



Hinc patriam sustinet

Instituto Superior de Agronomia
Universidade Técnica de Lisboa



O DIAGNÓSTICO DE UMA ETAR COMO SUPORTE À DECISÃO PARA A REUTILIZAÇÃO DO EFLUENTE TRATADO – CASO DE ESTUDO DA ETAR DE CORUCHE

Gonçalo Nuno Santos Serrão de Sousa

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente

Orientador: Prof. Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte

Co-orientador: Doutor David Paulo Fangueiro

Co-orientador externo: Mestre Maria Rosa Geadas Lopes

Júri:

Presidente: Doutor Ernesto José de Melo Pestana de Vasconcelos, Professor Catedrático do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vogais: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Doutor David Paulo Fangueiro, Investigador Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa

Mestre Maria Rosa Geadas Lopes, na qualidade de especialista.

Lisboa, 2009

AGRADECIMENTOS

À professora Doutora Elizabeth de Almeida Duarte por me ter permitido e incentivado à realização deste trabalho, por todo o seu apoio, disponibilidade e orientação, pelas horas que lhe ocupei, pelos conselhos e críticas efectuadas nas inúmeras revisões que fez deste manuscrito.

Ao Doutor David Figueiro pelos seus ensinamentos, pela disponibilidade para o esclarecimento de dúvidas, pelas discussões construtivas e pela ajuda na revisão do manuscrito.

À engenheira Rosa Lopes pelo interesse que demonstrou por este trabalho e pela incansável ajuda ao longo do desenvolvimento do mesmo, através da disponibilização de dados técnicos da ETAR, bem como pela revisão deste manuscrito.

Ao Professor Doutor Raul Sousa, Presidente do Departamento de Química Agrícola e Ambiental (DQAA) do Instituto Superior de Agronomia (ISA), por ter autorizado a realização desta dissertação no DQAA, bem como pelos meios facultados para a realização da mesma.

Aos técnicos do DQAA e Horto do ISA, Domingos Figueiredo, Maria de Lurdes Moreira, Maria Madalena Simão, Maria Isabel Carvalho, Carlos Fonseca e José Felício, pela disponibilidade, apoio técnico e boa disposição.

À Câmara Municipal de Coruche, entidade gestora da ETAR, à data do início deste trabalho, em particular ao vereador da Divisão de Serviços Urbanos, Água, Saneamento e Meio Ambiente, Sr. Francisco Oliveira, por me ter dado a oportunidade desenvolver este trabalho na ETAR de Coruche.

À Empresa Águas do Ribatejo, entidade com a responsabilidade actual da gestão da ETAR, pelo reconhecimento da importância deste trabalho e pelo interesse manifestado pela realização do mesmo.

À engenheira Inês Matos, pelo interesse demonstrado por este trabalho e pela disponibilidade para a correcção do documento escrito.

Aos técnicos da ETAR de Coruche, Luís Ferreira e Nuno Oliveira pela incansável colaboração na recolha dos dados de campo, fundamentais na análise técnica da ETAR.

À arquitecta Maria do Castelo Morais e aos técnicos de gestão de espaços verdes da Câmara Municipal de Coruche, pela ajuda na instalação do ensaio de campo.

À equipa do Grupo de Disciplinas de Ecologia da Hidrosfera da Faculdade de Ciências da Universidade Nova de Lisboa, em especial às professoras Benilde Mendes e Ana Fernando, e à técnica Rita Braga, pelo apoio na realização das análises microbiológicas aos efluentes tratados.

À Associação de Regantes e Beneficiários do Vale do Sorraia, pela disponibilização dos dados pluviométricos.

Ao engenheiro Miguel Martins pelos conhecimentos e pela preciosa ajuda na formatação do documento escrito.

Ao Tiago pela enriquecedora troca de ideias e à Ana Lúcia pela ajuda na formatação do manuscrito.

Aos colegas do Mestrado em Engenharia do Ambiente, que me acompanharam ao longo destes anos, pelos bons momentos que passámos, pelo apoio e pela amizade, em particular ao Sérgio Baptista, Alíria Fernandes, Maria João, Filipe Lopes, Berta Godinho e à Ana Raquel.

À Clarinha, pela grande amizade, pelo apoio incondicional nos bons e maus momentos e pela ajuda na revisão do manuscrito.

À Marta por todo o carinho, pelos bons momentos que passámos ao longo destes últimos anos, e pela ajuda na escrita do resumo em inglês.

À madrinha Castelo e ao Quim, pela forma como me receberam durante estes últimos anos e por todo o apoio e coragem.

Aos meus pais, tão importantes em todos os momentos da minha vida, pelo apoio incondicional, pois sem ele teria sido impossível a realização deste objectivo.

À minha mana, pela grande paciência que tem para me aturar, por todo o apoio e pela grande ajuda na revisão do trabalho.

Um grande OBRIGADO a todos!

RESUMO

Este trabalho teve como principal objectivo a avaliação das condições técnicas da ETAR de Coruche, com vista à reutilização dos efluentes tratados. Foi feita uma análise de dados de campo, através do tratamento dos registos diários dos caudais influentes e da recolha e caracterização de amostras do influente e efluente tratado. Esta permitiu avaliar o comportamento hidráulico do caudal, concentrações do influente e do efluente tratado, percentagem de redução da carga poluente e qualidade do efluente tratado, face aos requisitos de descarga no meio receptor natural e de utilização para rega. Instalaram-se ainda, dois ensaios para o estudo do potencial de reutilização do efluente tratado para rega, avaliando a sua interacção com o solo e com as plantas.

O efluente tratado induziu, no ensaio laboratorial, uma menor mineralização do N orgânico dos ROB e em alguns casos a potencial imobilização do N mineral. O ensaio de campo mostrou que a rega com o efluente tratado resultou numa melhoria da qualidade da relva, que foi mais evidente quando combinada com a aplicação ao solo de lamas produzidas na ETAR.

Em suma, o efluente tratado apresentou valências que permitem a sua reutilização, como alternativa à descarga no meio receptor natural.

Palavras-chave: ETAR; Diagnóstico; Efluente tratado; Reutilização para rega; Azoto; Fertilização.

ABSTRACT

The main objective of this work was the assessment of the WWTP technical conditions, for treated wastewater reuse. Field data analyses carried out through the processing of wastewater flow daily records and the collection and characterization of wastewater and treated wastewater samples. This allowed to assess the wastewater hydraulic performance, wastewater and treated wastewater concentrations, percentage of pollution load reduction and treated wastewater quality, according to the requirements for discharge on water body and for irrigation use. Furthermore two experiments were made in order to assess the potential of treated wastewater reuse for irrigation, through its interaction with the soil and the plants.

In trial experiment, treated wastewater induced a lower mineralization of BOW organic N and in some cases the potential N mineral immobilization. The field experiment showed that grass irrigation with treated wastewater resulted in an improved grass quality that may be enhanced with the application of sewage sludge *in situ* into the soil.

The overall conclusion shows that treated wastewater possesses characteristics which allow its reuse as an alternative to discharge on water body.

Key words: WWTP; Diagnosis; Treated wastewater; Reuse for irrigation; Nitrogen; Fertilization

EXTENDED ABSTRACT

The reuse of treated wastewater had become as a valid option to minimize the water scarcity impacts. Nowadays there are high volumes of treated wastewater that allow them to be faced has a resource with several uses, such as industry, agriculture and non potable urban uses. In this case, the field experiments allow an assessment of systems performance in their own environment.

The study encounters the issues of the treated wastewater reuse at the WWTP's Coruche, the latter has been running recently and has a small/medium size. Field data analyses carried out through the processing of wastewater flow daily records and the collection and characterization of wastewater and treated wastewater samples. This monitoring plan allowed to assess the wastewater hydraulic performance, wastewater and treated wastewater concentrations, percentage of pollution load reduction and treated wastewater quality, according to the requirements for discharge on water body and for irrigation use. Furthermore, two experiments were conducted in order to assess the potential of treated wastewater reuse for irrigation, through its interaction with the soil and the plants.

During the analysis period, was found that wastewater and treated wastewater have a significant variability referring to contaminants concentration and its hydraulic performance. Furthermore, the daily medium wastewater flow was $1400 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. During this period, a volume of wastewater higher to 400000 m^3 was treated, from which a low percentage was reused to cleaning procedures at the WWTP and the remains was discharged in the Sorraia's river. The treated wastewater presented a considerable content of some nutrients as nitrogen ($19 - 67 \text{ mg L}^{-1}$) and phosphorus ($2 - 6 \text{ mg L}^{-1}$), as well as low content of heavy metals.

The trial experiment (anaerobic incubation) allowed assessing of the effect of treated wastewater on the potential mineralization of the BOW organic N, comparing it with the effect of the distilled water and public water. The experiment results show that treated wastewater induced lower organic N mineralization; CM+Ef (7,85%); L+Ef (4,87%); CP+Ef (3,81%); EC+Ef (2,33), FC+Ef (0,32) compared to the experiments where H_2O and AR were used. In S+Ef (-11,2%), PA+Ef (-6,71%), PT+Ef (-0,64%) mineral N immobilization was observed.

The assessment of treated wastewater potential as a water and nutrients source for plants was studied in the field experiment. This showed its positive effect over lawn installation through higher growth of grass (16,67cm) and higher dry matter yield ($181,47 \text{ g m}^{-2}$). These results represent a significant increase in the grass yield comparing with public water irrigation. The grass yield had been increased even more, when combined with the application of sewage sludge produced *in situ* into the soil, the grass height was about 26,06

cm and the yield of dry matter of 231,77 g m⁻², which prove once more its benefits as an organic fertilizer. Moreover, there was increases of some soil parameters (PH, conductivity, organic matter, Ca²⁺, Na⁺, K⁺, Mg²⁺ and NH₄⁺), showing that treated wastewater irrigation can cause a soil sodization.

In this case, the treated wastewater reuse for green spaces irrigation in the WWTP surrounded area is the most viable option in a sustainable environment perspective (environmental management approach). This region has a wide agriculture area, recycling the treated wastewater to the Sorraia's irrigation system can be a beneficial option in periods with low water availability, since that quality parameters allows wastewater reuse for irrigation.

In this study were obtained results which provided useful information for implementing a treated wastewater management plan from small / medium size WWTP's, presenting options for treated wastewater discharge on water body, preserving water resources and contributing to implementation of Plano Nacional do Uso eficiente da Água (PNUEA) in urban and agricultural components.

ÍNDICE GERAL

1 - INTRODUÇÃO	1
1.1 - Objectivos	1
1.2 - Enquadramento e oportunidade do tema	2
1.3 - Organização da dissertação.....	2
2 - ORIGEM DAS ÁGUAS RESIDUAIS.....	4
2.1 - Ciclo “urbano” da água.....	4
2.2 - Águas residuais urbanas.....	4
2.2.1 - Componente doméstica	5
2.2.2 - Componente não doméstica	5
2.2.3 - Infiltração/escorrências	6
2.2.4 - Variação do caudal das águas residuais	6
2.2.5 - Principais características	7
3 - TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS.....	8
3.1 - Tratamento preliminar	8
3.2 - Tratamento primário.....	9
3.3 - Tratamento secundário	9
3.4 - Tratamento terciário.....	10
3.5 - Tratamento da fase sólida.....	11
4 - ENQUADRAMENTO LEGAL	13
4.1 - Condições de descarga de águas residuais urbanas no meio receptor.....	13
4.1.1 - Enquadramento legislativo da União Europeia.....	13
4.1.2 - Enquadramento legislativo de Portugal.....	14
5 - LINHAS DE ORIENTAÇÃO PARA A UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS EM PORTUGAL	15
5.1 - Recomendação do IRAR n.º 2/2007 – UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS	15
5.1.1 - Utilização das águas residuais tratadas	15
5.1.2 - Produção de águas residuais para reutilização	15
5.1.3 - Controlo de qualidade	16
5.2 - NP 4434:2005 - NORMA PORTUGUESA PARA A REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS TRATADAS NA REGA.....	16
5.2.1 - Qualidade das águas residuais tratadas para rega	16
5.2.2 - Redução dos impactes ambientais e riscos para a saúde pública.....	17
5.2.3 - Controlo e monitorização	17

6	- REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS	18
6.1	- Reutilização de águas residuais em várias regiões do mundo	18
6.1.1	- Austrália.....	18
6.1.2	- Estados Unidos da América.....	19
6.1.3	- Índia.....	19
6.1.4	- Região Mediterrânica.....	19
6.2	- Aspectos a considerar na reutilização das águas residuais.....	20
6.2.1	- Aspectos socioculturais.....	20
6.2.2	- Aspectos ambientais e de saúde pública	21
6.2.3	- Aspectos económico-financeiros.....	21
6.3	- Benefícios da reutilização das águas residuais tratadas	22
6.4	- Parâmetros com interesse agronómico na utilização de efluentes tratados para rega	22
6.4.1	- Azoto	23
6.4.1.1	- Principais formas de azoto presentes dos efluentes tratados.....	23
6.4.1.2	- Mineralização e Imobilização	23
6.4.2	- Fósforo.....	25
6.4.3	- pH.....	25
6.4.4	- Concentração total de sais.....	25
6.4.5	- RAS	26
6.4.6	- Elementos vestigiais	27
6.4.7	- Iões tóxicos.....	28
7	- PARTE EXPERIMENTAL.....	29
7.1	- Caracterização do concelho de Coruche.....	29
7.2	- Rede de drenagem de águas pluviais e águas residuais urbanas, Emissário e Estação Elevatória.....	29
7.3	- Caracterização da ETAR de Coruche	30
7.3.1	- Aspectos gerais	30
7.3.2	- Etapas do processo de tratamento.....	31
7.4	- Análise do caudal influente à ETAR	34
7.5	- Monitorização do influente e do efluente tratado	35
7.5.1	- Amostragem e metodologia	35
7.5.2	- Tratamento dos resultados.....	36
7.6	- Avaliação da interacção entre o efluente tratado, o solo e as plantas.	37
7.6.1	- Ensaio de incubação.....	37
7.6.2	- Ensaio de campo	39
7.6.3	- Tratamento estatístico.....	43

8	- RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
8.1	- Caracterização das águas residuais	44
8.1.1	- Análise do caudal influente à ETAR	44
8.1.2	- Análise da variação de caudais	46
8.1.3	- Influência da precipitação nos caudais influentes à ETAR	47
8.1.4	- Caracterização físico-química do influente e do efluente tratado	48
8.1.4.1	- Análise das características do influente	50
8.1.4.2	- Análise das características do efluente tratado	51
8.1.5	- Percentagem de redução da carga poluente	53
8.1.6	- Eficiência de tratamento	54
8.1.7	- Análise das características do efluente tratado de acordo com os requisitos de descarga no meio receptor	55
8.1.8	- Caracterização do efluente tratado, para a utilização na rega	57
8.2	- Reutilização do efluente tratado para rega - Avaliação da interacção entre o efluente tratado, o solo e as plantas	58
8.2.1	- Potencial de mineralização do azoto orgânico	58
8.2.2	- Avaliação do efeito fertilizante de efluente tratado na instalação de um relvado	64
8.2.2.1	- Evolução da altura da relva	65
8.2.2.2	- Evolução do teor de azoto mineral	66
8.2.2.3	- Produção de matéria seca	69
8.2.2.4	- Teor de N Kjeldahl	71
8.2.2.5	- Análise do solo no final do ensaio	72
9	- CONCLUSÃO GERAL	74
10	- PERSPECTIVAS FUTURAS	76
11	- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
	ANEXOS	LXXXIII

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1- Ciclo urbano da água	4
Figura 2.2 - Variação característica do caudal de origem doméstica	6
Figura 7.1 - Rede de drenagem de águas residuais, Emissário, Estação Elevatória e Bacia de Retenção.....	30
Figura 7.2 - Esquema geral do tratamento instalado na ETAR de Coruche.....	33
Figura 7.3 - Recolha das Amostras.....	35
Figura 7.4 - Conservação das amostras.....	35
Figura 7.5 - Modalidades em incubação na estufa a 40° C.....	39
Figura 7.6 - Adição de KCL 4M, para extracção do azoto mineral.....	39
Figura 7.7 - Preparação do terreno.....	39
Figura 7.8 - Aspecto do ensaio, após a sementeira da relva.....	39
Figura 7.9 - Esquema geral do ensaio de campo.....	40
Figura 7.10 - Rega do ensaio.....	41
Figura 7.11 - Quantidade de água adicionada ao ensaio.....	42
Figura 7.12 - Secagem da relva numa estufa com ventilação forçada (65°C).....	42
Figura 8.1 - Caudal médio diário; Precipitação média diária.....	44
Figura 8.2 - Caudal mensal; Precipitação mensal.....	44
Figura 8.3 - Variação do caudal diário, em função da hora do dia.....	46
Figura 8.4 - Diagrama cronológico dos caudais medidos na ETAR de Coruche e da precipitação registada, entre Novembro de 2008 e Agosto de 2009.....	47
Figura 8.5 - CBO ₅ (mgO ₂ L ⁻¹).....	48
Figura 8.6 - CQO (mg O ₂ L ⁻¹).....	48
Figura 8.7 - SST (mg L ⁻¹).....	48
Figura 8.8 - SSV (mg L ⁻¹).....	48
Figura 8.9 - N _T (mg L ⁻¹).....	49
Figura 8.10 - N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹).....	49
Figura 8.11 - N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹).....	49
Figura 8.12 - P _T (mgO ₂ L ⁻¹).....	49
Figura 8.13 - CE (µS cm ⁻¹).....	49
Figura 8.14 - pH.....	49
Figura 8.15 - Detergentes (mg MBAS L ⁻¹).....	49
Figura 8.16 - Redução da carga de CBO ₅ (%).....	53
Figura 8.17 - Redução da carga de CQO (%).....	53
Figura 8.18 - Redução da carga de SST (%).....	53
Figura 8.19 - Redução da carga de N _T (%).....	53
Figura 8.20 - Redução da carga de P _T (%).....	53
Figura 8.21 - Concentração média de CQO nas várias etapas do processo de tratamento.....	54
Figura 8.22 - CBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹), VLE.....	55
Figura 8.23 - Redução da carga de CBO ₅ ; % mínima de redução.....	55
Figura 8.24 - CQO (mg O ₂ L ⁻¹), VLE.....	56
Figura 8.25 - Redução da carga de CQO; % mínima de redução.....	56
Figura 8.26 - SST (mg L ⁻¹), VLE.....	56
Figura 8.27 - Redução da carga de SST; % mínima de redução.....	56

Figura 8.28 - Relação entre a razão $C/N_{\text{orgânico}}$ dos resíduos e os PMA, nas modalidades onde se utilizou H_2O .	64
Figura 8.29 - Relação entre a razão $C/N_{\text{orgânico}}$ dos resíduos e os PMA, nas modalidades onde se utilizou AR.	64
Figura 8.30 - Relação entre a razão $C/N_{\text{orgânico}}$ dos resíduos e os PMA, nas modalidades onde se utilizou Ef.	64
Figura 8.31 - Evolução do teor de N mineral ($NH_4^+ + NO_3^-$) no solo.	69
Figura 8.32 - Aspecto da relva no final do ensaio, nas modalidades LEf e LAR.	72
Figura 8.33 - Aspecto da relva no final do ensaio, nas modalidades Ef e AR.	72
Figura I. 1 - Grades.	lxxxiii
Figura I. 2 - Tamisador.	lxxxiii
Figura I. 3 - Gradados.	lxxxiii
Figura I. 4 - Desarenador.	lxxxiii
Figura I. 5 - Areias.	lxxxiii
Figura I. 6 - Medidor de caudal (Canal de Parshal).	lxxxiii
Figura II. 1 - Vala de oxidação.	lxxxiv
Figura II. 2 - Decantador secundário.	lxxxiv
Figura III. 1 - Filtros de areia.	lxxxv
Figura III. 2 - Sistema de desinfecção UV.	lxxxv
Figura III. 3 - Descarga no meio receptor natural.	lxxxv
Figura IV. 1 - Silo de espessamento das lamas.	lxxxvi
Figura IV. 2 - Filtro de banda.	lxxxvi
Figura IV. 3 - Leitões de secagem.	lxxxvi
Figura IV. 4 - Lama desidratada.	lxxxvi
Figura IX. 1 - Evolução dos valores médios do N amoniacal nas diferentes modalidades, ao longo dos 70 dias de duração do ensaio ($mg\ N-NH_4^-\ kg^{-1}$ solo).	xciii
Figura IX. 2 - Evolução dos valores médios do N amoniacal nas diferentes modalidades, ao longo dos 70 dias de duração do ensaio ($mg\ N-NO_3^-\ kg^{-1}$ solo).	xciii
Figura X. 1 - Aspecto da relva durante o ensaio.	xciv

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 2.1 - Características das águas residuais domésticas não tratadas (Metcalf e Eddy, 2003).....	7
Quadro 7.1 - Condições médias do influente (dados de projecto).	31
Quadro 7.2 - Objectivos de qualidade do efluente tratado (dados de projecto).....	31
Quadro 7.3 - Métodos utilizados para a determinação dos vários parâmetros de análise do influente e do efluente tratado.	36
Quadro 7.4 - Características do solo utilizado no ensaio de incubação.	37
Quadro 7.5 - Modalidades estabelecidas no ensaio de incubação.	38
Quadro 7.6 - Modalidades estabelecidas no ensaio de campo.....	40
Quadros 7.7 - Características do solo utilizado no ensaio de campo.....	41
Quadro 7.8 - Características da lama de ETAR utilizada no ensaio de campo.	41
Quadro 8.1 - Características do efluente tratado, relativas à qualidade das águas destinadas à rega.....	57
Quadro 8.2 - Características dos resíduos orgânicos utilizados no ensaio de incubação	59
Quadro 8.3 - Teores de azoto (N_t , $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ e N orgânico) da água da rede pública e do efluente tratado utilizados no ensaio de incubação.	60
Quadro 8.4 - Potencial de mineralização do N ($mgNH_4^+ kg^{-1}$ solo seco)	60
Quadro 8.5 - Potencial de mineralização aparente do N (% do azoto orgânico aplicado).	62
Quadro 8.6 - Altura média da relva (cm), ao longo do ensaio.....	66
Quadro 8.7 - Valores médios do N amoniacal nas diferentes modalidades, ao longo dos 70 dias de duração do ensaio ($mg N-NH_4^+ kg^{-1}$ solo).....	67
Quadro 8.8 - Valores médios do N nítrico nas diferentes modalidades, ao longo dos 70 dias de duração do ensaio ($mg N-NO_3^- kg^{-1}$ solo).....	68
Quadro 8.9 - Produção média de matéria seca das quatro modalidades.....	70
Quadro 8.10 - Teor médio de N_K na matéria seca da relva.....	71
Quadro 8.11 - Características do solo.	73
Quadro V. 1 - Frequência de recolha de amostras e parâmetros analisados.....	lxxxvii
Quadro V. 2 - Parâmetros analisados em cada ponto de amostragem.....	lxxxviii
Quadro VI. 1 - Métodos utilizados para a caracterização dos ROB.	lxxxix
Quadro VI. 2 - Métodos utilizados para a caracterização do solo e das lamas.	lxxxix
Quadro VII. 1 - Características do Influyente e do Efluente tratado, em termos mensais.	xc
Quadro VII. 2 - Percentagem de redução da carga poluente.....	xcii
Quadro VIII. 1 - Normas gerais para a interpretação da qualidade de uma água de rega.....	xcii
Quadro IX. 1 - Valores médios do N mineral nas diferentes modalidades, ao longo dos 70 dias de duração do ensaio ($mg N kg^{-1}$ solo).....	xciii

LISTA DE ABREVIATURAS

AR – Água da rede pública.

