análise utilizados para determinar cada um dos parâmetros definidos anteriormente, assim como o tipo e a frequência de amostragem encontram-se indicados na tabela 16.

Tabela 16. Descrição dos métodos utilizados na análise de cada parâmetro, do tipo e frequência de amostragem consoante a fase de análise.

Parâmetro	Unidades	Método	Tipo de Amostragem	Frequência de Amostragem		
				1ª Fase	2ª Fase	3ª Fase (Otimização)
Caudal Entrada	m ³ /h	Medição Direta ¹	-	Todos os Dias		
Caudal Saída	m ³ /h	Medição Direta ¹	-	Todos os Dias		
Oxigénio Dissolvido	ppm OD	Medição Direta ²	-	Todos os Dias		
Temperatura	°C	Medição Direta ²	-	Todos os Dias		
CQO	mg/L	Método Colorimétrico ³ Hanna Instruments (HI 83224)	Pontual	3 x Semana	2 x Semana	1 x Semana
N _{Total}	mg/L	Método Colorimétrico ³ Hanna Instruments (HI 83224)	Pontual	3 x Semana	2 x Semana	1 x Semana
Nitratos	mg/L	Método Colorimétrico ³ Hanna Instruments (HI 83224)	Pontual	3 x Semana	2 x Semana	1 x Semana
Amónia	mg/L	Método Colorimétrico ³ Hanna Instruments (HI 83224)	Pontual	3 x Semana	2 x Semana	1 x Semana
CBO ₅	mg/L	Método diluição e sementeira; leitura de OD por potenciometria	Pontual	1x no início da 2ª fase		
CBO _{último}	mg/L	Método diluição e sementeira; leitura de OD por potenciometria	Pontual	1x no início da 2ª fase		
SST	mg/L	Método Gravimétrico SMEWW 2540D	Pontual	1 x mês	1 x mês	1 x mês
SSV	mg/L	Método Gravimétrico SMEWW 2540E	Pontual	1 x mês	1 x mês	1 x mês
SVI	mg/L	Standard Methods SMEWW 2710D	Pontual	1 x mês	1 x mês	1 x mês
Potencial Redox	mV	Medição Direta ⁴	Pontual	-	2 a 3 x Semana	2 a 3 x Semana
pH	<i>E. Sorensen</i>	Medição Direta ⁴	Pontual	-	2 a 3 x Semana	2 a 3 x Semana

¹ Registo através dos monitores dos caudalímetros

² Registo através do monitor da sonda.

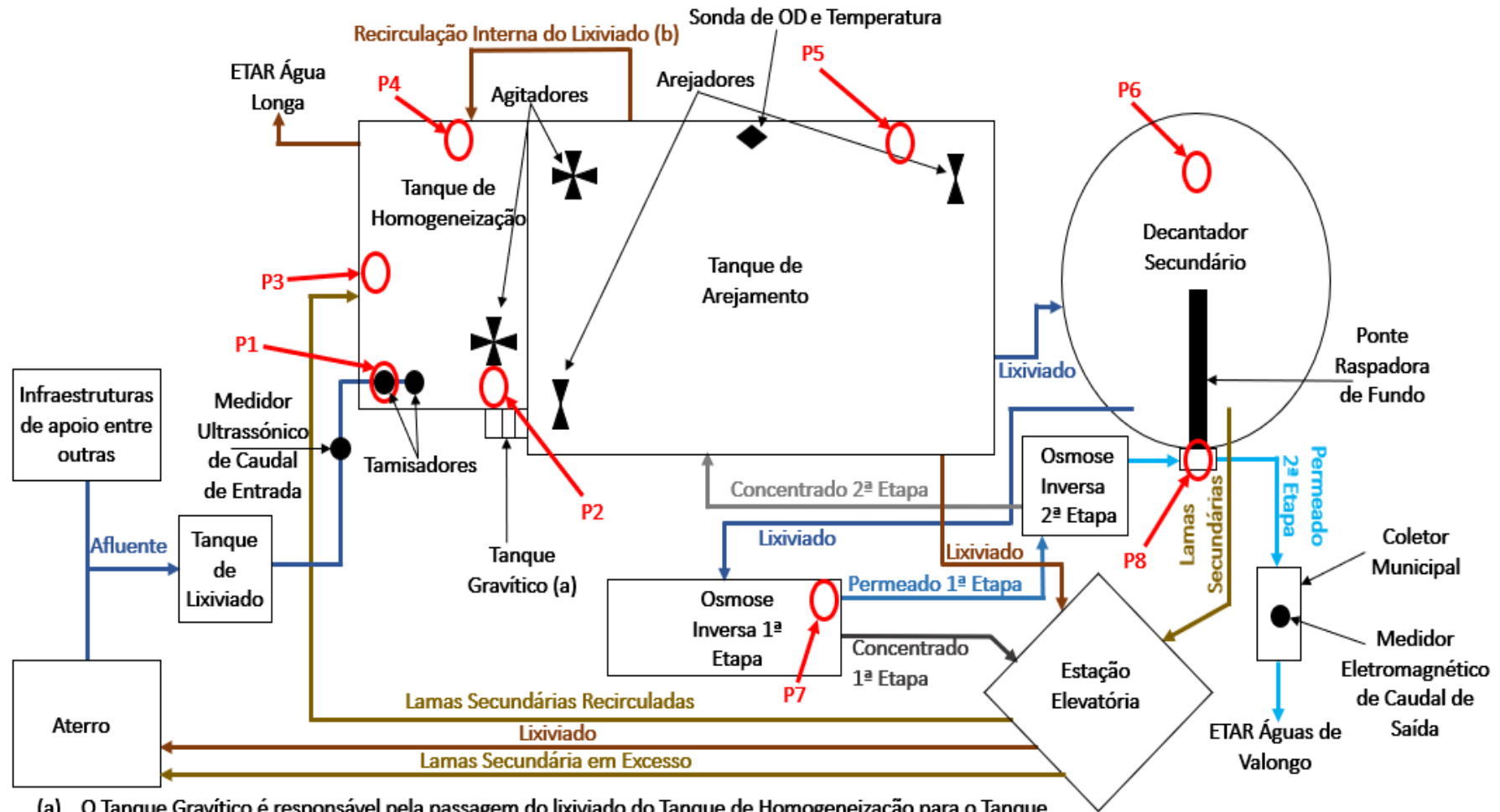
³ Análises realizadas conforme o procedimento da Hanna Instruments.

⁴ Monitorização utilizando um Multiparamétrico da Hanna Instruments (HI 98194).

As amostras foram recolhidas conforme os locais indicados na figura 34. Todos os pontos de amostragem foram devidamente escolhidos, sendo o ponto P4 (em conjunto com os pontos P3 e P2), utilizado exclusivamente para avaliar a homogeneidade do tanque de homogeneização (Tabela 17). As amostras recolhidas foram de carácter pontual dado o lixiviado manter uma composição constante ao longo do dia.

Tabela 17. Descrição e designação de todos os pontos de amostragem.

Ponto	Designação	Descrição
P1	Entrada	Efluente após passagem pelos tamisadores e antes de entrar no tanque de homogeneização.
P2	Tanque de Homogeneização (Homogeneização 1)	Efluente do tanque homogeneização, antes de passar para o tanque de arejamento (reator biológico).
P3	Lamas Recirculadas (Homogeneização 2)	Local de descarga das lamas recirculadas (Inicialmente também utilizado para avaliar a homogeneidade do tanque de homogeneização)
P4	Homogeneização 3	Efluente do tanque de homogeneização para verificar a capacidade de homogeneização deste.
P5	Reator Biológico	Efluente do reator biológico, no lado oposto da descarga do concentrado da 2ª etapa da OI.
P6	Decantador Secundário	Efluente do decantador secundário.
P7	1ª etapa OI	Permeado da 1ª etapa da OI
P8	2ª etapa OI	Permeado da 2ª etapa da OI



- (a) O Tanque Gravítico é responsável pela passagem do lixiviado do Tanque de Homogeneização para o Tanque de Arejamento por gravidade até atingirem o mesmo nível.
- (b) A recirculação do lixiviado acontece quando o Tanque de Homogeneização funciona como Tanque Anóxico.

Figura 34. Esquema dos Pontos de Amostragem.

5. Resultados e Discussão

Neste capítulo são expostos e analisados os resultados obtidos ao longo do desenvolvimento do presente estágio curricular. Está dividido em vários subcapítulos para melhor compreensão do trabalho desenvolvido.

5.1. Monitorização e Otimização da ETAL

A monitorização e otimização da ETAL da Recivalongo foi dividida em três fases. Na primeira fase são colocados em pleno funcionamento todos os órgãos da ETAL e analisado o modo de funcionamento destes, nomeadamente a capacidade de equalização do tanque de homogeneização. Também foi alterado o local de alimentação da osmose inversa e analisado o efeito desta alteração em termos operacionais e na eficiência de tratamento.

Na segunda fase foi analisada a influência da recirculação de lamas no tratamento biológico (do decantador secundário para o tanque de homogeneização). Durante a última fase, alterou-se o tempo de arejamento do reator biológico de forma a otimizar o tratamento biológico e reduzir os custos operacionais.

5.1.1. 1ª Fase

Numa primeira fase, conforme referido anteriormente, foram realizadas algumas alterações ao modo de funcionamento da ETAL (Figura 35). No projeto da ETAL está previsto a recirculação interna do lixiviado do tanque de arejamento para o tanque de homogeneização de forma a garantir a desnitrificação pré-anóxica. Contudo, a avaria na bomba de recirculação interna não permite que ocorra a passagem do lixiviado do tanque de arejamento para o tanque de homogeneização, não assegurando assim a desnitrificação pré-anóxica, podendo esta ser pré-anóxica ou pós-anóxica consoante a alimentação do lixiviado do tanque de homogeneização para o de arejamento ser realizada aquando as fases anóxicas ou de aeróbias, respetivamente. O decantador secundário, que estava a servir como tanque de reserva de permeado da 1ª etapa de tratamento da OI, foi esvaziado e utilizado para a finalidade para a qual foi construído, separação de sólidos. Com esta alteração, foi possível alterar o local de alimentação da OI, do tanque de homogeneização para o decantador secundário, o que em termos operacionais, não só permitiu reduzir o número de paragens da OI por colmatação dos filtros de saco como também permitiu aumentar a eficiência desta unidade, isto é, aumentar o caudal de lixiviado a tratar, de 1000L/h para 1200L/h. De igual forma, a diminuição do número de paragens da OI por colmatação foi reduzida, para mais de metade o tempo necessário em termos de manutenção.

A alteração do local de alimentação da OI, permitiu também colocar em funcionamento a agitação mecânica no tanque de homogeneização. De forma a conhecer o grau de equalização do efluente no tanque de homogeneização foram realizadas análises em três pontos distintos desse órgão (P2, P3 e P4), cujos resultados estão apresentados na tabela 18.

Tabela 18. Avaliação da equalização do tanque de homogeneização em termos de parâmetros químicos.

Data	Parâmetro	Ponto de Amostragem	Medições [mg/L]	Média [mg/L]	Desvio [%]
21/03/2018	CQO	P2	3600	3613,3	0,94%
		P3	3660		
		P4	3580		
	N _T	P2	1860	1766,7	3,85%
		P3	1740		
		P4	1700		
	NH ₃ -N	P2	1300	1333,3	2,55%
		P3	1380		
		P4	1320		
	NO ₃ -N	P2	0,9	0,7	30,82%
		P3	0,7		
		P4	0,4		
SST	P2	838	972	10,5%	
	P3	1084			
	P4	993			
23/03/2018	CQO	P2	3896	3892,0	0,55%
		P3	3916		
		P4	3864		
	N _T	P2	1520	1500,0	1,09%
		P3	1500		
		P4	1480		
	NH ₃ -N	P2	1300	1273,3	1,96%
		P3	1280		
		P4	1240		
	NO ₃ -N	P2	0,5	0,6	16,64%
		P3	0,5		
		P4	0,7		
SST	P2	228	235	2,1%	
	P3	240			
	P4	236			

No início da retoma da agitação no tanque de homogeneização, os valores de CQO, N_T , NH_3-N e NO_3-N , apresentavam valores ligeiramente diferentes entre os três pontos de amostragem, sendo na concentração de nitratos que se observava a maior diferença. No entanto, à medida que o tempo em que a agitação esteve em funcionamento foi aumentando, essa diferença foi diminuindo. A concentração de SST no início da agitação é maior do que a observada ao fim de dois dias de agitação. Aquando da ausência de agitação, muitos dos sólidos que afluíram à ETAL da Recivalongo, foram-se depositando no fundo do tanque de homogeneização e quando a agitação foi retomada, grande parte desses sólidos ficaram suspensos. Conforme observado nos parâmetros químicos, a variação da concentração de SST nos diferentes pontos de amostragem vai diminuindo com o aumento do tempo de agitação, o que permite auferir que a capacidade de agitação instalada no tanque de homogeneização é suficiente para garantir uma equalização do afluente.

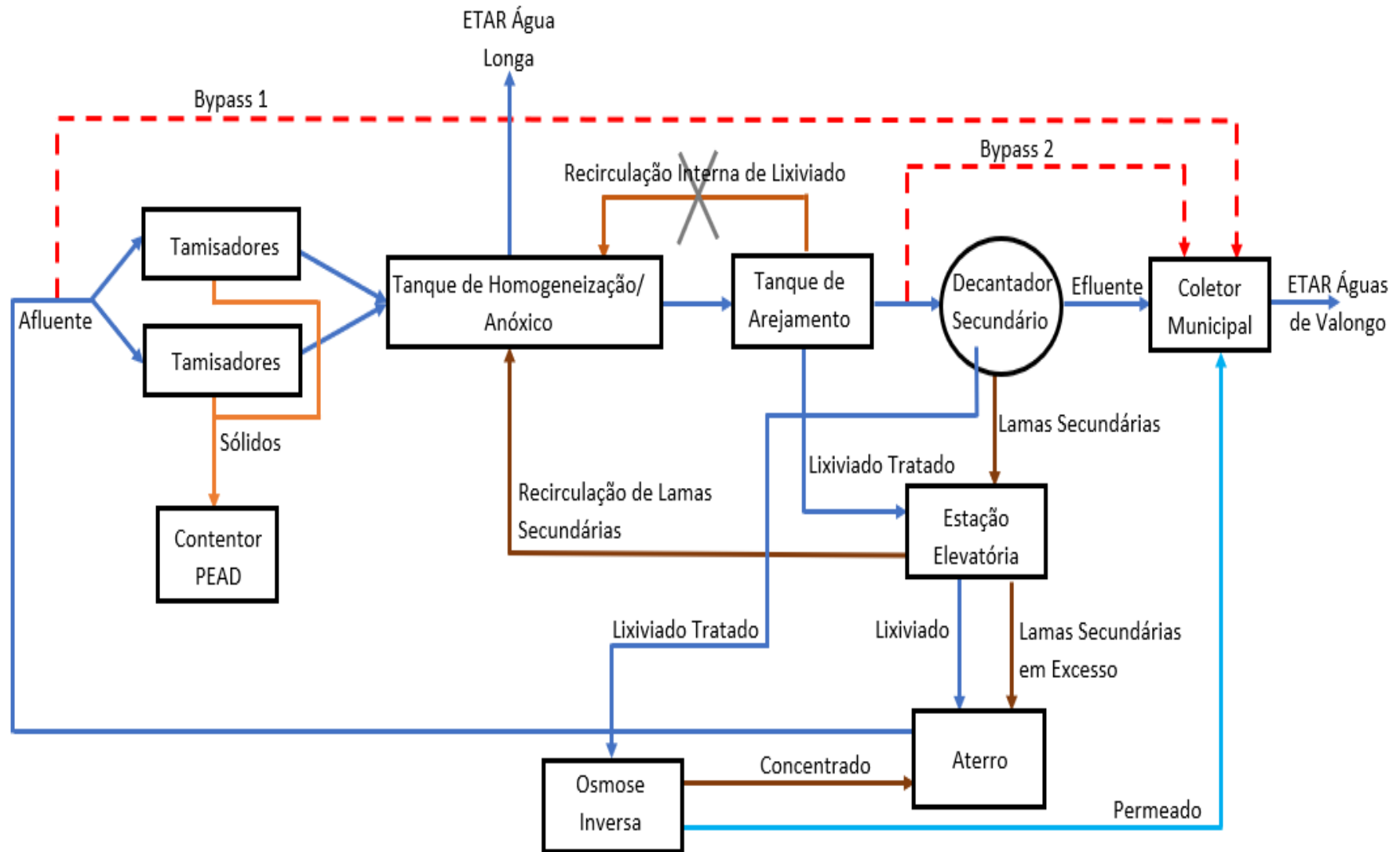


Figura 35. Esquema do funcionamento da ETAL da Recivalongo após as alterações realizadas.

Na figura 36 é possível observar a relação entre o caudal de lixiviado afluyente à ETAL (Q_0) da Recivalongo e a pluviosidade registada (PP). Quanto maior for a pluviosimetria, maior é o caudal de lixiviado afluyente à ETAL, dado o aterro da Recivalongo ter uma grande área exposta suscetível de infiltração. Registou-se um pico de precipitação por volta do dia 6 de abril, o que causou um aumento significativo no caudal de entrada na ETAL da Recivalongo, de cerca de 20,4 m³/h para o dobro, cerca de 47,4 m³/h. A ETAL da Recivalongo foi projetada para numa primeira fase tratar 11,4 m³/h de lixiviado, encontrando-se nesta fase a receber o dobro, cerca de 28,8 m³/h (caudal afluyente médio).

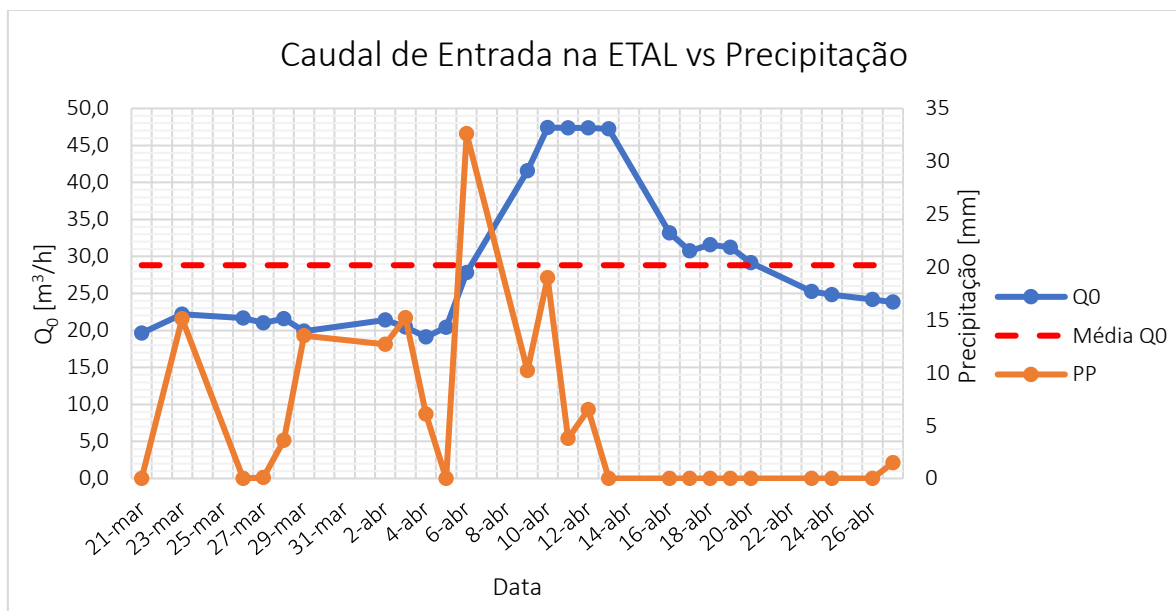


Figura 36. Variação do Caudal afluyente à ETAL com a pluviosidade em 2018.

O excesso de caudal afluyente à ETAL, não estando esta dimensionada para tal, resulta em problemas no tratamento biológico, nomeadamente, reduzindo a eficiência deste órgão. Quanto maior for o caudal afluyente, menor é o TRH no tanque de arejamento (Figura 37), não permitindo que os microrganismos tenham tempo para se desenvolverem e realizarem a sua atividade metabólica, fazendo com que grande parte da biomassa existente no tanque de arejamento seja perdida devido à recirculação de efluente para aterro, por excesso de caudal, e assim não cumprir com os VLE's no coletor municipal. Neste caso, o tanque de arejamento foi dimensionado para TRH igual a 390h, sendo que durante esta fase, o TRH é aproximadamente 45h.

O TRH foi determinado consoante a equação seguinte (Equação 1):

$$TRH[h] = \frac{V[m^3]}{Q[m^3/h]} \quad \text{Eq. (1)}$$

Onde Q é o caudal afluyente ao tanque de arejamento o que neste caso é igual ao caudal afluyente à ETAL dado esta funcionar por gravidade e V o seu volume.

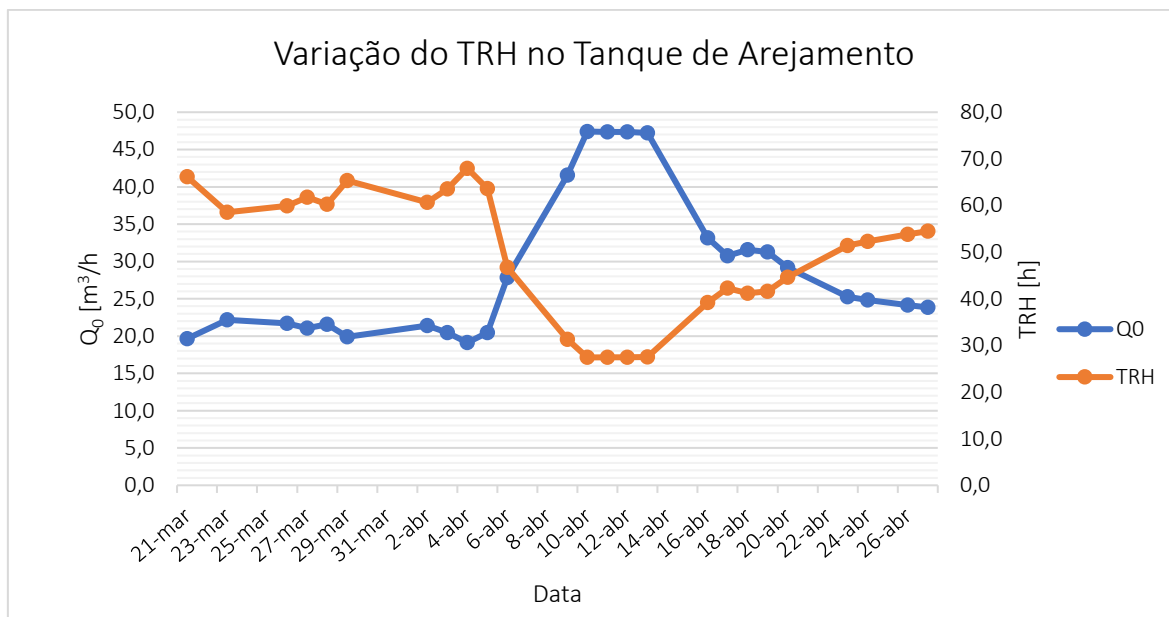


Figura 37. Varição do TRH no tanque de arejamento com o caudal afluente à ETAL.

O oxigénio dissolvido é um parâmetro relevante a ter em atenção no tratamento biológico dado ser imprescindível para o desenvolvimento dos microrganismos. Na figura 38 é possível observar a variação do OD no tanque de arejamento durante a fase aeróbia e a fase anóxica, assim como a variação da temperatura do lixiviado. Conforme mencionado anteriormente, quanto maior for a temperatura, menor será a concentração de OD no tanque. De facto, a partir do dia 17 de abril, observa-se um aumento significativo na temperatura do lixiviado que por sua vez resulta na diminuição da concentração de OD (Figura 38) de cerca de 4 ppm para 2,5 ppm.