ARH – Administração da região hidrográfica.

CBO₅ – Carência bioquímica de oxigénio ao fim de 5 dias.

CM – Caniço de milho.

CP – Chorume de porco.

CQO – Carência química de oxigénio.

CTO – Carência total de oxigénio.

D – Dias em que o caudal foi afectado apenas pela componente doméstica.

D+P – Dias em que o caudal foi afectado pela componente doméstica e pela precipitação.

D+R – Dias em que o caudal foi afectado pela componente doméstica e pela entrada de água do rio.

Ef – Efluente tratado.

EPA - Environmental Protection Agency.

ETA – Estação de tratamento e águas.

ETAR – Estação de tratamento de águas residuais.

EC – Estrume de cavalo.

FC – Fezes de cavalo.

H₂O – Água destilada.

IRAR – Instituto regulador de águas e resíduos.

KCL – Cloreto de potássio.

L – Lama de ETAR.

PA – Palha de arroz.

PMA – Potencial de mineralização aparente.

PM – Potencial de mineralização.

PT – Palha de trigo.

PC – Pontos de cloragem.

ROB – Resíduos orgânicos biodegradáveis.

RAS – Razão de adsorção de sódio.

SST – Sólidos suspensos totais.

SSV – Sólidos suspensos voláteis.

VMA – Valor máximo admissível.

VMR – Valor máximo recomendado.

WHO – World health organization.

1 - INTRODUÇÃO

1.1 - Objectivos

O principal objectivo da presente dissertação consistiu no estudo das condições técnicas de uma ETAR, como vista à possível reutilização do efluente tratado.

O estudo incidiu em duas componentes principais: por um lado, a análise, a partir de dados de campo, do comportamento hidráulico e ambiental de uma ETAR em operação em Portugal com início de actividade recente, e por outro a avaliação, através realização de um ensaio laboratorial e de um ensaio de campo, do potencial de reutilização do efluente tratado.

Dada a natureza complexa dos processos envolvidos no tratamento de águas residuais urbanas, especialmente na fase de arranque, associada ao carácter estocástico das variáveis intervenientes, a realização de estudos de campo contribui para o conhecimento e compreensão do comportamento dos sistemas, no ambiente para o qual foram concebidos.

A análise dos dados de campo permitiu o estudo de diversas situações, designadamente:

- Condições hidráulicas na ETAR (caudais influentes e suas componentes).
- Concentrações do influente e do efluente tratado.
- Percentagens de redução dos principais parâmetros indicadores de poluição.
- A qualidade do efluente tratado, face à exigência dos parâmetros de descarga no meio receptor natural e da utilização para rega

A realização dos ensaios (laboratorial e de campo) permitiu avaliar a interacção entre o efluente tratado, o solo e as plantas, através do estudo do:

- Efeito do efluente tratado no potencial de mineralização do azoto orgânico proveniente de resíduos orgânicos biodegradáveis (ROB) adicionados ao solo.
- Valor fertilizante do efluente tratado, para instalação de um relvado nos espaços verdes envolventes à ETAR.

1.2 - Enquadramento e oportunidade do tema

A irregular distribuição dos recursos hídricos no planeta, aliada à sua sobreexploração, tem dado origem, a problemas de escassez de água, que se tendem a agravar (Asano, 2002). Esta situação tem impulsionado a crescente procura de novas fontes de água, sobretudo através da reutilização de águas residuais tratadas, do aproveitamento da água das chuvas e da dessalinização.

A reutilização das águas residuais tratadas poderá assumir-se como mecanismo viável de resposta aos problemas de escassez de água, devido à existência de elevados volumes disponíveis, que podem ser utilizados como um recurso hídrico na agricultura, na indústria e em usos urbanos não potáveis (Asano, 2002). No caso particular da agricultura associam-se o benefício de uma nova fonte de água, com uma importante fonte de nutrientes.

A partir de uma revisão bibliográfica, foi feita referência à origem das águas residuais e às principais técnicas existentes para o seu tratamento. Apresentou-se também uma compilação legislativa sobre as principais políticas de gestão de recursos hídricos, nomeadamente ao nível da descarga de águas residuais tratadas no meio receptor natural, bem como a análise da situação actual da reutilização das águas residuais no mundo, com destaque para a reutilização na rega.

Neste contexto, surgiu a oportunidade de acompanhar o início de actividade da ETAR de Coruche, tendo sido efectuado ao longo do período de estudo um diagnóstico das condições técnicas e ambientais da mesma. Foi também avaliada a possibilidade de reutilização do efluente tratado, através da sua caracterização e da realização de alguns ensaios práticos.

1.3 - Organização da dissertação

A dissertação encontra-se organizada em 10 capítulos, sendo o primeiro relativo à introdução, os cinco seguintes resultantes de uma revisão bibliográfica, abordando os restantes a parte experimental da dissertação:

- Capítulo 1 - É feita uma breve introdução ao tema da dissertação, onde são referidos o enquadramento e oportunidade do tema e a estrutura da dissertação.
- Capítulo 2 - É abordada a origem das águas residuais, o seu comportamento hidráulico e as suas características.
- Capítulo 3 - São mencionadas as principais técnicas utilizadas no tratamento das águas residuais.

- Capítulo 4 - São abordados os mecanismos legais relativos à descarga de águas residuais tratadas no meio receptor natural.
- Capítulo 5 - São apresentadas as principais linhas de orientação para a utilização de águas residuais tratadas em Portugal.
- Capítulo 6 - É destacado o tema da reutilização da água, concretamente a reutilização das águas residuais tratadas sobretudo em termos de condicionantes, potencialidades e benefícios, sendo ainda abordada os principais parâmetros com interesse agronómico na utilização dos efluentes tratados para rega.
- Capítulo 7 - Refere-se à parte experimental, onde é apresentado o caso de estudo da ETAR de Coruche e descrita a metodologia utilizada para o desenvolvimento desta dissertação.
- Capítulo 8 - São apresentados e discutidos os resultados relativos à parte experimental da dissertação (monitorização do influente e efluente tratado, ensaios de incubação e de campo).
- Capítulos 9 e 10 – São apresentadas as principais conclusões da dissertação e propostas algumas medidas, com vista ao desenvolvimento sustentável de sistemas que integrem o tratamento das águas residuais, bem com a reutilização dos efluentes tratados.

2 - ORIGEM DAS ÁGUAS RESIDUAIS

2.1 - Ciclo “urbano” da água

O Homem, através da utilização que faz da água, tem ao longo do tempo alterado alguns mecanismos básicos do ciclo hidrológico, tendo surgido como resultado desta acção, o conceito de o ciclo “urbano” da água (Figura 2.1). Este está associado à captação de água (superficialmente ou em profundidade), ao seu tratamento em estações de tratamento de água (ETA) e à sua distribuição aos vários utilizadores, nomeadamente zonas habitacionais, comércio, serviços e indústria (Marques e Sousa, 2007).

As águas residuais resultam das várias utilizações da água para consumo humano, podendo ser classificadas como domésticas ou industriais, de acordo com as diferentes utilizações que lhes deram origem (Levy, 2008).

A qualidade da água altera-se após a sua utilização, exigindo as águas residuais, dadas as suas características, um tratamento adequado em estações de tratamento das águas residuais (ETAR), com vista à recuperação, pelo menos parcial, dos padrões iniciais de qualidade. Sendo a posterior descarga no meio receptor natural causadora de uma menor perturbação em termos ambientais, permitindo que este regenere naturalmente a qualidade inicial do recurso hídrico (Marques e Sousa, 2007).

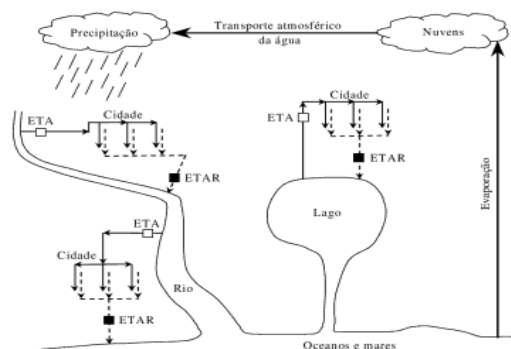


Figura 2.1- Ciclo urbano da água
(Fonte: Marques e Sousa, 2007)

2.2 - Águas residuais urbanas

O “uso” e o “consumo” de água são considerados os elementos chave para a definição do conceito de água residual (Sincero e Sincero, 2002), sendo a análise da sua origem feita

em termos quantitativos (caudais) e qualitativos (características físicas, químicas e biológicas), (Liu e Lipták, 2000).

Segundo Butler e Davies (2004), as águas residuais são originadas a partir de vários fluxos, nomeadamente de origem doméstica, não doméstica (comercial ou industrial) e infiltração/escorrências, existindo uma série de factores que os poderão condicionar, tais como: localização (condições climáticas, disponibilidade e características da água e o consumo doméstico *per capita*), hábitos alimentares; presença de comércio e indústrias, tipo de sistemas colectores (separativos ou combinados) e condições dos mesmos.

2.2.1 - Componente doméstica

As águas residuais domésticas são geradas nas áreas residenciais, podendo também ter uma contribuição de outras origens, nomeadamente escolas, hospitais e centros de lazer (Butler e Davies, 2004). O caudal relativo a esta componente é normalmente normalizado e expresso em litros por habitante por dia (Sincero e Sincero, 2002). Este é afectado pelo consumo variável de água, que por sua vez está dependente dos comportamentos e hábitos humanos, sendo evidente a relação entre o consumo de água pelas populações e a produção de águas residuais, sobretudo em termos da sua variação ao longo do tempo (Butler e Davies, 2004).

2.2.2 - Componente não doméstica

A componente comercial engloba as águas residuais produzidas em lojas, serviços, pequenas unidades industriais e estabelecimentos comerciais, como cafés, restaurantes, espaços públicos e hotéis (fluxo permanente) e também as águas residuais produzidas a partir de actividades recreativas (fluxo sazonal), (Sincero e Sincero, 2002). A necessidade de uso da água nesta componente é gerada pela ingestão de água, lavagens e usos sanitários, com padrões diferentes, relativamente aos verificados para o uso doméstico, resultando dos usos sanitários a maior parte do volume de águas residuais produzido (Butler e Davies, 2004).

A componente industrial pode, em algumas situações, ter uma expressão significativa nas características das águas residuais, sendo a sua caracterização um processo complexo, dada a vasta gama de indústrias existentes. Os efluentes de origem industrial resultam essencialmente da utilização da água em sanitários, no processo industrial, na limpeza e na refrigeração. A variação do valor do caudal industrial está também dependente do período de laboração da indústria, bem como da sua sazonalidade (agro-indústrias). Outros factores

que podem também afectar esta componente são a dimensão da indústria, a disponibilidade e custo da água e o nível de tratamento dos seus efluentes (Butler e Davies, 2004).

2.2.3 - Infiltração/escorrências

Estas componentes não são propriamente consideradas descargas, ocorrendo em consequência da existência das redes de drenagem, sendo definidas como a água que influi no sistema de uma forma directa ou indirecta. A infiltração ocorre através da entrada de água subterrânea, por rupturas ou fissuras no sistema de drenagem. As escorrências resultam das águas que influem aos sistemas de drenagem de uma forma não controlada, em qualquer ponto da rede que permita a sua entrada, o que acontece normalmente após os fenómenos precipitação (Butler e Davies, 2004)

2.2.4 - Variação do caudal das águas residuais

Um dos aspectos fundamentais na concepção das ETAR consiste na determinação precisa do comportamento dos caudais das águas residuais influentes (Sincero e Sincero, 2002). Em termos hidráulicos a variação do caudal das águas residuais é visível diariamente, semanalmente, mensalmente e anualmente.

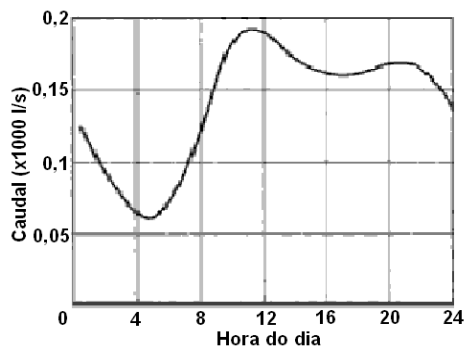


Figura 2.2 - Variação característica do caudal de origem doméstica
(Fonte: Metcalf e Eddy, 2003)

Em termos diários (Figura 2.2), os valores mais baixos do caudal ocorrem durante a madrugada, quando o consumo de água é mais reduzido, sendo o caudal afectado pela componente infiltração e por uma pequena componente proveniente dos usos sanitários. O primeiro pico ocorre geralmente ao final da manhã, quando as águas residuais resultantes dos maiores consumos de água verificados no início da manhã atingem as ETAR, ocorrendo um segundo pico normalmente ao início da noite, entre as 19 e as 21 horas. No entanto,

esta variação está bastante dependente da dimensão do local em estudo e da extensão da rede de drenagem das águas residuais (Metcalf e Eddy, 2003).

2.2.5 - Principais características

As águas residuais são geralmente definidas, de acordo com as suas características físicas, químicas e biológicas. Quanto às características físicas, estas englobam a cor, cheiro, temperatura, sólidos, turbidez, óleos e gorduras. As características químicas, relacionadas com a matéria orgânica presente na água residual são a carência bioquímica de oxigénio (CBO), carência química de oxigénio (CQO) e a carência teórica total de oxigénio (CTO). No que diz respeito às características químicas inorgânicas temos a salinidade, dureza, pH, acidez, alcalinidade, ferro, manganês, cloretos, sulfatos, sulfitos, mercúrio, chumbo, crómio, cobre, zinco, azoto amoniacal, nitritos, nitratos e fósforo. Existem ainda os parâmetros microbiológicos, tais como os coliformes, totais e fecais, *streptococcus*, patogénicos específicos e vírus (Liu e Lipták, 2000). São apresentadas no Quadro 2.1 as principais características das águas residuais, concretamente as águas residuais domésticas.

Quadro 2.1 - Características das águas residuais domésticas não tratadas (Metcalf e Eddy, 2003).

Contaminante	Unidades	Concentração		
		Fraca	Média	Forte
Sólidos totais (ST)	mg L ⁻¹	350	720	1200
Sólidos dissolvidos totais	mg L ⁻¹	250	500	850
Sólidos dissolvidos fixos	mg L ⁻¹	145	300	525
Sólidos dissolvidos voláteis	mg L ⁻¹	105	200	325
Sólidos suspensos (SS)	mg L ⁻¹	100	220	350
Sólidos suspensos fixos	mg L ⁻¹	20	55	75
Sólidos suspensos voláteis	mg L ⁻¹	80	165	275
Sólidos sedimentáveis	mg L ⁻¹	5	10	20
Carência bioquímica de oxigénio, 5 dias 20° C (CBO ₅)	mg L ⁻¹	110	220	400
Carbono orgânico total (TOC)	mg L ⁻¹	80	160	290
Carência química de oxigénio (CQO)	mg L ⁻¹	250	500	1000
Azoto total	mg L ⁻¹	20	40	85
Azoto orgânico	mg L ⁻¹	8	15	35
Azoto amoniacal	mg L ⁻¹	12	25	50
Nitritos	mg L ⁻¹	0	0	0
Nitratos	mg L ⁻¹	0	0	0
Fósforo total	mg L ⁻¹	4	8	15
Fósforo orgânico	mg L ⁻¹	1	3	5
Fósforo inorgânico	mg L ⁻¹	3	5	10
Cloretos	mg L ⁻¹	30	50	100
Sulfatos	mg L ⁻¹	20	30	50
Alcalinidade (em CaCO ₃)	mg L ⁻¹	50	100	200
Gorduras	mg L ⁻¹	50	100	150
Coliformes fecais	Nº 100 mL ⁻¹	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹
Compostos orgânicos voláteis (COV)	µg L ⁻¹	<100	100-400	>400

3 - TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS

Neste capítulo serão referidas as principais técnicas utilizadas no tratamento das águas residuais, sendo descritos de uma forma mais pormenorizada as técnicas que apresentam maior interesse, de acordo com o sistema de tratamento implementado na ETAR estudada neste trabalho.

O tratamento das águas residuais poderá ser efectuado por processos de natureza física, química e biológica, estando dividido e organizado em diversas operações que estabelecem os vários níveis de tratamento: preliminar, primário, secundário, terciário e tratamento da fase sólida (Metcalf e Eddy, 2003). Existe assim, uma fase líquida, onde se processa o tratamento do efluente, e uma fase sólida, a partir da qual se tratam os subprodutos do tratamento da fase líquida (Pereira, 2008).

3.1 - Tratamento preliminar

Na primeira etapa de tratamento estão incluídas as operações de gradagem, desarenação e remoção de gorduras, tendo estas como principal finalidade a protecção dos sistemas mecânicos das ETAR e evitar interferências operacionais provocadas por objectos, que são normalmente arrastados pelas águas residuais (Liu e Lipták, 2000).

A gradagem consiste na passagem do efluente num canal onde estão colocadas uma ou mais grades de diferentes tamanhos, que retêm os materiais grosseiros. Nesta operação, a limpeza regular das grades é um aspecto bastante importante, sendo esta efectuada manual ou mecanicamente. Os gradados, materiais sólidos recolhidos pelas grades, são o primeiro subproduto gerado pelo tratamento das águas residuais, tendo geralmente como destino final a deposição em aterro sanitário (Metcalf e Eddy, 2003).

A remoção das areias presentes nas águas residuais, desarenação, processa-se após a gradagem. A areia removida é constituída por material inorgânico como, areia (propriamente dita), escórias, pedras, cascalho, filtros de cigarro, fragmentos metálicos, pedaços de vidro e também algum material orgânico como conchas, ossos, espinhas e restos de comida. O processo de remoção das areias é feito por sedimentação, através de um desarenador (com ou sem arejamento ou de vortéx), sendo posteriormente conduzidas para um classificador de areias, onde se processa a sua lavagem, remoção da matéria orgânica existente e a redução do teor de humidade. Após o armazenamento em contentores, as areias são encaminhadas para destino final, que poderá incluir a deposição em aterro ou valorização (Pereira, 2008).

Os óleos e gorduras formam geralmente películas superficiais, que dificultam as trocas gasosas, condicionando a actividade das bactérias e microorganismos responsáveis pelo tratamento biológico e sobretudo a qualidade do efluente final descarregado no meio receptor natural. Por isso, está normalmente associada ao processo de desarenação, a remoção de óleos e gorduras, sendo estes encaminhados para tratamento apropriado, dada a sua resistência à degradação por via biológica (Pereira, 2008).

Nesta fase do tratamento está normalmente instalada, uma bacia ou tanque de equalização/homogeneização, que tem como principal objectivo o controlo das variações de carga e caudal dos influentes. Como a medição dos caudais é um aspecto extremamente importante para a gestão das ETAR, são normalmente colocados medidores de caudal na fase inicial do tratamento. Existe ainda um sistema de “by-pass”, que permite a condução do efluente para uma linha de água alternativa, se o caudal foi superior ao dimensionado ou em caso de inactividade da ETAR (Qasim, 1999).

3.2 - Tratamento primário

A etapa seguinte de tratamento refere-se ao tratamento primário, que é feito através de uma sedimentação gravítica num decantador, promovendo a remoção de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos e a recolha à superfície de escumas e materiais que flutam (óleos e gorduras) por meio de raspadores. A decantação primária permite normalmente uma remoção média de 50-70% dos sólidos suspensos e 25-40% da carência bioquímica de oxigénio (Metcalf e Eddy, 2003).

O efluente clarificado resultante deste processo, segue para o tratamento secundário, e os sólidos removidos geram uma lama, denominada lama primária (Tillman, 1992).

O tratamento primário pode ocasionalmente ser beneficiado, através de uma filtração prévia antes da decantação ou quimicamente pela adição de agentes coagulantes, que favorecem o processo de decantação (Tillman, 1992).

3.3 - Tratamento secundário

Após a decantação primária a carga do efluente em termos de CBO_5 (carência bioquímica de oxigénio) e em SST (sólidos suspensos totais) ainda é normalmente elevada, tendo o tratamento secundário como o principal objectivo, a redução dessa carga poluente.

Entre os vários processos disponíveis para o tratamento secundário das águas residuais, os de natureza biológica são os mais utilizados, nomeadamente os filtros percoladores, as lamas activadas e as lagoas de oxidação. Como as águas residuais

contêm uma elevada componente biodegradável, esta poderá ser degradada biologicamente através de processos de oxidação, com posterior captura e incorporação dos sólidos suspensos num floco biológico sedimentável. Existe ainda, a possibilidade de remoção de alguns nutrientes, potenciais causadores de fenómenos de eutrofização (azoto e fósforo), e também de alguns metais pesados (Metcalf e Eddy, 2003).

Os processos biológicos destinados ao tratamento das águas residuais podem classificar-se em processos de biomassa fixa e de biomassa suspensa.

Nos processos de biomassa fixa, os microorganismos aderem a um meio de suporte, de composição variável (pedra, areia, material sintético, etc), com uma área e ventilação suficiente para o seu crescimento (biofiltros, leitos percoladores e biodiscos), (Duarte, 2005).

Como processos de biomassa suspensa existem as lagoas de oxidação (aeróbias, anaeróbias e facultativas) e os sistemas de lamas activadas. Embora as lagoas de oxidação tenham sido bastante utilizadas no tratamento de águas residuais de pequenos aglomerados populacionais, actualmente esta designação é atribuída a todo o tipo de lagoas. As lamas activadas são o processo de biomassa suspensa mais utilizado, permitindo uma eficiência de remoção de 90-95% da carga poluente da água residual. Sendo um processo biológico aeróbio, onde ocorre a mistura por agitação e arejamento da água residual com a biomassa (microorganismos), dando origem à formação de uma lama biológica, que é posteriormente separada da fase líquida por decantação (decantação secundária). Parte dessa lama é recirculada para o tanque de arejamento, de forma a manter elevada a concentração de microorganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica presente na água residual (Duarte, 2005). O arejamento do licor misto (água residual + biomassa microbiana) é efectuado artificialmente por períodos médios de 4 a 6 horas, onde são fornecidos aproximadamente 8m^3 de ar, por cada m^3 de água residual que entra no tanque de arejamento. Este tem como objectivo, promover o crescimento microbiológico, a respiração endógena e a homogeneização do reactor aeróbio (Lin e Lee 2007).

Após a decantação das lamas no decantador secundário, o excesso de lamas biológicas é removido através de bombas e encaminhado para posterior tratamento da fase sólida (Metcalf e Eddy, 2003).

3.4 - Tratamento terciário

O tratamento terciário é uma etapa adicional do processo de tratamento sendo executado como medida de protecção adicional do ambiente, antes da descarga das águas residuais tratadas no meio receptor natural. É também, habitualmente utilizado quando se

tem por objectivo a reutilização da água residual tratada, nomeadamente para rega (culturas agrícolas, jardins e campos de golfe), para fins recreativos e para consumo humano (Maier *et al.*, 2009).

De acordo com o objectivo de qualidade pretendido, são vários os processos de tratamento terciário disponíveis. Se o objectivo for a remoção ou inactivação de patogénicos, por questões de saúde pública, ou para reutilização da água residual, a desinfecção poderá ser feita através de cloragem, ozonização ou radiação UV. Os processos de precipitação química e de tratamento biológico são normalmente utilizados, quando se tem como a objectivo a remoção de nutrientes (principalmente azoto e fósforo), (Metcalf e Eddy, 2003).

Existem também uma série de tecnologias que, embora possam ter alguns condicionalismos em termos de custos de instalação, têm dado bastantes garantias de qualidade final da água residual tratada com vista à reutilização, tais como: coagulação e decantação; filtração; membranas; adsorção sobre carvão activado; osmose inversa; oxidação avançada; troca iónica e “*air stripping*” (Metcalf e Eddy, 2003).

3.5 - Tratamento da fase sólida

No decurso do tratamento da fase líquida são gerados vários subprodutos que, antes de serem encaminhados para destino final, deverão ter um tratamento que minimize os seus custos de transporte e torne o seu manuseamento o mais seguro possível.

As lamas primárias e as lamas secundárias são os subprodutos gerados em maior quantidade ao longo do processo de tratamento das águas residuais, sendo o seu tratamento efectuado através de processos de espessamento, estabilização e desidratação.

Tanto as lamas primárias como as lamas secundárias apresentam elevados teores de humidade, 91-95% e 98,5-99,5% respectivamente. A desidratação das lamas é deste modo, um aspecto fundamental que tem como benefícios: a diminuição dos custos de transporte, a facilidade de manuseamento e transporte, o aumento do poder calorífico das lamas (importante se o destino for a incineração), a redução dos cheiros e do potencial de putrefacção e a melhoria das condições do processo de compostagem ou deposição em aterro (Metcalf e Eddy, 2003).

As lamas geradas no tratamento das águas residuais (primárias, secundárias ou mistas) são espessadas num espessador gravítico semelhante a um decantador, sendo este um processo unitário utilizado para aumentar a concentração de sólidos das lamas, através da redução da sua fracção líquida. Após o espessamento, a lama é encaminhada para estabilização e o sobrenadante devolvido ao processo de tratamento da fase líquida (Spellman, 2003).

A estabilização das lamas pode ser efectuada química ou biologicamente e permite a redução do volume do seu volume, a estabilização da matéria orgânica e a eliminação dos organismos patogénicos, tornando possível a valorização ou eliminação das mesmas. A estabilização química processa-se através da adição à lama de produtos químicos, (por exemplo cal), sendo a estabilização biológica realizada através de processos de digestão aeróbia, digestão anaeróbia, compostagem ou incineração. A digestão anaeróbia é o processo preferencialmente utilizado para a estabilização das lamas e, tem como principal vantagem a reduzida percentagem de matéria orgânica que é convertida em novas células, gerando uma menor quantidade de lamas. Grande parte da matéria orgânica é convertida em biogás (CO_2 e CH_4), que pode ser valorizado energeticamente (Spellman, 2003).

Como à saída do digestor, a lama ainda apresenta um teor de humidade consideravelmente elevado, é necessário efectuar a sua desidratação. Este é um processo físico que promove uma redução considerável do volume de lamas e, de acordo com o método utilizado (filtro de banda, centrifuga, leitos de secagem), permite obter uma lama com um teor de matéria seca de aproximadamente de 20% (Metcalf e Eddy, 2003).

As lamas de ETAR apresentam geralmente uma composição bastante variável, que lhes é conferida pelos diferentes tipos de águas residuais que lhes dão origem e sobretudo pelo processo de estabilização e as condições de secagem (Santos, 2001).

O potencial fertilizante das lamas de ETAR tem, potenciado a sua valorização em termos agronómicos. Como principais benefícios desta prática, temos a sua riqueza em matéria orgânica, que de acordo com os valores da razão C/N geralmente apresentados, remetem para um grau de estabilização relativamente elevado (Pinto, 1995). O maior condicionalismo à utilização das lamas prende-se com a possibilidade de apresentarem um teor elevado de metais pesados. Neste contexto foi transposta para direito interno pelo D.L. no 118/2006 de 21 de Junho a Directiva nº86/278/CE do Conselho de 12 de Junho, que regula a quantidade máxima de alguns metais pesados que podem existir nos solos, destinados à aplicação de lamas, valores limite para a concentração de metais pesados nas lamas e as quantidades que podem ser introduzidas anualmente nos solos (Varenes, 2003).

4 - ENQUADRAMENTO LEGAL

No presente capítulo é feita a identificação e uma breve descrição dos principais mecanismos legais utilizados em Portugal e na União Europeia, que regulam a gestão dos recursos hídricos, designadamente o tratamento das águas residuais urbanas.

4.1 - Condições de descarga de águas residuais urbanas no meio receptor

4.1.1 - Enquadramento legislativo da União Europeia

A Directiva do Conselho nº 91/271/CEE de 21 de Maio de 1991 e algumas alterações introduzidas pela Directiva n.º 98/15/CE de 27 de Fevereiro constituem as bases legais que regulam os requisitos de tratamento e a descarga de águas residuais urbanas.

Com o objectivo de cumprir a directiva é importante a definição de dois conceitos fundamentais: aglomeração e carga gerada por aglomeração. A aglomeração corresponde à área em que a população e/ou actividades económicas se encontram suficientemente concentradas para que se efectue a recolha das águas residuais urbanas e a sua condução para uma estação de tratamento de águas residuais (ETAR), ou um ponto de descarga final. Quanto à carga gerada por aglomeração, esta é determinada de acordo com o conceito de população equivalente, ou seja a carga orgânica biodegradável com uma carência bioquímica de oxigénio (CBO₅) a 60g de oxigénio por dia.

A Directiva impõe aos vários Estados membros uma série de obrigações, como a identificação de zonas sensíveis e zonas menos sensíveis, a construção de sistemas colectores e as estações de tratamento de águas residuais urbanas, nos prazos definidos, a submissão a uma regulamentação prévia ou a autorizações específicas a descarga de águas residuais industriais nos sistemas colectores e nas estações de tratamento de águas residuais urbanas, o controlo das descargas das estações de águas residuais e do meio receptor, de forma a verificar os requisitos das descargas, de acordo com os procedimentos de conformidade e o licenciamento das descargas no meio receptor de águas residuais industriais biodegradáveis, provenientes de vários sectores industriais.

Quanto às ETAR a sua concepção, construção, exploração e manutenção deverá ser suficientemente eficaz, tendo em conta a climatologia do local e as variações sazonais de carga.

Em termos de tratamento, as ETAR devem assegurar um tratamento secundário, excepto nos casos específicos previstos na Directiva, concretamente em situações de maior

exigência como a remoção de nutrientes em zonas sensíveis e situações de menor exigência em certas massas de água costeiras e áreas montanhosas.

4.1.2 - Enquadramento legislativo de Portugal

A transposição para a legislação nacional da Directiva do Conselho nº 91/271/CEE de 21 de Maio de 1991, que regula o tratamento e a descarga de águas residuais urbanas complementada pela Directiva n.º 98/15/CE, da Comissão de 27 de Fevereiro de 1998, foi efectuada pelo Decreto de Lei nº 152/97 de 19 de Junho, posteriormente complementado por: Decreto de Lei n.º 348/98 de 9 de Novembro, Decreto de Lei n.º 261/99 de 7 de Julho, Decreto de Lei n.º 172/2001 de 26 de Maio, Decreto de Lei n.º 149/2004 de 22 de Junho e pelo Decreto de Lei n.º 198/2008 de 8 de Outubro.

O Decreto de Lei nº 152/97 tem como principal objectivo a protecção do ambiente, ao nível dos efeitos nefastos das descargas das águas residuais urbanas e das águas residuais de determinados sectores industriais, através da implementação de critérios de recolha, tratamento e descarga das mesmas.

Segundo o aditamento do Decreto de Lei n.º 152/97 de 19 de Junho, efectuado no artigo 2º do Decreto de Lei n.º 149/2004 de 22 de Junho, sempre que necessário poderão ser complementados os parâmetros estabelecidos neste diploma com a fixação na licença de descarga de águas residuais de outros parâmetros, estabelecidos pela entidade licenciadora, constando estes da legislação específica aplicável, nomeadamente o Decreto de Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto.

No Decreto de Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto foram estabelecidas normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos, sendo ainda fixadas normas para a descarga de águas residuais (artigo 63º, Anexo XVIII) e estabelecidos valores limites de emissão para uma série de substâncias contaminantes (artigo 72º, Anexo XVIII).

Quanto á monitorização das descargas de águas residuais e à comunicação dos resultados à entidade licenciadora, estas são de carácter obrigatório por parte da entidade que efectua a descarga, sendo ainda avaliada a conformidade com os valores limite de emissão, fixados na norma de descarga.

5 - LINHAS DE ORIENTAÇÃO PARA A UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS EM PORTUGAL

5.1 - Recomendação do IRAR n.º 2/2007 – UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS

Na recomendação do IRAR n.º 2/2007 são propostas várias medidas com o objectivo de promover a utilização das águas residuais tratadas de forma sustentável, no entanto serão referidas apenas, as que apresentam maior interesse no contexto deste trabalho.

5.1.1 - Utilização das águas residuais tratadas

A possibilidade de reutilização das águas residuais tratadas deve ser encarada, pelas entidades gestoras dos sistemas de saneamento de águas residuais, como alternativa à descarga no meio receptor natural, desde que estejam reunidas condições de viabilidade técnica, económica e ambiental. Assim, antes da implementação de um projecto que vise a utilização da água residual tratada, deverá ser feito um estudo que aborde questões técnicas económicas, ambientais e sociais, ou seja a sustentabilidade do projecto. Outro aspecto bastante importante prende-se com a sensibilização e informação do público-alvo, que deverá ocorrer no tempo certo e de uma forma clara. São ainda necessárias, a licença de descarga da estação de tratamento, as licenças e/ou autorizações relacionadas com os diferentes usos pretendidos, nomeadamente a licença da administração da região hidrográfica (ARH), para a rega de culturas agrícolas e florestais e licença de ARH com parecer favorável do delegado de Saúde para a rega de jardins públicos (espaços verdes urbanos, parques desportivos e campos de golfe).

5.1.2 - Produção de águas residuais para reutilização

Os parâmetros de descarga de águas residuais no meio receptor natural foram estabelecidos no D.L. n.º 152/97 de 19 de Junho (com redacção dada pelo D.L. n.º 149/2004 de 22 de Junho). Caso estes não sejam suficientes para assegurar a qualidade da água residual tratada para os seus vários usos, deverão ser implementados nas ETAR, sistemas de afinação do tratamento.

Nas situações em que não existe uma regulamentação específica, a definição dos parâmetros de qualidade deve ser feita caso a caso em articulação com a autoridade de saúde competente, (Direcção Regional de saúde).

5.1.3 - Controlo de qualidade

Assumindo a possibilidade de reutilização das águas residuais tratadas é importante que seja efectuada a sua monitorização, tal como do meio receptor natural onde são descarregadas. O processo de monitorização e o cumprimento dos requisitos de qualidade das águas residuais é da responsabilidade da entidade fornecedora, que deverá remeter os resultados ao Delegado Concelhio de Saúde, cabendo à entidade gestora garantir o controlo operacional das ETAR e dos sistemas de distribuição.

A monitorização da qualidade dos meios receptores da água residual, sujeitos a licenciamento é definida pela ARH, devendo os resultados ser remetidos ao Delegado Concelhio de Saúde. Sempre que se verifiquem situações de incumprimento, o fornecimento das águas residuais deverá ser interrompido e informados os utilizadores.

As principais linhas de orientação nacionais e internacionais, a norma NP4434 do Instituto Português da Qualidade e a publicação da Organização Mundial de Saúde “*Who guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*”, deverão ser consideradas nos planos de monitorização definidos pelas entidades licenciadoras, relativos à da qualidade das águas residuais tratadas e dos meios receptores.

5.2 - NP 4434:2005 - NORMA PORTUGUESA PARA A REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS TRATADAS NA REGA

A presente norma tem como principais objectivos a definição de critérios de qualidade das águas residuais urbanas tratadas para rega, para a selecção dos equipamentos e métodos de rega, para a protecção do ambiente e para a monitorização das áreas regadas. Contudo, serão abordados neste capítulo apenas, os pontos com maior interesse no contexto deste trabalho.

5.2.1 - Qualidade das águas residuais tratadas para rega

Os critérios de qualidade das águas residuais tratadas para rega estão definidos na legislação vigente (D.L. n.º 236/98), referindo-se estes às características químicas, físicas e

microbiológicas da água, bem como a sua adequação a cada tipo de cultura e ainda o processo e equipamento de rega utilizados. Assim, são definidos os valores máximos recomendados (VMR) e os valores máximos admitidos (VMA) dos vários parâmetros de análise, que apresentam um maior risco ambiental (Anexo XVI do D.L. n.º 236/98 de 1 de Agosto). Estabeleceram-se ainda, outra série de parâmetro que poderão ser limitantes para a utilização de uma água de rega como o pH, salinidade, razão de adsorção de sódio (RAS), teor de sólidos suspensos totais, presença de ovos de parasitas intestinais e coliformes fecais.

5.2.2 - Redução dos impactes ambientais e riscos para a saúde pública

A reutilização da água residual tratada para rega, requer também a implementação de uma série de medidas que minimizem os riscos de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, o contacto com as pessoas e animais com a água de rega, o transporte de gotas de água através do vento para fora da área de regadio e a inalação de aerossóis. Devem ser ainda, estabelecidas orientações quanto à sinalização do local de rega, condutas e órgão de comando e controlo de rega, calendarização das sessões de rega, equipamentos de protecção para os operadores de rega e medidas de protecção da área de regadio (cortina de sebes, árvores ou arbustos).

5.2.3 - Controlo e monitorização

O controlo e a monitorização são fundamentais na rega com águas residuais urbanas tratadas, para prevenir possíveis alterações da qualidade do solo, das águas (superficiais e subterrâneas) e da atmosfera.

A rega com água residual tratada deverá ser programada, de modo que a quantidade de nutrientes aplicadas por esta via não exceda as necessidades da cultura. A norma apresenta um quadro programa que permite estabelecer um plano de fertilização adequado à cultura, através do cálculo da quantidade de nutrientes veiculada pela água residual e a quantidade de fertilizantes alternativos a adicionar para complementar a fertilização da cultura.

6 - REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS

6.1 - Reutilização de águas residuais em várias regiões do mundo

A reutilização das águas residuais não tratadas é uma prática tradicional nos países mais desenvolvidos do continente africano e asiático. No entanto, a reutilização de águas residuais tratadas têm sido efectuados apenas, nas regiões mais áridas de países desenvolvidos como a Austrália, Médio Oriente e sudoeste dos Estados Unidos da América (Marsalek *et al.*, 2002; cit. por Mekala *et al.*, 2008), onde a grande maioria dos efluentes, antes de serem descarregados nas massas de água, são tratados de acordo com os padrões de qualidade definidos pela *Environmental Protection Agency* (EPA). O tratamento das águas residuais surgiu assim, da combinação de factores como o aumento da pressão urbana, a diminuição da precipitação, as preocupações ambientais, necessidades estratégicas para a gestão dos problemas de eutrofização das massas de água e a melhoria da tecnologia (Mekala *et al.*, 2008).

6.1.1 - Austrália

Segundo o ABS, (2006) o volume de águas residuais tratadas aumentou 300 % desde 1966. Actualmente, o volume disponível de águas tratadas ronda os 516 GL representando este menos de 1% do volume total de água utilizada na Austrália, assumindo-se a agricultura como o sector que maior volume de água utiliza, cerca de 423 GL, aproximadamente 82% do total de água tratada.

Na Austrália existem actualmente 580 sistemas operativos de reutilização de água residual tratada: 230 implementados no meio urbano (rega de parques, jardins e campos golfe); 80 na indústria e serviços (lavagens e refrigeração); e 270 na agricultura (horticultura, silvicultura, pastagens e viticultura); (ARRIS Pty Ltd. 2004).

Com os recentes períodos de seca que se têm verificado na Austrália, é cada vez maior a assimetria entre a oferta e procura de água por isso, para garantir o fornecimento de água, têm sido desenvolvidas algumas estratégias tais como, a elaboração de relatórios de estado do ambiente, a definição de um conjunto de orientações publicadas no âmbito da Estratégia Nacional de Gestão da Qualidade da Água e o estabelecimento de uma política nacional da água (Mekala *et al.*, 2008).

6.1.2 - Estados Unidos da América

Nos EUA, a regulamentação dos principais aspectos relativos ao tratamento das águas residuais e à qualidade da água é feita pela *Environmental Protection Agency* (EPA). Em 2004, este organismo publicou um documento técnico, onde foram apresentadas algumas orientações para o tratamento e reutilização da água e estabelecidos critérios para a utilização correcta da água residual tratada.

A água residual tratada é normalmente utilizada para fins não potáveis como a agricultura, a rega de espaços verdes, jardins e campos de golfe, a indústria e utilização em sanitários. Outro dos fins, para o qual tem sido utilizada é a recarga de aquíferos, existindo desde 1976 um projecto (21 Direct Injection Project) na Califórnia, onde têm sido injectadas grandes quantidades de água residual tratada num aquífero, de forma a aumentar a quantidade de água disponível para abastecimento e evitar o avanço da água salgada (U.S. EPA, 2004).

Existem actualmente nos Estados Unidos mais de 1500 infra-estruturas destinadas ao tratamento e reutilização de águas residuais, no entanto apenas 5% são reutilizadas, sendo este valor estimado em aproximadamente $11 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. O Arizona, Califórnia, Flórida e Texas como os estados com maior actividade ao nível da reutilização da água são responsáveis por cerca de 90 % de utilização deste recurso (Crook, 2009).

6.1.3 - Índia

Em países em desenvolvimento como a Índia é estimado que cerca de 80 % das águas residuais geradas são utilizadas para rega. No entanto, segundo o *Índia Winrock International 2007*, devido à falta de infra-estruturas de tratamento, mais de 80% das águas residuais são descarregadas directamente nas massas de água sem qualquer tipo de tratamento. Embora as águas residuais domésticas constituam cerca de 90% do volume total de águas residuais, a Lei da Água apenas estabelece padrões de controlo para as águas residuais de origem industrial (Mekala *et al.*, 2008).

6.1.4 - Região Mediterrânica

Na região mediterrânica, a importância da reutilização das águas residuais tem sido reconhecida em relativamente poucos países, sendo Israel o pioneiro no desenvolvimento das práticas de reutilização de águas residuais, seguido por países como Chipre, Jordânia e Tunísia (Angelakis *et al.*, 1999).

Em Israel, cerca de 92% das águas residuais são recolhidas pelas redes de saneamento urbano, sendo 72% desse volume reutilizado, 40% para rega e 32% na recarga dos aquíferos. O uso de águas residuais tratadas está sujeito a aprovação por parte das autoridades, devendo o efluente utilizado para rega satisfazer os critérios de qualidade impostos pelo Ministério da Saúde (Angelakis *et al.*, 1999).

Em Espanha, apesar de a nível nacional não se terem feito grandes progressos, quanto à implementação de projectos de reutilização de águas residuais, têm surgido algumas iniciativas a nível regional. Na Andaluzia, Catalunha e nas Ilhas Baleares têm sido seguidas as orientações da *WHO* que incentivam a prática da reutilização das águas residuais (Angelakis *et al.*, 1999).

Em Portugal a utilização de águas residuais tratadas é uma prática relativamente recente, dado que apenas a partir de 1974 foram implementados os primeiros sistemas de tratamento de águas residuais (Costa, 2003). Nos últimos anos, esta prática tem conhecido algum desenvolvimento, nomeadamente ao nível da utilização para rega na agricultura e em espaços verdes (Beltrão, 2002). Segundo Angelakis *et al.* (1999), Portugal apresenta um elevado potencial para implementação deste tipo de projectos, dado que o volume estimado de águas residuais descarregadas no ano 2000, teria sido suficiente para satisfazer cerca de 10% das necessidades de água para rega num ano seco. Uma das regiões do país, que enfrenta alguns problemas de escassez de água é o Algarve, sendo por isso fundamental que se faça uma gestão sustentável e integrada dos recursos hídricos nesta região (Costa, 2003). A existência de um número cada vez maior de campos de golfe em Portugal, principalmente no Algarve tem desenvolvido a implementação de projectos para a reutilização de águas residuais tratadas para rega (Marecos do Monte, 2001).

6.2 - Aspectos a considerar na reutilização das águas residuais

6.2.1 - Aspectos socioculturais

Uma das maiores barreiras à implementação de projectos de reutilização de água está relacionada com a opinião pública. Geralmente, são aceites e apoiados os projectos de rega de espaços públicos em áreas não específicas, mas o uso da água reutilizada que implica a utilização nas próprias habitações ou em situações que impliquem um maior contacto físico com a água residual não é bem aceite pela opinião pública (Hartley, 2003; Po *et al.*, 2003).

A opinião pública sobre a reutilização da água está bastante dependente do tipo de água reutilizada e dos níveis de tratamento a que está sujeita. Assim, existe uma menor resistência e preocupação do uso de águas provenientes da chuva, sem qualquer tipo de

tratamento, do que do uso de efluentes tratados (Po *et al.*, 2003). A aceitação é maior quando está envolvido o conceito de distância, como por exemplo a rega de culturas agrícolas (Toze, 2006).

6.2.2 - Aspectos ambientais e de saúde pública

As águas residuais são um recurso com um elevado potencial de reutilização, pois permitem um fornecimento fiável e constante de água. Como são produzidas elevados volumes de efluentes tratados, que não sendo reutilizados, são descarregados no meio receptor natural, dando origem a problemas de eutrofização e à formação de bancos de algas, devido à presença de elevadas concentrações de nutrientes (Toze, 2006). Podem ainda ocorrer a degradação das zonas húmidas e dos ecossistemas e efeitos nefastos no solo, nas plantas e nos aquíferos (IWA, 2008).

A presença nos efluentes tratados de contaminantes emergentes, como disruptores endócrinos e produtos fitofarmacêuticos são uma das maiores preocupações em termos da protecção ambiental e da saúde pública (IWA, 2008). Os organismos patogénicos de origem humana, podem também causar problemas de saúde pública, devido à ingestão de água com tratamento inadequado, à ingestão de alimentos e organismos aquáticos contaminados, ao contacto de água contaminada com a pele e à reutilização de efluentes inadequadamente tratados (Liberti *et al.*, 2002).

6.2.3 - Aspectos económico-financeiros

A análise económica é uma ferramenta importante para a avaliação da viabilidade de um projecto de reutilização de águas residuais tratadas. O recurso a processos de tomada de decisão multi-objectivos poderá ser bastante útil, pois permite a integração dos vários sectores afectados neste tipo de projectos (saúde, impactos ambientais e as comunidades a jusante) e análise da transferência de custos entre eles. O tipo e a dimensão dos benefícios da reutilização das águas residuais tratadas são bastante localizados, sendo mais elevados nos locais onde a disponibilidade de água é mais reduzida e os custos de captação e tratamento de águas (superficiais ou subterrâneas) são mais elevados (WHO, 2006a).

O planeamento financeiro de um projecto de reutilização de águas residuais tem como principal objectivo a sua rentabilização, através da definição das fontes de receita e a quem serão impostos os custos (WHO, 2006a). Na união europeia o financiamento dos custos foi feito originalmente através de subsídios dos governos locais, enquanto os programas de taxas eram financiados pelos utilizadores finais. A recente tendência é que apenas uma

pequena parte dos custos iniciais sejam pagos através de subsídios e que o próprio projecto de reutilização da água seja equilibrado financeiramente (Bixio, 2006).

6.3 - Benefícios da reutilização das águas residuais tratadas

O tratamento das águas residuais e a sua posterior utilização têm um papel bastante importante ao nível da protecção ambiental. A criação de alternativas à descarga das águas residuais no meio receptor natural reduz a carga poluente sobre as massas de água superficiais e sobre os aquíferos, permitindo que os efluentes tratados sejam utilizados como fonte de água para um uso específico (Marecos do Monte, 2008).