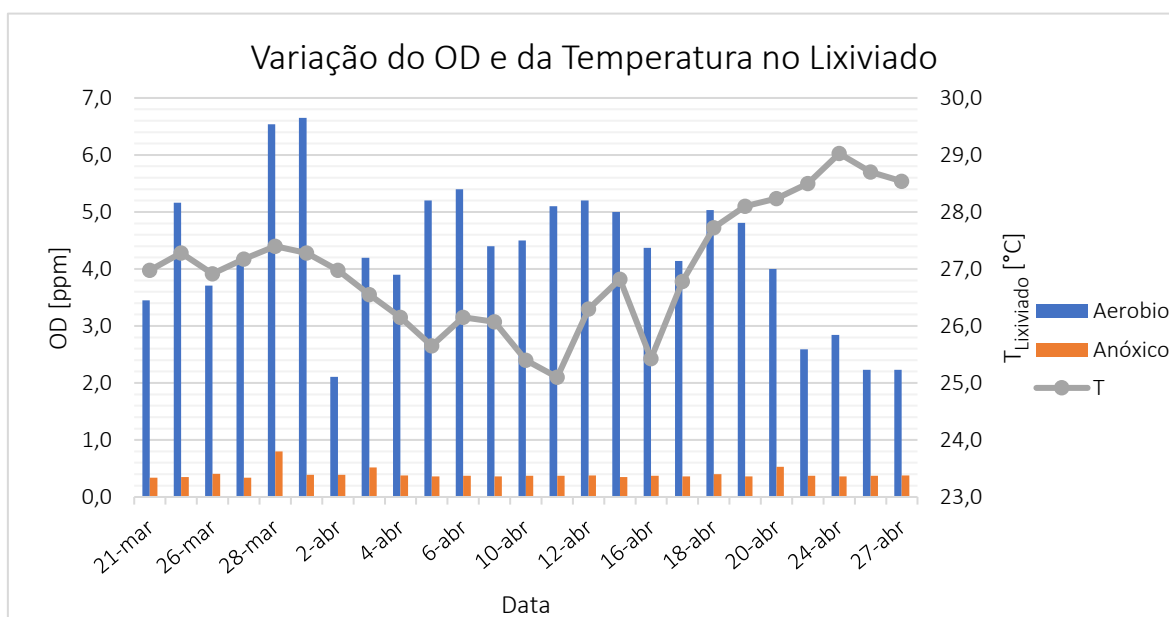


Figura 38. Varição da concentração do OD e da Temperatura do lixiviado no tanque de arejamento.

Segundo *Metcalfe e Eddy* (2014), o ideal é ter uma concentração de OD no tanque entre 1 e 2 mg/L, mas, para que ocorra nitrificação, é necessário que esta seja superior a 2 mg/L. No tanque de arejamento da Recivalongo, em média, a concentração de OD é cerca de 4,2 mg/L, logo existe excesso de OD, o que se traduz num desnecessário gasto energético, apesar de se garantir as condições necessárias para que os microrganismos possam realizar as suas atividades metabólicas.

A eficiência do tratamento biológico (TB) e por membranas (TM) está relacionado com a remoção de N_T , NH_3-N , NO_3-N , CQO e SST, sendo os cálculos realizados conforme as equações 2, 3, 4, 5 e 6, respetivamente, onde no caso do tratamento biológico o efluente de entrada é após o tratamento preliminar e o de saída é referente ao sobrenadante do decantador secundário. Relativamente ao tratamento de membranas, o efluente de entrada é o sobrenadante do decantador secundário e o de saída o permeado produzido na 2ª etapa da OI.

$$\text{Remoção de } N_T \text{ [\%]} = \frac{N_T \text{ Entrada [mg/L]} - N_T \text{ Saída [mg/L]}}{N_T \text{ Entrada [mg/L]}} \quad \text{Eq. (2)}$$

$$\text{Remoção de } NH_3-N \text{ [\%]} = \frac{NH_3-N \text{ Entrada [mg/L]} - NH_3-N \text{ Saída [mg/L]}}{NH_3-N \text{ Entrada [mg/L]}} \quad \text{Eq. (3)}$$

$$\text{Remoção de } NO_3-N \text{ [\%]} = \frac{NO_3-N \text{ Entrada [mg/L]} - NO_3-N \text{ Saída [mg/L]}}{NO_3-N \text{ Entrada [mg/L]}} \quad \text{Eq. (4)}$$

$$\text{Remoção de CQO [\%]} = \frac{CQO \text{ Entrada [mg/L]} - CQO \text{ Saída [mg/L]}}{CQO \text{ Entrada [mg/L]}} \quad \text{Eq. (5)}$$

$$\text{Remoção de SST [\%]} = \frac{SST \text{ Entrada [mg/L]} - SST \text{ Saída [mg/L]}}{SST \text{ Entrada [mg/L]}} \quad \text{Eq. (6)}$$

Relativamente à eficiência de remoção dos parâmetros químicos presentes no lixiviado, a aplicação da osmose inversa após o tratamento biológico permite obter eficiências de remoção perto dos 100%, nomeadamente no N_T , NH_3-N e CQO (Figura 39, 40 e 42), assegurando o cumprimento dos VLE's impostos para descarga no coletor municipal. Na remoção de NO_3-N (Figura 41), este sistema de tratamento por membranas já não permitiu alcançar eficiências de remoção de 100 % dado ocorrer um aumento da concentração deste poluente no efluente final do tratamento biológico. Contudo, após 3/4 dias o processo estabilizou e foi possível alcançar eficiências de remoção perto dos 100 %, cumprindo com os VLE's.

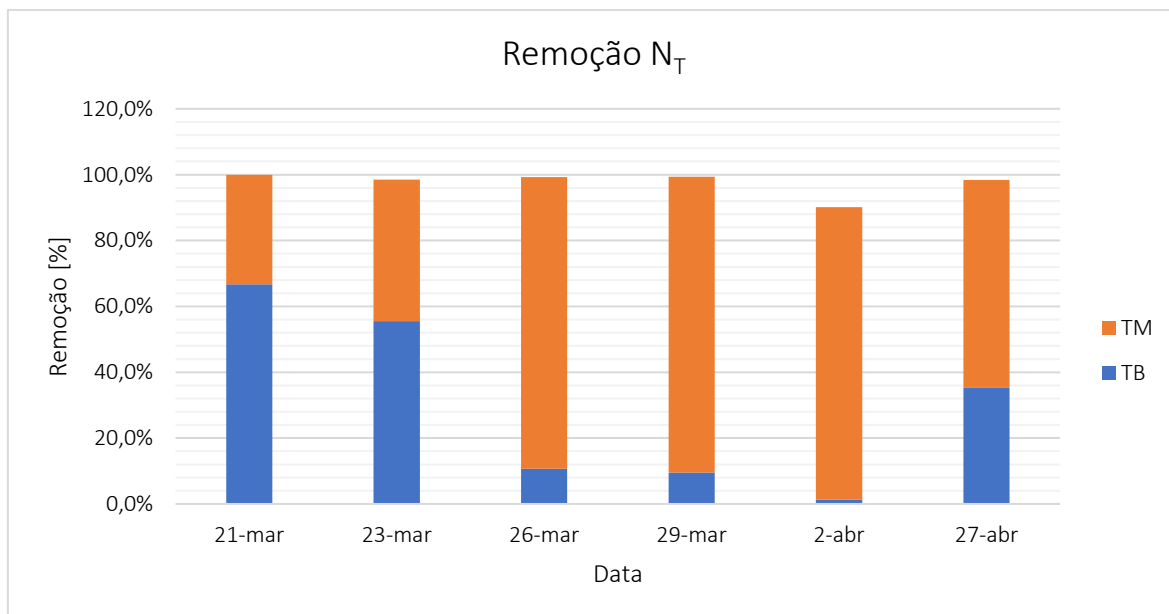


Figura 39. Eficiência de remoção de N_T no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

Na remoção de poluentes através do tratamento biológico observou-se uma eficiência maior no início do período experimental, do que no final deste (Figura 39, 40 e 42), exceto na remoção de NO₃-N (Figura 41). Conforme mencionado anteriormente, o decantador secundário estava a servir como tanque de armazenamento do permeado da 1ª etapa da osmose inversa, tendo este sido quase todo esvaziado para ser utilizado para o fim a qual foi construído. Contudo, dado que este não foi na sua totalidade esvaziado, tanto o efluente como a biomassa, que provêm do tanque de arejamento, ao entrarem em contacto com o permeado da 1ª etapa da OI, vão ser diluídos, o que explica a obtenção de melhores percentagens de remoção de N_T, NH₃-N e CQO durante o tratamento biológico no início da fase experimental e a sua sucessiva diminuição de remoção.

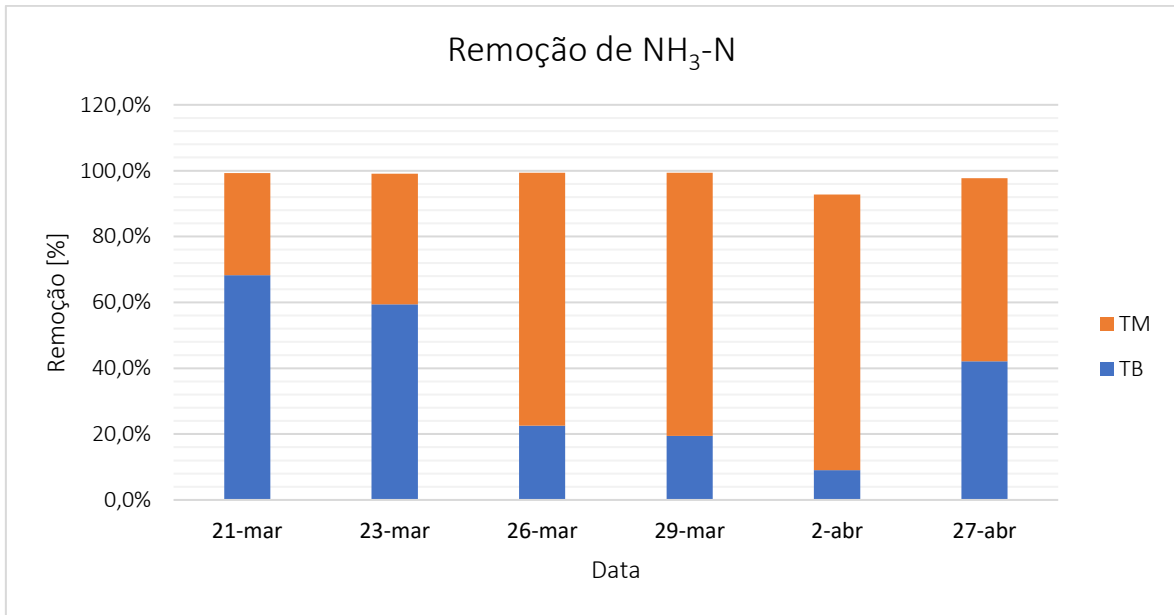


Figura 40. Eficiência de remoção de NH₃-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

Inicialmente, no tratamento biológico, aparentemente não existe remoção de nitratos, havendo sim um aumento da concentração deste composto ao longo do percurso do afluente desde a sua entrada na ETAL até ao decantador secundário. No entanto, o permeado que se encontrava no decantador secundário, tinha sido produzido durante a fase de teste da 1ª etapa da OI, o que produziu um permeado com alguma concentração de nitratos e este ao ser misturado com o efluente proveniente do tanque de arejamento, causou um aumento da concentração desse composto no efluente.

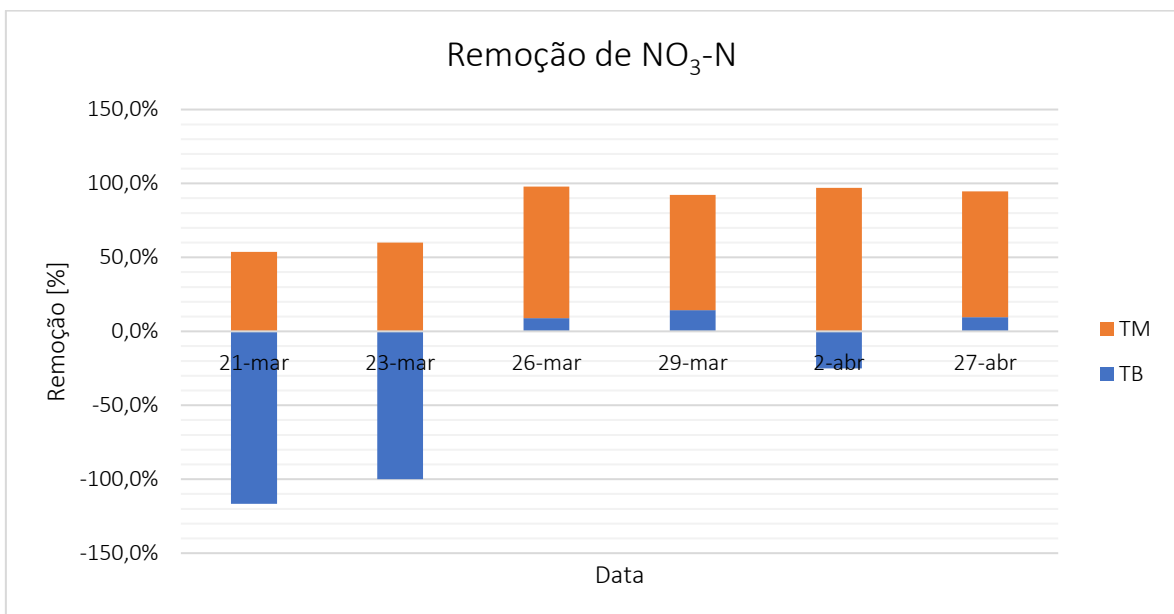


Figura 41. Eficiência de remoção de NO₃-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

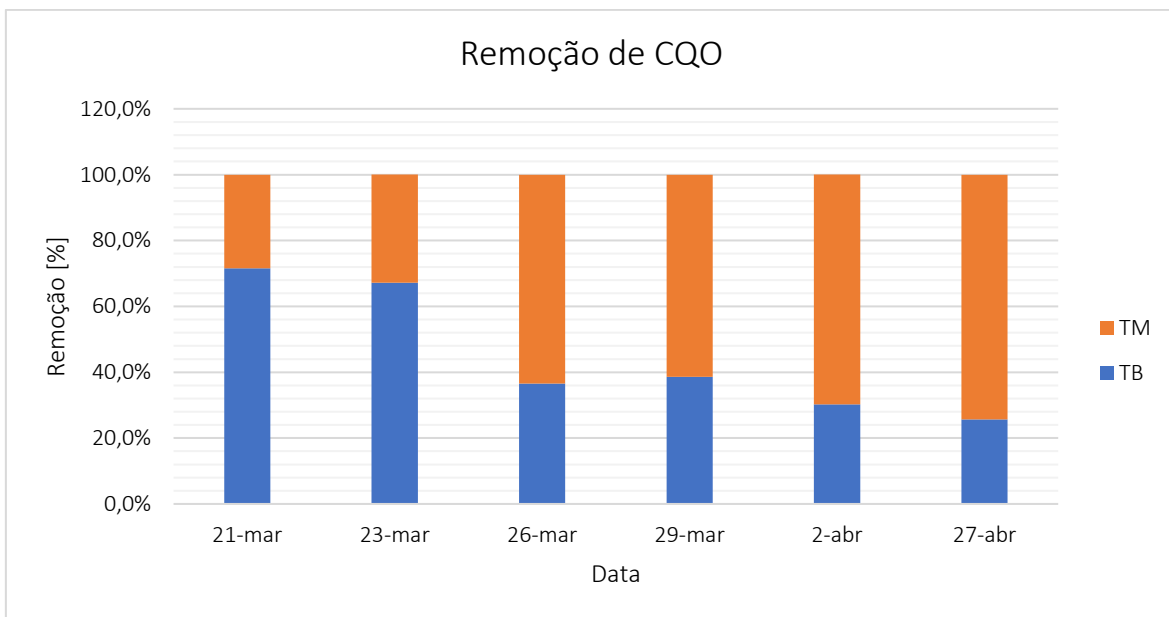


Figura 42. Eficiência de remoção de CQO no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

Relativamente à remoção de SST (Figura 43), com a aplicação do tratamento de membranas após o tratamento biológico, é possível obter eficiências de remoção perto dos 100%, muito em parte devido aos sistemas de filtração que constituem a osmose inversa. No tratamento biológico, à semelhança da remoção dos parâmetros químicos, a remoção de SST é maior no início da fase experimental, diminuindo ao longo desta, dado que inicialmente o decantador ainda continham algum efluente proveniente da 1ª etapa da OI e causou a diluição do lixiviado.

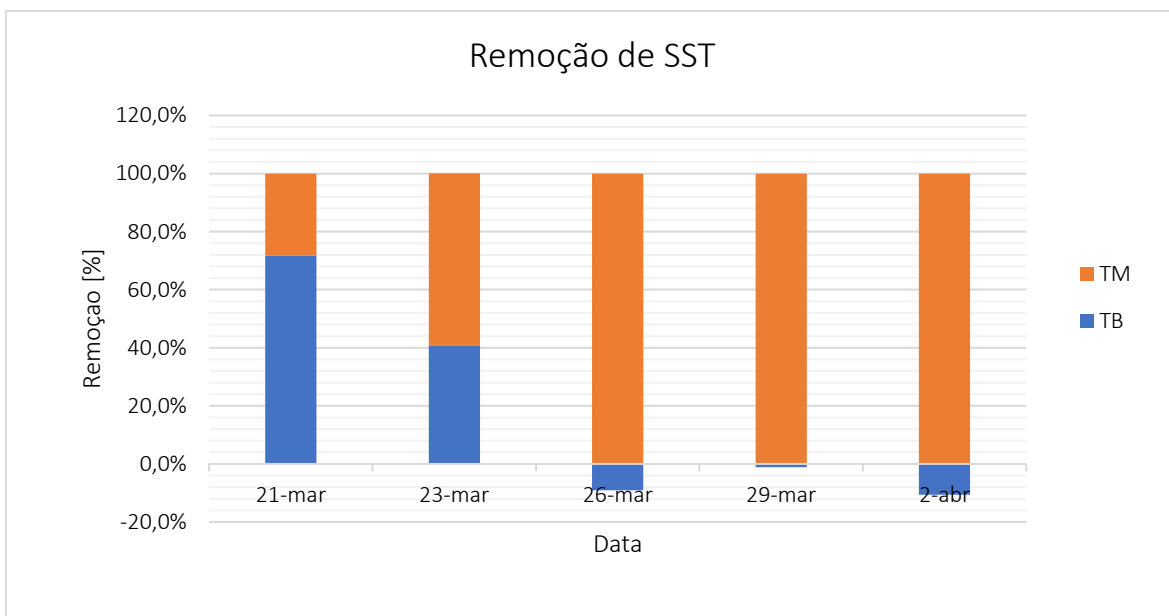


Figura 43. Eficiência da remoção de SST no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

A capacidade de sedimentação das lamas foi determinada através de um teste SVI, onde a qualidade destas em sedimentar foi determinado consoante a equação 7.

$$SVI = \frac{\text{Volume de lamas sedimentadas [mL/L]} \times 1000}{SST [\text{mg/L}]} \quad \text{Eq. (7)}$$

Este teste permitiu auferir que as lamas ativadas geradas na ETAL da Recivalongo tem péssima qualidade de sedimentação, pois não ocorreu qualquer sedimentação. Posto isto, é necessário realizar a recirculação de lamas dado que quanto pior for a capacidade de sedimentação das lamas, maior é a necessidade de realizar a recirculação de lamas.

Por fim, foi realizado um teste de CBO último ao afluente da ETAL de forma a avaliar a evolução do CBO ao longo do tempo onde foi necessário ajustar o pH do lixiviado para valores iguais a 7, adicionar nutrientes, adicionar uma solução que inibe a nitrificação assim como adicionar um reagente que remove os agentes desinfetantes (agentes oxidativos), sendo por este motivo necessário também adicionar uma fonte de bactérias, neste caso lamas aeróbias que estavam disponíveis no laboratório da Universidade de Aveiro. Na figura 44 é possível observar a evolução da CBO do lixiviado da Recivalongo ao longo de 14 dias, de duas amostras diferentes, a amostra B é referente ao dia 20 de abril e as réplicas C e D referentes ao dia 23 de abril. Ao longo do tempo, a CBO vai aumentando, representando uma curva que vai estabilizando à medida que o tempo aumenta.

Os resultados obtidos permitem auferir que com a flora bacteriana adequada, assim como com as quantidades de nutrientes adequados, é possível degradar a matéria carbonácea presente no efluente. Através das linhas de tendência de cada amostra é possível determinar a CBO última ao fim de 20 dias. Neste caso, segundo as linhas de tendência obtidas, era expectável uma CBO₂₀, da amostra B, C e D, de 668,8 mg/L, 620,2 mg/L e 659,3 mg/L respetivamente. A CQO nas amostras do dia 20 e 23 de abril rondava os 3000 mg/L, assim, analisando a biodegradabilidade do efluente, isto é, CBO₂₀/CQO, nas amostras B, C e D obtiveram-se valores de 0,22, 0,21 e 0,22 respetivamente, o que significa que o efluente é pouco biodegradável.

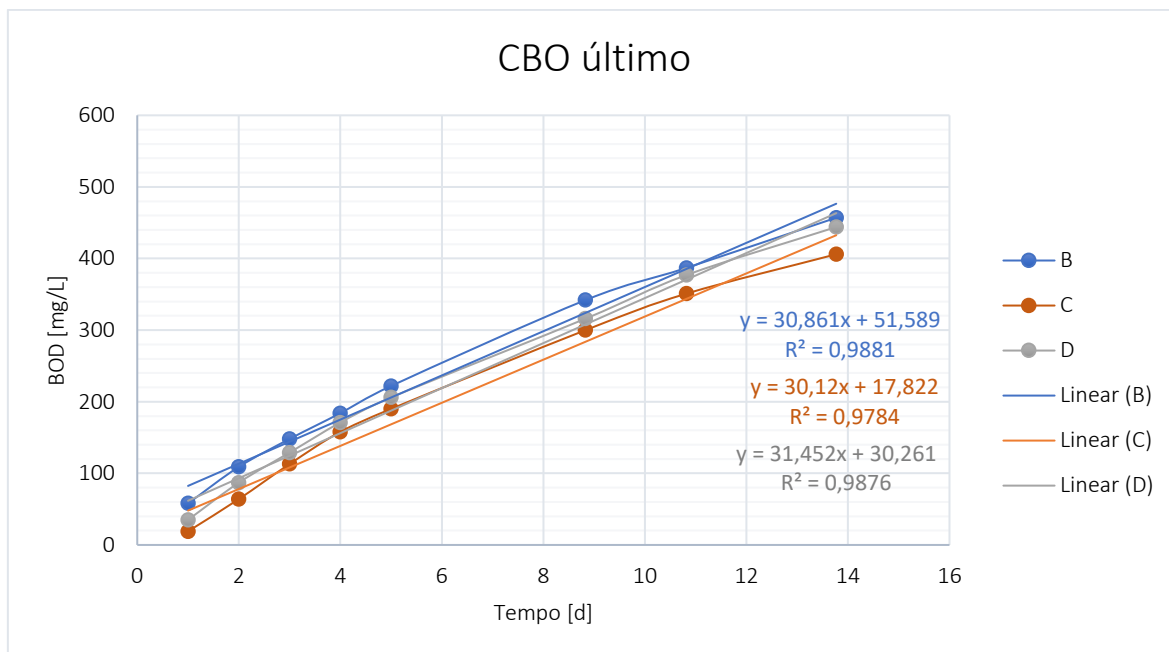


Figura 44. Evolução da CBO ao longo de 14 dias.

5.1.2. 2ª Fase

Nesta segunda fase foi analisado a influência da recirculação diária de lamas ativadas no tratamento biológico. Segundo *Metcalfe e Eddy* (2014), o rácio (α) entre o caudal de recirculação de lamas (Q_R) e o caudal de lixiviado (Q_B) que entra no decantador secundário deve estar compreendido entre 1 a 1,5, sendo este determinado de acordo com a equação 8.

$$\alpha = \frac{Q_R \text{ [m}^3\text{/h]}}{Q_B \text{ [m}^3\text{/h]}} \quad \text{Eq. (8)}$$

Neste caso, como o efluente sujeito só ao tratamento biológico não cumpre com os VLE's, a passagem de efluente do tanque de arejamento para o decantador secundário não pode ser realizada de forma contínua tendo esta de ser realizada por um operador, através da abertura de válvulas quando o nível de efluente no decantador secundário estiver abaixo do nível estipulado e posteriormente fechadas quando é atingido o nível definido de enchimento. Assim sendo, dado que as únicas saídas de efluente pelo decantador secundário são através da OI e da recirculação de lamas e a única entrada de efluente é a que vem do tanque de arejamento (Figura 45), o caudal afluente a este órgão é cerca de $36,3 \text{ m}^3/\text{d}$ e o caudal de recirculação de lamas cerca de $7,5 \text{ m}^3/\text{d}$, o que resulta num α aproximadamente igual a 0,21, o que é estritamente baixo. No entanto, apesar da insuficiente recirculação de lamas, é possível observar a sua influência no tratamento, principalmente no tratamento biológico.

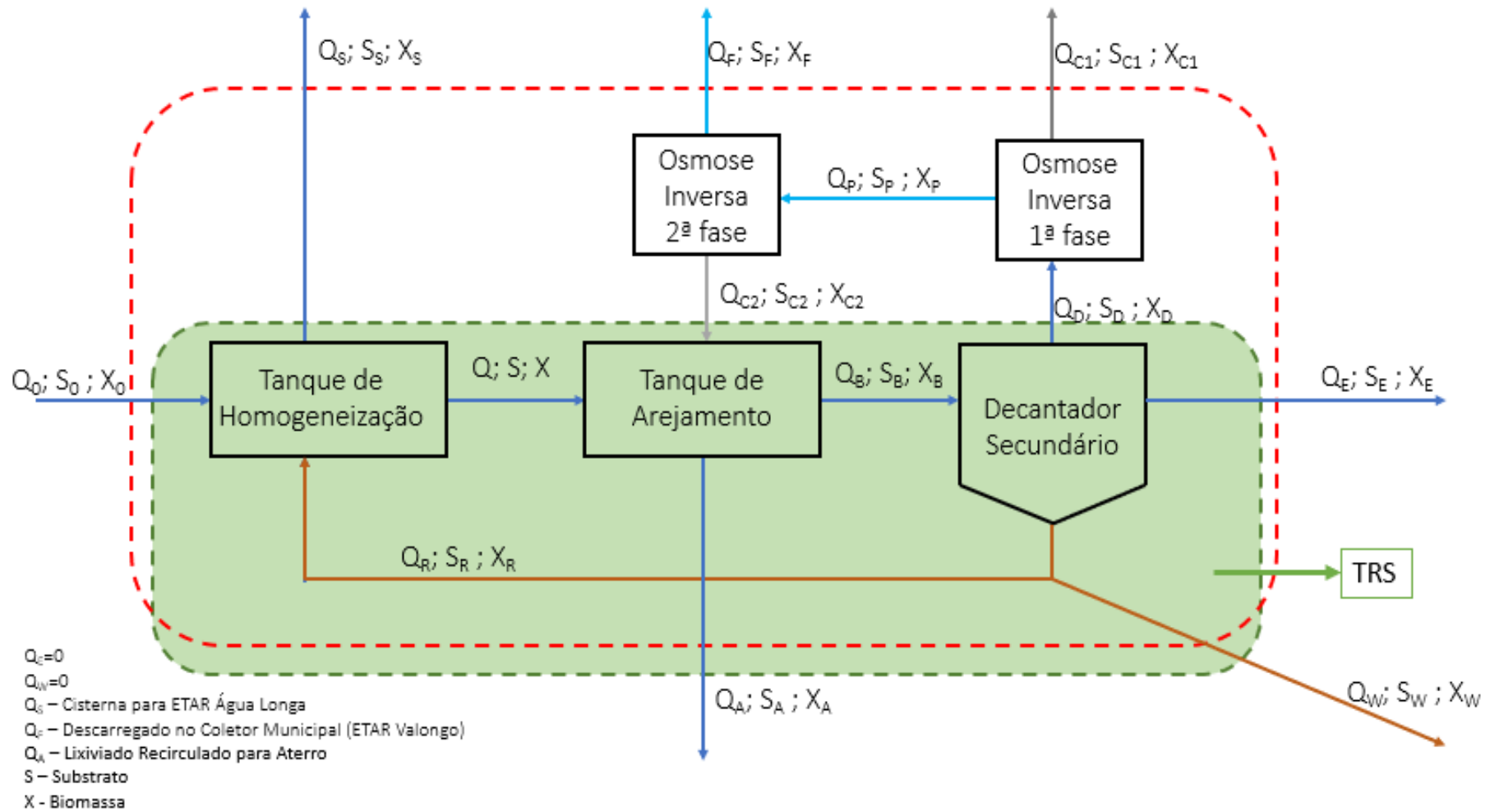


Figura 45. Balanço Mássico da ETAL da Recivalongo.

Na figura 46 encontra-se exposto a relação entre o caudal de lixiviado afluente à ETAL (Q_0) e a precipitação (PP). Conforme mencionado anteriormente, quando maior for a pluviosidade, maior é o caudal de lixiviado encaminhado para a ETAL.

Nesta fase da monitorização, o caudal médio afluente à ETAL diminuiu de $28,8 \text{ m}^3/\text{h}$ para $16,6 \text{ m}^3/\text{h}$, o que apesar de ser superior à capacidade para qual a primeira fase da ETAL foi dimensionada, já permite obter melhores TRH, fornecendo alguma flexibilidade ao tratamento biológico. O caudal médio observado é semelhante ao caudal de ponta para a qual a ETAL foi dimensionada.

Tendo em conta o caudal afluente médio, só no início desta fase experimental e por volta dos dias 4 e 8 de junho é que se registaram caudais afluentes superiores ao caudal médio, em cerca de 15%, sendo por isso insignificante.

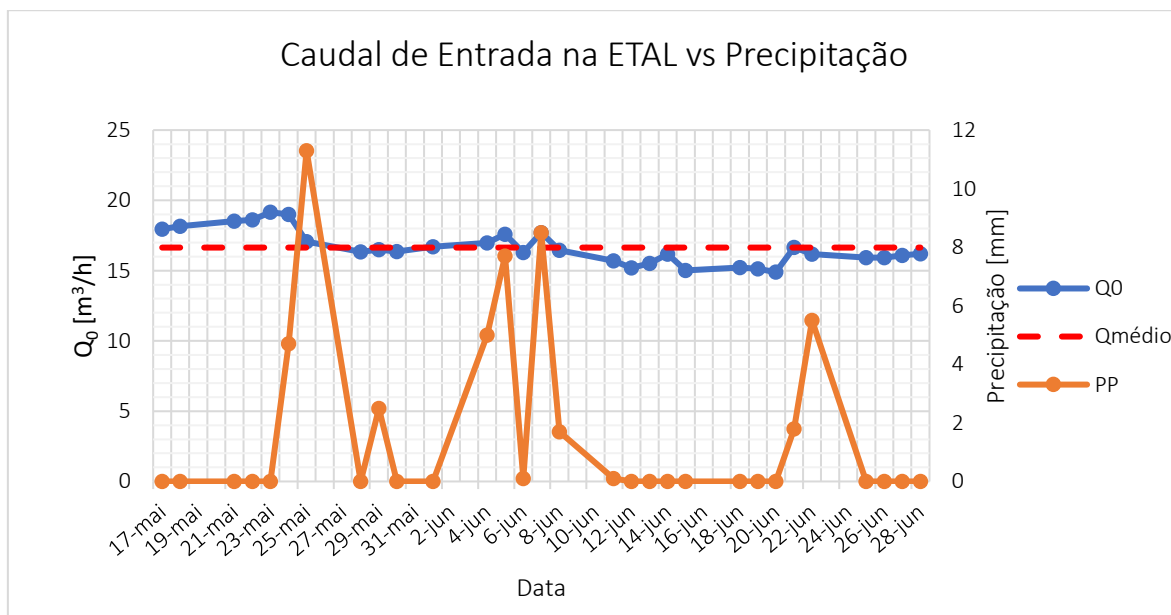


Figura 46. Variação do Caudal afluente à ETAL com a pluviosidade.

Na figura 47 é possível observar a variação do TRH com caudal afluente ao tanque de arejamento, sendo possível constatar que um parâmetro é reflexo do outro, estando por isso intrinsecamente interligados, conforme observado anteriormente. Apesar do TRH ter aumentado, este continua a ser insuficiente para o desenvolvimento microbiológico, sendo que devido à recirculação de lixiviado para aterro, parte da biomassa é perdida.

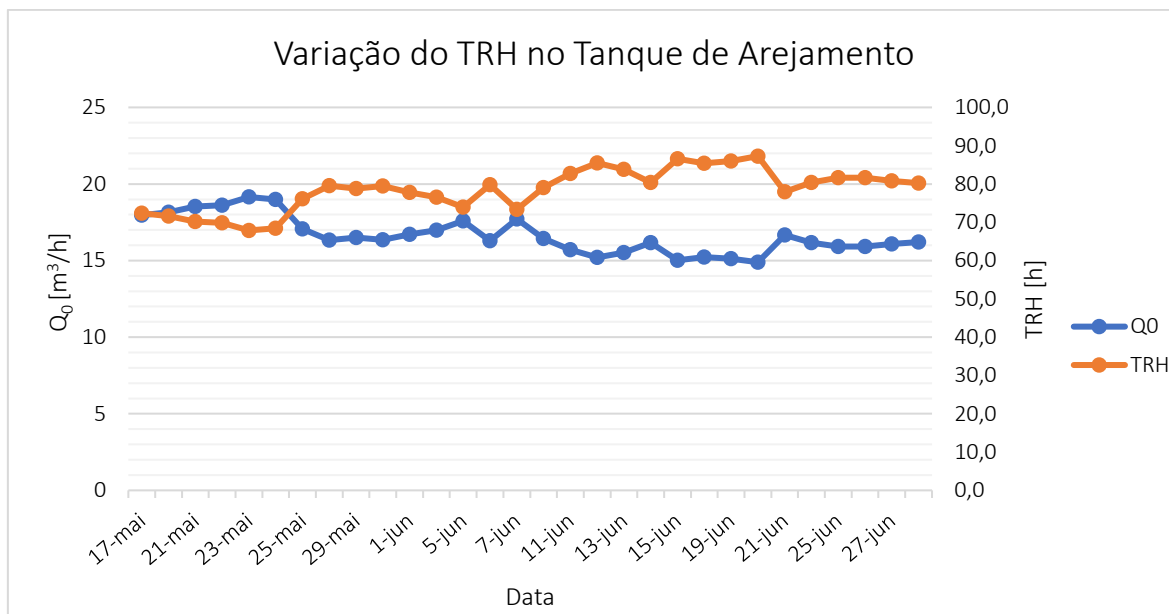


Figura 47. Variação do TRH no tanque de arejamento com o caudal afluente à ETAL.

Analisando a variação de OD e a temperatura registada no tanque de arejamento (Figura 48), observa-se mais uma vez, que quanto maior for a temperatura, menor é a concentração de OD no efluente.

A concentração de OD durante a fase de arejamento é em média cerca de 3,14 mg/L, o que é superior aos 2 mg/L aconselhado por *Metcalf e Eddy* (2014), permitindo assim a realização da nitrificação.

Na primeira fase, a concentração de OD rondava os 4,2 mg/L, sem recirculação de lamas, e com a recirculação de lamas o OD ronda os 3,14 mg/L, o que pode significar que os microrganismos existentes no tanque de arejamento estão a consumir oxigénio para o desenvolvimento da sua atividade metabólica, originando de igual forma mais microrganismos que por sua vez também irão consumir oxigénio. No entanto, apesar de haver menores quantidades de OD no efluente, continua a existir um gasto energético desnecessário.

Analisando a eficiência do tratamento biológico e do tratamento de membranas, mais uma vez, com a aplicação do tratamento de membranas após o tratamento biológico é possível obter elevadas percentagens de remoção dos compostos químicos, nomeadamente N_T , NO_3-N , NH_3-N e CQO (Figura 49, 50, 51, 52). Em comparação com a remoção de NO_3-N observada na 1ª fase experimental, nesta fase foi possível obter melhores resultados, onde se registou remoções uniformes e perto dos 100% ao longo do período experimental (Figura 51).

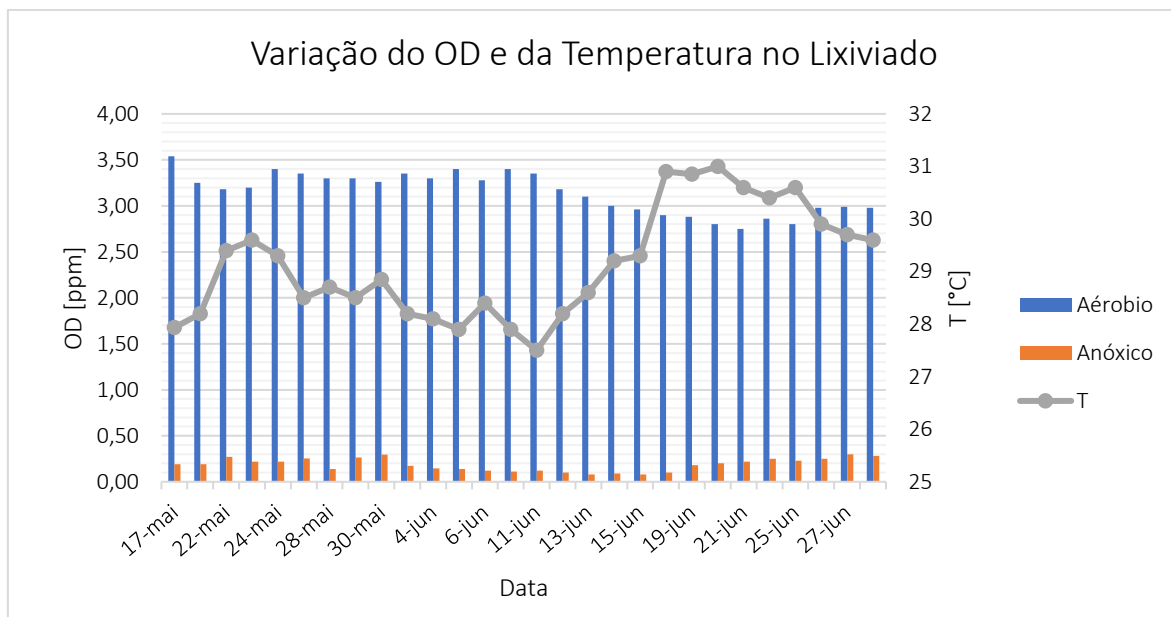


Figura 48. Variação da concentração do OD e da temperatura do lixiviado no tanque de arejamento.

Em relação ao tratamento biológico, a recirculação das lamas afetou a eficiência deste, nomeadamente na remoção de N_T e de NO_3-N , aumentando a concentração destes compostos ao longo do tratamento, sendo esta mais significativa nos NO_3-N , o que significa que não está a ocorrer a desnitrificação ou que esta não está a ser suficiente (Figura 49 e 50).

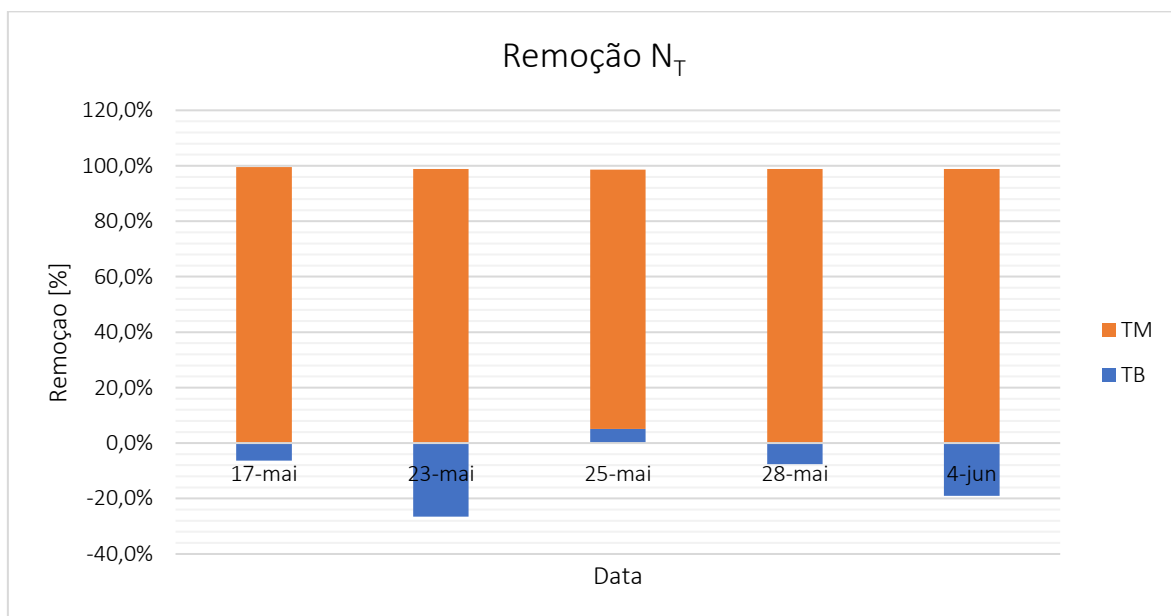


Figura 49. Eficiência de remoção de N_T no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

Relativamente à remoção de NH_3-N , a recirculação de lamas permitiu aumentar a eficiência do tratamento biológico, sendo que esta eficiência vai aumentando, de forma gradual, até ao final da 2ª fase experimental (Figura 51). Por outro lado, durante o tratamento biológico, a eficiência de remoção de CQO vai diminuindo, de forma gradual, até ao final desta fase (Figura 52).

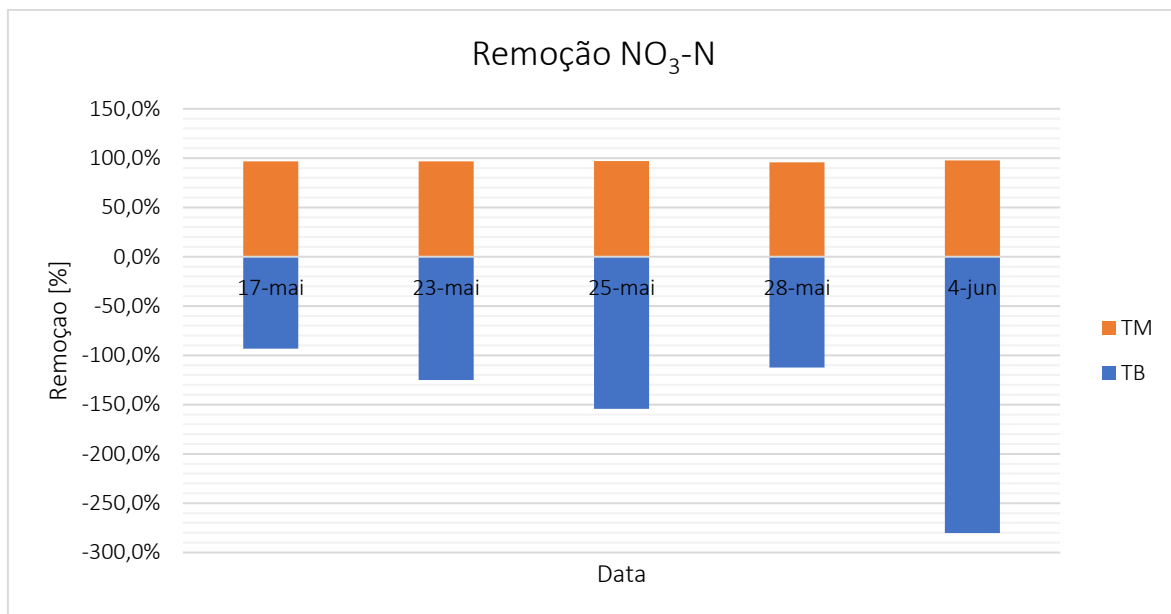


Figura 50. Eficiência de remoção de NO₃-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

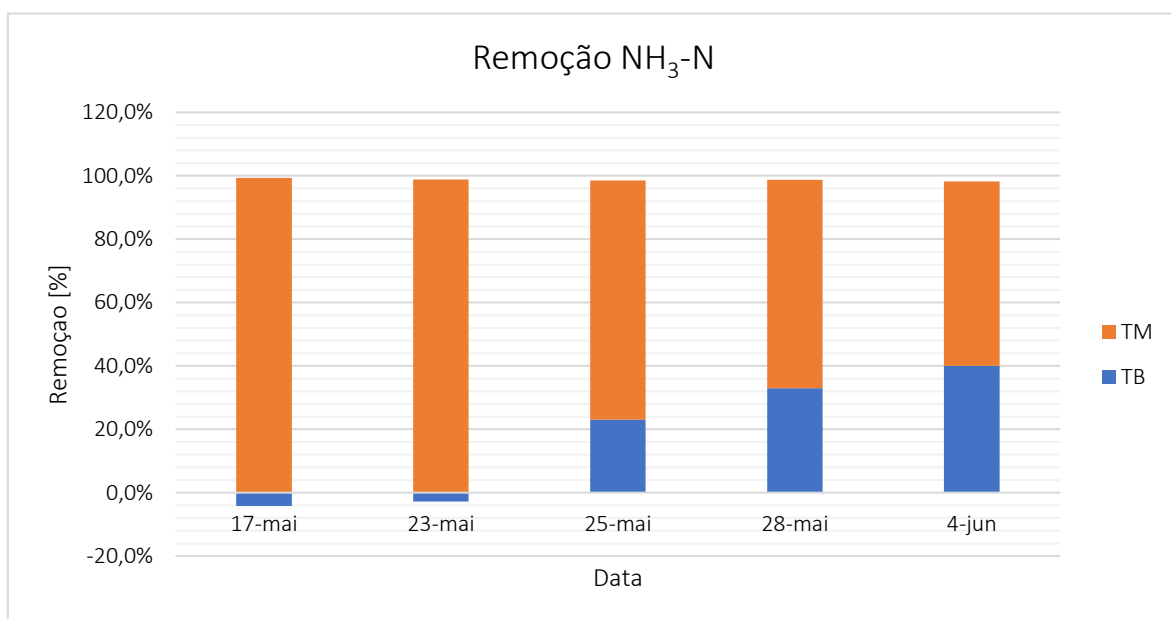


Figura 51. Eficiência de remoção de NH₃-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

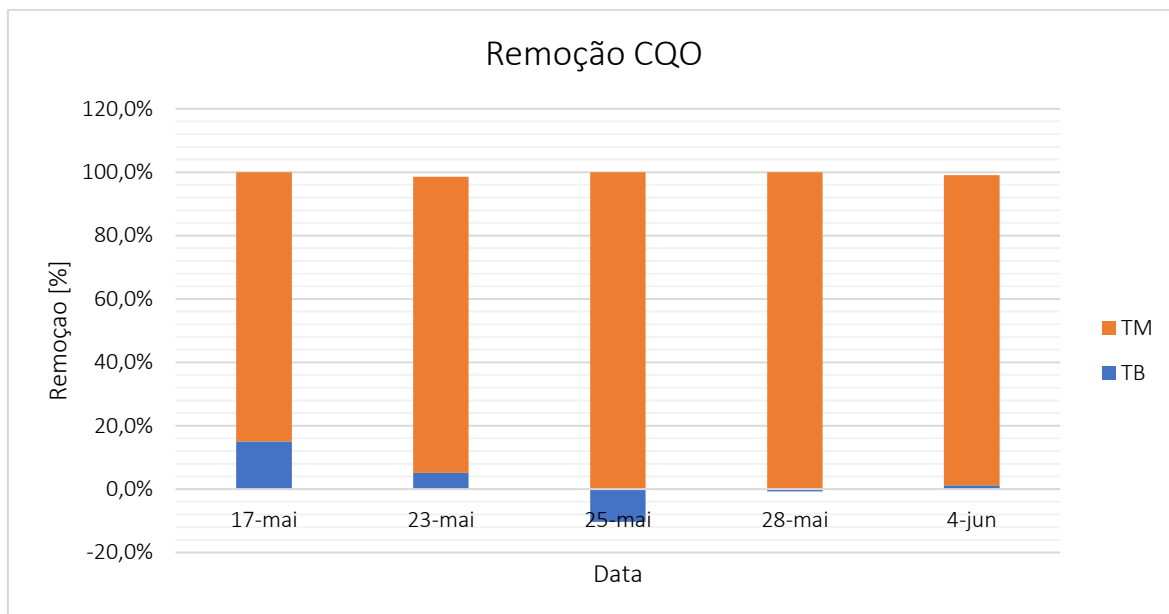


Figura 52. Eficiência de remoção de CQO no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

Por fim, foi novamente realizado o teste de SVI, onde mais uma vez não ocorreu sedimentação, logo as lamas têm más características de sedimentabilidade e é necessário aumentar o caudal de recirculação de lamas.

De forma a reduzir a concentração de azoto total e nitratos através do tratamento biológico, é necessário criar condições para a ocorrência da nitrificação/desnitrificação, nomeadamente, alterar os tempos de arejamento.

5.1.3. 3ª Fase (Otimização)

Nesta terceira e última fase é aumentado o caudal de recirculação de lamas, sendo também alterados os tempos de arejamento consoante o Potencial Redox e os resultados obtidos anteriormente, correspondendo este período à fase de otimização. Numa primeira fase foi alterado os tempos aeróbio:anóxico de 4:2 para 3:1 e analisadas as consequências destas alterações no funcionamento da ETAL.