A reutilização das águas residuais tratadas é considerada uma opção viável, pois permite a redução da descarga de nutrientes para o ambiente, sendo o valor fertilizante da mesma, benéfico ao nível da sua utilização na rega, permitindo uma diminuição dos custos de remoção de nutrientes ao nível do tratamento. O consumo de energia e os custos ecológicos são também menores relativamente à captação de água subterrânea, ao armazenamento e à dessalinização (IWA, 2008).

Outro dos benefícios da reutilização das águas residuais tratadas está relacionado com o desenvolvimento local, pois permite o aumento dos benefícios ecológicos locais, a diminuição o risco de cheias, a dinamização de um novo conceito de turismo, através da criação de zonas húmidas e a recuperação dos recursos poluídos. Assim, esta poderá funcionar como alternativa ao abastecimento de água potável aos usos não potáveis (pesca, rega, usos urbanos e industriais), permitindo uma maior flexibilidade na disponibilidade de água, diminuindo a sua procura e aumentando o seu valor (IWA, 2008).

6.4 - Parâmetros com interesse agronómico na utilização de efluentes tratados para rega

Os efluentes assumem-se como importantes fontes de água e de nutrientes, sendo em algumas situações a única fonte de água disponível para a utilização na agricultura, permitindo a sua correcta gestão, uma reciclagem da água e dos nutrientes e uma consequente diminuição dos custos de fertilização (WHO, 2006b). Em termos agronómicos, a qualidade da água de rega inclui uma série de propriedades específicas, que têm bastante importância ao nível do crescimento e qualidade das culturas, manutenção da produtividade do solo e da protecção do ambiente (Lazarova e Bahri, 2005). A qualidade da água de rega assume uma importância particular nas zonas áridas, onde as temperaturas são elevadas e

a humidade relativa é baixa, dando origem a elevadas taxas de evaporação, condições propícias à acumulação de sais ao longo do perfil do solo (Pescod, 1992).

6.4.1 - Azoto

6.4.1.1 - Principais formas de azoto presentes dos efluentes tratados.

O azoto é um macronutriente fundamental para o desenvolvimento das plantas, que está presente nas águas residuais sob a forma nítrica, amoniacal e orgânica (WHO, 2006b). A proporção da forma nítrica e da forma amoniacal está muitas vezes relacionada com a origem das águas residuais e com o tipo de tratamento efectuado, contudo o azoto amoniacal é geralmente a forma azotada presente em maior quantidade, 5 – 40 mg/L. A fracção orgânica do azoto (aminoácidos, açúcares e proteínas) é normalmente convertida em azoto amoniacal por acção dos microorganismos presentes nas águas residuais ou no solo (Lazarova e Bahri, 2005).

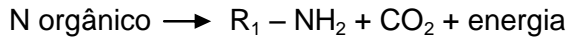
Durante o processo de tratamento aeróbio das águas residuais, parte do azoto amoniacal é convertido a azoto nítrico por acção de bactérias nitrificantes, sendo a concentração de azoto nítrico geralmente presente nas águas residuais de 0 – 30 mg/L (Lazarova e Bahri, 2005).

O excesso de azoto aplicado ao solo através da rega com águas residuais tratadas poderá causar problemas de poluição da água subterrânea, através da lixiviação do azoto ao longo do perfil do solo. O azoto arrastado do solo, ao acumular-se em lagos, diques e canais, estimula o crescimento das algas, causando frequentemente o entupimento dos sistemas de rega (válvulas filtros e aspersores). Na aplicação de um excesso de azoto em pastagens poderá existir um perigo potencial para os animais que se alimentam dessa pastagem (Lazarova e Bahri, 2005). Contudo, o maior problema do azoto presente nas águas residuais está relacionado com o facto de os nitratos serem bastante solúveis (Pescod, 1992), sendo facilmente arrastados ao longo do perfil do solo, podendo atingir concentrações ao nível dos aquíferos, o que poderá originar problemas de saúde pública se essa água for consumida (WHO, 2004).

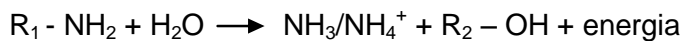
6.4.1.2 - Mineralização e Imobilização

A mineralização do azoto orgânico é na maior parte dos casos a principal fonte de azoto disponível para as plantas, ocorrendo este processo em três fases: aminização, amonificação e nitrificação (Santos, 2001).

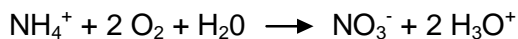
A *aminização* ocorre através da acção de microorganismos heterotróficos (aminizantes), que convertem as moléculas de N orgânico em compostos mais simples como aminas e aminoácidos.



A *amonificação* ocorre também sob a acção de microorganismos heterotróficos (amonificantes), onde são originadas as primeiras formas de azoto assimilável pelas plantas (NH_4^+).



O azoto amoniacal pode ainda ser convertido a NO_3^- , através de processo de *nitrificação* sob a acção de microorganismos autotróficos.



O azoto na forma aniónica (NO_3^-) pela sua maior mobilidade nos solos, dada a sua menor tendência para ficar absorvido na matriz do solo e para a formação de compostos insolúveis, pode ser mais facilmente absorvido através das raízes das plantas, no entanto estará também mais sujeito a arrastamento pelas águas de drenagem (Varenes, 2003).

A imobilização do azoto mineral ocorre quando se dá a conversão das formas minerais, sobretudo NH_4^+ e NO_3^- , em formas orgânicas constituintes dos tecidos microbianos. Os microorganismos heterotróficos ao imobilizarem o azoto mineral poderão afectar a sua biodisponibilidade, provocando uma diminuição temporária da disponibilidade de azoto para as plantas. Se este fenómeno, em termos agronómicos poderá ser prejudicial a curto prazo, no entanto em termos ecológicos é benéfico, pois ao diminuir a quantidade de azoto mineral no solo, diminui também o risco de poluição no ambiente (Santos, 2001).

Para avaliar e prever a mineralização da matéria orgânica, nomeadamente o azoto orgânico, existe uma série de metodologias: ensaios de campo – medição da exportação efectiva de N pelas plantas, estimativa da mineralização e realização de balanços de N; métodos de medição da evolução do teor de N mineral (NH_4^+ e NO_3^-) no solo, ao longo do ciclo vegetativo das culturas; incubações laboratoriais (aeróbias e anaeróbias) – medição da evolução do teor de N mineral presente no solo; métodos de extracção química do N – determinação do N potencialmente disponível (Cordovil, 2004).

6.4.2 - Fósforo

A concentração de fósforo presente nas águas residuais tratadas é geralmente inferior às necessidades das culturas. A aplicação de fósforo através da rega com águas residuais tratadas poderá enriquecer os solos e reduzir as necessidades de aplicação de adubos. O excesso de fósforo não aparenta causar efeitos nefastos imediatos nas culturas, podendo no entanto a longo prazo afectar o uso do solo, dada a sensibilidade de certas culturas ao excesso deste elemento (Lazarova e Bahri, 2005). O fósforo pode causar ainda problemas de eutrofização, quando as águas residuais são descarregadas nas massas de água superficiais, sendo no entanto a sua remoção ao nível do tratamento das águas residuais, bastante dispendiosa. (Ecoares, 2005).

6.4.3 - pH

O pH é um indicador da acidez ou da alcalinidade da água e raramente considerado um problema. A gama considerada normal para o pH de uma água de rega é de 6,5-8,4, sendo que para valores fora desta gama, a qualidade da água de rega não é considerada normal. Nesta situação a rega pode causar desequilíbrios nutricionais que afectam o crescimento das plantas. As águas que apresentam elevada alcalinidade podem causar, frequentemente, problemas de corrosão ao nível das condutas e válvulas (Lazarova e Bahri, 2005). Geralmente, no caso das águas residuais este é ligeiramente alcalino, devendo a sua utilização na agricultura ser monitorizada, dada que algumas culturas, para um crescimento óptimo necessitam de gamas específicas de pH (WHO, 2006b).

O pH é geralmente uma medição de rotina para avaliação da qualidade de uma água de rega, que pode dar uma indicação da presença de iões tóxicos (Lazarova e Bahri, 2005).

6.4.4 - Concentração total de sais

Alguns dos sais que se encontram dissolvidos nas águas de rega são considerados benéficos para o crescimento das plantas (nutrientes), no entanto se aplicados em concentrações elevadas poderão causar problemas de fitotoxicidade. A maior salinidade das águas residuais tratadas provém da adição de sais à água potável nos seus diversos usos, nomeadamente o uso urbano, industrial e agrícola (Lazarova e Bahri, 2005). O aspecto ambiental mais negativo da utilização das águas residuais para rega está relacionado com aumento do valor da salinidade do solo, que a longo prazo poderá causar uma diminuição da produtividade do mesmo (WHO, 2006b).

A concentração total de sais é um parâmetro importante para avaliar a qualidade da água em termos agronômicos, dado que a salinidade da água do solo está muitas vezes relacionada com a salinidade da água de rega, sendo geralmente determinada a partir do valor da mesma (Pescod, 1992).

A taxa de acumulação de sais no solo depende fundamentalmente da concentração da água de rega, da quantidade de água aplicada anualmente, da precipitação anual, da evapotranspiração e das características físico-químicas do solo. Os sais dissolvidos ao provocarem um aumento da pressão osmótica do solo forçam as plantas a um maior gasto de energia para absorverem a água do solo. As consequências para as plantas são visíveis, através do aumento da taxa de respiração e por um decréscimo progressivo do crescimento (Lazarova e Bahri, 2005).

A condutividade eléctrica é normalmente utilizada como indicador da constituição iónica da água, pois está directamente relacionada com a concentração total de sais. A sua determinação é efectuada de uma forma rápida e precisa, sendo os seus valores expressos em deciSiemen por metro (dS m^{-1}) e a uma temperatura padrão (25°C), para garantir uma melhor comparação de leituras feitas em diversas condições climáticas (Pescod, 1992).

As águas residuais urbanas tratadas apresentam normalmente um valor de condutividade eléctrica de 2 dS/m , com algumas excepções nos países secos e nas zonas costeiras, onde o valor poderá ser consideravelmente superior (Lazarova e Bahri, 2005).

6.4.5 - RAS

No solo, a presença de elevadas quantidades sódio trocável poderá causar alterações físico-químicas na estrutura do mesmo. Quando presente nos solos em concentrações acima de um certo valor limite, relativamente à concentração total de sais dissolvidos, dá origem a uma dispersão das partículas do solo, reduzindo conseqüentemente as taxas de infiltração de água e de ar no solo (Pescod, 1992).

Habitualmente, os efluentes tratados poderão ser uma fonte de excesso de sódio para o solo em comparação com outros catiões (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}) e por esta razão deverão ser monitorizados (Lazarova e Bahri, 2005).

O índice que avalia o perigo do sódio presente na água de rega é a razão de adsorção de sódio (RAS), que é definida pela seguinte fórmula:

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\frac{\text{Ca} + \text{Mg}}{2}}}$$

sendo as concentrações de sódio, cálcio e magnésio expressas em meq L^{-1} .

A RAS ao avaliar a relação entre as concentrações de sódio, cálcio e Magnésio presentes nas águas de rega é um indicador bastante útil do potencial efeito negativo sobre a estrutura e permeabilidade do solo (Landschoot, 2007).

6.4.6 - Elementos vestigiais

Alguns elementos apresentam-se em concentrações relativamente baixas nas águas de rega, sendo denominados de elementos vestigiais (Pescod, 1992). A concentração de elementos vestigiais presente nas águas residuais urbanas pode gerar um aumento dos níveis destes elementos no solo e causar uma acumulação indesejável nas plantas, perturbando o seu crescimento. Alguns estudos apontam para que mais de 85% dos elementos vestigiais aplicados ao solo, através da rega com águas residuais tratadas acumulam-se na camada superficial do solo e podem ser lixiviados para águas subterrâneas (Lazarova e Bahri, 2005).

Os elementos vestigiais normalmente não são incluídos na análise de rotina de uma água de rega, no entanto há que ter atenção quando se utilizam águas residuais, especialmente se estas forem de origem industrial. Estes incluem o alumínio, berílio, cobalto, flúor, ferro, lítio, manganês, molibdénio, selénio, estanho, titânio, tungsténio e vanádio. Os metais pesados são um grupo especial de elementos vestigiais, que demonstraram causar riscos para a saúde, quando absorvido pelas plantas. Neste grupo inclui-se, arsénio, cádmio, crómio, cobre, chumbo, mercúrio e zinco (Pescod, 1992).

A utilização de águas residuais domésticas na agricultura origina uma acumulação de metais pesados na camada arável do solo, não sendo causadora de perturbações culturais, mesmo a longo prazo. Contudo a utilização de águas residuais de origem industrial, com concentrações elevadas de metais pesados poderá causar a sua elevada acumulação no solo e nas culturas, originando problemas de saúde devido ao consumo dessas culturas (WHO, 2006b).

A absorção pelas plantas dos elementos vestigiais que se encontram acumulados no solo depende da forma química em que estes se encontram, que pode ser variável (adsorvidos na forma orgânica, em formas carbonadas e em formas sulfatadas), (Lazarova e Bahri, 2005).

6.4.7 - Iões tóxicos

Alguns iões, quando presentes numa água de rega em concentrações baixas, não apresentam perigo e podem até ser benéficos para as plantas. No entanto, se as concentrações forem mais elevadas, estes poderão tornar-se tóxicos para as plantas, podendo interferir em alguns processos metabólicos e causar indisponibilidade de outros nutrientes. Nos efluentes tratados os iões mais comuns, que poderão causar problemas de fitotoxicidade são o boro, cloro e o cálcio (Lazarova e Bahri, 2005). A dimensão dos efeitos tóxicos de certos iões depende do tipo de cultura, da sua fase de crescimento, da concentração do ião tóxico, das condições climáticas e do tipo de solo (Pescod, 1992).

7 - PARTE EXPERIMENTAL

7.1 - Caracterização do concelho de Coruche

Coruche é um município com uma área de 1113,95 Km², no qual estão inseridas oito freguesias, Coruche, Lamarosa, Erra, Couço, Santana do Mato, Branca, Biscainho e Fajarda, sendo a população residente, de aproximadamente 21300 habitantes.

Situa-se no distrito de Santarém, numa zona de transição entre o Ribatejo e o Alentejo, sendo actualmente um dos principais centros agrícolas de Portugal, onde se podem diferenciar duas grandes zonas: o vale do Sorraia, com terrenos bastante férteis devido à proximidade com rio, e uma vasta área florestal, onde domina o montado de sobro, a “charneca ribatejana”.

7.2 - Rede de drenagem de águas pluviais e águas residuais urbanas, Emissário e Estação Elevatória

A rede de drenagem de águas residuais da vila de Coruche é constituída por dois interceptores (interceptor nascente e interceptor poente) e por um emissário, que recolhem as águas residuais domésticas e pluviais e as encaminha para uma estação elevatória, como ilustrado na Figura 7.1. Na estação elevatória, as águas residuais são bombadas e encaminhadas através de uma conduta elevatória até à ETAR, onde se procede ao seu tratamento. Existe ainda, uma bacia de retenção localizada junto à estação elevatória, com capacidade de 5000 m³, que se destina à minimização do efeito das grandes chuvadas, que arrastam normalmente uma grande quantidade de poluentes. Existindo a possibilidade desse volume de águas residuais armazenado, ser conduzido para tratamento na ETAR de uma forma faseada.



Figura 7.1 - Rede de drenagem de águas residuais, Emissário, Estação Elevatória e Bacia de Retenção.

(Fonte: CMC, 2009)

7.3 - Caracterização da ETAR de Coruche

7.3.1 - Aspectos gerais

A ETAR de Coruche foi construída com o intuito de tornar possível o tratamento das águas residuais urbanas geradas na Vila de Coruche, evitando assim que estas continuassem a ser descarregadas directamente para o rio Sorraia.

À ETAR da vila de Coruche estão ligadas, pela rede de drenagem e Emissário, toda a área da Vila de Coruche bem como, algumas áreas residenciais adjacentes, nomeadamente o Bairro da Areia e Santo Antonino.

As águas residuais influentes à ETAR tem origem predominantemente doméstica (habitações particulares), no entanto é importante realçar a existência nesta área de alguns restaurantes/café, oficinas mecânicas, três supermercados, comércio e serviços.

Consta do projecto da ETAR de Coruche (ano de horizonte, 2015), que a mesma foi dimensionada para uma população de 7300 habitantes equivalentes, sendo apresentadas no Quadro 7.1 e Quadro 7.2, as condições médias do influente, bem como os objectivos de qualidade após o tratamento (FBO e AMBIO, 1999).

Quadro 7.1 - Condições médias do influente (dados de projecto).

Parâmetro	Valor
Caudal médio diário ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	1200
Caudal de ponta (L s^{-1})	80,5
CBO ₅ médio ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$)	375
CQO médio ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$)	560
SST médio (mg L^{-1})	560

Quadro 7.2 - Objectivos de qualidade do efluente tratado (dados de projecto).

Parâmetro	VLE
CBO ₅ médio ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$)	25
CQO médio ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$)	125
SST médio (mg L^{-1})	35
Coliformes fecais (NMP 100 mL^{-1})	200

7.3.2 - Etapas do processo de tratamento

- Gradagem, desarenação e medição de caudal** - Na obra de entrada existe um canal de aproximação às grades, sendo a operação de gradagem realizada através de um tamisador/compactador de tambor rotativo, com transportador de gradados acoplado. O processo de desarenação é realizado num desarenador de planta circular, sendo as areias extraídas por fluidização com ar (sistema “air lift”). Estas são depois conduzidas a um lavador de areias onde, após o processo de lavagem, há retorno da fase líquida ao canal de acesso ao tratamento biológico. A medição de caudal realiza-se após o processo de desarenação, através de um medidor/registador montado em canal de Parshall.
- Lamas activadas em arejamento prolongado, na versão de vala de oxidação** - O processo de tratamento biológico realiza-se numa vala de oxidação, onde o arejamento é feito através de arejadores de eixo horizontal e a circulação do líquido é assegurada por “flow makers”.
- Decantação secundária** - A decantação secundária é realizada num decantador circular, onde é feita a remoção mecânica das lamas em excesso para um silo de lamas, bem como a recirculação de lamas para a vala de oxidação.
- Filtração rápida em filtros de pressão** - Após o processo de lamas activadas, o efluente é filtrado, em filtros metálicos contendo areia, em pressão de fluxo descendente.
- Desinfecção por radiação UV** - A última etapa do processo de tratamento da fase líquida corresponde à desinfecção do efluente final, através de radiação UV, sendo este conduzido a um canal, onde está colocado um bloco com 32 lâmpadas que emitem radiação UV.
- Armazenamento e espessamento em silo das lamas biológicas em excesso** - As lamas em excesso, provenientes do decantador secundário, são armazenados num silo de planta circular e fundo tronco-cónico.

- **Desidratação mecânica das lamas em filtro de banda/leitos de secagem** - A desidratação mecânica das lamas é efectuada por intermédio de um filtro de banda, com capacidade para processar até $120 \text{ kgSST m}^{-1} \text{ h}^{-1}$, sendo as lamas desidratadas recolhidas num contentor e encaminhadas para destino final. Foram ainda construídos dois leitos de secagem, funcionando estes como alternativa pontual à desidratação mecânica das lamas.

No diagrama apresentado na Figura 7.2 são os vários órgãos, correspondentes às várias etapas do processo de tratamento, descritas anteriormente.

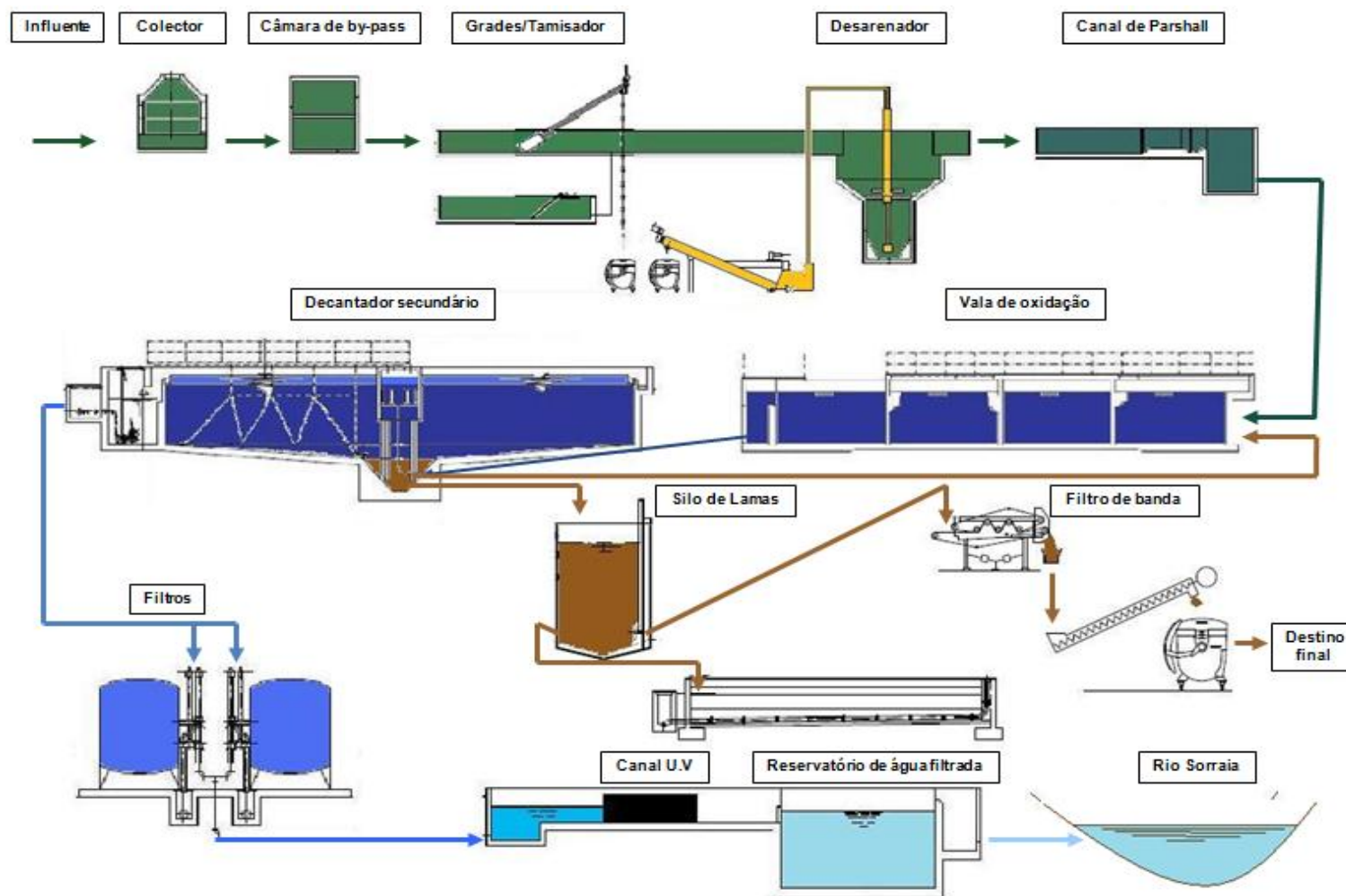


Figura 7.2 - Esquema geral do tratamento instalado na ETAR de Coruche.