Conforme esperado, em comparação com as fases anteriores, o caudal de lixiviado que aflui à ETAL nesta fase é menor, indo diminuindo ao longo do tempo (Figura 53). Tal é esperado dado esta fase ocorrer em meados da época de Verão e quase não se registar precipitação nesse período. O pico de lixiviado observado no início desta fase, a 1 de julho, está relacionado com a alteração, temporária, do local do tubo de recirculação de lixiviado para aterro. A alteração temporária do tubo de recirculação fez com que este ficasse mais perto da lateral do aterro impermeabilizada e desocupada por resíduos, havendo escoamento de lixiviado até ser captado pelos drenos de lixiviado e encaminhado para a ETAL, gerando um aumento do caudal de lixiviado.

Apesar da diminuição gradual do caudal afluyente à ETAL, o caudal médio nesta fase é cerca de 15,6 m³/h, ligeiramente inferior ao registado durante a 2ª fase.

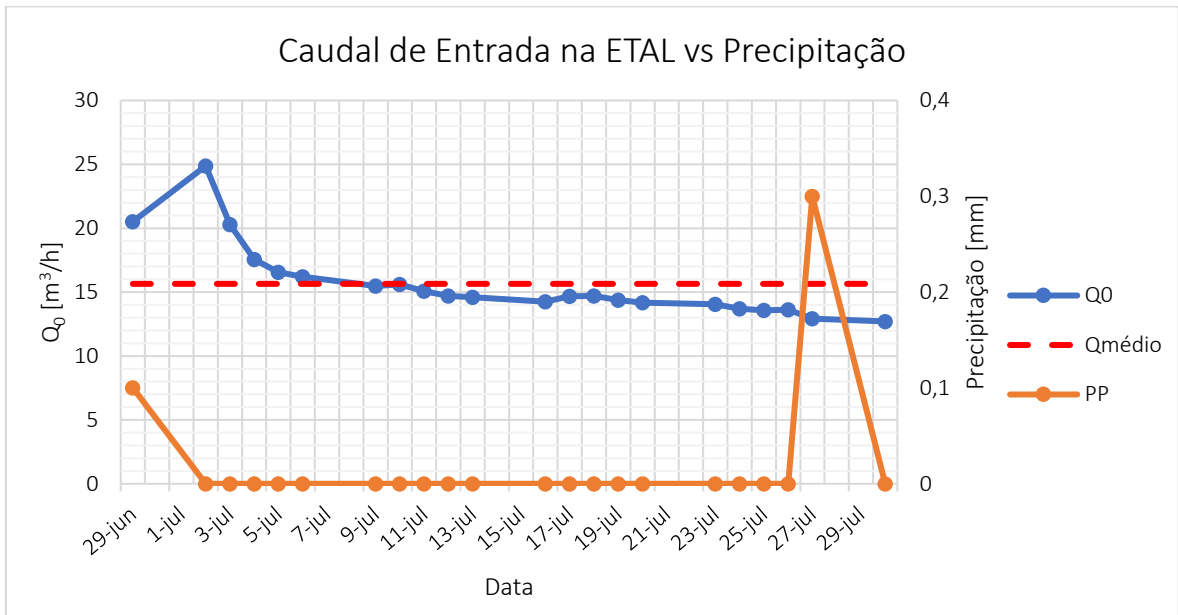


Figura 53. Variação do Caudal afluyente à ETAL com a pluviosidade.

Conforme observado anteriormente, a ligeira diminuição do caudal de lixiviado afluyente à ETAL e por sua vez, afluyente ao tanque de arejamento, permitiu aumentar o TRH (Figura 54).

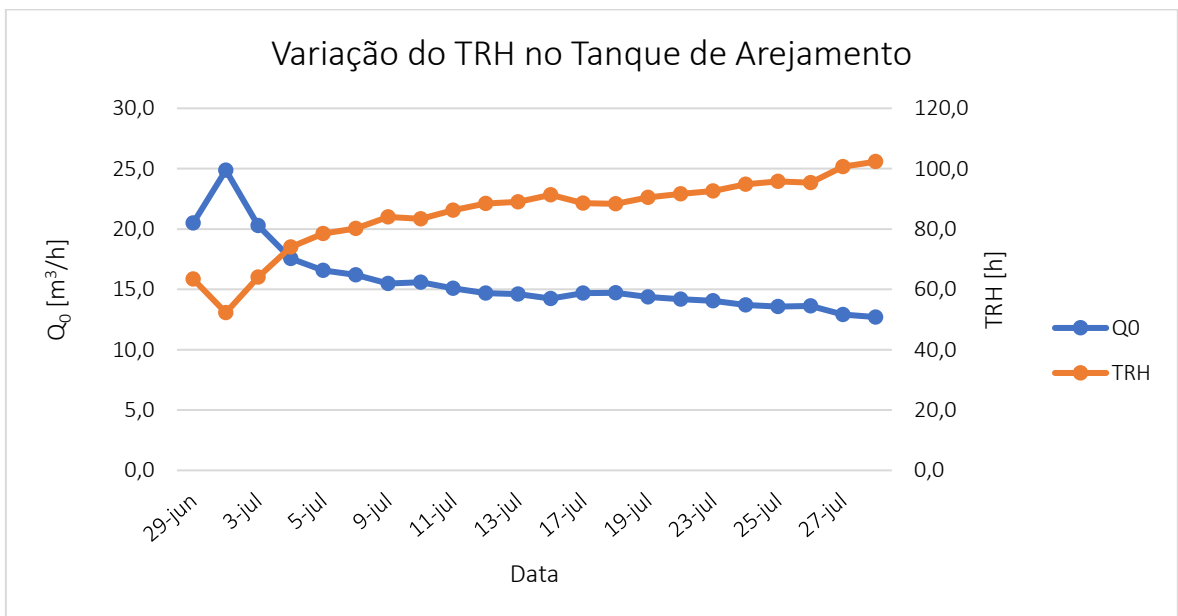


Figura 54. Variação do TRH no tanque de arejamento com o caudal afluyente à ETAL.

Na figura 55 é possível observar a variação do OD com a temperatura. Conforme observado anteriormente, quanto maior for a temperatura, menor será a concentração de OD. No entanto, de 29 de junho a 20 de julho, registou-se valores superiores ao que seria de esperar durante a fase

anóxica no tanque de arejamento, coincidindo com a diminuição da duração da fase anóxica, conforme será explicado mais abaixo. Esta concentração de OD na fase anóxica, diminuiu a seguir ao dia 20 de julho, que coincide novamente com a alteração da duração da fase anóxica, conforme será explicado posteriormente.

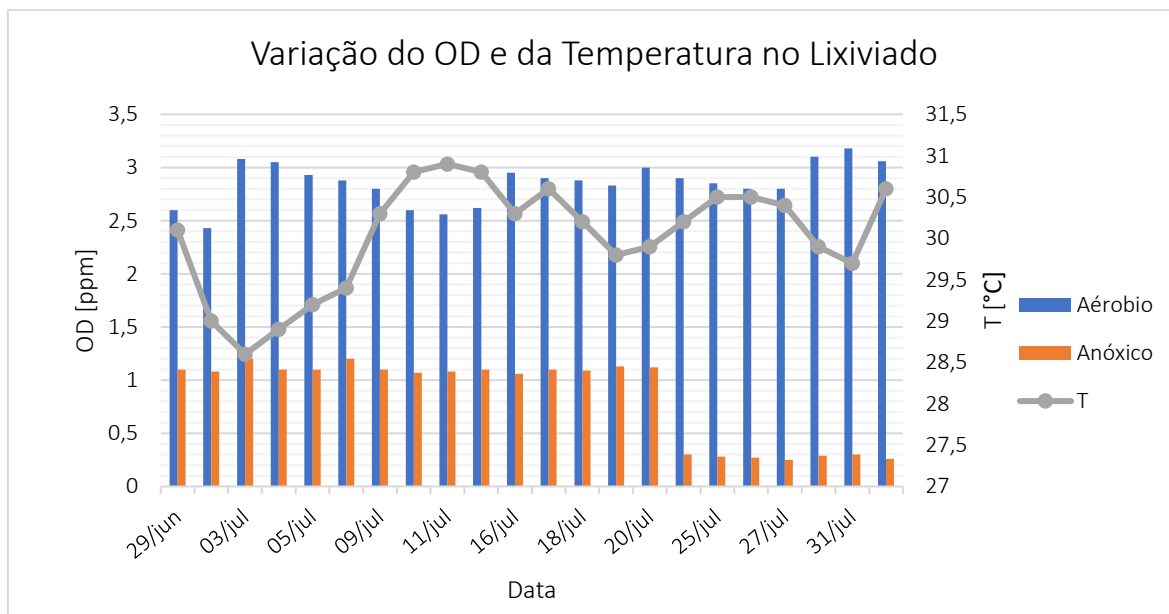


Figura 55. Variação da concentração do OD e da Temperatura do lixiviado no tanque de arejamento.

O Potencial Redox é a capacidade de uma espécie química em aceitar ou perder eletrões. Está intrinsecamente relacionada com o oxigénio, o ferro, o enxofre e alguns compostos orgânicos do lixiviado (Silva, 2007). Existe discrepância entre diversos autores sobre os limites do potencial redox em condições anaeróbicas e aeróbicas, contudo, em todos existe concordância que quanto mais aeróbio for o meio, maiores valores de potencial redox se vai observar e quanto mais anaeróbio se encontrar o meio, menor irá ser o seu potencial redox.

Na figura 56 é possível observar a variação do potencial redox e do pH, no final da segunda fase (20 a 29 de junho) e ao longo da terceira fase. No final da 2ª fase, a duração das fases aeróbicas:anóxicas era de 4:2, e o potencial redox do efluente, em condições aeróbicas era muito baixo, chegando a atingir valores negativos o que não favorecia a nitrificação. Relativamente ao potencial redox durante a fase anóxica, apesar deste ser negativo, não era baixo o suficiente ao ponto de favorecer a desnitrificação. De acordo com os resultados obtidos, houve alteração na duração do tempo de arejamento, passando as fases aeróbicas:anóxicas de 4:2 para 3:1, de forma a aumentar o potencial redox durante a fase aeróbia, favorecendo a nitrificação. De facto, com esta alteração foi possível aumentar o potencial redox na fase aeróbia e diminuir este na fase anóxica.

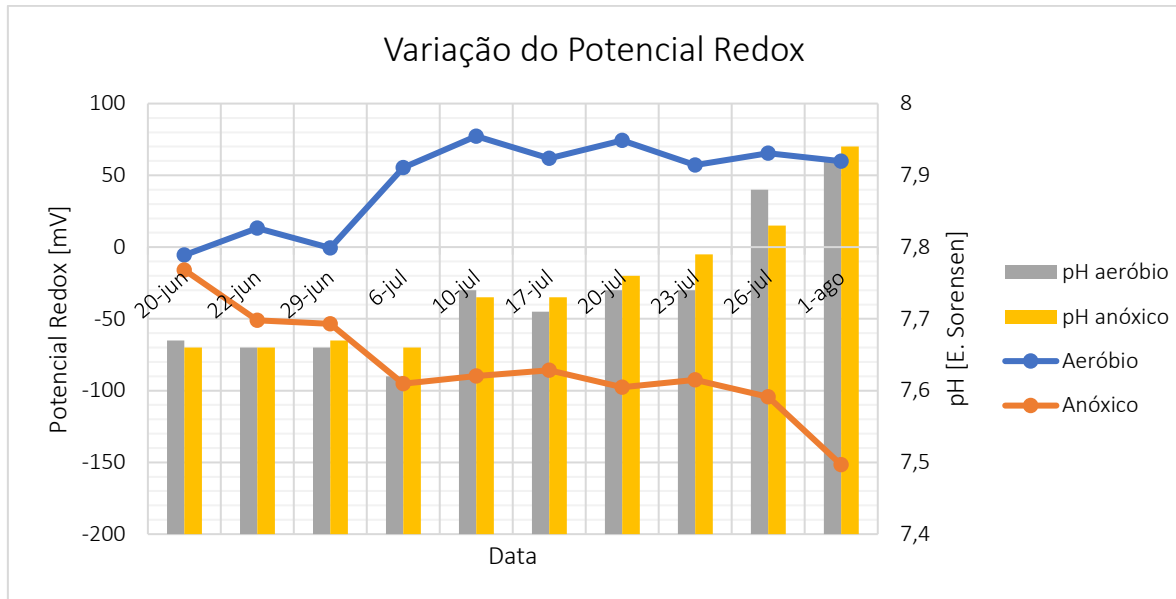


Figura 56. Variação do Potencial Redox e do pH no final da 2ª fase e ao longo da 3ª fase.

Esta alteração no tempo de arejamento permitiu aumentar a eficiência na remoção de azoto total, no tratamento biológico, em comparação com a fase anterior, permitindo alcançar uma remoção de 17,6%, ficando, contudo, ainda muito aquém do cumprimento dos VLE's estipulados pela entidade gestora, Águas de Valongo (Figura 57).

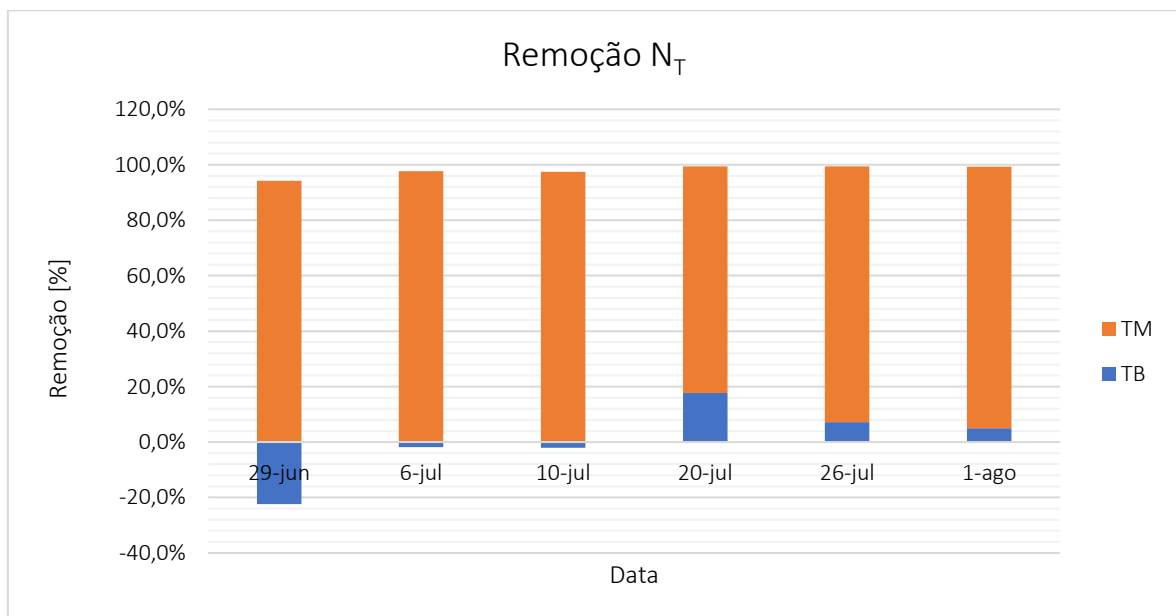


Figura 57. Eficiência de remoção de N_T no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

De igual forma, a remoção de NH_3-N no tratamento biológico também melhorou, conseguindo alcançar uma remoção em cerca de 65,1% (Figura 58). No entanto, apesar do valor de remoção obtido, este ainda não permite cumprir com os padrões de descarga estipulados, ficando cerca de dez vezes acima da concentração de descarga permitida.

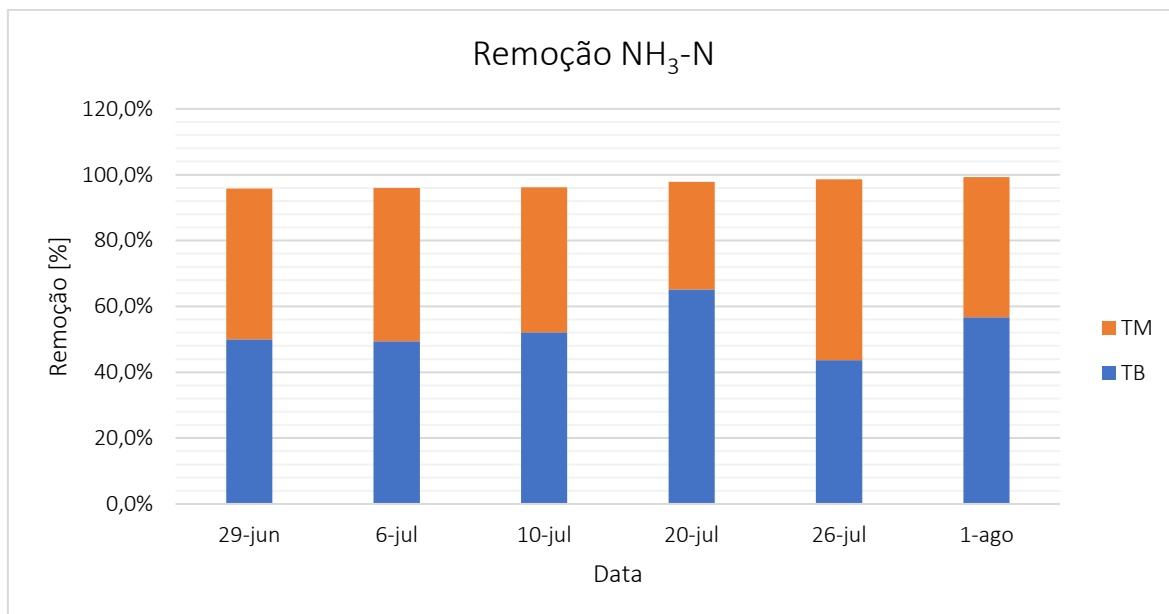


Figura 58. Eficiência de remoção de NH₃-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

Apesar dos resultados obtidos na remoção do azoto total e da amónia, a remoção observada dos nitratos não seguiu a tendência positiva (Figura 59). Conforme esperado, a diminuição da duração da fase anóxica no tanque de arejamento afetou a desnitrificação, dado ter aumentado a concentração de OD durante essa fase, originando um meio com condições aeróbias 24h por dia, não permitindo que esta ocorra.

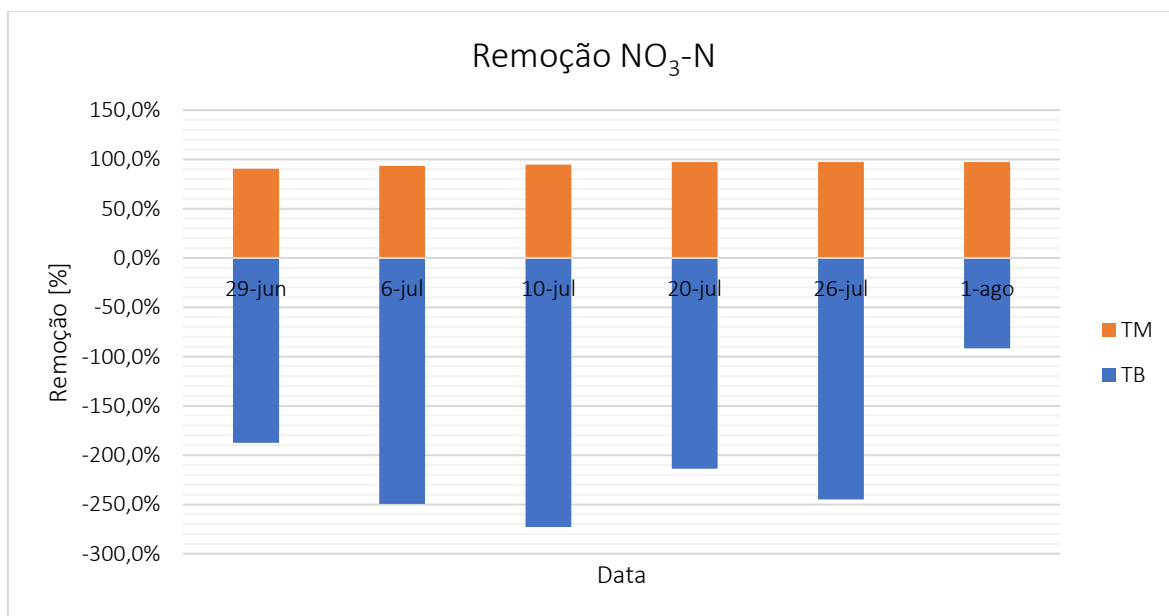


Figura 59. Eficiência de remoção de NO₃-N no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

Relativamente à remoção da CQO durante o tratamento biológico, este também não teve uma tendência positiva, observando-se uma diminuição ao longo do tempo, desde 29 de junho até 10 de

julho, onde se registou uma remoção de 1,2% (Figura 60). Após o dia 10 de julho, observa-se um ligeiro aumento, permitindo alcançar uma remoção de 6.8%.

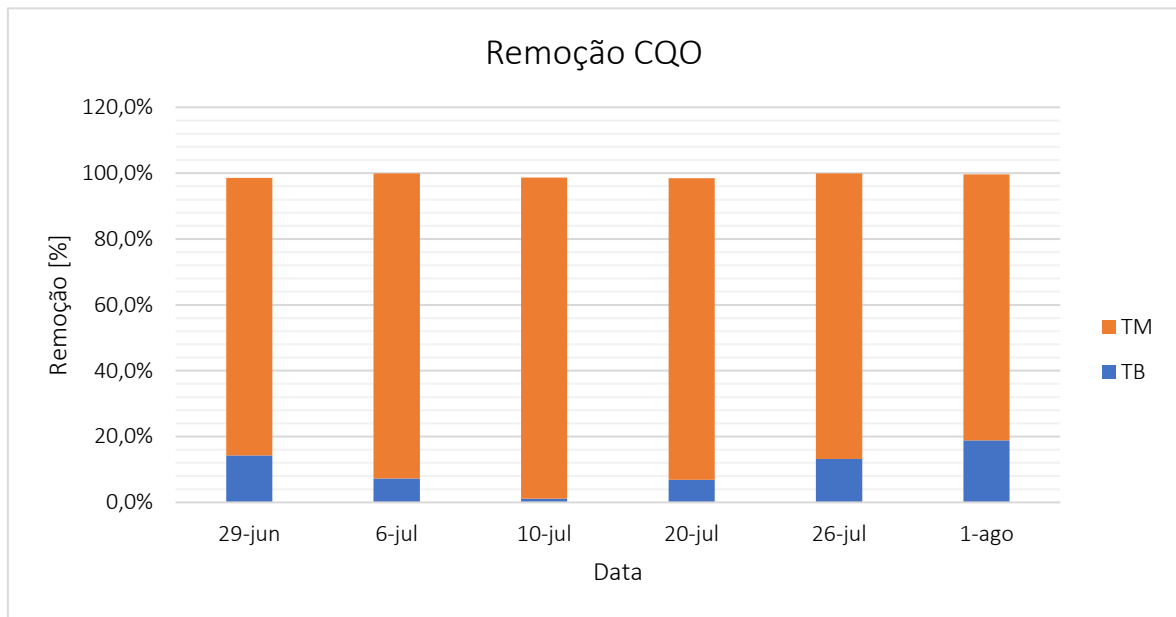


Figura 60. Eficiência de remoção de CQO no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

Analisando a remoção de SST entre o afluente de entrada na ETAL e o sobrenadante no decantador secundário, observa-se um aumento da concentração deste parâmetro ao longo do tratamento biológico, estando este relacionado com o crescimento de biomassa (Figura 61). No tratamento de membranas continua a registar-se uma redução de quase 100%.

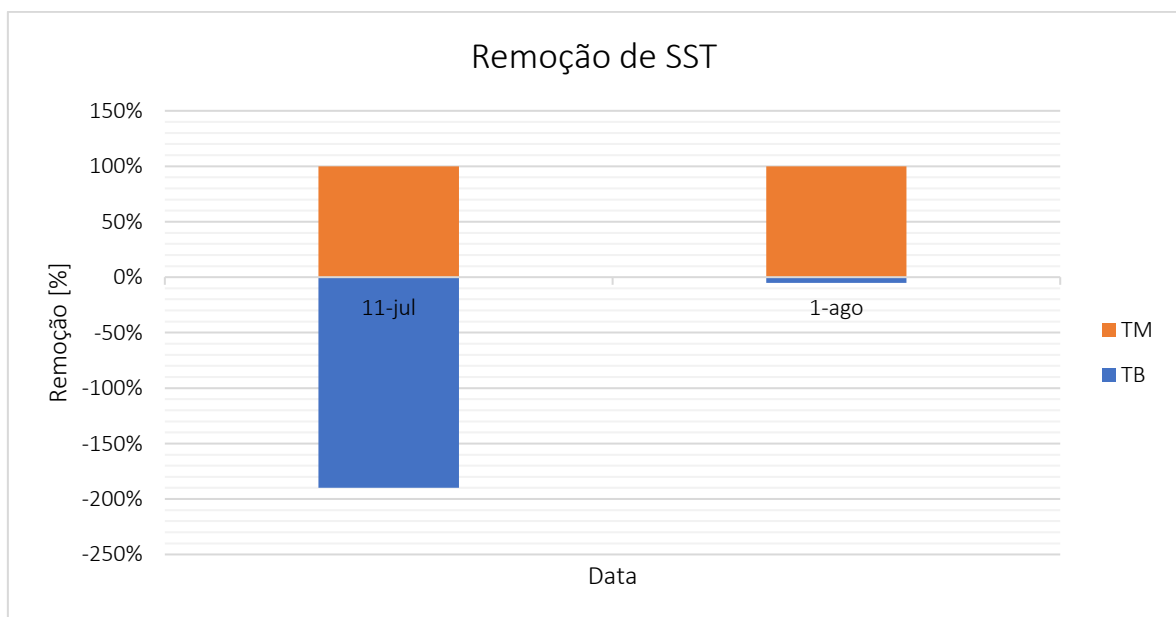


Figura 61. Eficiência da remoção de SST no tratamento biológico e no tratamento por membranas.

Tendo em conta os resultados obtidos, optou-se por aumentar a duração da fase anóxica sem alterar a duração da fase aeróbia no tanque de arejamento, passando as fases aeróbias:anóxicas de 3:1 para 3:3 (a partir do dia 20 de julho), havendo um aumento da duração das fases anóxicas.

Esta alteração permitiu, como era esperado, diminuir a concentração do OD na fase anóxica, de 1,1 ppm para 0,3 ppm, e diminuir ainda mais o potencial redox durante esta fase, alcançando os -151,7 mV no final desta fase, favorecendo assim a desnitrificação. No entanto, com o aumento do tempo sem arejamento no tanque, o potencial redox durante a fase aeróbia não aumentou, mantendo-se contante ao longo desta fase (Figura 56). Ainda assim, a concentração do OD durante a fase aeróbia no tanque de arejamento, não sofreu qualquer alteração, registando-se um OD médio de 3 ppm, que sendo superior aos 2 mg/L aconselhado por *Metcalf e Eddy* (2014), garante a ocorrência da nitrificação (Figura 55).

Relativamente à eficiência de remoção do tratamento biológico, a remoção do azoto total no efluente vai diminuindo ligeiramente até ao último dia desta parte experimental, sendo necessário aumentar o potencial redox para valores perto de +150 mV, dado que quanto mais elevado for o potencial redox durante as fases aeróbias melhor. (Figura 57).

A remoção do $\text{NH}_3\text{-N}$, sofre uma ligeira diminuição entre os dias 20 e 26 de julho, logo após a alteração dos tempos de arejamento, voltando a aumentar, atingindo uma remoção 56,7% no último dia desta fase, continuando longe de cumprir com os VLE's.

O parâmetro onde se observou maior alteração após a mudança dos tempos aeróbios:anóxicos de 3:1 para 3:3 foram os nitratos. Apesar de neste parâmetro, não se ter registado, até ao dia 1 de agosto, qualquer remoção na concentração deste composto entre o início e o fim do tratamento biológico, existe uma diminuição significativa no aumento da concentração deste parâmetro entre os dias 26 de julho e 1 de agosto, estando neste último dia a concentração de nitratos no decantador apenas duas vezes superior ao registado no afluente de entrada na ETAL sendo que, nos tempos de aeróbios:anóxicos anteriores, registou-se valores 3.5 vezes superiores à concentração de nitratos registada à entrada.

Conforme explanado no subcapítulo 2.8, a desnitrificação permite converter os nitratos a azoto gasoso, originando no final do processo a libertação de N_2 , O_2 e a produção de HCO_3^- . Em resultado, é expectável que o pH do meio aumente durante a desnitrificação, sendo este maior que o observado durante a fase aeróbia. De facto, tal é visível nesta fase, sendo possível observar um aumento do pH, mesmo que pouco significativo, da fase aeróbia para a anóxica, principalmente após a alteração da duração das fases aeróbias:anóxicas para 3:3, comprovando que o meio apresenta condições que permitem a ocorrência da desnitrificação (Figura 56).

Na remoção da CQO por tratamento biológico, apesar de se ter registado baixas remoções deste parâmetro, ao longo do tempo, esta vai aumentando, atingindo 18,9% no dia 1 de agosto, não sofrendo qualquer alteração entre o dia 20 e 26 de julho, aquando da troca dos tempos de arejamento (Figura 60).

No que respeita à remoção de SST, apesar de não se registar nenhuma remoção deste parâmetro, existe uma diminuição significativa do aumento da concentração deste parâmetro ao longo do tratamento biológico, passando de um aumento em 196%, no dia 11 de julho, para apenas 5% no dia 1 de agosto. Contudo, analisando a concentração de SST no sobrenadante do decantador secundário, observa-se uma concentração de SST inferior ao VLE's impostos (Figura 62). Porém, as lamas apresentaram péssima qualidade de sedimentação, o que não permite a utilização do decantador secundário em contínuo.

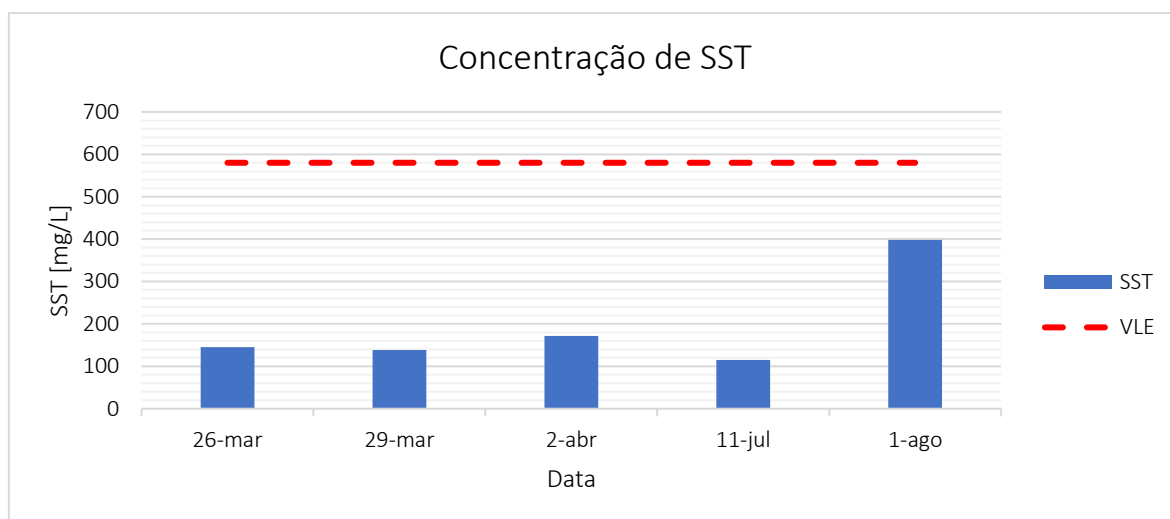


Figura 62. Variação da concentração de SST no decantador secundário.

Mais uma vez, com a aplicação do sistema de membranas após o tratamento biológico, foi possível atingir eficiências de remoção muito perto dos 100%, em todos os parâmetros, CQO, N_T , NH_3-N , NO_3-N e SST, cumprindo com os VLE's, independentemente da duração das fases aeróbias:anóxicas,

No que diz respeito ao funcionamento do tratamento biológico é necessário determinar a carga orgânica mássica e a carga orgânica volúmica, consoante as equações 9 e 10 respetivamente.

$$\frac{A}{M} \left[\frac{\text{kgCBO}}{\text{kgVSS} \cdot \text{d}} \right] = \frac{Q \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right] \times S_0 \left[\frac{\text{kgCBO}}{\text{m}^3} \right]}{V \left[\text{m}^3 \right] \times X_B \left[\frac{\text{kgVSS}}{\text{m}^3} \right]} \quad \text{Eq. (9)}$$

$$C_{\text{Volúmica}} \left[\frac{\text{kgCBO}}{\text{m}^3 \cdot \text{h}} \right] = \frac{Q \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right] \times S_0 \left[\frac{\text{kgCBO}}{\text{m}^3} \right]}{V \left[\text{m}^3 \right]} \quad \text{Eq. (10)}$$

Na figura 63, é possível observar a variação da carga orgânica ao longo das três fases experimentais. A ETAL da Recivalongo foi projetada para funcionar com o sistema biológico do tipo arejamento prolongado, com uma carga orgânica mássica de 0,11 kgCBO/kgVSS×d. No entanto, conforme as condições atuais de operação da ETAL, observa-se um rácio A/M superior ao indicado na conceção do projeto, verificando-se uma média de 0,622 kgCBO/kgVSS×d, o que corresponde a um sistema biológico do tipo alta carga (Tabela 4). Os meses de abril e maio, foram os meses onde se registou um rácio A/M superior à média, estando este parâmetro relacionado com o caudal. No mês de abril, registou-se um caudal afluyente de 739,2 m³/d, o que originou o aumento do rácio A/M nesse mês, tendo-se prolongado para o mês seguinte, apesar da redução do caudal afluyente à ETAL no mês de maio. No então, a partir de abril, a carga orgânica mássica vai diminuindo, registando-se um rácio A/M em agosto de 0,11 kgCBO/kgVSS×d, o que corresponde ao do projeto. Assim sendo, devido à grande pluviosidade registada durante os meses de março e abril, que causou elevada aflluência de lixiviado à ETAL, permitiu subir o nível freático do lixiviado no aterro, acelerando o processo de decomposição da matéria orgânica dos resíduos depositados recentemente, gerando lixiviado jovem, que ao ser misturado com o antigo, vai aumentar o seu rácio A/M. De igual forma, a descarga em aterro, um ou dois meses antes, de resíduos contendo matéria orgânica facilmente biodegradável e/ou pastosos, pode justificar os elevados valores de carga orgânica em abril.

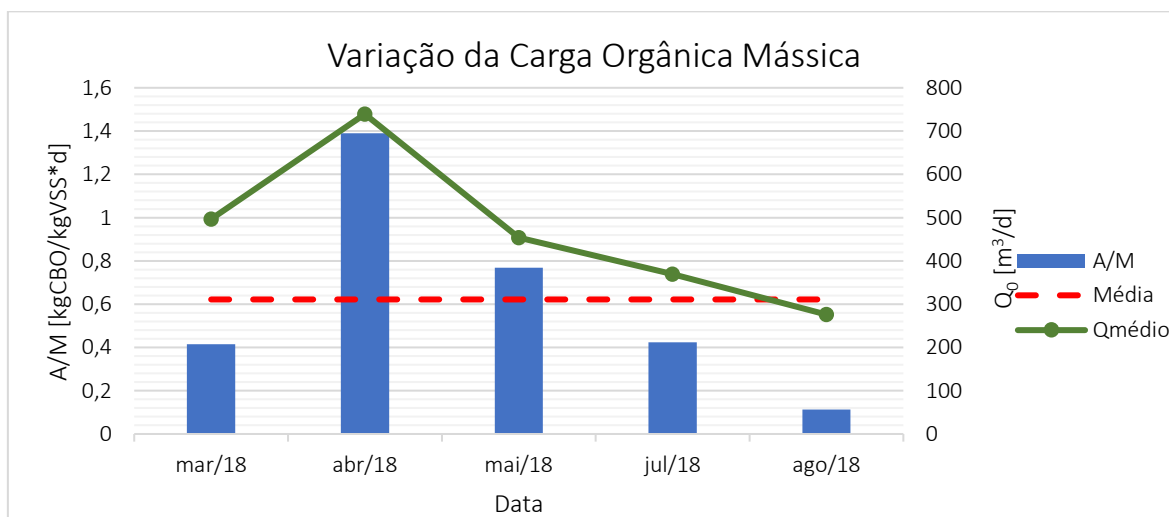


Figura 63. Variação da carga orgânica mássica do lixiviado com o caudal, ao longo das três fases.

A carga orgânica volúmica, à semelhança do rácio A/M, também varia ao longo do tempo tendo em abril atingido um pico de 1,39 kgCBO/m³×d, sendo o único mês onde se registou uma carga orgânica volúmica superior à média, 0,128 kgCBO/m³×d (Figura 64). A ETAL foi projetada para funcionar com uma carga orgânica volúmica de 0,0769 kgCBO/m³×d, estando a funcionar, em média, quase no dobro da sua capacidade. Contudo, após abril, houve uma diminuição significativa da carga orgânica volúmica, observando-se em julho cerca de 0,0853 kgCBO/m³×d, próximo do valor de

projeto, e em agosto 0,023 kgCBO/m³×d, estando nesse mês a trabalhar apenas a 30% da sua capacidade.

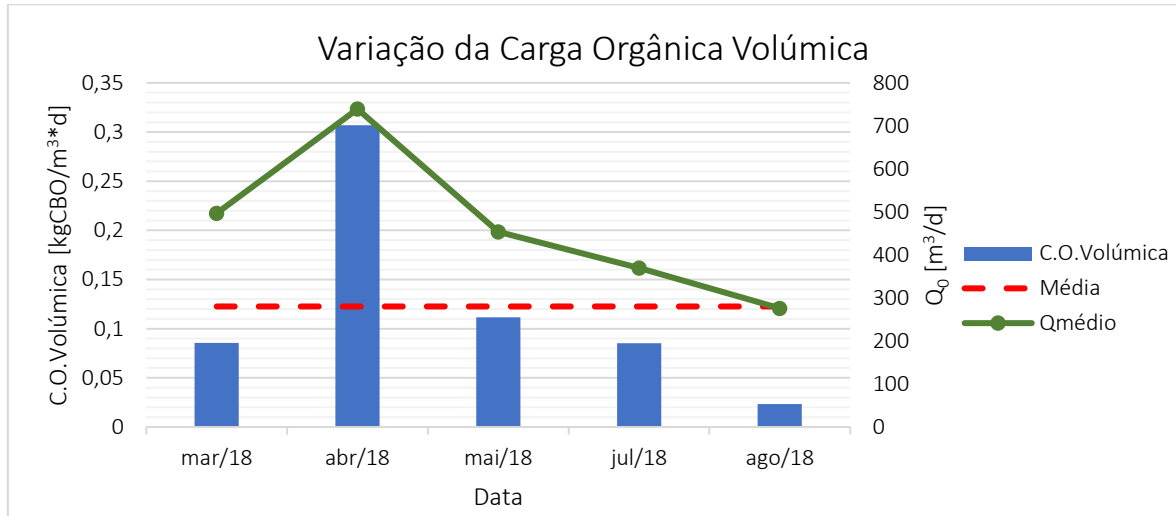


Figura 64. Variação da carga orgânica volúmica do lixiviado com o caudal, ao longo das três fases

O tempo de retenção de sólidos foi determinado consoante a equação 11. Contudo, dado que só com o tratamento biológico não ser possível atingir os VLE's impostos para a descarga do efluente tratado no coletor municipal e dado que não existe excesso de lamas, o Q_E e o Q_W são nulos, simplificando assim a equação do TRS (Equação 12).

$$TRS [d] = \frac{V[m^3] \times X_B \left[\frac{kgVSS}{m^3} \right]}{Q_E \left[\frac{m^3}{d} \right] \times X_E \left[\frac{kgVSS}{m^3} \right] + Q_W \left[\frac{m^3}{d} \right] \times X_W \left[\frac{kgVSS}{m^3} \right] + Q_D \left[\frac{m^3}{d} \right] \times X_D \left[\frac{kgVSS}{m^3} \right] + Q_S \left[\frac{m^3}{d} \right] \times X_S + Q_A \left[\frac{m^3}{d} \right] \times X_A \left[\frac{kgVSS}{m^3} \right]} \quad Eq. (11)$$

$$TRS [d] = \frac{V[m^3] \times X_B \left[\frac{kgVSS}{m^3} \right]}{Q_D \left[\frac{m^3}{d} \right] \times X_D \left[\frac{kgVSS}{m^3} \right] + Q_S \left[\frac{m^3}{d} \right] \times X_S \left[\frac{kgVSS}{m^3} \right] + Q_A \left[\frac{m^3}{d} \right] \times X_A \left[\frac{kgVSS}{m^3} \right]} \quad Eq. (12)$$

Onde $V_{TArejamento}$ é o volume do tanque de arejamento (cerca de 1300 m³), X_B , X_E , X_D , X_S , X_W e X_A , correspondem à concentração de sólidos voláteis no tanque de arejamento, no efluente descarregado para o coletor municipal quando apenas sujeito ao tratamento biológico, no efluente alimentado à OI (1ª etapa), no efluente encaminhado por cisterna para a ETAR de Água Longa, no excesso de lamas e no efluente recirculado para o aterro, respetivamente, sendo Q_B , Q_E , Q_D , Q_S , Q_W e Q_A o caudal afluente a cada um desses mesmos locais. Admitindo que X_S é igual à concentração de biomassa existente no tanque de homogeneização, X_D é igual à concentração de biomassa existente no decantador secundário e X_A é igual à concentração de biomassa existente no tanque de arejamento, e sabendo que Q_A o caudal diário recirculado para aterro, e Q_D o caudal diário de alimentação da OI, e Q_S o caudal diário de lixiviado encaminhado para a ETAR externa, o TRS no início da 1ª fase rondava os 5 dias, descendo ligeiramente para 4 dias no final dessa mesma fase, aumentando ao longo da 2ª e 3ª fase, registando-se um TRS 7,3 dias no final da fase de otimização

(Figura 65). O TRS é o fator chave da nitrificação, sendo recomendado um TRS compreendido entre 4 a 15 dias. Este fator está intrinsecamente ligado à carga orgânica mássica e quanto mais baixa for a razão A/M, maior deve de ser o TRS, podendo ultrapassar os 15 dias indicados. O tratamento biológico da ETAL da Recivalongo é do tipo de arejamento prolongado, logo necessita de TRS elevados estando previsto no projeto da ETAL da Recivalongo um TRS de 44 dias. Tendo em conta o atual modo de funcionamento da ETAL, a otimização do tratamento biológico permitiu aumentar o TRS de 5 para 7.3 dias, contudo o seu funcionamento continua aquém do projeto inicial.

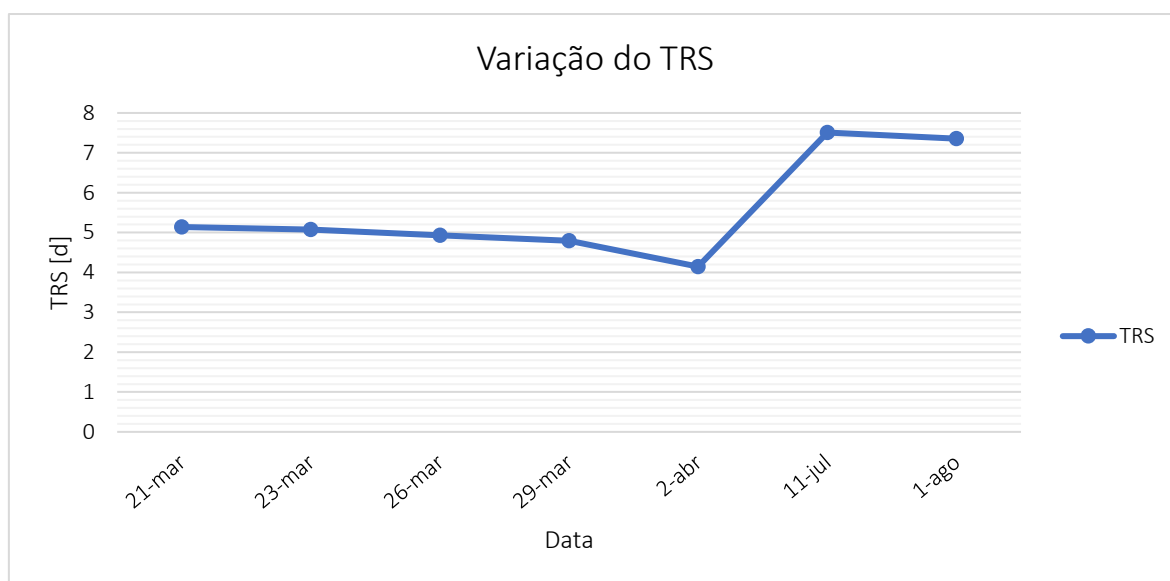


Figura 65. Variação do TRS ao longo das três fases.

Relativamente ao caudal de recirculação, apesar do aumento do tempo de recirculação diário, apenas se conseguiu obter um rácio α aproximadamente igual a 0,24, ficando muito aquém do aconselhado por *Metcalfe e Eddy* (2014).

Conforme observado nas fases anteriores, o teste de SVI voltou a demonstrar que as lamas da ETAL são de péssima qualidade, com más características de sedimentação, sendo necessário aumentar os tempos de recirculação de lamas que implicará em um ligeiro aumento dos custos energéticos.

5.2. Aplicação de Tratamento Primário

Os resultados obtidos nos subcapítulos anteriores permitiram concluir que o tratamento biológico, por si só, é insuficiente na remoção dos poluentes sendo necessário recorrer a tratamentos baseados em métodos físico-químicos. Assim sendo, com o intuito de melhorar a eficiência do tratamento biológico, foi aplicado ao lixiviado afluente à ETAL, após este passar pelo tratamento preliminar, em laboratório, dois processos de tratamento físico-químicos, o processo de

coagulação-floculação e processos de oxidação avançada (Processo de *Fenton*), conforme será descrito nos subcapítulos seguintes.

5.2.1. Processo de Coagulação-Floculação

O processo de Coagulação-Floculação permite remover a matéria coloidal e/ou em suspensão, por sedimentação ou filtração, onde o coagulante permite diminuir a repulsão das partículas coloidais e o floculante propicia a sua aglomeração.

O teste mais comum para determinar qual o melhor coagulante e floculante, assim como as quantidades necessárias, é o *Jar-test*. Neste caso, de todos os coagulantes e floculantes testados, o que melhor se adaptou ao afluente da ETAL foi o coagulante $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (0,1M) e o floculante polielectrólito aniónico Superfloc A-100 PWG.

Após a escolha do melhor coagulante e floculante procedeu-se à determinação da dose mínima, sendo observado melhor floculação, sedimentação e um sobrenadante mais limpo com uma dose mínima de 1,5 mL de coagulante e 0,5 mL de floculante. Em seguida, foram preparadas 6 amostras contendo a dose mínima de coagulante e floculante indicado anteriormente e testado para diferentes pH: 5, 6, 7, 8, 9 e 10. A amostra que melhor floculação, sedimentação e sobrenadante mais limpo apresentou foi a solução com o pH igual a 10 (pH ótimo). A seguir, foram preparadas novas soluções tendo em conta o pH ótimo e testado diferentes dosagens da dose mínima, 25%, 50%, 75%, 100%, 150% e 200%, sendo na dosagem a 150% que se observou melhor floculação, melhor sedimentação e um sobrenadante mais claro. O sobrenadante desta amostra foi recolhido e analisado no laboratório da Recivalongo de modo a avaliar a eficiência deste processo na remoção de N_T , $\text{NH}_3\text{-H}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ e CQO (Figura 66).

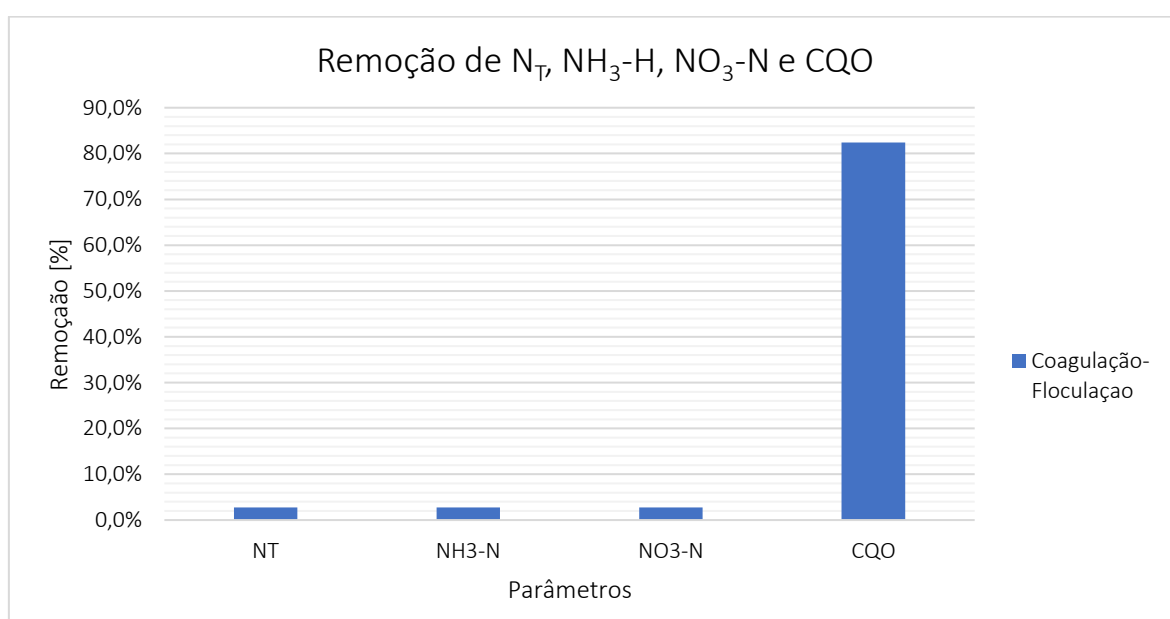


Figura 66. Eficiência de remoção de N_T , $\text{NH}_3\text{-H}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ e CQO pelo processo de coagulação-floculação.