7.4 - Análise do caudal influente à ETAR

A análise dos caudais influentes à ETAR foi feita através da observação dos caudais médios diários e mensais, durante o período de Novembro de 2008 e Agosto de 2009. O caudal médio diário foi obtido a partir do cálculo dos valores médios do caudal diário acumulado (em termos mensais) e o caudal mensal a partir do somatório do caudal diário registado em cada mês.

Dada a variabilidade, em termos horários, do comportamento hidráulico do caudal influente, a sua análise foi efectuada a partir da construção de um diagrama de variação característica (em termos diários), para as seguintes situações: D+P (dias em que o caudal foi afectado pela componente doméstica e pela precipitação); D (dias em que o caudal foi afectado apenas pela componente doméstica); D+R (dias em que o caudal foi afectado pela a componente doméstica e pela entrada de água do rio). O diagrama da variação do caudal diário foi construído a partir dos dados dos caudais horários acumulados diariamente, sendo representativo das diferentes condições de tempo. É importante realçar que, dada a complexidade de tratamento dos dados (brutos), estas não correspondem a variações médias do caudal diário, mas sim a variações características de cada uma das situações definidas anteriormente.

A influencia da precipitação nos caudais influentes à ETAR foi avaliada, através da construção de um diagrama cronológico de caudais medidos na ETAR de Coruche e da precipitação registada durante o período de análise, (Novembro de 2008 a Agosto de 2009). Procedeu-se ainda a uma estimativa do caudal de origem doméstica, com base nos registos dos caudais medidos, através de uma adaptação do método das “diferenças diárias” (Belhadj *et al.*, 1994). Foram seleccionados os caudais diários relativos aos dias onde se registou ausência de precipitação, garantindo deste modo a não influência da precipitação e do nível freático no caudal influente à ETAR.

Os dados da precipitação (diários acumulados), correspondentes á mesma série temporal de análise do caudal influente, utilizados para a construção do diagrama cronológico, foram registados na Estação Agrometeorológica da Quinta Grande. Esta situa-se a cerca de 3 km da ETAR de Coruche e pertence à rede de Estações Agrometeorológicas, da Associação de Regantes e Beneficiários do Vale do Sorraia.

7.5 - Monitorização do influente e do efluente tratado

7.5.1 - Amostragem e metodologia

A parte experimental da dissertação, relativa à monitorização do influente e do efluente tratado, iniciou-se em Novembro de 2008, tendo a colheita de amostras ocorrido com uma periodicidade quinzenal, até final do mês de Março de 2009. Posteriormente, foi efectuada uma colheita mensal de amostras entre os meses de Abril e Junho de 2009, de acordo com o estabelecido no plano experimental.

A identificação dos pontos de amostragem, a frequência de recolha, bem como os parâmetros analisados, é feita de forma mais detalhada nos Quadro V. 1 e Quadro V. 2 (Anexo V).

No processo de amostragem (Figura 7.3) foi utilizado equipamento de protecção (bata, luvas e máscara), tendo sido recolhidas as amostras, para posterior análise em laboratório, em frascos de polietileno de alta densidade (PEAD) de 1 e 2 L, transportadas numa mala térmica (Figura 7.4), e posteriormente conservadas a uma temperatura de cerca de 4° C.



Figura 7.3 - Recolha das Amostra.



Figura 7.4 - Conservação das amostras.

Para efectuar a monitorização das características do influente e do efluente tratado foram determinados os parâmetros indicados no Quadro 7.3, de acordo com os *Standard Methods* (A.P.H.A., 1998).

Quadro 7.3 - Métodos utilizados para a determinação dos vários parâmetros de análise do influente e do efluente tratado.

Parâmetro	Método utilizado	Equipamentos	Identificação do método
pH	Electrometria	Potenciómetro, Hach Sension 4	4500-H ⁺ .B
CE	Electrometria	Condutivímetro, Hach Sension 7	2510.B
SST; SSV	Gravimetria	Estufa; Mufla, P-SELECTA	2540.B 2540.D 2540.E
CBO ₅	Método manométrico	OxiTop	5210.D
CQO	Método do dicromato de potássio.	Placa de aquecimento	5220.B
N _T	Método Kjeldahl modificado, (ISO 11261).	Digestor SLECTA (Bloc Digest 20); Destilador SELECTA	-
N-NH ₄ ⁺	Espectrofotometria de absorção molecular, após extracção com KCL 4M, (Houba <i>et al.</i> , 1989);	Espectrofotómetro de absorção molecular	-
N-NO ₃ ⁻			
P _T	Espectrofotometria de absorção molecular – método do vanadomolibdato de amónio (Koenig e Johnson, 1942), após calcinação e extracção com HCL 3N;	Estufa, Mufla, Placa de aquecimento, Espectrofotómetro Hitachi U-2000.	-
Detergentes	Microtestes da Merck, método fotométrico, n.º 14697.	Fotómetro, Spectroquant NOVA 60, Merck	-
Cl ⁻	Volumetria por precipitação química (Método de Mohr)		4500-Cl ⁻ .B
SO ₄ ⁻²	Método turbidimétrico	Nefelómetro, TU1100 "Turbidity Meter"	4500-SO ₄ ⁻² .E
HCO ₃ ⁻	Volumetria por neutralização		
Elementos minerais	Espectrofotometria de absorção atómica, após digestão com água régia (EN13346).	Espectrofotómetro de absorção atómica.	3010
Coliformes Fecais	Fermentação em tubos múltiplos e subcultura dos tubos positivos em meios de confirmação. Determinação por NMP.	Estufa	9221.B
Ovos de parasitas intestinais	Contagem com o auxílio de microscópio.	Microscópio	-

7.5.2 - Tratamento dos resultados

Para a análise dos resultados, relativos à monitorização do influente e do efluente tratado foi utilizado o programa Microsoft Excel, através do qual foram elaborados os gráficos e as tabelas, relativos aos resultados apresentados.

7.6 - Avaliação da interação entre o efluente tratado, o solo e as plantas.

7.6.1 - Ensaio de incubação

Foi utilizado um método de incubação anaeróbia de curta duração (17 a 24 de Março) descrito por Fangueiro *et al.* (2008), adaptado de Lober e Reeder, (1993) com condições controladas de humidade e temperatura.

Os resíduos orgânicos biodegradáveis (ROB) utilizados no ensaio de incubação (palha de arroz, palha de trigo, caniço de milho, estrume de cavalo, fezes de cavalo, lamas de ETAR e fracção líquida de chorume de suíno) foram previamente analisados, para a determinação do teor de matéria seca, N_K , $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ e C. orgânico, segundo a metodologia apresentada no Quadro VI. 1 (Anexo VI), tendo sido conservados a uma temperatura de aproximadamente 4°C, durante o período que decorreu entre a recolha e a análise dos mesmos.

O solo de textura argilo-arenosa (Pena, 2002) utilizado no ensaio de incubação, recolhido num terreno agrícola situado na zona do vale do Sorraia, foi seco ao ar livre de forma a reduzir a actividade biológica (Cabrera e Kissel, 1988; cit. por Cordovil, 2003) e crivado num crivo de malha 2 mm. A sua caracterização foi efectuada segundo a metodologia apresentada no Quadro VI. 2 (Anexo VI), e as principais características apresentadas no Quadro 7.4.

Quadro 7.4 - Características do solo utilizado no ensaio de incubação.

Parâmetros	Valor
pH H_2O	7,06
pH KCL	6,38
C. orgânico ($g\ kg^{-1}$)	25,40
Matéria orgânica ($g\ kg^{-1}$)	43,94
N_K ($g\ kg^{-1}$)	1,73
$N-NH_4^+$ ($mg\ kg^{-1}$)	2,40
$N-NO_3^-$ ($mg\ kg^{-1}$)	16,50
Potássio K_2O ($mg\ kg^{-1}$)	378
Fósforo P_{2O_5} ($mg\ kg^{-1}$)	1515

A água da rede pública e efluente tratado foram recolhidos no dia 13 de Março de 2009, sendo seguidos os métodos de amostragem, conservação e análise descritos em 7.5.1 e 7.5.2, para os parâmetros (N_T , $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$).

Foram assim estabelecidas várias modalidades de tratamento, apresentadas no Quadro 7.5.

Quadro 7.5 - Modalidades estabelecidas no ensaio de incubação.

Modalidades			
	Água destilada (H ₂ O)	Água da rede (AR)	Efluente tratado (Ef)
Solo	Controlo	S+AR	S+Ef
Palha de arroz (PA)	PA+H ₂ O	PA+AR	PA+Ef
Palha de trigo (PT)	PT+H ₂ O	PA+AR	PA+Ef
Canção de milho (CM)	CM+H ₂ O	CM+AR	CM+Ef
Estrume de cavalo (EC)	EC+H ₂ O	EC+AR	EC+Ef
Fezes de cavalo (FC)	FC+H ₂ O	FC+AR	FC+Ef
Lama de ETAR (L)	L+H ₂ O	L+AR	L+Ef
Chorume de porco (CP)	CP+H ₂ O	CP+AR	CP+Ef

O ensaio foi realizado em seringas de polietileno (60 mL), onde foram colocadas 1 g de solo, previamente seco e crivado (crivo de malha de 2 mm), 3 g de resíduo orgânico e 25 mL de água. Nas modalidades controlo foram colocadas apenas 1 g de solo e 25 mL de água.

Para cada uma das modalidades foram feitas dez repetições, em que metade foi sujeita a incubação anaeróbia, a uma temperatura de 40° C, durante sete dias (Figura 7.5) e na outra metade foi efectuada a extracção imediata do azoto amoniacal. Para a extracção foi adicionado a cada uma das seringas, 25 mL de KCL 4M (Figura 7.6), numa razão de extracção de 1:12,5 (solo+resíduo/água+KCL), superior à razão mínima recomendada (1:5) (Mulvaney, 1996), tendo estas sido agitadas durante uma hora, transferida a suspensão para tubos de centrífuga e centrifugada a durante 10 minutos a 3000 rpm. No sobrenadante foi posteriormente quantificado o teor de NH₄⁺, segundo o método descrito por (Houba *et al.*, 1989). Após o período incubação (7 dias), foi efectuada novamente a quantificação do teor de NH₄⁺, segundo a metodologia descrita anteriormente.

O potencial de mineralização foi calculado, de acordo com a seguinte equação:

$$PM (mgNH_4^+ kg^{-1} solo) = ([NH_4^+]_{t_7} (modalidade) - [NH_4^+]_{t_0} (modalidade) - [NH_4^+]_{t_7} (controlo) - [NH_4^+]_{t_0} (controlo))$$

O N mineralizado ou imobilizado, expresso como percentagem do N orgânico aplicado em cada modalidade foi calculado a partir da seguinte equação:

$$\text{Potencial de mineralização aparente (PAM)} = PM / [N_{orgânico}] (modalidade) \times 100$$



Figura 7.5 - Modalidades em incubação na estufa a 40° C.



Figura 7.6 - Adição de KCL 4M, para extracção do azoto mineral.

7.6.2 - Ensaio de campo

Para avaliar o efeito fertilizante do efluente tratado, foi instalado um ensaio de campo (relvado), num terreno adjacente às instalações da ETAR, que decorreu de 16 de Abril a 25 de Junho.

Para a montagem do ensaio procedeu-se à preparação do terreno (Figura 7.7), que incluiu remoção de terra do local do ensaio, a colocação de uma camada de areia, (para facilitar a drenagem) e a colocação de uma camada de solo fértil, proveniente de uma área florestal. Efectuou-se posteriormente, a regularização do terreno e a delimitação dos talhões correspondentes às várias modalidades.

Foram aplicadas ao solo, lamas provenientes da ETAR (1kg m^{-2}), em seis dos doze talhões, sendo estas devidamente espalhadas e misturadas com o solo. A sementeira da relva foi efectuada com uma mistura composta de sementes (60% *Festuca arudinacea*, 30% *Lolium perenne*, 10% *poa pratensis*), com uma densidade de aproximadamente $50\text{ g de semente/m}^2$, procedendo-se em seguida à compactação do terreno (Figura 7.8).



Figura 7.7 - Preparação do terreno.



Figura 7.8 - Aspecto do ensaio, após a sementeira da relva.

Foram deste modo estabelecidas quatro modalidades de tratamento, como ilustrado no Quadro 7.6 e Figura 7.9.

Quadro 7.6 - Modalidades estabelecidas no ensaio de campo.

Modalidades	
LAR	Aplicação de lamas de ETAR e rega com água da rede pública
LEf	Aplicação de lamas de ETAR e rega com efluente tratado.
AR	rega com água da rede pública
Ef	rega com efluente tratado

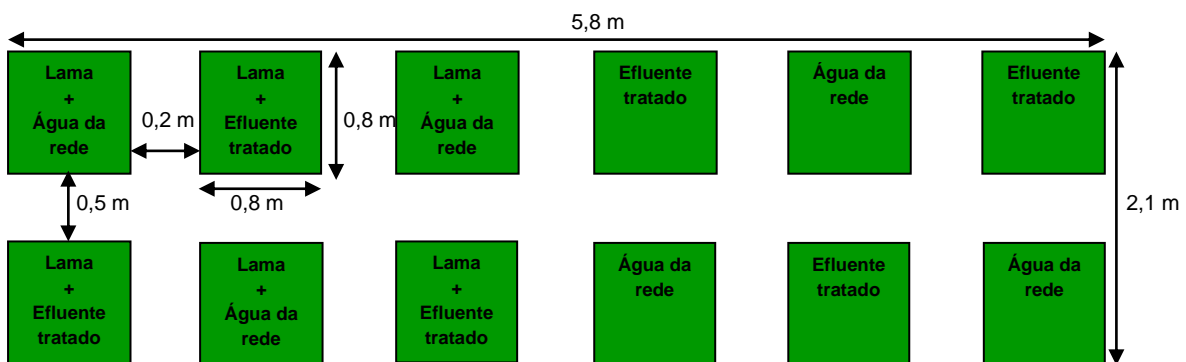


Figura 7.9 - Esquema geral do ensaio de campo.

O solo areno-argiloso (Pena, 2002) utilizado no ensaio de campo foi recolhido numa área florestal de montado, situada na Herdade do Monte da Barca. Para a sua caracterização, uma amostra representativa foi tratada de modo semelhante ao solo utilizado no ensaio de incubação. As lamas de ETAR aplicadas ao solo foram recolhidas, após desidratação no filtro de banda, no dia da instalação do ensaio e conservadas a uma temperatura de aproximadamente 4° C. Ambos foram caracterizados, de acordo com a metodologia indicada no Quadro VI. 2 (Anexo VI), sendo apresentadas nos Quadros 7.7 e 7.8 as suas principais características.

Quadros 7.7 - Características do solo utilizado no ensaio de campo.

Parâmetros	Solo
	Valor
pH _{H2O}	5,80
pH _{KCL}	4,77
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	37,70
C orgânico (g kg^{-1})	4,27
Matéria orgânica (g kg^{-1})	7,60
N-NH ₄ ⁺ (mg kg^{-1})	3,79
N-NO ₃ ⁻ (mg kg^{-1})	18,47
K ($\text{K}_{2\text{O}}$) (mg kg^{-1})	50,00
P (P_{2O_5}) (mg kg^{-1})	19,90
Cu (mg kg^{-1})	0,70
Zn (mg kg^{-1})	21,60
Fe (mg kg^{-1})	1,20
Mn (mg kg^{-1})	29,90
Ca ($\text{cmol}^{(+)}\text{kg}^{-1}$)	1,09
Na ($\text{cmol}^{(+)}\text{kg}^{-1}$)	0,05
K ($\text{cmol}^{(+)}\text{kg}^{-1}$)	0,10
Mg ($\text{cmol}^{(+)}\text{kg}^{-1}$)	0,16

Quadro 7.8 - Características da lama de ETAR utilizada no ensaio de campo.

Parâmetros	Lama	
	Valor	V.L.
pH _{H2O}	8,49	
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	2100,00	
Matéria seca (g kg^{-1})	257,20	
Matéria orgânica (g kg^{-1})*	487,50	
N _K ⁺ (g kg^{-1})	42,95	
N-NH ₄ ⁺ (mg kg^{-1})*	3,27x10 ³	
N-NO ₃ ⁻ (mg kg^{-1})*	4,33	
P _T (g kg^{-1})*	2,31	
Cu (mg kg^{-1})*	127,97	1000
Zn (mg kg^{-1})*	824,39	
Ca (mg kg^{-1})*	280,00	
Na (mg kg^{-1})*	80,00	
K (mg kg^{-1})*	1200,00	
Mg (mg kg^{-1})*	30,00	
Cd (mg kg^{-1})*	5,26	20
Ni (mg kg^{-1})*	19,75	300
Pb (mg kg^{-1})*	67,86	750
As (mg kg^{-1})*	12,14	-
Cr (mg kg^{-1})*	31,47	1000

*Resultados expressos na matéria seca
V.L. (D.L nº 118/2006)

A rega dos vários talhões foi feita diariamente, de forma manual, com o auxílio de um regador (Figura 7.10). Foi delineado um plano de rega onde, até ao nascimento da relva (7^o - 8^o dia), todas as modalidades foram regadas com água da rede pública. A partir do 8^o dia, seis dos talhões foram regados com água da rede pública e os restantes com efluente tratado, excepto nos dias em que ocorreu precipitação, sendo a quantidade de água (via rega e via precipitação) adicionada ao ensaio apresentada na Figura 7.11.



Figura 7.10 - Rega do ensaio.

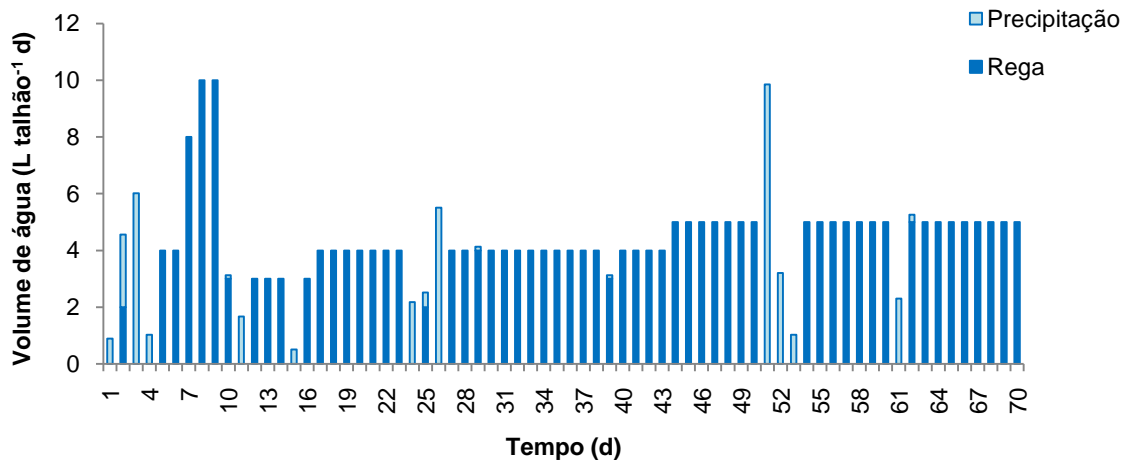


Figura 7.11 - Quantidade de água adicionada ao ensaio

O ensaio teve a duração de 10 semanas, tendo sido efectuada semanalmente a medição da altura da relva, em 6 pontos escolhidos de forma aleatória (com o auxílio de uma régua) e a colheita de uma amostra composta ($n=3$) de solo, na camada superficial (0-10 cm) em cada um dos talhões, com o auxílio de uma sonda. Nas amostras de solo recolhidas foi posteriormente quantificado o N mineral, através da extracção em tubos de centrifuga, em 6 g de solo seco com 30 mL de KCL 2M (1:5), segundo Mulvaney (1996), tendo estes sido agitados durante uma hora e centrifugados durante 10 minutos a 3000 rpm. No sobrenadante foi posteriormente quantificado o teor de N mineral, segundo o método descrito por Houba *et al.* (1989).

No final do ensaio, o material vegetal (relva) foi cortado, pesado (peso verde) e colocado numa estufa com ventilação forçada a 65° C (Figura 7.12), para determinação do peso seco. Após a secagem, este foi moído, num moinho *Retscht* ultracentrífugo e determinado o teor de azoto total, pelo método de Kjeldahl (Horneck e Miller, 1998). Procedeu-se ainda à colheita de uma amostra composta ($n=3$) de solo, em cada um dos talhões e à respectiva análise, sendo os parâmetros analisados os referidos na análise do solo no início do ensaio.



Figura 7.12 - Secagem da relva numa estufa com ventilação forçada (65°C).

7.6.3 - Tratamento estatístico

Os resultados obtidos no ensaio de incubação anaeróbio e no ensaio de campo foram sujeitos a uma análise de variância (ANOVA), seguida do teste da diferença mínima significativa (LSD) para comparação de médias (Zar, 1996), utilizando o programa informático Statistix 7.0.

8 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

8.1 - Caracterização das águas residuais

A caracterização das águas residuais influentes à ETAR, bem como dos efluentes tratados descarregados no meio receptor natural, é fundamental para a compreensão da forma como são produzidas as águas residuais e para a identificação os contaminantes que fazem parte da sua constituição.

8.1.1 - Análise do caudal influente à ETAR

Durante o período de análise (Novembro de 2008 a Agosto de 2009), registou-se um caudal médio diário de aproximadamente $1400 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, um caudal mensal de $20930 - 70564 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$, sendo o volume total de efluente tratado neste período, de aproximadamente 406500 m^3 .

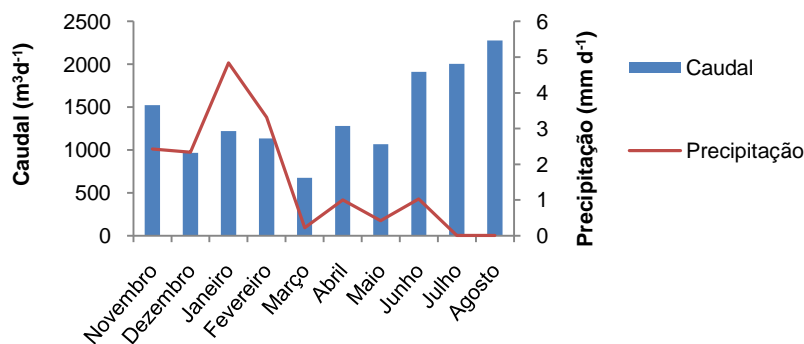


Figura 8.1 - Caudal médio diário; Precipitação média diária

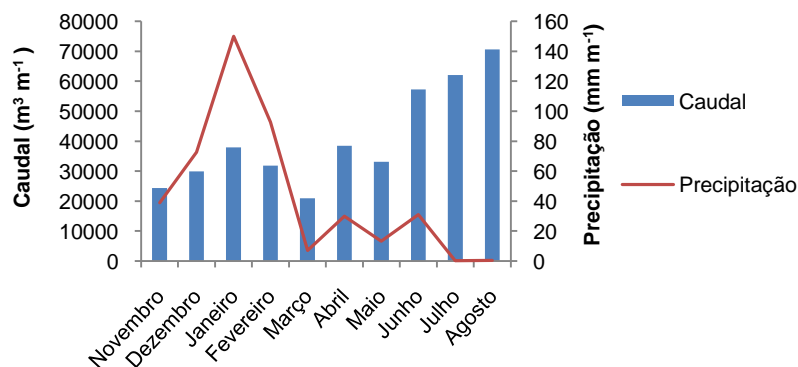


Figura 8.2 - Caudal mensal; Precipitação mensal

Através da análise da Figura 8.1 verificou-se que o caudal médio diário observado em cada mês foi bastante variável ($675 - 2276 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$), sendo o caudal médio mensal referido anteriormente ($1400 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$), um valor meramente indicativo, que para efeitos de gestão da ETAR não terá muito significado.