De todos os parâmetros, a CQO foi onde se observou melhor remoção, cerca de 82,4%, cumprindo só com este pré-tratamento os VLE's impostos pela entidade gestora, Águas de Valongo. Relativamente aos parâmetros N_T , NH_3-H e NO_3-N , apenas se conseguiu uma remoção de 2,8%, 2,8% e 2,7%, respetivamente, ficando muito aquém do cumprimento dos VLE's impostos.

O processo de coagulação-floculação, quando aplicado como pré-tratamento, é apenas eficiente na remoção de CQO, sendo pouco eficiente na remoção dos outros parâmetros.

5.2.2. Processo de Oxidação Avançada com Reagente de *Fenton*

Os processos de oxidação avançada permitem remover as substâncias quimicamente estáveis e/ou com baixa biodegradabilidade. Conforme mencionado anteriormente, o processo de *Fenton* é um processo oxidativo homogéneo, que não carece de energia e utiliza o peróxido de hidrogénio como agente oxidativo e o Fe^{2+} como catalisador. Este processo foi aplicado ao lixiviado da Recivalongo, após este passar pelo tratamento preliminar, no laboratório da Universidade de Aveiro.

Na tabela 19 encontram-se expostas as condições de operação (pH e temperatura), a razão molar de H_2O_2 e Fe^{2+} utilizada e o volume de amostra utilizada. Neste caso optou-se por não alterar a temperatura de operação dado não haver interesse em aumentar os custos de tratamento do lixiviado, quer para aumentar a temperatura deste ou para a diminuir. Relativamente ao pH, como o processo de *Fenton* requer que a solução tenha um pH compreendido entre 2 e 4, optou-se pelo pH intermédio, 3.

Tabela 19. Definição das condições de amostragem.

Amostras	pH	Temperatura [°C]	Volume [mL]	Rácio molar H_2O_2/Fe^{2+}	H_2O_2 [ppm]
A	3	27 (temperatura do efluente)	250	300	12000
B				175	
C				100	
D				300	8000
E				175	
F				100	

Após a aplicação do processo de *Fenton*, foi analisado no laboratório da Recivalongo, a eficiência deste na remoção de N_T , NH_3-H , NO_3-N e CQO. De todas as amostras apenas a amostra D, com uma concentração de H_2O_2 de 8000 ppm e um rácio molar H_2O_2/Fe^{2+} de 300, é que permitiu reduzir a concentração de azoto total entre o afluente de entrada na ETAL, após o tratamento preliminar, e a solução tratada com o processo de *Fenton*, registando-se uma redução de 28,4% (Figura 67). Nas restantes amostras, a concentração de azoto total aumentou com o tratamento.

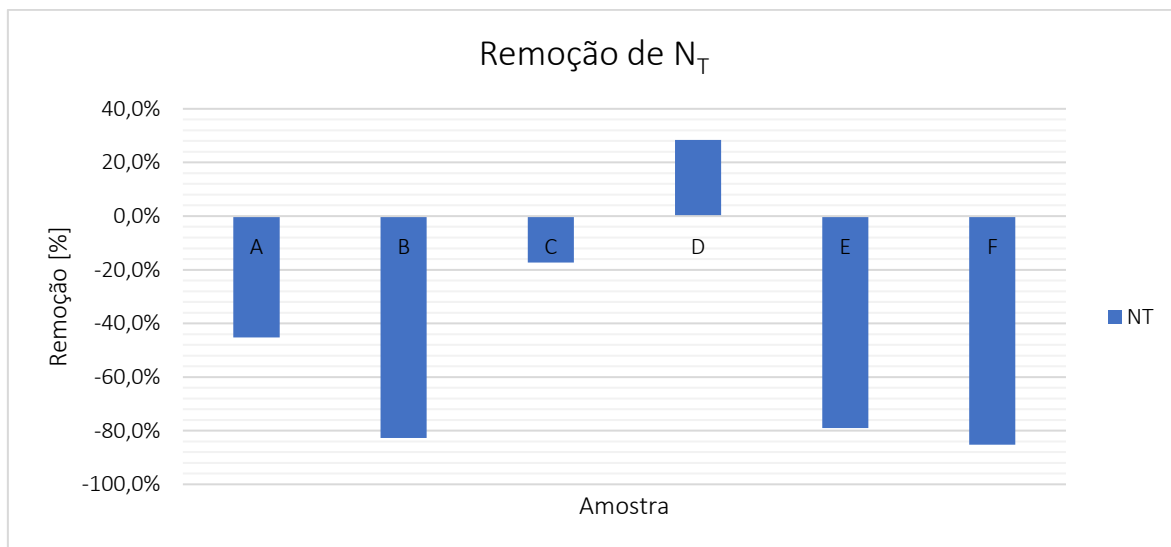


Figura 67. Remoção de N_T através do processo de Fenton.

Igualmente, analisando a remoção de NH₃-N, apenas a amostra D apresentou remoção deste parâmetro, em cerca de 29,3%, tendo em todas as outras amostras aumentado a concentração deste parâmetro (Figura 68).

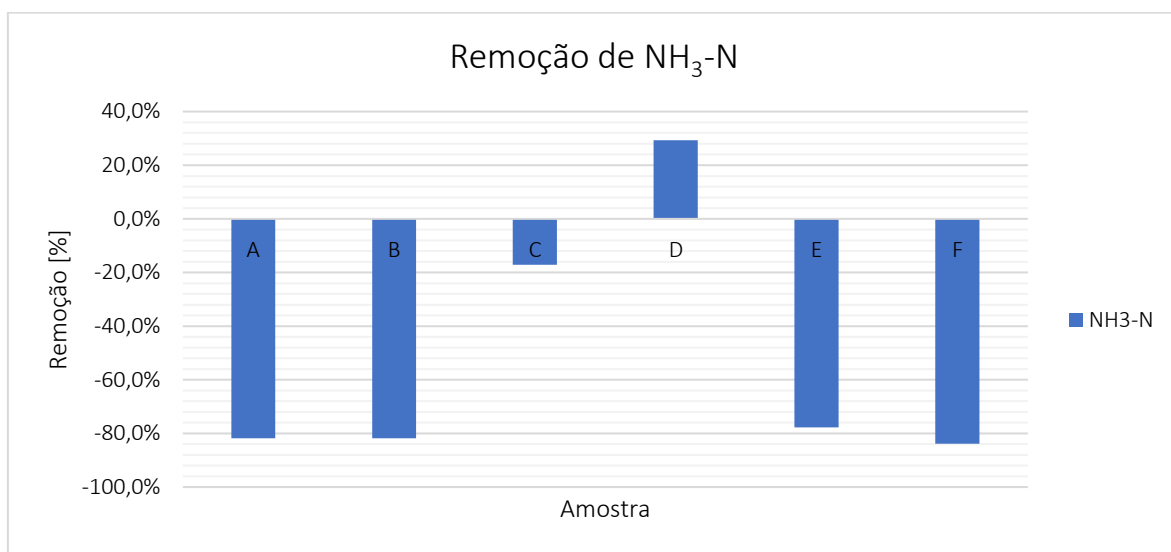


Figura 68. Remoção de NH₃-N através do processo de Fenton.

Em relação aos nitratos, apenas nas amostras com menor concentração de peróxido de hidrogénio é que ocorreu remoção deste parâmetro, registando-se nas amostras A, B e C um aumento da concentração deste em relação à amostra sem tratamento (Figura 69). Em relação às amostras D, E e F, a amostra F é onde se observa uma maior remoção de nitratos, cerca de 98,6%, seguido pela amostra D com 68,5% e por fim a amostra E onde apenas se registou uma remoção de 13%. No entanto, apenas as amostras D e F cumprem com os VLE's impostos pela entidade gestora.

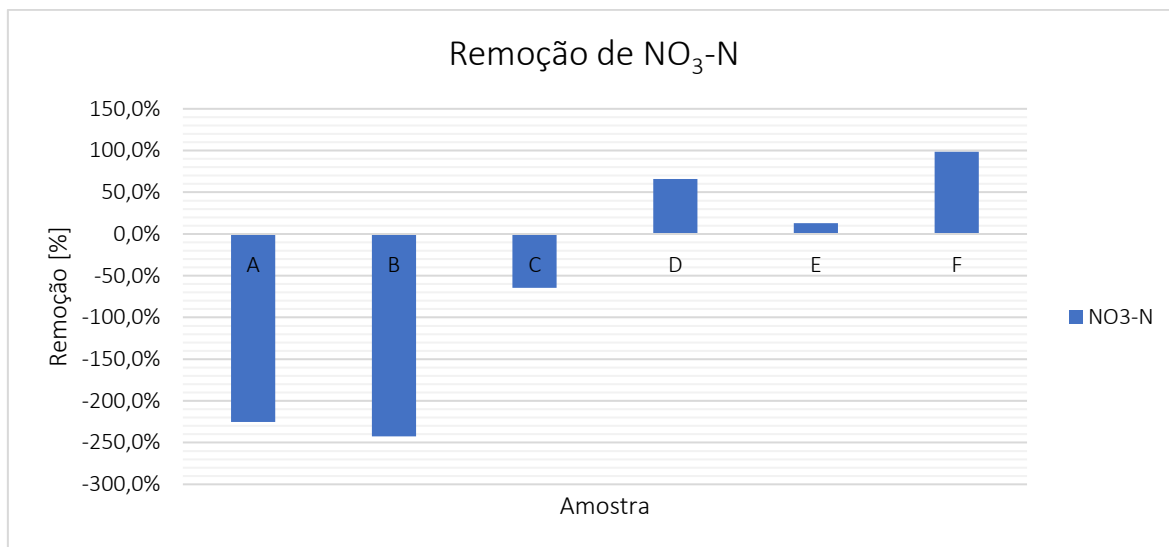


Figura 69. Remoção de NO₃-N através do processo de *Fenton*.

Relativamente à remoção de CQO pelo processo de *Fenton*, em todas as amostras foi possível observar uma remoção acima dos 50%, verificando-se que esta é maior quanto menor for o rácio molar H₂O₂/Fe²⁺ (Figura 70). De igual forma, quanto menor for a concentração de H₂O₂, maior é a remoção deste parâmetro pelo processo de *Fenton*.

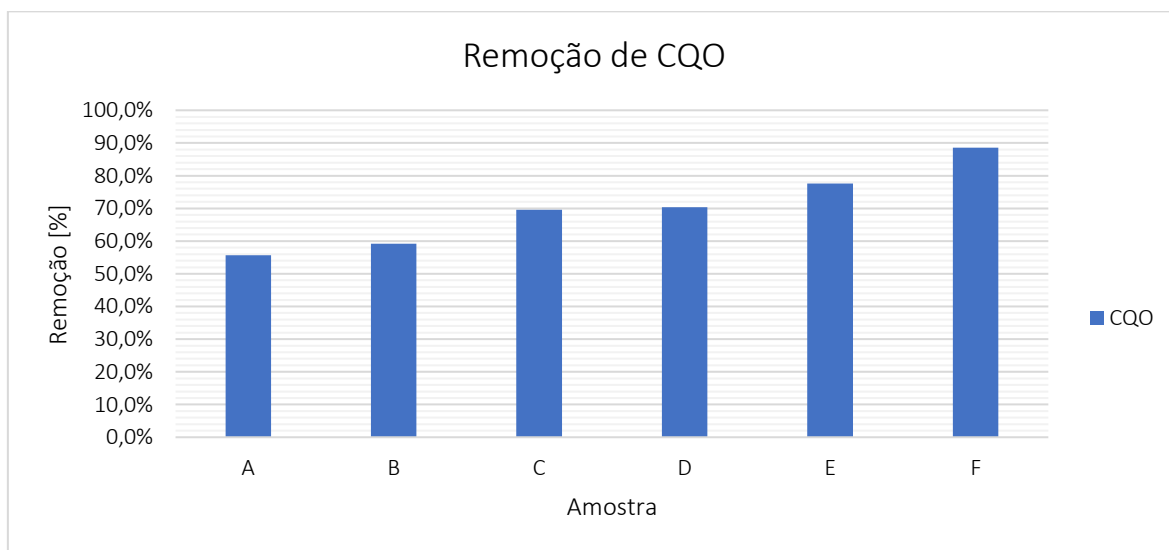


Figura 70. Remoção de CQO pelo processo de *Fenton*.

De todas as amostras, a amostra D é a que se obteve melhores resultados, apesar de não apresentar a maior eficiência na remoção da CQO e de NO₃-N. No entanto, é a única onde se observou remoção de N_T, NH₃-H e permitiu obter resultados consistentes.

Seria expectável que quanto maior fosse a concentração de peróxido de hidrogénio, maior seria a remoção de N_T, NH₃-H, NO₃-N e CQO dado maior ser a concentração de radicais HO*. Contudo, os resultados obtidos permitem auferir que quanto menor for a concentração de H₂O₂, melhor será a remoção de N_T, NH₃-H, NO₃-N e CQO do lixiviado. Existe um limite para a qual a concentração de

peróxido de hidrogénio não traz qualquer benefício ao tratamento podendo até mesmo o prejudicar. O excesso de peróxido de hidrogénio faz com que os radicais hidroxilos produzidos durante a oxidação dos iões ferrosos a iões férricos voltem a reagir com os iões férricos formando novamente iões ferrosos e radicais hidroperóxido com menor potencial de oxidação, diminuindo a extensão da reação.

5.3. Aplicação de Tratamento Terciário

Tendo em conta os resultados obtidos sobre a eficiência do tratamento biológico, assim como aos resultados de SVI, optou-se por aplicar o processo de coagulação-floculação ao lixiviado da Recivalongo após o tratamento biológico, atuando este como tratamento terciário, de forma a avaliar a eficiência deste na remoção dos poluentes N_T , NH_3-H , NO_3-N , CQO e SST. Conforme o processo de coagulação-floculação aplicado anteriormente, como tratamento primário, aqui também foi aplicado o *Jar-test*. Similarmente, o coagulante e floculante que melhor se adaptaram ao efluente foi o coagulante $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ (0,1M) e o floculante polieletrólito aniónico Superfloc A-100 PWG. Após a obtenção do melhor floculante e coagulante determinou-se a dose mínima, sendo observado melhor floculação, sedimentação e um sobrenadante menos turvo com uma dose mínima de 2,0 mL de coagulante e 1,0 mL de floculante, superiores aos valores registados no tratamento primário. Seguidamente, determinou-se o pH ótimo, preparando 6 amostras contendo a dose mínima de floculante e coagulante determinada anteriormente, sendo analisado diferentes pH, 5, 6, 7, 8, 9 e 10. Novamente, o pH que se registou melhor floculação, sedimentação e um sobrenadante mais limpo foi a solução com pH igual a 10. Após estes testes, foram preparadas novas amostras com pH igual a 10 e testadas diferentes concentrações da dose mínima definida no início deste processo, 25%, 50%, 75%, 100%, 150% e 200%. Conforme observado anteriormente, a dosagem de 150% foi a que permitiu obter melhor floculação, sedimentação e um sobrenadante mais limpo. Parte do sobrenadante desta amostra foi recolhido para ser analisado no laboratório da Recivalongo em termos de remoção N_T , NH_3-H , NO_3-N e CQO e a outra parte para analisar a remoção de SST da solução.

Na figura 71 é possível observar a eficiência do processo de coagulação-floculação quando aplicado como tratamento terciário ao efluente do tratamento biológico. Novamente, de todos os parâmetros, a CQO foi onde se observou melhor remoção, cerca de 77%, seguido pela remoção de SST, com 12,1% e por fim a remoção de NO_3-N , com 10,3%. Relativamente ao N_T e NH_3-H , este processo não permitiu qualquer remoção, tendo-se observado um aumento da concentração destes parâmetros após a aplicação do tratamento físico-químico. No entanto, apesar de se observar diminuição da concentração de NO_3-N após a aplicação do processo de coagulação-floculação,

apenas os parâmetros CQO e SST cumprem com os VLE's impostos para descarga do efluente no coletor municipal.

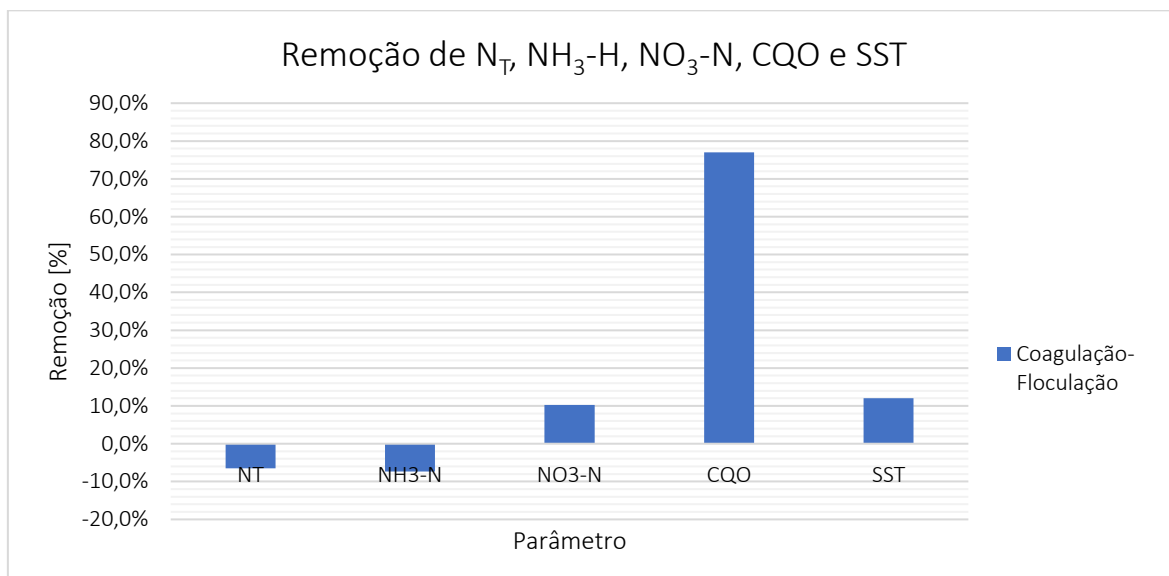


Figura 71. Eficiência de remoção de N_T , NH_3-H , NO_3-N , CQO e SST pelo processo de coagulação-floculação.

Mais uma vez observa-se que o processo de coagulação-floculação é eficiente na remoção de CQO, ficando um pouco aquém na remoção dos outros parâmetros. Caso este processo fosse aplicado para obtenção dos VLE's, as lamas produzidas seriam químicas e não teriam interesse para o tratamento biológico. Além do mais, conforme analisado anteriormente, os valores de SST observados no sobrenadante do decantador secundário, sem aplicação do processo coagulação-floculação, já cumprem com os VLE's impostos, e face à baixa remoção de SST registada, a aplicação deste processo como tratamento terciário não acresce nenhum benefício à ETAL da Recivalongo.

5.4. Produção de Lixiviado

Um dos fatores principais a ter em atenção quando do dimensionamento da ETAL é o caudal de lixiviado a tratar. Este, conforme referido anteriormente é de difícil quantificação face a todos os fatores envolventes, quer sejam estes climatéricos ou intrínsecos ao modo de operação e gestão do aterro. A quantificação do lixiviado gerado num aterro é baseado em balanços hídricos anuais, tendo em consideração as características singulares de cada aterro.

De um modo geral, para um aterro em exploração (sistema), pode-se considerar como entradas no sistema a precipitação (PP), o teor de humidade dos resíduos depositados (H_R), o teor de humidade presente nas lamas das estações de tratamento depositadas (H_L) e a água presente no material de cobertura (W_{MC}) e como saídas do sistema a evapotranspiração (ET), a evaporação (E), o escoamento superficial (ES), a água consumida na formação de biogás (W_B), a capacidade de campo (FC). Assim, o lixiviado (L_0), pode ser determinado pela equação 13 (Tchobanoglous e Kreith, 2002)

$$L_o[\text{mm}] = H_R[\text{mm}] + H_L[\text{mm}] + W_{MC}[\text{mm}] + PP[\text{mm}] - W_B[\text{mm}] - E[\text{mm}] - ET[\text{mm}] - ES[\text{mm}] - FC[-] \quad \text{Eq. (13)}$$

A precipitação é resultado da condensação do vapor de água atmosférico formando gotas, que devido a sucessivas colisões resultam em gotas de maior tamanho devido a fenômenos de coalescência, iniciando assim o seu movimento descendente até ao solo, sem sofrerem evaporação ao longo do percurso (Hipólito e Vaz, 2013). Esta variável hidrológica é a que possui maior contribuição na produção de lixiviado, tendo esta maior impacto quando se trata de chuva leve durante um longo período de tempo. Chuva com grande intensidade, durante um curto espaço de tempo provoca uma rápida saturação do material de cobertura, com forte escoamento superficial e reduzida infiltração (Faria, 1996).

A evaporação pode ser definida, de um modo geral, como a massa de água no estado de vapor que passa de uma determinada superfície para a atmosfera num determinado momento, incluindo a evaporação que se verifica nos solos, sem vegetação, nos oceanos, lagos, rios e outras superfícies hídricas. A evaporação depende maioritariamente da disponibilidade de água nessa superfície, da radiação solar, da temperatura, da velocidade do vento, do tipo de solo e da humidade relativa do ar (Hipólito e Vaz, 2013).

A evapotranspiração pode ser definida como a massa de água, também na forma de vapor, que é transferida para a atmosfera, num determinado momento e em uma determinada área, revestida por vegetação, incluindo a transferência de água resultante da transpiração dos animais. Este, para além de depender dos fatores referidos acima, depende também da cobertura vegetal e do seu estágio de desenvolvimento (Hipólito e Vaz, 2013). Neste caso, a evapotranspiração e a evaporação serão considerados como um único parâmetro (ETP).

O escoamento superficial resulta da água em excesso, proveniente da precipitação que excede a retenção superficial, a infiltração e a evaporação ficando assim disponível para escoamento perante ação da gravidade.

O método mais comum para determinar o escoamento superficial é através do método racional, dependendo este apenas da precipitação média anual (PP) e do coeficiente de escoamento (c) (Faria, 1996).

$$ES[\text{mm}] = PP[\text{mm}] \times c[-] \quad \text{Eq. (14)}$$

O coeficiente de escoamento é um valor teórico (tabela 20), que tem em conta o tipo de material de cobertura, a inclinação e o tipo de vegetação (caso exista).

Tabela 20. Valores de Coeficiente de Escoamento (Faria, 1996).

Cobertura	Inclinação [%]	Solo		
		Marga Arenosa	Argila Margosa	Argila
Com Vegetação	0-5	0,10	0,30	0,40
	5-10	0,16	0,36	0,55
	10-30	0,22	0,42	0,60
Sem Vegetação	0-5	0,30	0,50	0,60
	5-10	0,40	0,60	0,70
	10-30	0,52	0,72	0,82

O teor de humidade presente em resíduos industriais é praticamente residual, apresentando pouca influência na produção de lixiviados podendo este parâmetro ser desprezado na equação do balanço hídrico.

Os restantes parâmetros presentes no balanço hídrico, como o teor de humidade do material de cobertura, a capacidade de campo e a água consumida na formação do biogás são desprezáveis dado não possuírem qualquer contribuição significativa para a produção de lixiviados. Não obstante, o teor de humidade das lamas depositadas também será desprezado dado a sua deposição em aterro, atualmente, ser muito esporádica, sendo as quantidades depositadas residuais tendo em conta as toneladas de resíduos industriais banais recebidos.