Esta variabilidade observada nos valores do caudal (Figura 8.1 e Figura 8.2) foi motivada pelas diferentes componentes que o afectaram. No mês de Novembro, dado que ETAR ainda se encontrava em fase de testes, tendo para isso sido introduzido no emissário, de uma forma propositada, água do rio Sorraia, o valor do caudal terá sido afectado por esse volume adicional. Nos meses de Dezembro, Janeiro e Fevereiro, para além da componente doméstica, verificou-se a influência da precipitação, comprovada pelos valores da mesma. Em Março, tendo a componente precipitação sido pouco expressiva, o valor do caudal correspondeu praticamente à componente de origem doméstica. A partir do mês de Abril, a componente “água do rio”, voltou a influenciar o valor do caudal influente à ETAR, sendo menos expressiva a influência da precipitação. Nos meses de Verão, (Junho, Julho e Agosto), a componente precipitação deixou praticamente de ser notada (com alguma expressão, apenas no mês de Junho), sendo o caudal nestes meses influenciado pela componente “água do rio” e também por uma maior contribuição da componente doméstica, motivada pela coincidência com a época de férias e o regresso de muitos emigrantes (provocando um aumento do número de habitantes equivalentes).

É importante realçar que a componente “água do rio”, que provocou o aumento do valor do caudal, entre Abril e Agosto, se deveu a um volume de água adicional que influiu ao emissário, através de uma ruptura existente na conduta do mesmo, causado pela subida forçada do nível do rio Sorraia. Esta subida forçada foi um procedimento efectuado através da colocação de uma barreira (açude improvisado) nas imediações do pórtico de transição do dique de protecção da vila de Coruche, que ocorre normalmente entre Maio e o início da época das chuvas (Outubro, Novembro), motivada pela prática de actividades desportivas e por um melhor enquadramento paisagístico do local.

Em alguns meses, o valor do caudal verificado superou consideravelmente o valor do caudal médio diário definido inicialmente no projecto, para o qual a ETAR foi dimensionada ($1200 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), não sendo este, um aspecto benéfico para o correcto funcionamento do processo de tratamento. Segundo, Monteiro e Damasceno (1998), estas discrepâncias entre as bases de dimensionamento e os caudais e que influem às ETAR são mais acentuadas nos primeiros anos de actividade, tal como se verifica neste caso de estudo.

8.1.2 - Análise da variação de caudais

A Figura 8.3 reflecte a variação do caudal diário, em termos horários, referente a três situações distintas: D+P (dias em que o caudal foi afectado pela componente doméstica e pela precipitação); D (dias em que o caudal foi afectado apenas pela componente doméstica); D+R (dias em que o caudal foi afectado pela a componente doméstica e pela entrada de “água do rio”)

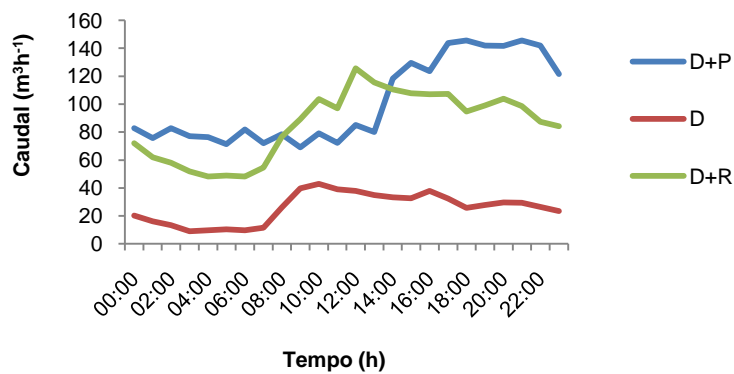


Figura 8.3 - Variação do caudal diário, em função da hora do dia.

Analisando a variação do caudal diário, verificou-se que para D, onde prevaleceu a influência do caudal de origem doméstica, observou-se um comportamento crescente na curva do caudal do influente desde a madrugada até meio da manhã (entre as 6:00 e as 11:00), ocorrendo em seguida uma certa estabilização até às 12:30, fase do dia onde foram observados os caudais mais elevados. Tal comportamento esteve directamente relacionado com as fases do dia durante as quais as pessoas fizeram a sua higiene pessoal e confeccionaram as primeiras refeições do dia (pequeno almoço e almoço). Seguiu-se um período, que embora registe caudais elevados (relativamente a outros períodos do dia), durante o qual se observou um ligeiro decréscimo até às 16:00, altura em que voltou novamente a subir ligeiramente até às 17:00, facto que poderá estar relacionado com o final do período laboral das pessoas. Novo decréscimo foi verificado até 18:30, altura em que o caudal voltou a aumentar até às 21:00, coincidindo com o período de retorno das pessoas a casa e da confecção do jantar. Com o início do período da noite, a partir das 22:00, observou-se um decréscimo do caudal que se prolongou pela madrugada até se iniciar novamente o ciclo descrito anteriormente.

Na situação D+R, observou-se um ciclo diário de variação do caudal, com um comportamento semelhante ao observado nas condições de tempo seco, no entanto os

volumes que influenciam o caudal influente foram bastante superiores, (dependendo da quantidade de “água do rio” que entrou no emissário).

Finalmente, para a situação D+P, onde o efeito da precipitação sobre o comportamento das séries de caudal que aflui à ETAR foi bastante expressivo, tornou-se particularmente difícil estabelecer um comportamento padrão da variação do caudal ao longo do dia, pois este esteve fortemente dependente da altura do dia em que ocorreram os fenómenos de precipitação.

8.1.3 - Influência da precipitação nos caudais influentes à ETAR

Na Figura 8.4 é feita uma representação cronológica dos registos pluviométricos e dos caudais influentes à ETAR, entre Novembro de 2008 e Agosto de 2009, a partir da qual se analisou a influência da precipitação no caudal influente à ETAR.

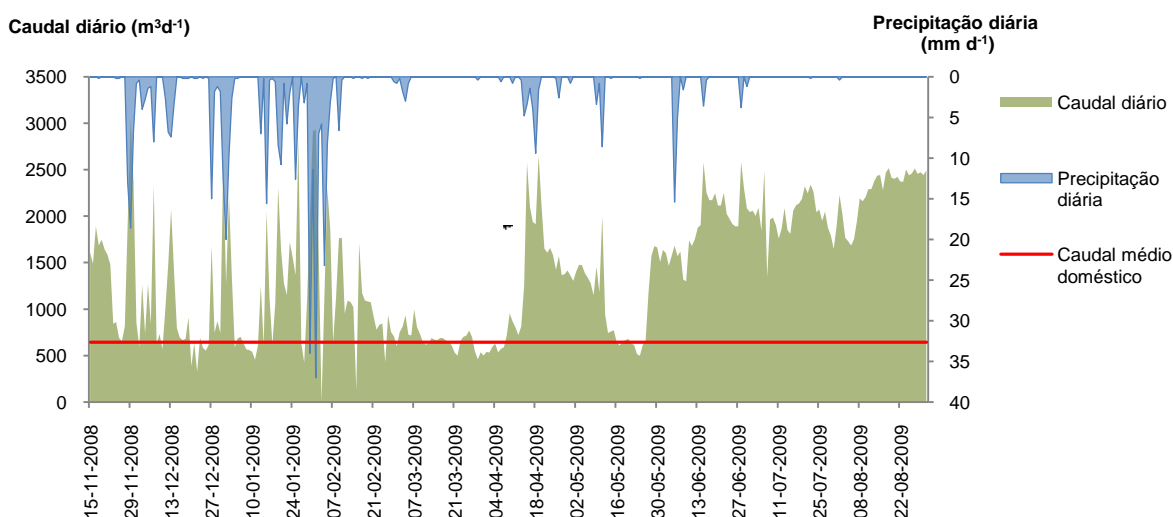


Figura 8.4 - Diagrama cronológico dos caudais medidos na ETAR de Coruche e da precipitação registada, entre Novembro de 2008 e Agosto de 2009.

Face à ocorrência de fenómenos de precipitação ocorreu uma alteração visível nas séries de caudal influente à ETAR, deixando de ser evidente o efeito das componentes periódicas, prevalecendo o efeito da precipitação. Através da análise do diagrama cronológico verificou-se a existência de uma relação entre o aumento do valor do caudal e o aumento da precipitação, onde os caudais mais elevados foram antecedidos de um período de maior precipitação, observando-se ainda um decréscimo do caudal após o final da mesma. Relação idêntica, entre as séries de caudais influentes às ETAR e a precipitação

foram verificados por Almeida e Monteiro (2004), na análise efectuada aos caudais influentes às ETAR do Freixo e de Mirandela.

Durante o período (Novembro de 2008 a Abril de 2009) identificaram-se 48 dias de tempo seco, onde não se verificou entrada de “água do rio” no emissário, a partir dos quais se fez uma estimativa do caudal médio de origem doméstica, sendo este aproximadamente $644 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$.

A fiabilidade do método utilizado, para estimar o caudal de origem doméstica, é visível pela diferença pouco significativa entre o valor obtido e o observado no caudal médio diário, relativamente ao mês de Março (675 m^3), onde a influência da precipitação foi bastante reduzida e não se verificou entrada de “água do rio”, prevalecendo a influência da componente doméstica.

8.1.4 - Caracterização físico-química do influente e do efluente tratado

Nas figuras 8. 5 a 8.15 são apresentados, em termos mensais, os resultados da monitorização de alguns parâmetros, indicadores das características do influente e do efluente tratado. Relativamente aos parâmetros N-NH_4^+ , N-NO_3^- e detergentes, apenas se efectuou a sua monitorização a partir do mês de Janeiro (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) e a partir de Dezembro (detergentes), de acordo com o estabelecido no plano experimental de amostragem e análise apresentado nos quadros V.1 e V.2, (Anexo V).

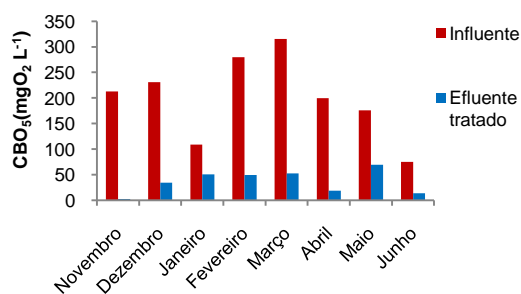


Figura 8.5 - CBO₅ (mgO₂ L⁻¹)

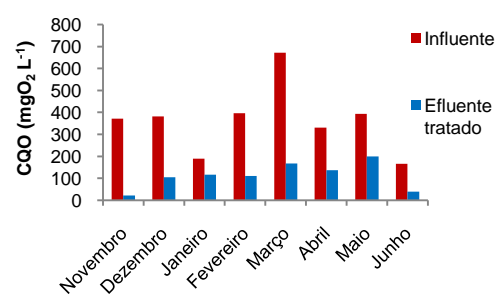


Figura 8.6 - CQO (mg O₂ L⁻¹)

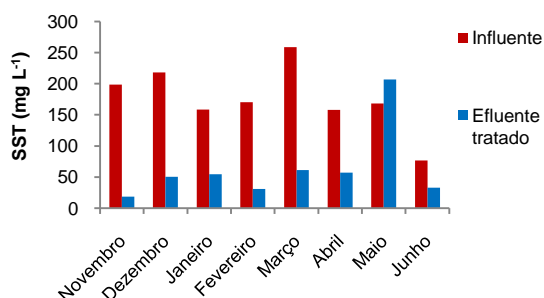


Figura 8.7 - SST (mg L⁻¹).

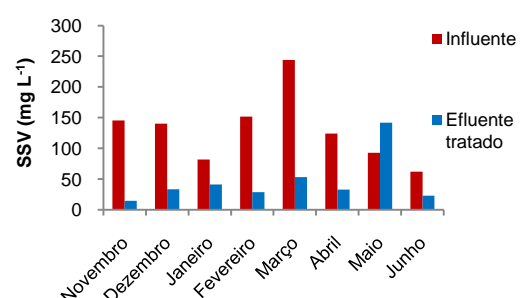


Figura 8.8 - SSV (mg L⁻¹).

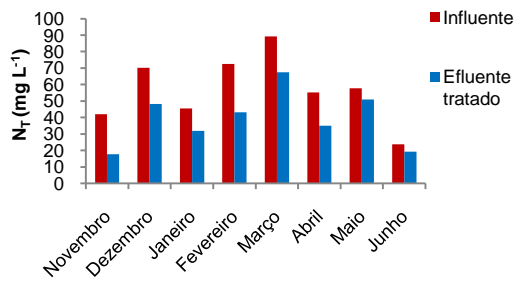


Figura 8.9 - N_T (mg L⁻¹).

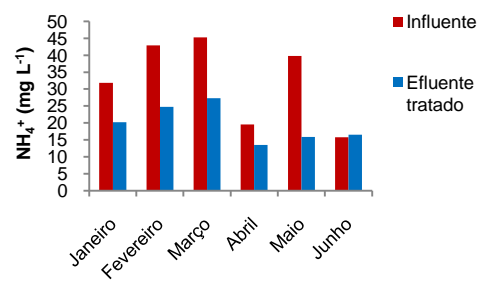


Figura 8.10 - N-NH₄⁺ (mg L⁻¹).

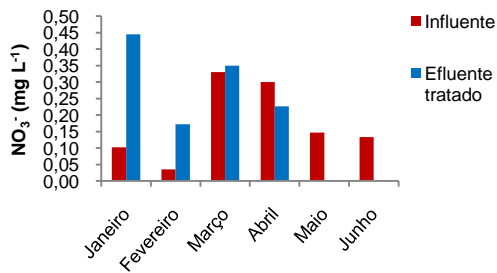


Figura 8.11 - N-NO₃⁻ (mg L⁻¹).

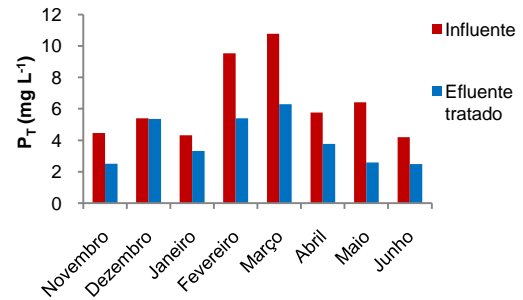


Figura 8.12 - P_T (mg O₂ L⁻¹).

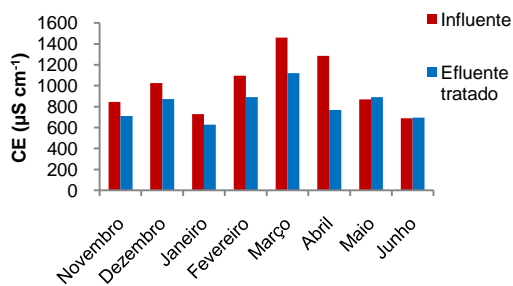


Figura 8.13 - CE (µS cm⁻¹).

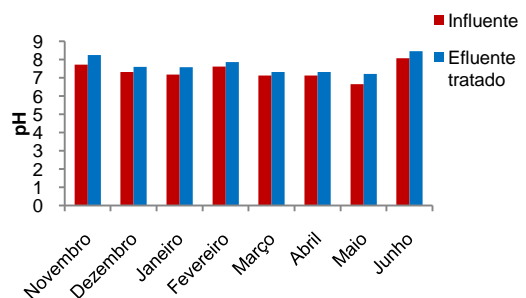


Figura 8.14 - pH.

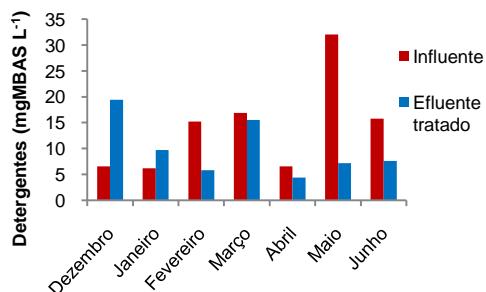


Figura 8.15 - Detergentes (mg MBAS L⁻¹).

8.1.4.1 - Análise das características do influente

Analisando os resultados da monitorização do influente, em termos mensais (Figuras 8.5 a 8.15), verificou-se que este apresentou uma composição em termos de concentração de poluentes, bastante variável. Deste modo, os valores dos vários parâmetros analisados ao longo do tempo, variaram para a CBO_5 (74 - 315 $mgO_2 L^{-1}$), CQO (166 - 672 $mgO_2 L^{-1}$), SST (76 - 258 $mg L^{-1}$), SSV (62 - 244 $mg L^{-1}$), N_T (23 - 89 $mg L^{-1}$), $N-NH_4^+$ (16 - 45 $mg L^{-1}$), $N-NO_3^-$ (0 - 0,3 $mg L^{-1}$), P_T (4 - 11 $mg L^{-1}$), pH (6 - 8), CE (690 - 1460 $\mu S cm^{-1}$) e Detergentes (6 - 17 $mg L^{-1}$).

De acordo com a classificação proposta por Metcalf e Eddy (2003), para as águas residuais domésticas não tratadas, ao longo dos vários meses, o influente apresentou fortes, médias e fracas concentrações. Para a CBO_5 observaram-se concentrações médias (231 - 315 $mg L^{-1}$) nos meses de Dezembro, Fevereiro e Março, sendo fracas nos meses de Novembro, Janeiro, Abril, Maio e Junho (75 - 213 $mg L^{-1}$). Quanto à CQO (672 $mg L^{-1}$), SST (259 $mg L^{-1}$) e SSV (244 $mg L^{-1}$) as concentrações foram médias no mês de Março, sendo fracas nos restantes meses, CQO (166 - 371 $mg L^{-1}$), SST (77 - 218 $mg L^{-1}$), SSV (62 - 152 $mg L^{-1}$). Relativamente ao N_T foram observadas concentrações fracas, apenas no mês de Junho (24 $mg L^{-1}$), sendo médias nos restantes meses (42 - 89 $mg L^{-1}$). No caso do P_T , foram observadas concentrações médias nos meses de Fevereiro e Março (9,5 - 11 $mg L^{-1}$), observando-se concentrações fracas para os restantes meses (4,2 - 6,4 $mg L^{-1}$).

A multiplicidade de factores, que pode ter afectado a composição físico-química e biológica do influente, torna particularmente difícil a identificação de uma causa específica para esta variabilidade. No entanto, de acordo com análise do comportamento hidráulico do caudal que influiu à ETAR, foi possível estabelecer uma relação entre este e a concentração de poluentes presente no influente.

Assim, para a maioria dos parâmetros, as concentrações mais baixas verificaram-se nos meses de Janeiro e Junho, onde a precipitação e componente “água do rio” tiveram uma maior influência no comportamento do caudal (efeito de diluição da concentração de poluentes), sendo o mês de Janeiro fortemente influenciado pela precipitação e o mês de Junho pela entrada de “água do rio”. Por sua vez, as concentrações mais elevadas foram observadas no mês de Março, que coincidiu precisamente com o mês onde o efeito da precipitação e da componente “água do rio” foi mais reduzido (efeito de diluição da concentração de poluentes). Nos restantes meses observaram-se concentrações, intermédias entre as registadas nas situações anteriormente referidas, sendo variável a influência da precipitação e da componente “água do rio”.

A relação entre a concentração variável dos poluentes e comportamento hidráulico do caudal, embora mais evidente em alguns parâmetros, foi verificada para a sua maioria (CBO₅, CQO, SST, SSV, N_T, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P_T). Ao nível dos detergentes, essa relação não foi observada, sendo a causa da variabilidade, em termos de concentração, a possível ocorrência de descargas pontuais para a rede de saneamento.

Ao longo do período de estudo, de uma forma geral as condições médias dos influentes, em termos de concentração, foram inferiores às condições médias de influência, projectadas para o dimensionamento da ETAR. Para esta situação terá contribuído, o facto do número de habitantes equivalentes (aproximadamente 4100) ser inferior ao previsto inicialmente uma vez que a área de influência da ETAR, ainda não se encontra totalmente abrangida pela rede de saneamento e drenagem de águas residuais, tendo a componente doméstica do caudal influente uma expressão mais reduzida. A estimativa do número actual de habitantes equivalentes foi realizada a partir do valor do caudal de origem doméstica calculado em 8.1.3, (644 m³ d⁻¹) e da produção média diária de água residual na região hidrográfica do Tejo (157 L d⁻¹), calculada no Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e Águas Residuais, (INSAAR, 2008). Outra situação que também poderá ter influenciado, esta menor concentração do influente, foi o efeito das componentes, precipitação e “água do rio”, que provocaram uma maior diluição da concentração dos poluentes, como referido anteriormente.

8.1.4.2 - Análise das características do efluente tratado

A caracterização do efluente tratado foi baseada nas concentrações obtidas, para os vários parâmetros, em termos mensais, tendo sido também avaliada a sua evolução ao longo do tempo.

Através da análise dos resultados relativos aos parâmetros indicadores da qualidade do efluente tratado, apresentados nas Figuras 8.5 a 8.15, verificamos que estas apresentaram uma grande variabilidade entre si, e mesmo ao longo do tempo, com valores de CBO₅ (13 - 69 mgO₂ L⁻¹), CQO (39 - 199 mgO₂ L⁻¹), SST (30 - 207 mg L⁻¹), SSV (23 - 142 mg L⁻¹), N_T (19 - 67 mg L⁻¹), N-NH₄⁺ (13 - 27 mg L⁻¹), N-NO₃⁻ (0 - 0,5 mg L⁻¹), P_T (2 - 6 mg L⁻¹), pH (7 - 8), CE (627 - 1121 µS cm⁻¹) e Detergentes (4 -19 mg L⁻¹).

Essa variabilidade poderá ter sido causada por diversos factores, tais como: o efeito de diluição da concentração de poluentes no influente, a realização de operações de afinação nas várias etapas do processo de tratamento e a ocorrência de alguns problemas pontuais. Sendo particularmente difícil definir a magnitude da influência que cada um destes factores.

Quanto ao efeito de diluição da concentração de poluentes no influente, provocada pela precipitação e pela componente “água do rio”, esta ter-se-á repercutido no valor da concentração ao longo das etapas de tratamento e conseqüentemente na concentração do efluente tratado, como se verificou por exemplo no mês de Junho, onde a componente “água do rio” teve uma forte influência nas características do caudal influente.

A realização de operações de afinação, como controlo do arejamento na vala de oxidação, a taxa de recirculação de lamas, a purga de lamas, e a limpeza dos tanques, afectando a eficiência do tratamento, poderão também ter afectado a concentração do efluente tratado.

A ocorrência de problemas pontuais, como sucedeu através da acumulação de partículas em suspensão junto ao bloco de lâmpadas UV, que originou um aumento da concentração do efluente tratado, visível através dos valores das concentrações de CBO_5 , CQO e SST, referentes ao mês de Maio (Figuras 8.5, 8.6 e 8.7). Neste caso, alguns dos constituintes destas partículas em suspensão ao terem absorvido a radiação, contribuíram para a formação de depósitos nas lâmpadas e no canal UV (Metcalf e Eddy, 2003). Para evitar este tipo de situações é importante que se faça a limpeza regular das lâmpadas, estando a sua frequência relacionada com as características do efluente e com o tipo de incrustações, no entanto é aconselhável que esta se efectue pelo menos uma vez por mês (U.S. EPA, 2006). Segundo Andreadakis *et al.* (1999), de acordo com estudos efectuados o aumento da concentração de sólidos junto ao sistema de desinfecção UV, provoca uma diminuição da eficiência do sistema de desinfecção.

O aumento da concentração de detergentes ao longo do processo de tratamento verificado nos meses de Dezembro e Janeiro foi algo inesperado, dado a natureza (física e biológica) das operações realizadas. Este aumento terá resultado da acumulação de alguns solventes utilizados na construção e instalação dos órgãos de tratamento da ETAR, que teriam na sua composição alguma quantidade deste tipo de substâncias. Embora, a partir do mês de Fevereiro se tenha verificado uma redução da concentração ao longo do processo de tratamento, ao longo do período de estudo, as concentrações presentes nos efluentes tratados foram relativamente elevadas, tendo como referência meramente indicativa o VLE (2 mg L^{-1}), fixado pelo D.L n.º 236/98.

8.1.5 - Percentagem de redução da carga poluente

Na análise da percentagem de redução da carga poluente do influente, após o tratamento, embora esta tenha sido determinada para todos os parâmetros analisados (Quadro VII. 2, Anexo), foram considerados para esta análise apenas a CBO₅, CQO, SST, N_T, P_T, sendo estes os mais representativos da carga poluente do influente.

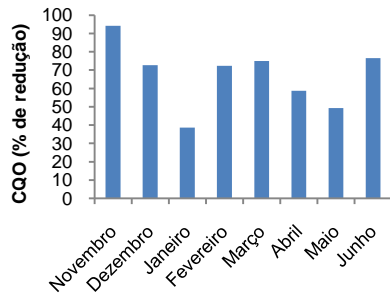


Figura 8.16 - Redução da carga de CBO₅ (%).

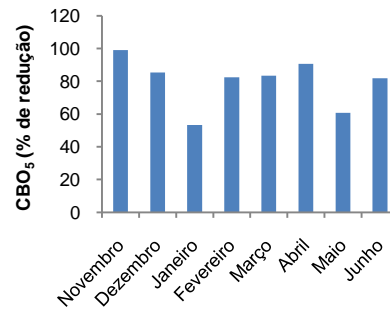


Figura 8.17 - Redução da carga de CQO (%).

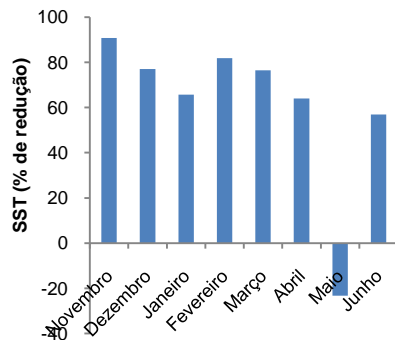


Figura 8.18 - Redução da carga de SST (%).

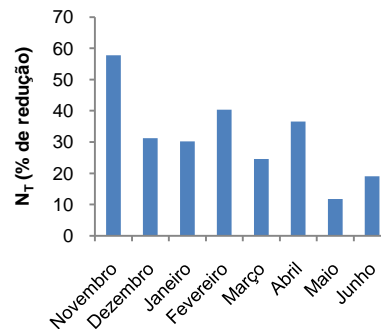


Figura 8.19 - Redução da carga de N_T (%).

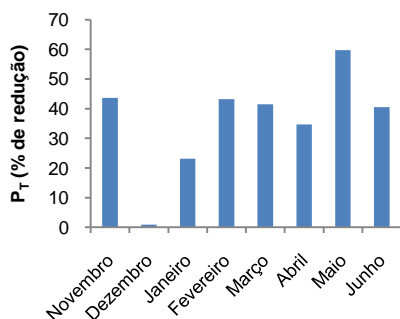


Figura 8.20 - Redução da carga de P_T (%).

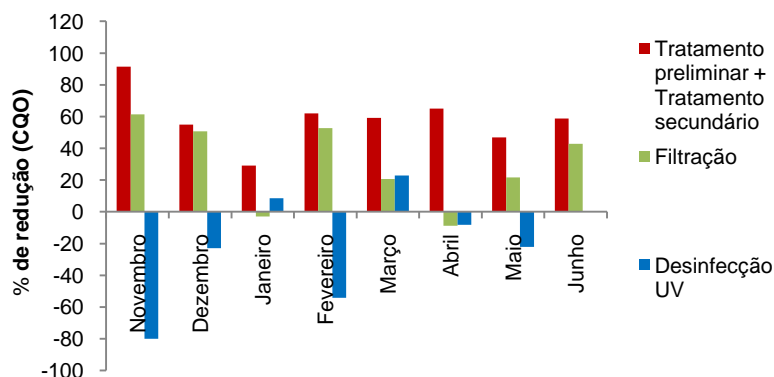
Da análise das Figuras 8.16 a 8.20, verificou-se para os vários parâmetros, que essa percentagem de redução da carga poluente não foi muito constante ao longo do período de estudo.

Em termos globais, foram observadas percentagens de redução mais elevadas para os parâmetros CBO₅ (53 - 91%) e CQO (38 - 77%). Relativamente aos SST, embora as percentagens de redução tenham sido globalmente semelhantes às obtidas para a CBO₅ e CQO, esta foi negativa no mês de Maio, dada a excessiva acumulação de partículas em suspensão, que ocorreu junto ao bloco de lâmpadas UV, ter aumentado a sua concentração no efluente tratado. Percentagens de redução consideravelmente inferiores foram obtidas em N_T (11 - 58%) e P_T (1 - 60%).

Pelo facto da ETAR se encontrar em actividade há relativamente pouco tempo (cerca de um ano), foi compreensível que nesta primeira fase não se tenham obtido percentagens de redução da carga poluente tão elevadas, sendo esta variabilidade, consequência de testes e operações realizados para afinação das etapas de tratamento e outro tipo de anomalias, que normalmente ocorrem neste tipo de instalações. As variações do valor do caudal influente, motivadas pela acção das várias componentes que o afectaram poderão também ter influenciado a percentagem de redução da carga poluente.

8.1.6 - Eficiência de tratamento

A carência química de oxigénio (CQO) é considerada um dos principais indicadores da carga orgânica presente nos efluentes. A determinação deste parâmetro, em vários pontos do processo de tratamento, permitiu avaliar a percentagem de redução da carga poluente, ao longo das diferentes etapas do tratamento do influente, como um indicador da eficiência de tratamento parcial e global da ETAR, objecto do estudo.



*Por dificuldades técnicas, não se procedeu à recolha de amostras após a etapa de pré-tratamento, sendo a % de redução apresentada no final do tratamento secundário resultante do pré-tratamento + tratamento secundário.

Figura 8.21 - Concentração média de CQO nas várias etapas do processo de tratamento.

Analisando a percentagem de redução da carga orgânica poluente etapa a etapa (Figura 8.21), verificou-se que esta foi mais elevada após o tratamento secundário, tendo ocorrido uma redução da carga orgânica poluente entre 29 – 91%, seguindo-se uma redução entre -2 – 61%, após a filtração do efluente. Relativamente à redução da carga poluente, após a desinfecção com radiação UV, não sendo este o principal objectivo desta técnica, ainda assim, seria de esperar que esta fosse negativa, como aconteceu nos meses de Novembro, Dezembro, Fevereiro, Abril, e Maio.

Em termos globais, verifica-se que ao longo das várias etapas do processo de tratamento, as eficiências (indicadas pela percentagem de redução do parâmetro CQO) foram mais elevadas ao nível do tratamento secundário, consideravelmente mais baixas após a filtração e reduzidas após o processo de desinfecção UV.

8.1.7 - Análise das características do efluente tratado de acordo com os requisitos de descarga no meio receptor.

A caracterização do efluente tratado na ETAR de Coruche foi efectuada, através da análise das concentrações dos vários parâmetros e das suas percentagens de redução (Figuras 8.22 a 8.27), tendo como referência os valores limite de emissão (VLE) e as percentagens mínimas de redução da carga do influente, impostos pelo D.L. n.º 152/97 de 19 de Junho e os objectivos de qualidade definidos no projecto de execução da ETAR.

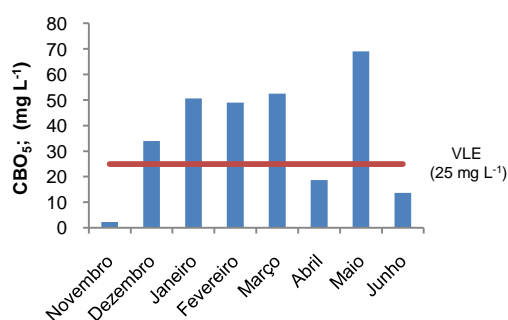


Figura 8.22 - CBO₅ (mg O₂ L⁻¹), VLE.

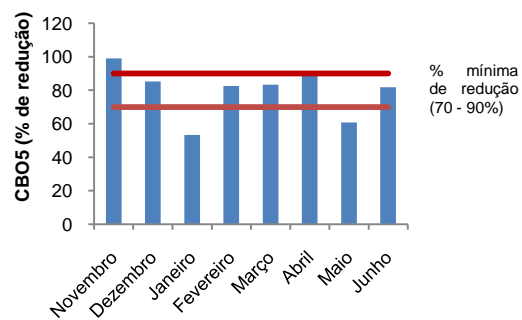


Figura 8.23 - Redução da carga de CBO₅; % mínima de redução.

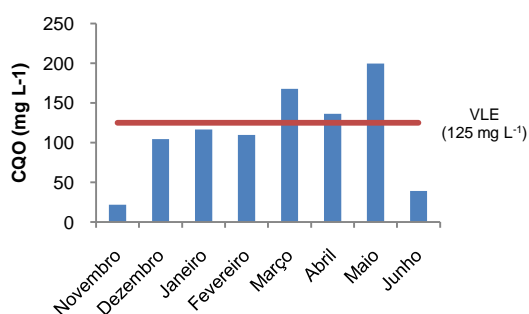


Figura 8.24 - CQO (mg O₂ L⁻¹), VLE.

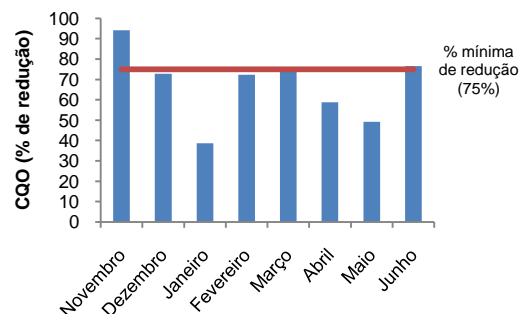


Figura 8.25 - Redução da carga de CQO; % mínima de redução.

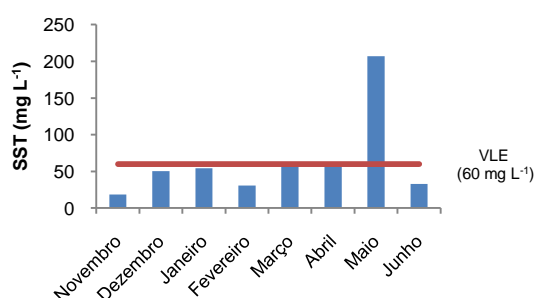


Figura 8.26 - SST (mg L⁻¹), VLE.

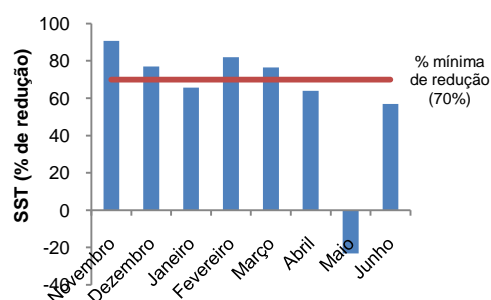


Figura 8.27 - Redução da carga de SST; % mínima de redução.

Dado o contexto da ETAR, em termos de dimensionamento e localização (2000 < hab. eq >10000; zona não sensível, não apresentando perigo de eutrofização), os requisitos de descarga definidos pelo referido decreto, bem como os objectivos de qualidade definidos no projecto são relativos aos parâmetros: CBO₅, CQO e SST.

Assim, de acordo com os resultados obtidos, apenas na CBO₅ (Janeiro e Maio), CQO e SST (Maio) se observaram diferenças mais expressivas, ao nível da concentração do efluente tratado e da percentagem de redução da carga poluente. Sendo que no mês de Maio, a maior concentração e a menor percentagem de redução verificadas, se deveram sobretudo à acumulação de partículas em suspensão junto ao bloco de lâmpadas do sistema de desinfecção UV.

Estes desvios de concordância com os requisitos de descarga e com os objectivos de qualidade definidos no projecto, não podem ser encarados como situações de incumprimento, dada a fraca representatividade do número de amostras no período de estudo, podendo ser encarados com uma contribuição para a optimização do desempenho da ETAR. O tratamento e a compilação dos dados obtidos neste estudo, poderão contribuir para implementação de um plano de gestão ambiental na ETAR de Coruche.

8.1.8 - Caracterização do efluente tratado, para a utilização na rega.

Integrando o objectivo seguinte do trabalho, na perspectiva de reutilização do efluente tratado para rega, foram avaliadas algumas características, relativamente à qualidade das águas destinadas à rega, de acordo com alguns parâmetros definidos pelo D.L. nº 236/98, apresentadas no Quadro 8.1.

Quadro 8.1 - Características do efluente tratado, relativas à qualidade das águas destinadas à rega.

Parâmetros	Efluente tratado					D.L. nº 236/98	
	Abril	Maió	Junho	Média	Dp	VMR	VMA
SST (mg L ⁻¹)	57,00	207,00	33,00	99,00	31,00	60	
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,23	0,00	0,00	0,08	0,13		
pH	7,31	7,22	8,46	7,66	0,69		
CE (µS cm ⁻¹)	769,00	891,00	694,00	784,67	99,43		
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	155,94	47,54	38,11	80,53	65,48	75	
Cl (mg L ⁻¹)	95,715	93,94	76,22	88,63	10,78	70	
HCO ₃ ⁻ (meq L ⁻¹)	4,73	1,04	0,88	2,22	2,18		
B (mg L ⁻¹)	n.d.	n.d.	0,08	0,08			
RAS	13,7	3,26	8,11	8,36	5,22	8	
As (mg L ⁻¹)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,1	0
Cd (mg L ⁻¹)	3,89x10 ⁻⁴	9,63x10 ⁻⁴	2,87x10 ⁻⁵	5x10 ⁻⁴	0,00	0,01	0,05
Pb (mg L ⁻¹)	0,05	0,05	0,01	0,04	0,02	5	20
Cr (mg L ⁻¹)	0,3	0,09	0,06	0,15	0,13	0,1	20
Ni (mg L ⁻¹)	0,03	0,02	0,05	0,03	0,02	0,5	2
Cu (mg L ⁻¹)	0,16	0,05	0,08	0,10	0,06	0,2	5
Fe (mg L ⁻¹)	1,58	2,86	0,94	1,79	0,98	5	
Mn (mg L ⁻¹)	0,4	0,39	0,63	0,47	0,14	0,2	10
Zn (mg L ⁻¹)	0,39	0,33	0,05	0,26	0,18	2	10
Coliformes fecais (NMP 100mL ⁻¹)	150	240	2400	930	1282,07	100	
Ovos de parasitas intestinais (N L ⁻¹)	0	0	0	0	0		1

VMR – Valor máximo recomendado, qualidade das águas destinadas a rega, D.L. n.º 236/98
VMA – Valor máximo admissível, qualidade das águas destinadas a rega, D.L. n.º 236/98
n.d. – Não determinado

De acordo com os resultados obtidos, verificou-se que nos meses de Abril (sulfatos, cloretos e RAS), Maio (SST e cloretos) e Junho (cloretos e RAS), os parâmetros referidos apresentam valores superiores aos valores máximos recomendados (VMR). Neste caso, como são VMR, não se pode afirmar que, relativamente a estes parâmetros, o efluente tratado não possa ser utilizado na rega, sendo importante a realização de uma monitorização mais regular.

Quanto ao teor de coliformes fecais, também foram observados valores superiores aos VMR (Abril, Maio e Junho), e aos objectivos de qualidade relativos a este parâmetro, definidos no projecto (Maio e Junho). Situação certamente relacionada com o facto do

sistema de desinfecção UV não estar em funcionamento, devido a uma avaria técnica. Como referido anteriormente, dada a não representatividade do número de amostras, não se poderá aferir a existência de um perigo potencial para a saúde pública a utilização do efluente tratado na rega. Embora o contexto da análise deste parâmetro, tenha sido a reutilização do efluente tratado para rega, este assume também uma elevada importância, ao nível da segurança dos operadores da ETAR, pois o efluente tratado é utilizado como água de serviço para lavagens diversas.

Relativamente aos metais pesados analisados no efluente tratado (As, Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, Fe, Mn e Zn), os valores obtidos são consideravelmente inferiores aos VMR. Situação de certo modo previsível, dada a não existência de uma componente industrial nas águas residuais influentes à ETAR, sendo esta, de acordo com o tipo de indústrias instaladas, potencialmente veiculadora de elevadas concentrações deste tipo de poluentes.

Foram ainda comparadas as características do efluente tratado, com valores de referência propostos por vários autores, para alguns parâmetros indicadores da qualidade de uma água de rega.

De acordo com a classificação proposta por Ayers e Westcot, (1985) (Quadro VIII. 1, Anexo VIII), os resultados obtidos relativos à RAS e à CE, mostram que o efluente tratado apresentou um grau de restrição reduzido a moderado, relativamente à sua utilização na rega. Quanto ao teor de bicarbonatos, o efluente tratado não apresentou qualquer tipo de restrição.

8.2 - Reutilização do efluente tratado para rega - Avaliação da interacção entre o efluente tratado, o solo e as plantas.

Após a avaliação da qualidade do efluente tratado, de acordo com os requisitos descarga para o meio receptor natural e de utilização como uma água de rega, procedeu-se a uma análise mais objectiva, com vista à sua reutilização. Esta consistiu na realização de um ensaio de incubação anaeróbia e de um ensaio de campo, onde foi avaliada a interacção entre o efluente tratado o solo e as plantas.

8.2.1 - Potencial de mineralização do azoto orgânico

No contexto de uma possível utilização do efluente tratado para rega na agricultura foi efectuado um ensaio de incubação anaeróbia, com o objectivo de avaliar o efeito do efluente

tratado no potencial de mineralização do azoto orgânico, proveniente de alguns ROB, alguns dos quais utilizados como fertilizantes ou correctivos orgânicos no solo.

Quadro 8.2 - Características dos resíduos orgânicos utilizados no ensaio de incubação

Parâmetro	Palha de arroz (PA)	Palha de trigo (PT)	Caniço de milho (CM)	Estrume de cavalo (EC)	Fezes de cavalo (FC)	Lama de ETAR (L)	Chorume de porco (CP)
M. S. (%)	93,16	93,64	94,86	50,55	30,15	19,90	4,04
N-NH ₄ ⁺ (gkg ⁻¹)*	0,02	0,01	0,02	0,07	0,02	0,59	9,90
N-NO ₃ ⁻ (gkg ⁻¹)*	1,68x10 ⁻³	2,93x10 ⁻²	6,3 x10 ⁻⁵	1,58x10 ⁻³	1,10x10 ⁻³	3,22x10 ⁻³	0,16
N _{Kjeldahl} (gkg ⁻¹)*	7,20	3,97	5,27	22,41	26,40	57,94	82,18
N _{orgânico} (gkg ⁻¹)*	7,18	3,96	5,25	22,35	26,40	57,34	72,28
C _{orgânico} (gkg ⁻¹)*	477,08	518,59	484,23	469,02	379,73	244,42	337,38
C/N _{org}	66,43	130,89	92,24	20,98	14,38	4,26	4,67
C/N	66,24	130,54	91,87	20,93	14,38	4,22	4,11

* Resultados expressos na matéria seca

As principais características dos ROB utilizados no ensaio de incubação, apresentadas no Quadro 8.2, demonstram a composição variável dos mesmos. Relativamente aos resíduos culturais (PA, PT e CM), estes apresentaram elevadas teores de matéria seca (>90%), teores de N_K da ordem 4 - 7 g kg⁻¹, teores de N mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻) bastante reduzidos (<1%), apresentando-se o N maioritariamente na forma orgânica, sendo o teor de C orgânico de aproximadamente 470 - 519 g kg⁻¹. O estrume e as fezes de cavalo apresentaram teores de matéria seca relativamente mais baixos (30 – 50 %), teores de N_K superiores aos verificados nos resíduos culturais, 22 - 26 g kg⁻¹, teores reduzidos de N mineral (<1%), e teores de C orgânico de 370 – 470 g kg⁻¹. A lama de ETAR apresentou um teor de humidade de aproximadamente 20%, um teor de N_K de 58 g kg⁻¹, estando apenas 1% sob a forma mineral, sendo o teor de carbono de aproximadamente 244 g kg⁻¹. Quanto ao chorume de porco, este apresentou um baixo teor de matéria seca (4%), um teor de N_K superior aos restantes resíduos, 82 g kg⁻¹, em que cerca 12% se encontrava na forma mineral e um teor de C orgânico de aproximadamente, 340 g kg⁻¹.

Esta grande variabilidade em termos dos teores de azoto e de carbono, associada às suas diferentes razões C/N poder-se-ão reflectir numa capacidade distinta em mineralizar ou imobilizar o azoto. Segundo alguns autores (Chadwick *et al.*, 2000; Probert *et al.*, 2005), o valor da C/N dos resíduos é normalmente considerado um bom indicador das taxas de mineralização dos mesmos.

No Quadro 8.3 são apresentados os teores de azoto total, azoto orgânico e azoto mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻) presentes nas três águas utilizadas no ensaio: água destilada, água da rede pública e efluente tratado.

Quadro 8.3 - Teores de azoto (Nt, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ e N orgânico) da água da rede pública e do efluente tratado utilizados no ensaio de incubação.

Parâmetro	Água destilada (H ₂ O)*	Água da rede pública (AR)	Efluente tratado (Ef)
Nt (mgL ⁻¹)	0	5,67	62,88
N-NH ₄ ⁺ (mgL ⁻¹)	0	0,4	33,08
N-NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	0	0,06	0,19
N org (mgL ⁻¹)	0	5,21	29,61

*Foi assumido o correcto funcionamento do sistema de destilação da água, daí os teores de azoto da água destilada serem considerados zero.

O teor de azoto total apresentado por Ef foi significativamente superior ao apresentado por AR, sendo que cerca de 50% desse azoto se encontrava na forma orgânica e a restante parte sob a forma de NH₄⁺ e NO₃⁻. Em AR, por sua vez a maior parte do azoto encontrava-se na forma orgânica, representando a fracção mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻) apenas 8% do azoto total.

A dinâmica do azoto no solo é um processo complexo, que é afectado pelas características físico-químicas e biológicas do solo, pelas condições climáticas, pelo teor de humidade do solo, mas também pelas características dos materiais orgânicos e pela fertilização azotada (Cordovil, 2004). Os factores que condicionam a actividade dos microrganismos do solo, dado o papel activo que desempenham neste processo, poderão afectar também a mineralização do N orgânico ou a imobilização do N mineral (Carneiro *et al.*, 2007). A imobilização sendo o processo inverso da mineralização, resulta da assimilação de N mineral pelos microrganismos do solo (Cordovil, 2004). O estudo destes dois processos torna-se deste modo, bastante útil para estimar a quantidade de N potencialmente disponível para as plantas e, para uma gestão ambientalmente sustentável deste tipo de resíduos (Fangueiro *et al.*, 2009).

No Quadro 8.4 são apresentados os valores relativos ao PM obtidos para as diferentes modalidades.