Assim sendo, face às simplificações e às premissas realizadas, a quantificação do lixiviado pode ser realizada consoante a seguinte equação:

$$L_0[\text{mm}] = \text{PP}[\text{mm}] - \text{ETP}[\text{mm}] - \text{ES}[\text{mm}] \quad \text{Eq. (15)}$$

A Recivalongo, de acordo com o plano de monitorização proposto para o aterro em exploração, ao abrigo do Decreto-Lei nº183/2009 de 10 de agosto, realiza um controlo anual dos potenciais assentamentos do terreno e da massa de resíduos depositada, permitindo desta forma quantificar a área de exploração exposta, assim como a sua contribuição para a produção de lixiviados (Tabela 21). Deste modo, tendo em conta o atual modelo de exploração do aterro, prevê-se uma área de exploração de 81893 m².

Tabela 21. Área de aterro no alvéolo nº1 em exploração.

Ano	Área Exploração [m ²]
2012	5516,0
2013	7483,1
2014	14610,0
2015	22137,0
2016	27304,0
2017	33592,0

Neste sentido, torna-se necessário verificar se o sistema de tratamento projetado inicialmente consegue suportar a quantidade de lixiviado produzido associado à nova da área de exploração do aterro.

Estima-se que o aterro seja encerrado em 2043, sendo por este motivo necessário recorrer a projeções climáticas futuras que permitem obter uma representação plausível, clara e simplificada do clima no futuro, com base em relações climatológicas. Neste caso, recorreu-se a dois cenários RCP (Representative Concentration Pathways), o RCP 4.5 e o RCP 8.5, que representam o clima futuro, tendo em conta as concentrações de gases com efeito estufa.

Os dados de ambos os cenários foram obtidos através do Portal do Clima (IPMA), simulados para um intervalo de 2010 a 2040, sendo apresentado nas tabelas a seguir os valores de precipitação média mensal e de temperatura média mensal registado em cada cenário.

Tabela 22. Precipitação e temperatura média mensal, obtida em ambos os cenários, entre 2010 e 2040.

Mês	Cenário RCP 4.5		Cenário RCP 8.5	
	Precipitação média [mm/mês]	Temperatura média [°C]	Precipitação média [mm/mês]	Temperatura média [°C]
Janeiro	230,5	5,8	249,8	6,1
Fevereiro	182,3	6,6	182,2	6,5
Março	168,9	7,8	152,6	7,8
Abril	126,0	9,6	126,9	9,7
Maio	94,1	12,1	88,7	12,1
Junho	47,2	16,1	41,5	16,5
Julho	19,8	20,0	19,0	20,3
Agosto	21,7	20,9	20,6	20,8
Setembro	53,4	17,5	48,3	17,9
Outubro	128,8	12,8	130,8	13,1
Novembro	189,1	9,1	191,1	9,0
Dezembro	254,3	6,8	242,7	6,7

A evapotranspiração potencial (ETP) foi determinada através da fórmula de *Thornthwaite* (Anexo IV), que se baseia essencialmente na temperatura média mensal, na insolação média diária para cada mês, que por sua vez depende da latitude do local, sendo esta fórmula aplicada apenas em regiões onde a temperatura de média mensal é positiva.

Tabela 23. Precipitação média mensal, ETP média mensal e evaporação média mensal em cada cenário.

Mês	Cenário RCP 4.5			Cenário RCP 8.5		
	Precipitação média mensal [mm/mês]	ETP média mensal [mm/mês]	ES médio mensal [mm/mês]	Precipitação média mensal [mm/mês]	ETP média mensal [mm/mês]	ES médio mensal [mm/mês]
Janeiro	230,5	16,4	50,5	249,8	17,1	49,8
Fevereiro	182,3	19,1		182,2	20,5	
Março	168,9	29,6		152,6	29,3	
Abril	126,0	41,5		126,9	42,8	
Maió	94,1	62,3		88,7	61,8	
Junho	47,2	90,2		41,5	95,2	
Julho	19,8	119,7		19,0	121,6	
Agosto	21,7	117,5		20,6	116,3	
Setembro	53,4	82,1		48,3	86,9	
Outubro	128,8	50,6		130,8	51,8	
Novembro	189,1	28,3		191,1	28,8	
Dezembro	254,3	19,3		242,7	18,7	

De acordo com os valores de precipitação, ETP, e ES, para uma área de exploração de 81893m³, a produção média de lixiviado obtida no cenário RCP 4.5 e no cenário RCP 8.5 é aproximadamente 161,5 m³/d e 160,9 m³/d, respetivamente.

O projeto da ETAL da Recivalongo é constituído por duas fases, a primeira fase apenas com uma linha de tratamento biológico e a segunda fase constituída com duas linhas de tratamento biológico, funcionando em paralelo. A primeira linha de tratamento biológico foi projetada para tratar um caudal de lixiviado de 80 m³/d, e a segunda o dobro, isto é, 160 m³/d, ambas com uma margem de segurança de 20% para fazer face aos altos índices pluviométricos que se possam vir a registar. Assim sendo, pressupondo que o modo de operação da ETAL no futuro irá ao encontro do projeto desta, face à capacidade de tratamento da ETAL com duas linhas de tratamento, podemos concluir que não é necessário realizar alterações ao projeto inicial da ETAL.

5.5. Análise Económica

De forma a avaliar a viabilidade de qualquer tratamento, alternativo ou complementar ao atual implementado, é necessário realizar uma análise económica. Neste subcapítulo serão analisados economicamente os processos de tratamento primário aplicados ao lixiviado, assim como algumas propostas de sistemas de tratamento alternativos ao atualmente implementado.

Na tabela 24 é possível observar os custos associados a 6 tipos de tratamento de lixiviados, 3 complementares (coagulação-floculação, processo de *Fenton*, precipitação química) e 3 alternativos (osmose inversa, evaporação, combinado com águas residuais) ao atual, havendo um sétimo que

não corresponde a um tratamento *per se* mas melhora a nitrificação/desnitrificação no tratamento biológico (ativador biológico).

Os custos económicos associados ao tratamento biológico, admitindo um caudal de 80 m³/d (projeto da ETAL) e mesmo que este não cumpra os VLE's impostos pela entidade Águas de Valongo, ronda os 0,90€ por m³ de lixiviado "tratado", estando este custo associado apenas aos gastos energéticos (cerca de 50 kWh), não tendo em conta aos custos de tratamento que a entidade Águas de Valongo cobra posteriormente pelo tratamento do efluente da Recivalongo que é descarregado no coletor municipal e afluí à sua ETAR. Relativamente ao sistema de tratamento por membranas implementado, tendo em conta o custo associado aos reagentes e ao aluguer da osmose inversa, à sua capacidade de tratamento (30 m³/d), e os gastos energéticos (2350 €/mês), o custo de tratamento por este sistema ronda os 10,20 € por m³ de lixiviado. Contudo, se tivermos em consideração apenas o lixiviado tratado e que efetivamente é descarregado no coletor municipal (≈510 m³/mês), isto é, o permeado, este custo aumenta para os 15,00 € por m³ de lixiviado tratado. Assim, o custo total do sistema atualmente implementado ronda os 15,90 €/m³ de lixiviado, sendo o somatório do TM com o TB.

De todos os métodos de tratamento alternativos, o tratamento por evaporação forçada é o que apresenta um custo de tratamento de lixiviado maior, cerca de 28,97 € por m³ de lixiviado tratado, sendo necessário um enorme investimento inicial para a sua implementação. A maior parte do custo deste tipo de tratamento está relacionado com o enorme consumo energético e de reagentes, bem como com o consumo de alguns recursos fósseis durante a estabilização do concentrado. Tendo em conta os outros dois sistemas de tratamento alternativos, o tratamento combinado com águas residuais e o tratamento por membranas, com custos de tratamento de 6,15 €/m³ e 2,92 €/m³, respetivamente, o sistemas de membranas é o mais apelativo, apesar do custo associado ao investimento inicial (520000 €). Contudo, analisando economicamente o custo deste tipo de tratamento tendo em conta apenas o lixiviado tratado, ou seja, tendo em conta o permeado e admitindo uma eficiência mínima da osmose inversa de 70%, isto é, admitindo que apenas 70% do caudal inicial (140 m³/d) de alimentação da osmose inversa corresponde ao permeado passível de ser descarregado no coletor municipal, o custo deste tratamento aumenta, ficando por 4,18 €/m³. O tratamento de lixiviado combinado com águas residuais é uma boa opção, custando em média apenas 1,75 € por m³ de lixiviado. Contudo a maior parte do custo deste tipo de tratamento está associado ao transporte do lixiviado por cisterna (25 m³) até à respetiva ETAR, cerca de 110 € por transporte, resultando em um custo médio de 4,40 €/m³. Assim, somando estas duas variáveis, obtém-se um custo de tratamento de 6,15 €/m³. De igual forma, existe limitação no volume de

lixiviado aceite pelas ETAR's, estando atualmente a ser encaminhado/tratado apenas 25 m³ de lixiviado por dia o que corresponde a um transporte de lixiviado por cisterna, por dia.

Tendo em conta os tratamentos complementares ao tratamento biológico, o processo de *Fenton* é o que menor custo de tratamento apresenta, 6,86 €/m³, estando a maior parte deste custo associado ao consumo de reagentes. Conforme observado anteriormente, este processo é eficaz na remoção de CQO ficando um pouco á quem na remoção dos compostos azotados, não permitindo o cumprimento de todos os VLE's impostos. Da mesma forma, o processo de coagulação-floculação, com um custo económico de 7,5 €/m³, só permite remover de forma eficaz a CQO, ficando á quem da eficiência de remoção necessária dos compostos azotados de forma a cumprir com os VLE's. Também aqui o custo de tratamento está associado ao consumo dos reagentes, variando um pouco consoante o fornecedor escolhido e a quantidade de reagentes encomendada (quanto maior for a quantidade dos reagentes encomendados, mais barato fica por m³). O processo de precipitação-química, apesar de não necessitar de um investimento inicial significativo, apresenta um custo económico elevado em comparação com os outros dois tipos de tratamento complementares, cerca de 8,25 €/m³, sendo a maior parte deste resultado de um grande consumo energético e de reagentes. Apesar de ser um método flexível de tratamento, quanto maior for a necessidade de adicionar reagentes, maior serão os custos de tratamento por esta via.

A utilização de um ativador biológico, apesar de apresentar baixo custo de tratamento, 1,55 €/m³ (0,65 € de ativador biológico por m³ de lixiviado mais os 0,90 € do tratameto biológico), e permitir a remoção dos compostos azotados do lixiviado, não garante o cumprimento dos VLE's, sendo que quanto maior for a concentração dos compostos azotados e menor for a quantidade de substrato (alimento) no efluente, maior é a necessidade de adicionar ativador biológico ao tratamento, aumentando assim o custo económico deste.

Tendo em conta todos os tratamentos analisados, o tratamento mais vantajoso, quer em termos de remoção de poluentes, quer em termos de custo por m³ de lixiviado a tratar, é o sistema de membranas com capacidade de 140 m³/d. Contudo, este produz um concentrado de difícil tratamento, sendo necessário estudar e analisar métodos de tratamento para este tipo de efluente.

Tabela 24. Custos associados a cada tratamento e respetivas vantagens e desvantagens.

Parâmetros	Osmose Inversa [140 m ³ /d]	Precipitação-Química (Filtro-Prensa) [120 m ³ /d]	Evaporação Forçada [180 m ³ /d]	Combinado com Águas Residuais	Ativador Biológico + Tratamento Biológico	Coagulação-Floculação	Processo de <i>Fenton</i>
Custos de Implantação	520.000,00 €	84.469,39 €	1.900.000,00 €	-	Tratamento Biológico já implementado	Indefinido	-
Custos de Manutenção + Assistência Técnica	19.240 €/ano	Indefinido	Indefinido	-	Indefinido	-	-
Custos de Tratamento	2,92 €/m ³	8,25 €/m ³	28,97 €/m ³	6,15 €/m ³	1,55 €/m ³	7,5 €/m ³	6,86 €/m ³
Vantagens	Flexível às variações do lixiviado; Elevada eficiência na remoção de poluentes; Operação simples;	Fácil operação e manutenção;	Fácil operação; Flexível às variações do lixiviado: Permite tratar grandes quantidades;	Não é necessário adicionar nutrientes ao sistema de forma a favorecer o crescimento e desenvolvimento dos microrganismos	Fornece os nutrientes necessários para ocorrer nitrificação e desnitrificação;	Boa remoção de CQO; Permite a rápida sedimentação dos sólidos;	Boa remoção dos poluentes;
Desvantagens	Produz um concentrado de difícil tratamento;	Produz lamas químicas; Custos associados ao elevado consumo de reagentes;	Gera um condensado de difícil tratamento; Requer estabilizador do concentrado que custa 1.000.000 €; Elevado gasto energético;	Não permite tratar grandes quantidades de lixiviado; Sistema dependente da concentração das águas residuais e da capacidade de tratamento da ETAR.	Sensível á variação do lixiviado; Não assegura o cumprimento dos VLE's; Não é um tratamento <i>per se</i> ;	Não é eficaz na remoção de azoto; Produz lamas químicas; Custos associados ao elevado consumo de reagentes;	Produção de lamas químicas; Custos associados ao elevado consumo de reagentes;

6. Conclusões e Sugestões

Um dos principais objetivos deste relatório foi a monitorização e optimização do sistema de tratamento biológico implementado na ETAL. A optimização dos processos biológicos é alcançada pelo controlo do pH, do oxigénio dissolvido, da temperatura do efluente, mas principalmente pela existência de nutrientes no meio necessários ao desenvolvimento e crescimento dos microrganismos. Contudo, a variabilidade sazonal da quantidade e composição do lixiviado pode ser o suficiente para diminuir a eficiência do tratamento biológico dado este não ser apropriado aos choques hidráulicos e orgânicos. Com base nos resultados obtidos, tendo em conta as condições de operação atuais, verificou-se que o tratamento biológico por si só não permite obter elevadas eficiências de remoção dos poluentes, nomeadamente, dos compostos azotados, sendo por isso a remoção do azoto por processos de nitrificação-desnitrificação uma limitação deste. No entanto, a recirculação das lamas ativadas e as alterações ao tempo de arejamento permitiram uma utilização energética mais eficiente, assim como obter resultados que indicam a existência de atividade biológica capaz de remover alguns poluentes e realizar a nitrificação-desnitrificação, recuperando assim um pouco do tratamento biológico mesmo que não seja o suficiente para cumprir com os VLE's estipulados. De igual forma, a alteração do modo de funcionamento da ETAL, assim como a alteração do local de alimentação da OI, permitiu diminuir os choques hidráulicos no tratamento biológico e aumentar o caudal de lixiviado a tratar pelo sistema de membranas, diminuindo também o número de paragens da osmose inversa por colmatção. Assim, esta unidade pode trabalhar em contínuo, sem interrupções, tornando o sistema mais eficiente.

Não existe um único tratamento totalmente eficaz para tratar lixiviados, sendo por isso necessário estudar e avaliar o sistema de tratamento que melhor se ajuste à quantidade e características do lixiviado, à capacidade económica da empresa e que permita cumprir com os VLE's impostos. Em grande parte dos aterros é empregue o tratamento biológico por sistema de lamas ativadas sendo necessário à medida que a idade do aterro aumenta, implementar sistemas de tratamento baseados em métodos físico-químicos, dado que quanto maior for a idade do aterro mais compostos refratários terá o lixiviado e menor será a eficiência do tratamento biológico. No entanto, conforme verificado na aplicação do processo de coagulação-floculação e do processo de oxidação avançada, a combinação de tratamento físico-químico com o tratamento biológico nem sempre é o suficiente para garantir o cumprimento dos elevados padrões ambientais estabelecidos, sendo necessário recorrer a tecnologias alternativas, nomeadamente sistemas de tratamento por membranas ou mais propriamente, osmose inversa. Este tipo de tecnologia, conforme observado ao longo do desenvolvimento deste relatório, é o mais indicado para o tratamento de lixiviado dado ser

flexível e se ajustar facilmente às variações da composição do lixiviado ao longo do tempo, apresentar elevada eficiência de remoção dos poluentes, cumprindo com os mais exigentes parâmetros de descarga e ter um custo económico de tratamento relativamente baixo, sendo este menor quanto maior for a capacidade de tratamento da osmose inversa. Contudo, este tipo de tecnologia não trata *per se* o efluente, simplesmente adia o problema originando um concentrado com características que dificultam o seu tratamento sendo necessário explorar meios de tratamento para este efluente.

A alteração do modo de exploração do aterro permitiu aumentar a sua área de exploração e sendo este crescente em altura, maior é a área exposta suscetível de infiltração por precipitação. De forma a evitar o excesso de caudal outrora registado, sugere-se a impermeabilização de parte do aterro através da colocação de uma tela temporária na parte que não se encontra a ser explorada, assim como uma melhor compactação dos resíduos, diminuindo assim as superfícies disponíveis para percolação da precipitação. De igual forma, é necessário melhorar o sistema de captação de águas pluviais, evitando o escoamento desta para aterro ou canais de acesso à ETAL.

No desenvolvimento de trabalhos futuros, devido às diferenças registadas entre a composição do lixiviado atual com a composição do lixiviado bruto estipulado inicialmente aquando o desenvolvimento e construção da ETAL, seria interessante verificar o dimensionamento realizado e confrontá-lo com as características do lixiviado inicial afluente à ETAL, assim como as atuais dado que na maior parte das vezes é utilizados pressupostos e constantes cinéticas associados ao tratamento de águas residuais, sendo as características destas muito diferentes do observado no lixiviado de aterro. Outra questão que poderia ser desenvolvida em trabalhos futuros é o estudo de sistemas de tratamento que podem ser aplicados ao concentrado da osmose inversa dado que a sua recirculação para aterro não é fiável e irá acarretar problemas futuros de tratamento e aumentar os seus custos de tratamento.

O tratamento biológico, com as condições de operação atuais, não é o sistema de tratamento mais apropriado para tratar o lixiviado dado não garantir o cumprimento dos VLE's impostos pela entidade gestora. No desenvolvimento de projetos de construção de ETAL's, a aplicação de um sistema de tratamento baseado em métodos biológicos num lixiviado de aterros industriais não perigosos tem de ser devidamente ponderada e analisada dado que a maior parte dos resíduos depositados neste tipo de aterros é à base de plásticos, originando um lixiviado pouco biodegradável, contendo grandes concentrações de compostos refratários, dificultando o seu tratamento por esta via. Tendo em conta a análise de todos os processos de tratamento alternativos ou complementares ao atual, a melhor opção para o lixiviado da Recivalongo é o tratamento por membranas com

capacidade de tratamento de 140 m³/d dado permitir obter elevadas eficiências de remoção dos poluentes do efluente, assim como fazer face ao elevado volume de lixiviado existente no aterro que é consequência da recirculação realizada ao longo de um ano onde não foi permitido descarregar este no coletor municipal por não cumprir com os VLE's impostos.

“Persistence is the smallest path to success.”

Charles Chaplin

Referências Bibliográficas

AEP, (2011). Manual de Gestão de Resíduos Industriais. Projeto Resíduos Menos. Associação Empresarial de Portugal. Acedido a 5 de fevereiro, 2018 de http://residuosmenos.aeportugal.pt/Downloads/Manual%20de%20Gest%C3%A3o%20de%20Res%C3%ADduos%20Industriais_v2.pdf.

Bacelar, H. A. M. (2010). *TRATAMENTO DE LIXIVIADOS PRODUZIDOS EM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR MEIO DE EVAPORAÇÃO FORÇADA*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Acedido a 6 de fevereiro, 2018 de <http://www.etu.ufrj.br/files/estudos-tecnicos/trATAMENTODELIXIVIADOSPRODUZIDOSEMATERRODERESIDUOSSOLIDOSURBANOSPORMEIODEEVAPORACAOFORCADA4/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20Coppe%20%20Harley%20Bacelar.pdf>

Barroso, A. F. S. (2012). Avaliação do desempenho de uma ETAR de lamas ativadas através do estudo das comunidades microbiológicas do licor misto. Dissertação de Mestrado em Biologia e Gestão da Qualidade da Água. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Acedido a 16 de fevereiro, 2018 de <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/65205/2/24120.pdf>.

Bayram, S. C. Y., (2012). *Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de lixiviados de aterro sanitário: tratamento por nitrificação/desnitrificação biológica e processos físico-químicos*. Tese de Doutoramento em Engenharia Hidráulica e Sanitária. Universidade de São Paulo. Acedido a 1 de outubro, 2017 de <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-29072013-161002/en.php>.

Bidone, R. F. (2007). *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso-Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica e de Saneamento. Universidade de São Paulo. Acedido a 1 de outubro, 2017 de <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-28052008-110000/en.php>

Brás, I., Ferreira, B. S. & Silva, M. E. (2017). Avaliação do efeito da recirculação de lixiviados num aterro sanitário. *Millenium*, 2ª edição especial nº2, 107-117. Acedido a 30 de agosto de 2018 de <https://revistas.rcaap.pt/millenium/article/view/10609>.

Capela, F. S. S. (2014). Contributo para o estudo da remoção de azoto em lixiviados de resíduos urbanos. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Acedido a 6 de fevereiro, 2018 de <https://run.unl.pt/handle/10362/14999>.

Contrera, R. C. (2008). *Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada seqüencial*. Tese de Doutoramento em Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. Acedido a 1 de outubro, 2017 de <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-15022009-221141/en.php>.

Costa T. J. S. (2015). Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos em Portugal. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Técnico de Lisboa. Acedido a 24 de setembro, 2017 de <https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/1126295043834752/Dissertacao%20-%20versao%20final.pdf>.

Decreto-Lei nº178/2006 de 5 de setembro. *Diário da República nº71/2006 –1ª Serie*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Acedido a 15 de outubro, 2017 de <https://dre.pt/web/guest/pesquisa/-/search/540016/details/normal?l=1>.

Decreto-Lei nº183/2009 de 10 de agosto. *Diário da República nº153/2009 –1ª Serie*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Acedido a 15 de outubro, 2017 de <https://dre.pt/web/guest/pesquisa/-/search/493485/details/normal?q=Decreto-Lei+n%C2%BA183%2F2009+>.

Eaton, A. D., L. S. Clesceri, E. W. Rice, A. E. Greenberg, and M. A. H. Franson. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater: Centennial edition, Washington DC, American Public Health Association.

Environment Agency (2007). Guidance for the treatment of landfill leachate. Integrated Pollution Prevention and Control (IPCC). Sector Guidance Note IPCC S5.03. Acedido a 26 de novembro, 2017 de <https://www.gov.uk/government/publications/treatment-of-landfill-leachate>.

EPA, 2002. Wastewater Technology Fact Sheet. Facultative Lagoons. United States Environmental Protection Agency. Acedido a 14 de setembro, 2018 de <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/faclagon.pdf>.

Factor P (2012). MEMÓRIA DESCRITIVA E JUSTIFICATIVA DA SOLUÇÃO PROPOSTA ETAL DA RECIVALONGO. Acedido a 18 de dezembro, 2018. Fornecido pela empresa.

Faria, A. L. (1996). Gestão de lixiviados. Lisboa: Sector de Resíduos Sólidos da Ecoserviços. Acedido a 22 de fevereiro, 2018 de http://195.23.94.240:8080/ecoservicos/content/documents/047_ArtCient.pdf

Ferreira, B. S. T. (2013). Avaliação de desempenho de um sistema de gestão de resíduos: caso de estudo do Aterro Sanitário de Bigorne. Dissertação de Mestrado em Tecnologias Ambientais. Instituto Politécnico de Viseu. Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu. Acedido a 17 de julho, 2018 de <http://repositorio.ipv.pt/handle/10400.19/2049>.

Hipólito J., Vaz A. (2013). Coleção Ensino da Ciência e da Tecnologia - Hidrologia e Recursos Hídricos, Lisboa, IST Press.
<https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/12916/2/Texto%20integral.pdf>

Inocêncio, S. N. (2012). Contribuição para o Estudo do Processo de Lamas Ativadas com vista à Redução de Custos de Operação. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Acedido a 22 de janeiro, 2018 de <https://run.unl.pt/handle/10362/8526>.

Jordão, P. M. A. (2012). Estudo e otimização da estação de tratamento secundário da Celbi, S.A. Relatório de Estágio de Mestrado em Tecnologia Química. Instituto Politécnico de Tomar. Acedido a 15 de julho, 2018 de https://comum.rcaap.pt/bitstream/10400.26/5848/1/Tese%20Pedro%20Jord%C3%A3o-%20novembro_2012.pdf

Kurniawan, T.A., Lo, W., Chan, G., Sillanpaa, M. E. T. (2010). Biological process for treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Monitoring*, 2010, 12, 2032-2047. Acedido a 26 de março, 2018 de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20848046>.

Luz, P. S. S. (2012). Eletrocoagulação de Lixiviados de Aterros Sanitários. Dissertação de Mestrado em Química Industrial. Universidade da Beira Interior. Acedido a 6 de fevereiro, 2018 de <https://ubibliorum.ubi.pt/bitstream/10400.6/2857/1/Disserta%C3%A7%C3%A3o1.pdf>

Matos, A. e Pereira, F. (2003). Tratamento e Gestão de Resíduos Sólidos. Capítulo 7 -Eliminação de Resíduos por Aterro Controlado. Universidade de Aveiro.

Metcalf e Eddy (2014). *Wastewater Engineering. Treatment and Resource Recovery*, 5ª Edição. McGraw-Hill International Edition.

Oliveira, P. M. T. (2012). Evaluation of different biological landfill leachate treatment systems for facilities in Portugal. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Acedido a 25 de março, 2018 de <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/68211/1/000154639.pdf>.

Orlando, L. M. (2014). AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DA CENTRAL DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS DA ZONA DA MATA-JUIZ DE FORA/MG. Trabalho final para obtenção do título de Engenheiro Ambiental e Sanitarista. Universidade Federal de Juiz de Fora. Acedido a 30 de maio, 2018 de http://www.ufjf.br/engsanitariaeambiental/files/2014/02/Luiza_Marchito_Orlando_TFC.pdf.

PERSU 2020 (2014). Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos. Agencia Portuguesa do Ambiente. Acedido a 20 de novembro, 2017 de http://apambiente.pt/_zdata/DESTAQUES/2014/RelatorioPropostaPERSU2020_Fev14_v2.pdf.

PNGR (2014). Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2014-2020. Agencia Portuguesa do Ambiente. Acedido a 20 de novembro, 2017 de http://www.apambiente.pt/_zdata/Políticas/Resíduos/Planeamento/PNGR_rev_20141107_clean.pdf

Portaria nº 209/2004 de 3 de março. *Diário da República nº 53/2004 – I Serie B*. Ministério da Economia, da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas, da Saúde e das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente. Acedido a 16 de dezembro, 2017 de <https://dre.pt/pesquisa/-/search/551652/details/maximized>.

Raghab, S. M., Meguid, A. M. A. E., Hegazi, H. A. (2012). Treatment of leachate from municipal solid wastelandfill. *HBRC Journal* (2013), 187-192. Acedido a 28 de outubro, 2017 de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S168740481300031X>.

Recivalongo (2018). Brochura - A reciclagem e as suas possibilidades infinitas. Acedido a 12 de agosto, 2018 de <https://recivalongo.pt/assets/pdf/recivalongo.pdf>.

Ribeiro, M. D. M. (2006). Caracterização do lixiviado e avaliação da eficiência do tratamento. Relatório de estágio. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Acedido a 26 de setembro, 2017 de <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/60734/1/000135846.pdf>.

Rocha, C. A. M. (2003). Bioreator de Membranas e Osmose Inversa no Tratamento de Lixiviados de Aterros de RSU's. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Engenharia do Porto. Acedida a 16 de dezembro, 2017 de <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/12916/2/Texto%20integral.pdf>.

Santos, I. M. D. B. T. (2008). *Diagnóstico e avaliação da gestão de lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos urbanos*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Universidade Nova de Lisboa. Acedido a 1 de outubro, 2017 de <http://hdl.handle.net/10362/1441>

Santos, V. S. D. (2013). Remoção de matéria orgânica em lixiviado de aterro sanitário utilizando contactor biológico rotatório. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Vale do Rio dos Sinos. Acedido a 1 de outubro, 2017 de <http://www.repositorio.jesuita.org.br/handle/UNISINOS/4104>.

Silva, F. B. (2009). *Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários*. Dissertação de Mestrado em Ciências. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Acedido a 1 de outubro, 2017 de <http://186.202.79.107/download/tratamento-de-lixiviados-de-aterros-sanitarios.pdf>.

Silva, J. D. D. (2007). Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série: estudo em escala piloto. Tese de Doutoramento em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Acedido a 6 de fevereiro, 2018 de <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/90618>.

Silva, M. M. M. D. (2010). Ensaios de coagulação floculação da água residual afluyente à Etar de Avis. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Acedido a 28 de novembro, 2017 de <https://run.unl.pt/handle/10362/4874>.

Silva, P. M. O. D. (2013). *Capacidade de nitrificação e desnitrificação da ETAR Sul da SIMRIA*. Relatório de Estágio de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Universidade de Aveiro. Acedido a 22 de janeiro, 2018 de <https://ria.ua.pt/handle/10773/11386>.

Simões, C., Rosmaninho, I., & Henriques, A. G. (2008). Guia para a avaliação de impacte ambiental de Estações de tratamento de Águas Residuais. Agência Portuguesa do Ambiente. Instituto regulador de Águas e Resíduos. Acedido a 26 de novembro, 2017 de http://www.escritadigital.pt/edicoes/imagens/@ficheiros/2065_guia_etar_final.pdf.

Sousa, A. F. O. (2016). *Otimização do funcionamento do sistema de arejamento da ETAR de Ílhavo da AdCL*. Relatório de Estágio de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Universidade de Aveiro. Acedido a 15 de novembro, 2017 de <https://ria.ua.pt/handle/10773/17917>.

Stegmann, R., Heyer, K. U., & Cossu, R. (2005). Leachate treatment. Em *Proceedings Sardinia* (Vol. 10). Acedido a 12 de janeiro, 2018 de <http://ifas-hamburg.com/pdf/leachate05.pdf>.

Tchobanoglous, G. e Kreith, F.(2002). *Handbook of Solid Waste Management*, 2ª Edição. McGraw-Hill.

Anexos

Anexo I

Especificação técnica CEN/TS 15359:2006 do CDR.

Tabela 25. Divisão, em classes, do CDR produzido conforme a especificação técnica CEN/TS 15359:2006 (Fonte: Recivalongo, 2018).

Propriedade	Média Estatística	Unidade	Classe				
			1	2	3	4	5
PCI	Média	MJ/kg (tal como recebido)	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 5
Cl	Média	% (base seca)	$\leq 0,2$	$\leq 0,6$	$\leq 1,0$	$\leq 1,5$	$\leq 3,0$
Hg	Mediana	mg/MJ (tal como recebido)	$\leq 0,02$	$\leq 0,03$	$\leq 0,08$	$\leq 0,15$	$\leq 0,50$
	Percentil 80	mg/MJ (tal como recebido)	$\leq 0,04$	$\leq 0,06$	$\leq 0,16$	$\leq 0,30$	$\leq 1,00$

ANEXO II Operações de Gestão de Resíduos

Tabela 26. Descrição das Operações de Gestão de Resíduos (Portaria nº 209/2004, 3 de Março).

Operação	Descrição
D1	Deposição sobre o solo ou no seu interior (por exemplo, aterro sanitário, etc.).
D2	Tratamento no solo (por exemplo, biodegradação de efluentes líquidos ou de lamas de depuração nos solos, etc.)
D3	Injeção em profundidade (por exemplo, injeção de resíduos por bombagem em poços, cúpulas salinas ou depósitos naturais, etc.).
D4	Lagunagem (por exemplo, descarga de resíduos líquidos ou de lamas de depuração em poços, lagos naturais ou artificiais, etc.)
D5	Depósitos subterrâneos especialmente concebidos (por exemplo, deposição em alinhamentos de células que são seladas e isoladas umas das outras e do ambiente, etc.).
D6	Descarga para massas de águas, com exceção dos mares e dos oceanos.
D7	Descarga para os mares e ou oceanos, incluindo inserção nos fundos marinhos.
D8	Tratamento biológico não especificado em qualquer outra parte do presente anexo que produz compostos ou misturas finais que são rejeitados por meio de qualquer das operações enumeradas de D1 a D12.
D9	Tratamento físico-químico não especificado em qualquer outra parte do presente anexo que produz compostos ou misturas finais rejeitados por meio de qualquer das operações enumeradas de D1 a D12 (por exemplo, evaporação, secagem, calcinação, etc.)
D10	Incineração em terra.
D11	Incineração no mar.
D12	Armazenagem permanente (por exemplo, armazenagem de contentores numa mina, etc.).
D13	Mistura anterior à execução de uma das operações enumeradas de D1 a D12.
D14	Reembalagem anterior a uma das operações enumeradas de D1 a D13.
D15	Armazenagem enquanto se aguarda a execução de uma das operações enumeradas de D1 a D14 (com exclusão do armazenamento temporário, antes da recolha, no local onde esta é efetuada).
R1	Utilização principal como combustível ou outros meios de produção de energia
R2	Recuperação/regeneração de solventes.
R3	Reciclagem/recuperação de compostos orgânicos que não são utilizados como solventes (incluindo as operações de compostagem e outras transformações biológicas).
R4	Reciclagem/recuperação de metais e de ligas.
R5	Reciclagem/recuperação de outras matérias inorgânicas.
R6	Regeneração de ácidos ou de bases.
R7	Recuperação de produtos utilizados na luta contra a poluição.
R8	Recuperação de componentes de catalisadores.
R9	Refinação de óleos e outras reutilizações de óleos.
R10	Tratamento no solo em benefício da agricultura ou para melhorar o ambiente.
R11	Utilização de resíduos obtidos em virtude das operações enumeradas de R1 a R10.
R12	Troca de resíduos com vista a submetê-los a uma das operações enumeradas de R1 a R11.
R13	Acumulação de resíduos destinados a uma das operações enumeradas de R1 a R12 (com exclusão do armazenamento temporário, antes da recolha, no local onde esta é efetuada).

Anexo III

Extratos dos Boletins Metrológicos Anuais (Fonte: I.P.M.A).

Extrato do Boletim Climatológico Anual 2012

“O ano 2012 em Portugal Continental caracterizou-se por uma situação de seca meteorológica, que se iniciou no final de 2011 e que se manteve durante quase todo o ano de 2012. A maior intensidade da situação de seca verificou-se no final do inverno e início da primavera, com quase todo o território nas classes de seca mais graves do índice PDSI, severa e extrema, nos meses de fevereiro e março.

No ano de 2012 verificou-se um valor de precipitação total anual de 636 mm a que corresponde um desvio negativo (em relação ao valor normal 1971-2000) de 246,1 mm, e que permite classificar 2012 como um ano seco.

2012 foi o 8º ano mais seco dos últimos 82 anos.

O valor médio da temperatura média anual em 2012, 15,14°C, foi ligeiramente inferior ao valor médio 1971-2000 (anomalia de -0,12°C), com o valor médio anual da temperatura máxima superior ao valor

normal em +0,43°C e o valor médio anual da temperatura mínima inferior em -0,67°C.

No ano de 2012 ocorreram 4 ondas de calor, nos meses de março, maio e setembro, e uma onda de frio em fevereiro.”

Extrato do Boletim Climatológico Anual 2013

“O ano 2013, em Portugal Continental, caracterizou-se valores da temperatura média ligeiramente superiores ao valor médio (período 1971-2000).

O valor médio de precipitação total anual, 939 mm, corresponde a uma anomalia de +57 mm (em relação ao valor médio 1971-2000) o que permite classificar 2013 como um ano normal. Em termos espaciais os valores de precipitação foram superiores ao valor médio nas regiões do Norte e Centro e inferiores em algumas regiões do Sul.

O valor médio anual da temperatura média do ar, 15,39 °C, foi superior ao valor médio (anomalia de cerca de +0.13 °C). Valores superiores aos registados este ano ocorreram em cerca de 30 % dos anos.

Também o valor médio anual da temperatura máxima do ar foi superior ao valor normal em +0,44 °C, enquanto que o valor médio anual da temperatura mínima do ar foi inferior em -0,17°C.

No ano de 2013 ocorreram 3 ondas de calor, nos meses de verão (junho, julho e agosto) e 1 onda de frio em fevereiro.

Realçam-se os meses de março e novembro. No primeiro caso porque foi 2º mês de março mais chuvoso em Portugal Continental nos últimos 50 anos; no segundo caso porque foi 4º mês de novembro mais seco dos últimos 83 anos. Merece ainda referência a queda de neve na 2ª quinzena do mês de maio e em junho.”

Extrato do Boletim Climatológico Anual 2014

“O ano 2014, em Portugal Continental, caracterizou-se por valores da temperatura média do ar e da precipitação superiores ao valor médio (período 1971-2000).

O valor médio anual da temperatura média do ar, 15,80 °C, foi superior ao valor médio em +0,54°C, sendo o 12º valor mais alto desde 1931. Valores superiores aos registados este ano ocorreram apenas em cerca de 15 % dos anos.

Os valores médios anuais da temperatura máxima e mínima do ar foram superiores aos respetivos valores normais em +0,51°C e +0,6°C, respetivamente.

O valor médio anual da temperatura mínima do ar corresponde ao 11º valor mais alto desde 1931 e o 2º mais alto desde 2000. Valores da temperatura máxima do ar superiores aos registados este ano ocorreram em 20% dos anos

O valor médio de precipitação total anual, 1098,2 mm, corresponde a uma anomalia de +216,1 mm (em relação ao valor médio 1971-2000) o que permite classificar 2014 como um ano muito chuvoso.

Valores superiores aos registados este ano ocorreram apenas em cerca de 20 % dos anos (desde 1931), sendo o valor da quantidade de precipitação em 2014 o mais alto dos últimos 25 anos”

Extrato do Boletim Climatológico Anual 2015

“O ano 2015 em Portugal Continental, foi extremamente seco e muito quente.

O valor médio anual da temperatura média do ar no ano de 2015 (15,99 °C) foi superior ao valor normal 1971-2000, sendo o 7º mais quente desde 1931 e o 2º desde 2000.

O valor médio da temperatura máxima do ar (21,85 °C) foi o 2º mais alto desde 1931 e o mais alto dos últimos 18 anos, com um desvio em relação ao valor normal de +1,35 °C.

O valor da temperatura mínima do ar, 10,12 °C, foi ligeiramente superior ao valor médio (+0,10 °C); valores superiores aos registados este ano ocorreram em cerca de 30 % dos anos.

Durante o ano de 2015 os valores mensais da temperatura média do ar foram sempre superiores ao normal, exceto nos meses de janeiro, fevereiro e setembro. Destacam-se as anomalias dos meses de maio (+2,9 °C), junho (+2,4 °C) e dezembro (+1,8 °C). Ocorreram ainda 7 ondas de calor: 3 na primavera (1 em março, 2 em maio), 3 no verão (2 em junho, 1 em julho) e 1 no Outono (em novembro).

No ano de 2015 o valor médio de precipitação total anual, 599.6 mm foi muito inferior ao valor normal (anomalia de -282,5mm), sendo o 6º mais seco desde 1931 e o 4º mais seco desde 2000.

Durante o ano apenas os meses de setembro e outubro registaram valores superiores ao normal e os meses mais secos foram fevereiro (-63 mm), março (-44 mm), novembro (-56 mm) e dezembro (-69 mm).”

Extrato do Boletim Climatológico Anual 2016

“O ano de 2016 em Portugal Continental, foi quente quanto à temperatura ar e normal quanto à quantidade de precipitação.

O valor médio anual da temperatura média do ar em 2016 (15,91°C) foi superior ao valor normal 1971-2000 (+0,65°C), sendo o 11º mais quente desde 1931 e o 4º desde 2000.

Nos meses de junho a outubro verificaram-se valores de temperatura máxima em geral muito superiores ao normal, tendo o valor médio da temperatura máxima no verão sido o mais alto desde 1931.

O valor da temperatura mínima do ar, 10,21°C, foi ligeiramente superior ao valor médio (+0,19°C); valores superiores aos registados este ano ocorreram em cerca de 30% dos anos.

Em 2016, a temperatura média do ar em Portugal Continental foi, na generalidade dos meses, muito superior ao normal. Em particular, no mês de janeiro e no período de junho a outubro verificaram-se anomalias superiores a +1,0°C. março foi o único mês com uma anomalia bastante negativa (-1,43°C). Os restantes meses (fevereiro, abril, maio, novembro e dezembro) apresentaram valores de temperatura média próximos do normal.

No ano 2016 ocorreram 5 ondas de calor: 3 no verão (2 em julho, 1 em agosto) e 2 no outono (setembro e outubro).

No ano 2016 o valor médio de precipitação total anual, 991,6mm foi superior ao valor normal (anomalia de +109,5mm), sendo o 5º valor mais alto desde 2000. Valores de precipitação superiores aos registados em 2016 ocorreram em cerca de 40% dos anos. Os meses de janeiro a maio registaram valores superiores ao normal; de junho a dezembro, apenas o mês de novembro registou valores de precipitação ligeiramente superiores ao valor normal.

De acordo com o índice meteorológico de seca PDSI⁵, no final do mês de dezembro cerca de 78% do território estava em situação de seca fraca.”

Extrato do Boletim Climatológico Anual 2017

“O ano de 2017, em Portugal Continental, classificou-se como extremamente quente e extremamente seco.

O ano 2017 foi o 2º ano mais quente desde 1931 (o mais quente foi em 1997) com um valor médio de temperatura média do ar de 16,33 °C, +1,07 °C em relação ao valor normal 1971-2000.

A temperatura máxima em 2017, 22,82 °C, +2,32 °C superior ao valor normal foi o valor mais alto desde 1931, ultrapassando em cerca de 1,0 °C o anterior maior valor (1997: 21,88 °C).

Em 2017, a temperatura máxima do ar em Portugal continental foi, superior ao normal em todos os meses do ano, e em particular, nos meses de abril, maio, junho e outubro onde se verificaram anomalias superiores ou iguais a 4,0 °C. Quanto à temperatura mínima e no primeiro semestre do ano apresentou valores médios superiores ao normal exceto em janeiro e no 2º semestre foi quase sempre inferior ao normal exceto no mês de outubro.

Deste modo em 2017 destaca-se em relação à temperatura:

- janeiro – Valores muito baixos da temperatura mínima do ar. No dia 19 de janeiro foram ultrapassados os valores absolutos da temperatura mínima do ar em algumas estações meteorológicas;

- abril - 5º mais quente e o valor da temperatura máxima do ar o mais alto desde 1931.
- maio - 3º mais quente e o valor da temperatura máxima do ar foi o 2º mais alto desde 1931.
- junho - 3º mais quente e o valor da temperatura máxima do ar o 3º mais alto desde 1931.

Nos dias 17 e 18. Foram ultrapassados os maiores valores da temperatura máxima para o mês de junho, em mais de 50% das estações meteorológicas. Dia 17 de Junho foi o mais quente do ano (29,4 °C), e a temperatura máxima foi 39,1 °C, que corresponde ao valor mais altos dos últimos 10 anos (+10,0 °C em relação ao normal); 39,12 °C de temperatura máxima (+13,8 °C em relação ao normal) e 19,7 °C de temperatura mínima (+6,2 °C em relação ao normal (+10,0 °C em relação ao normal)); 39,12 °C de temperatura máxima (+13,8 °C em relação ao normal) e 19,7 °C de temperatura mínima (+6,2 °C em relação ao normal)

- outubro – o mais quente dos últimos 87 anos e o valor médio da temperatura máxima do ar foi também o mais alto. Foram ultrapassados os maiores valores da temperatura do ar para o mês de outubro, em algumas estações meteorológicas, com especial destaque para o dia 15, o mais quente do mês.

⁵ “PDSI - *Palmer Drought Severity Index* - Índice que se baseia no conceito do balanço da água tendo em conta os dados da quantidade de precipitação, temperatura do ar e capacidade de água disponível no solo; permite detetar a ocorrência de períodos de seca e classifica-os em termos de intensidade (fraca, moderada, severa e extrema).”

- 1 onda de frio em janeiro (14 a 26)
- 7 ondas de calor: 2 na primavera (1 em abril e 1 em maio), 2 no verão (1 em junho, 1 em julho) e 3 no outono (2 em outubro e 1 em novembro).

O valor médio de precipitação total anual, 541,3 mm, em 2017 foi o 3º mais baixo desde 1931 (mais baixos em 2005 e 2007), correspondendo a cerca de 60% do valor normal. De referir que os 4 anos mais secos desde 1931 ocorreram todos depois de 2003.

Durante o ano apenas nos meses de fevereiro e março a precipitação foi superior ao normal (cerca de 15 a 20 mm), de abril a dezembro as anomalias de precipitação foram persistentemente negativas, sendo este período o mais seco dos últimos 87 anos.

Durante o período de abril a outubro a conjugação de valores de precipitação muito inferiores ao normal e valores de temperatura muito acima do normal, em particular da temperatura máxima, teve como consequência a ocorrência de valores altos de evapotranspiração e valores significativos de défices de humidade do solo.”

Anexo IV
Determinação da ETP pela fórmula de *Thornthwaite*

A fórmula de *Thornthwaite* baseia-se essencialmente na temperatura média mensal (T_m), sendo a ETP é determinada da seguinte forma quando $T_m > 0$.

$$ETP[\text{mm}] = 16 \times N_m[-] \times \left(\frac{10 \times T_m[^\circ\text{C}]}{I} \right)^a \tag{Eq. (16)}$$

Onde,

$$N_m[-] = \frac{H_{0m}[\text{h}] \times D_m[\text{d}]}{360} \tag{Eq. (17)}$$

$$I[-] = \sum \left(\frac{T_m[^\circ\text{C}]}{5} \right)^{1,5} \tag{Eq. (18)}$$

$$a[-] = 6,75 \times 10^{-7} \times I^3 - 7,71 \times 10^{-5} \times I^2 + 1,792 \times 10^{-2} \times I + 0,49239 \tag{Eq. (19)}$$

Em que, D_m é o número de dias do mês e H_{0m} a insolação astronómica média diária no mês m , em horas, definida na tabela 27.

Tabela 27. Insolação astronómica média diária [h] (Fonte: Hipólito e Vaz, 2013).

Lat.	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
60	6,5	8,8	11,5	14,3	16,9	18,3	17,6	15,2	12,4	9,6	7,1	5,6
55	7,6	9,4	11,6	13,9	15,9	17,0	16,5	14,6	12,4	10,1	8,0	7,0
50	8,4	9,8	11,6	13,6	15,2	16,1	15,6	14,2	12,3	10,4	8,7	7,9
45	9,0	10,2	11,7	13,3	14,7	15,4	15,0	13,8	12,3	10,6	9,3	8,6
40	9,5	10,5	11,7	13,1	14,2	14,8	14,5	13,5	12,2	10,9	9,7	9,2
35	9,9	10,7	11,8	12,9	13,8	14,3	14,1	13,3	12,2	11,1	10,1	9,7
30	10,3	11,0	11,8	12,7	13,5	13,9	13,7	13,0	12,1	11,2	10,5	10,1
25	10,6	11,2	11,9	12,6	13,2	13,5	13,4	12,8	12,1	11,4	10,8	10,5
20	10,9	11,3	11,9	12,5	13,0	13,2	13,1	12,7	12,1	11,5	11,0	10,8
15	11,2	11,5	11,9	12,3	12,7	12,9	12,8	12,5	12,1	11,6	11,3	11,1
10	11,5	11,7	11,9	12,2	12,5	12,6	12,5	12,3	12,0	11,8	11,5	11,4
5	11,7	11,8	12,0	12,1	12,2	12,3	12,3	12,2	12,0	11,9	11,8	11,7
0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0
-5	12,3	12,2	12,0	11,9	11,8	11,7	11,7	11,8	12,0	12,1	12,2	12,3
-10	12,5	12,3	12,1	11,8	11,5	11,4	11,5	11,7	12,0	12,2	12,5	12,6
-15	12,8	12,5	12,1	11,7	11,3	11,1	11,2	11,5	11,9	12,4	12,7	12,9
-20	13,1	12,7	12,1	11,5	11,0	10,8	10,9	11,3	11,9	12,5	13,0	13,2
-25	13,4	12,8	12,1	11,4	10,8	10,5	10,6	11,2	11,9	12,6	13,2	13,5
-30	13,7	13,0	13,0	11,3	10,5	10,1	10,3	11,0	11,9	12,8	13,5	13,9
-35	14,1	13,3	13,3	11,1	10,2	9,7	9,9	10,7	11,8	12,9	13,9	14,3
-40	14,5	13,5	13,5	10,9	9,8	9,2	9,5	10,5	11,8	13,1	14,3	14,8
-45	15,0	13,8	13,8	10,7	9,3	8,6	9,0	10,2	11,7	13,4	14,7	15,4
-50	15,6	14,2	14,2	10,4	8,8	7,9	8,4	9,8	11,7	13,6	15,3	16,1
-55	16,4	14,6	14,6	10,1	8,1	7,0	7,5	9,4	11,6	13,9	16,0	17,0
-60	17,5	15,2	15,2	9,7	7,1	5,7	6,4	8,8	11,6	14,4	16,9	18,4