Quadro 8.4 - Potencial de mineralização do N (mgNH₄⁺ kg⁻¹ solo seco)

Modalidades			
	Água destilada (H ₂ O)	Água da rede (AR)	Efluente tratado (Ef)
Solo	(*)	^A -4,00x10 ⁻⁴ g	^B -0,66 ^f
Palha de arroz (PA)	^B 0,81 ^c	^A 1,21 ^e	^C -1,4 ^g
Palha de trigo (PT)	^B 0,27 ^e	^A 0,39 ^f	^C -0,08 ^e
Caníço de milho (CM)	^B 1,8 ^a	^A 2,89 ^b	^C 1,23 ^b
Estrume de cavalo (EC)	^B 1,66 ^b	^A 4,97 ^a	^C 0,81 ^c
Fezes de cavalo (FC)	^A 0,55 ^d	^B 0,42 ^f	^C 0,08 ^e
Lama de ETAR (L)	^B 1,81 ^a	^A 2,1 ^c	^B 1,72 ^a
Chorume de porco (CP)	^B 0,5 ^d	^A 1,7 ^d	^B 0,37 ^d

(*) Modalidade controlo

Valores antecidos (linhas) ou seguidos (colunas) pela mesma letra não são significativamente diferentes (p<0.05)

Analisando os potenciais de mineralização relativos às diferentes modalidades, na perspectiva dos diferentes tipos de água utilizados, verificaram-se diferenças significativas nos PM obtidos entre H₂O, AR e Ef, ($p < 0,05$). Na maioria das modalidades, onde se utilizou água da rede pública obtiveram-se os PM mais elevados, com excepção da modalidade FC+AR, que foi significativamente inferior a FC+H₂O ($p < 0,05$). Resultados intermédios de PM foram obtidos nas modalidades com água destilada, sendo estes significativamente inferiores aos obtidos nas modalidades com AR ($p < 0,05$). Nas modalidades onde se utilizou o efluente tratado, obtiveram-se os PM mais baixos, com excepção das modalidades L+Ef e CP+Ef, onde as diferenças não foram significativas relativamente a L+H₂O e CP+H₂O ($p > 0,05$).

De um modo geral, salvo as excepções anteriormente referidas, os PM de N mais elevados foram obtidos nas modalidades onde se utilizou AR, seguindo-se por ordem decrescente as modalidades onde se utilizou H₂O e por fim as modalidades onde se utilizou Ef, sendo que neste último caso ocorreu imobilização em três das modalidades (S+Ef, PA+Ef e PT+Ef). Estas diferenças nos PM poderão estar relacionadas com os diferentes teores de N mineral e N orgânico, presentes em H₂O, AR e Ef. Embora Ef tenha apresentado um teor de N orgânico (potencialmente mineralizável) superior a H₂O e AR, o seu teor de NH₄⁺ foi também superior, o que poderá ter inibido o processo de mineralização do N, pois os microorganismos tinham à sua disposição algum NH₄⁺. Nas modalidades onde se utilizou AR, a presença de uma quantidade bastante reduzida de NH₄⁺ e da presença de N orgânico facilmente utilizável pelos microorganismos poderá explicar os valores mais elevados de PM obtidos nestas modalidades. Assim, parece que a presença de N orgânico e/ou N mineral na água teve influência na mineralização do N orgânico dos ROB. Águas com pequenas quantidades (AR) ou valores residuais (H₂O) de N mineral favorecem a mineralização do N orgânico dos ROB, sendo esta superior quando a água também continha quantidades significativas de N orgânico (AR). Uma água com maiores teores de N mineral e com quantidades significativas de N orgânico (Ef) proporcionou uma mineralização mais reduzida, ocorrendo em alguns casos imobilização. Uma vez que foram aplicadas quantidades de N orgânico diferentes nas várias modalidades, a comparação directa dos PM com os vários resíduos não é possível, sendo necessário considerar a % de N orgânico mineralizado ou imobilizado.

No Quadro 8.5 são apresentados os PMA relativos às várias modalidades de tratamento, expressos em percentagem do N orgânico adicionado (via resíduo e via água).

Quadro 8.5 - Potencial de mineralização aparente do N (% do azoto orgânico aplicado).

Modalidades			
	Água destilada (H ₂ O)	Água da rede (AR)	Efluente tratado (Ef)
Solo	(*)	^A 0,01 ^f	^B -11,20 ^f
Palha de arroz (PA)	^B 4,07 ^c	^A 6,00 ^c	^C - 6,71 ^e
Palha de trigo (PT)	^B 2,39 ^d	^A 3,48 ^d	^C - 0,64 ^d
Caníço de milho (CM)	^B 11,98 ^a	^A 19,09 ^a	^C 7,85 ^a
Estrume de cavalo (EC)	^B 4,88 ^{bc}	^A 14,55 ^b	^C 2,33 ^c
Fezes de cavalo (FC)	^A 2,32 ^d	^B 1,76 ^e	^C 0,32 ^d
Lama de ETAR (L)	^B 5,25 ^b	^A 6,07 ^c	^B 4,87 ^b
Chorume de porco (CP)	^B 5,67 ^b	^A 19,19 ^a	^B 3,81 ^b

(*) Modalidade controlo
Valores antecedidos (linhas) ou seguidos (colunas) pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)

Analisando os PMA, na perspectiva dos diferentes ROB utilizados nas várias modalidades, os valores mais baixos verificaram-se nas modalidades onde se utilizaram palha de trigo, palha de arroz e fezes de cavalo, chegando mesmo em algumas modalidades a ocorrer imobilização do N mineral (PA+Ef e PT+Ef). Quanto às modalidades onde se utilizaram estrume de cavalo, observaram-se PMA significativamente superiores às modalidades onde se utilizaram PA, PT e FC (nas modalidades com H₂O e Ef e AR), ($p < 0,05$). Nas modalidades onde se utilizaram lamas de ETAR e chorume de porco as diferenças obtidas nos PMA (L+H₂O, CP+H₂O e L+Ef, CP+Ef), não foram significativas entre si ($p > 0,05$), contudo nas modalidades L+AR e CP+AR a diferença já foi significativa ($p < 0,05$). As modalidades que continham caníço de milho registaram os maiores PMA, significativamente superiores aos restantes ROB, com excepção da modalidade CM+AR que não apresentou uma diferença significativa, relativamente à modalidade CP+AR ($p > 0,05$). Verificou-se ainda, que nas modalidades onde se utilizou apenas solo, obtiveram-se PMA significativamente inferiores aos obtidos nas modalidades onde se utilizaram os ROB ($p < 0,05$), ocorrendo imobilização do N mineral em ambas as modalidades (S+AR e S+Ef).

Os baixos PMA, obtidos nas modalidades onde se utilizaram a PA e a PT, confirmam as lentas taxas de mineralização que normalmente ocorrem na incorporação deste tipo de resíduos ao solo. A elevada razão C/N tende a reduzir a quantidade de N orgânico disponível para a mineralização, sendo este insuficiente para satisfazer as necessidades dos microrganismos responsáveis por este processo. Esta mineralização reduzida e imobilização verificadas, embora nos indiquem uma menor eficiência deste tipo de resíduos ao nível da nutrição das plantas, diminui a ocorrência de perdas por lixiviação e contribui para um aumento a longo prazo do teor de matéria orgânica do solo. (Cordovil, 2004). Dada

a composição semelhante entre o caniço de milho, a palha de arroz e palha de trigo, não seria de prever diferenças significativas nos PMA de N, o que não se veio a verificar, obtendo-se nas modalidades onde se utilizou este resíduo os PMA mais elevados. Esta situação ter-se-á devido ao facto do CM se apresentar parcialmente decomposto, quando foi efectuada a sua recolha no campo, o que poderá ter favorecido a mineralização do azoto orgânico. Segundo Martins, (2008), quando é efectua a recolha de resíduos orgânicos para caracterização, estes devem apresentar-se ainda como matéria viva e não parcialmente degradados, prevenindo a decomposição de parte da matéria orgânica e a lixiviação de alguns dos seus constituintes.

O estrume e fezes de cavalo, embora tenham apresentado uma razão C/N semelhante, o facto do EC se apresentar parcialmente compostado terá dado origem a PMA mais elevados, relativamente às modalidades onde se utilizou FC.

Os PMA obtidos nas modalidades, onde se utilizaram lamas de ETAR e chorume de porco, foram na maioria dos casos superiores aos obtidos nas modalidades onde se utilizaram PA, PT, EC, FC, excepto em relação (EC+AR). Como L e CP foram os resíduos que apresentaram as razões C/N mais baixas, este factor poderá ter favorecido o processo de mineralização. Fangueiro *et al.* (2008) e Fangueiro *et al.* (2009), em ensaios semelhantes, onde foram utilizados solos de características diferentes, observaram imobilização do N mineral da fracção líquida de chorume de porco (>27%), tendo obtido para a fracção líquida de chorume de vaca a mineralização do N orgânico (1,8 – 3,3%), estando este último mais de acordo com os resultados observados neste ensaio, nas modalidades CP, onde se observou a mineralização do N orgânico (3 – 19%). No caso das lamas de ETAR, a mineralização do N orgânico obtida nas modalidades L, contraria os resultados obtidos por Bancessi (2008), que numa incubação aeróbia, onde foram utilizadas lamas mistas desidratadas, observou até ao 8º dia a imobilização do N.

O valor da razão $C/N_{\text{orgânico}}$ dos resíduos poderá ter condicionado os PMA obtidos nas diferentes modalidades (Figura 8.28, Figura 8.29 e Figura 8.30). Assim, a influência da razão $C/N_{\text{orgânico}}$ dos resíduos no PMA do N orgânico foi visível através dos valores dos coeficientes de correlação obtidos, H₂O ($r^2 = 0,38$), AR ($r^2 = 0,19$) e Ef ($r^2 = 0,33$). Nas modalidades onde se utilizou H₂O a correlação foi superior à verificada nas modalidades com AR e Ef no entanto, não considerando nesta análise a modalidade FC+H₂O, o valor do coeficiente de correlação subiu consideravelmente ($r^2 = 0,98$). As menores correlações verificadas nas modalidades onde se utilizou a AR e Ef indicam, que para além da razão C/N dos resíduos poderão existir outros factores que condicionam a mineralização do N orgânico, como a presença de N orgânico e N mineral em solução, referidos anteriormente. Nem sempre é possível estabelecer uma boa relação entre a razão C/N dos resíduos e as

suas taxas de mineralização, nomeadamente quando ocorre a imobilização inicial do N (Probert *et al.*, 2005), como se verificou em algumas das modalidades.

Pelo facto dos resultados obtidos com o CM terem sido de certo modo inesperados, este não foi considerado na análise desta relação.

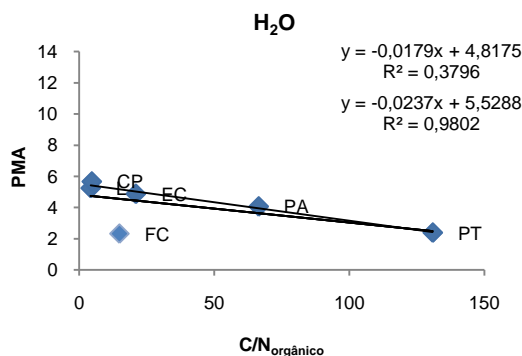


Figura 8.28 - Relação entre a razão C/N_{orgânico} dos resíduos e os PMA, nas modalidades onde se utilizou H₂O.

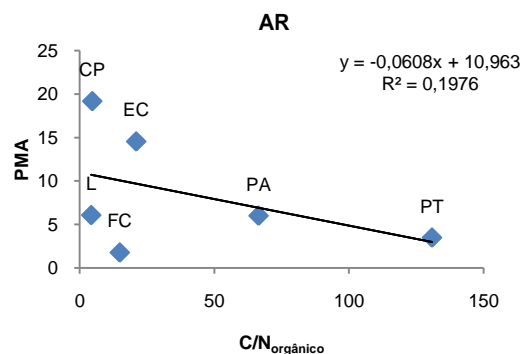


Figura 8.29 - Relação entre a razão C/N_{orgânico} dos resíduos e os PMA, nas modalidades onde se utilizou AR.

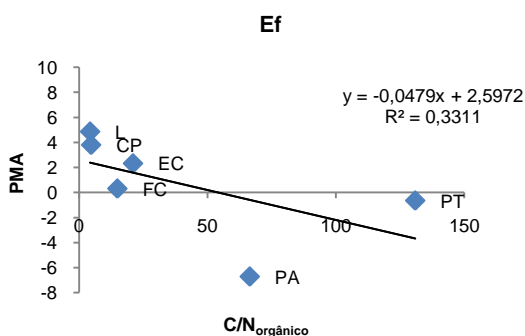


Figura 8.30 - Relação entre a razão C/N_{orgânico} dos resíduos e os PMA, nas modalidades onde se utilizou Ef.

8.2.2 - Avaliação do efeito fertilizante de efluente tratado na instalação de um relvado

Este ensaio foi realizado com o objectivo de dar uma perspectiva mais realista, sobre a possível valorização de dois dos subprodutos gerados nas ETAR (o efluente tratado e as lamas), de uma forma sustentável, minimizando os custos de transporte e aplicação destes subprodutos. Deste modo, foi avaliado o seu valor fertilizante na instalação de um relvado nos espaços verdes envolventes à ETAR.

Em duas das modalidades (LAR e LEf) foram aplicadas lamas de ETAR, tendo sido fornecidos ao solo, 11,3 g de N m⁻². Quanto aos teores de metais pesados presentes nas lamas (Quadro 7.6), estes apresentaram valores inferiores aos limites fixados pelo D.L. n^o 118/2006 de 21 de Junho, para a totalidade dos parâmetros.

8.2.2.1 - Evolução da altura da relva

Na análise da evolução da altura da relva (Quadro 8.6) observou-se, para a modalidade LEf, um crescimento significativo nos primeiros 28 dias após o início do ensaio, com diferenças significativas entre as alturas médias ($p < 0,05$). Entre o 28^o e 35^o dia, ocorreu uma quebra no crescimento da relva, revelada pela não existência de uma diferença significativa entre as alturas médias ($p > 0,05$). Até ao 49^o dia, observou-se novamente um crescimento significativo da relva ($p < 0,05$), voltando as diferenças das alturas médias a não serem significativas entre o 49^o - 56^o e 63^o - 70^o dias.

Na modalidade LAR até ao 21^o dia observou-se um crescimento da relva, comprovada pela diferença significativa entre as alturas médias ($p < 0,05$), no entanto entre o 21^o e 49^o dias, embora o crescimento se mantivesse, este ocorreu de uma forma mais lenta, traduzida pelas menores diferenças entre as alturas médias, ainda que estas tenham sido significativas ($p < 0,05$). Tendência que se acentuou, a partir do 49^o dia, com as diferenças entre as alturas médias da relva a não serem significativas ($p > 0,05$).

Na modalidade Ef, numa primeira fase (até ao 28^o dia), observou-se um crescimento acentuado da relva, visível através das diferenças significativas entre as alturas médias ($p < 0,05$), seguindo-se uma ligeira diminuição entre o 28^o e o 35^o dia, comprovada pelas diferenças não significativas das alturas médias ($p > 0,05$). Ocorreu novamente, entre o 35^o e 56^o dia, um maior crescimento da relva, sendo significativa a diferença entre as alturas médias ($p < 0,05$). A partir do 56^o dia voltou a verificar-se uma diminuição do ritmo de crescimento, com as diferenças das alturas médias a não serem significativas ($p > 0,05$).

Na modalidade AR observou-se um crescimento significativo até ao 28^o dia, ($p < 0,05$) no entanto, a partir daí e até ao final do ensaio o crescimento foi bastante lento, não se observando diferenças significativas entre as alturas médias da relva ($p > 0,05$).

Comparando as alturas médias da relva, nas várias modalidades, constatou-se que até ao 35^o dia as diferenças foram significativas ($p < 0,05$), verificando-se a seguinte relação de altura da relva entre as modalidades: LEf > LAR > Ef > AR. Entre o 42^o e o 56^o dia, as diferenças entre as várias modalidades mantiveram-se, com excepção das modalidades LAR e Ef, que não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$), observando-se para estas duas modalidades, uma inversão na tendência da altura média da relva. A partir do

49º dia, observou-se em Ef uma altura superior, relativamente a LAR, ainda que até ao 56º dia as diferenças não tenham sido significativas ($p > 0,05$). Durante a fase final do ensaio (63º - 70º dia), voltou a observar-se uma diferença significativa da altura média da relva entre as diferentes modalidades ($p < 0,05$), traduzindo-se esta na seguinte relação genérica: LEf > Ef > LAR > AR.

De uma forma geral, registou-se nas várias modalidades um crescimento mais evidente da relva nos primeiros 28 dias (observáveis através da diferença entre as alturas médias), devido à absorção do azoto presente no solo e aplicado através das lamas de ETAR. O crescimento mais lento da relva, observado a partir do 28º dia nas várias modalidades, terá resultado de uma menor quantidade de azoto disponível no solo, sendo esse menos acentuado nas modalidades LEf e Ef, devido à adição diária de azoto através da rega com o efluente tratado (fertirrigação).

Quadro 8.6 - Altura média da relva (cm), ao longo do ensaio.

Tempo (Dias após a instalação do ensaio)	Modalidades			
	LAR	LEf	AR	Ef
14	^B 4,33 ^e	^A 4,95 ^f	^D 2,36 ^d	^C 3,32 ^{fg}
21	^B 7,33 ^d	^A 8,76 ^e	^D 3,46 ^c	^C 5,49 ^{ef}
28	^B 9,03 ^{cd}	^A 11,33 ^d	^D 4,53 ^b	^C 7,44 ^{de}
35	^B 10,17 ^c	^A 12,50 ^d	^D 4,89 ^b	^C 8,06 ^{de}
42	^B 10,61 ^{bc}	^A 16,17 ^c	^C 5,47 ^{ab}	^B 10,00 ^{cd}
49	^B 12,50 ^{ab}	^A 19,78 ^b	^C 5,89 ^a	^B 12,83 ^{bc}
56	^B 13,11 ^a	^A 21,44 ^b	^C 6,06 ^a	^B 14,64 ^{ab}
63	^C 13,44 ^a	^A 24,67 ^a	^D 6,25 ^a	^B 15,44 ^{ab}
70	^C 13,94 ^a	^A 26,06 ^a	^D 6,42 ^a	^B 16,67 ^a

Valores antecedidos (linhas) ou seguidos (colunas) pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)
 LAR – Lama de ETAR+Água da rede pública; LEf – Lama de ETAR+Efluente tratado; Água da rede pública; Ef – Efluente tratado

8.2.2.2 - Evolução do teor de azoto mineral

Analisando os valores médios do teor de NH_4^+ no solo (Quadro 8.7), verificaram-se inicialmente, em LAR e LEf, teores elevados, resultantes da adição de NH_4^+ ao solo, através da aplicação das lamas de ETAR. No entanto, após a primeira semana ocorreu uma diminuição significativa ($p < 0,05$), tendo sido esta mais lenta na modalidade L+Ef, observando-se valores significativamente diferentes a LAR até ao 14º dia ($p < 0,05$). A partir dessa altura e até ao final do ensaio, o solo apresentou um baixo teor de NH_4^+ nestas duas modalidades, ocorrendo ainda alguma variabilidade, comprovada pela existência algumas diferenças significativas ($p < 0,05$).

Nas modalidades Ef e AR, o teor de NH_4^+ verificado logo no início do ensaio foi relativamente baixo, tendência que se manteve até ao final do mesmo, sobretudo em AR, onde quantidade de azoto aplicada foi residual.

A partir do 14º dia, nas modalidades onde se efectuou a rega com o efluente tratado (LEf e Ef), observaram-se teores mais elevados de NH_4^+ no solo, relativamente às modalidades regadas com água da rede pública, facto que terá sido motivado pela adição de NH_4^+ ao solo, através da rega com efluente tratado, (excepto ao 49º dia, onde em LAR > LEf, e ao 70º dia onde LAR > Ef).

Quadro 8.7 - Valores médios do N amoniacal nas diferentes modalidades, ao longo dos 70 dias de duração do ensaio ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ solo).

Tempo (Dias após a instalação do ensaio)	Modalidades			
	LAR	LEf	AR	Ef
0	^A 109,47 ^a	^A 109,47 ^a	^B 3,79 ^{cd}	^B 3,79 ^g
7	^B 8,95 ^b	^A 22,68 ^b	^B 5,13 ^b	^B 6,33 ^{de}
14	^{AB} 6,57 ^{cd}	^A 9,59 ^c	^C 5,97 ^a	^{AB} 8,19 ^{ab}
21	^A 5,64 ^{def}	^A 5,90 ^{bc}	^A 5,65 ^{ab}	^A 5,50 ^{ef}
28	^B 5,29 ^{def}	^B 5,69 ^d	^B 5,41 ^{ab}	^A 7,79 ^{abc}
35	^C 5,36 ^{def}	^A 7,99 ^{cd}	^D 3,69 ^{cd}	^B 7,00 ^{bcd}
42	^A 7,57 ^{bc}	^A 8,67 ^{cd}	^A 5,88 ^{ab}	^A 6,92 ^{cd}
49	^B 7,49 ^{bc}	^C 6,36 ^{cd}	^C 5,33 ^{ab}	^A 8,77 ^a
56	^B 4,32 ^f	^A 5,93 ^{cd}	^C 3,72 ^{cd}	^{BC} 4,03 ^g
63	^C 4,48 ^{ef}	^B 6,11 ^{cd}	^C 4,33 ^c	^A 7,96 ^{abc}
70	^{AB} 5,94 ^{de}	^A 6,64 ^{cd}	^C 3,33 ^d	^B 4,84 ^{fg}

*Valores antecidos (linhas) ou seguidos (colunas) pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)
LAR – Lama de ETAR+Água da rede pública; LEf – Lama de ETAR+Efluente tratado; Água da rede pública; Ef – Efluente tratado

A evolução dos valores médios do teor de NO_3^- no solo (Quadro 8.8), ao longo dos 70 dias de duração do ensaio, mostrou que inicialmente a concentração deste elemento não era significativamente diferente nas várias modalidades ($p > 0,05$), pois a quantidade de NO_3^- presente tanto nas lamas como no efluente tratado era bastante reduzida. Nas modalidades LAR e LEf observou-se, até ao 14º dia, um aumento do teor de NO_3^- no solo, ocorrendo posteriormente uma diminuição gradual do mesmo até ao 28º dia, verificando-se ainda, algumas diferenças significativas até ao final do ensaio ($p < 0,05$). Em AR e Ef, verificou-se igualmente um aumento inicial do teor de NO_3^- no solo até ao 7º dia, observando-se posteriormente uma diminuição do mesmo até ao 21º dia, altura que ocorreu uma maior estabilização deste parâmetro.

O aumento do teor de NO_3^- verificado em L+AR e L+Ef, durante os primeiros 14 dias, foi causado pela nitrificação de uma parte do azoto amoniacal, presente nas lamas de ETAR, facto que terá contribuído para a diminuição do teor de NH_4^+ no solo, ocorrida em igual

período de tempo. Situação semelhante foi verificada nas modalidades AR e Ef, onde o aumento do teor de NO_3^- se deveu sobretudo à nitrificação do NH_4^+ presente no solo, não tendo a quantidade de NH_4^+ adicionada através do efluente tratado influência neste processo, uma vez que a rega (com o efluente tratado) apenas se iniciou após o nascimento da relva (8º dia).

Quadro 8.8 - Valores médios do N nítrico nas diferentes modalidades, ao longo dos 70 dias de duração do ensaio ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ solo).

Tempo (Dias após a instalação do ensaio)	Modalidades			
	LAR	LEf	AR	Ef
0	^A 18,27 ^c	^A 18,27 ^c	^A 18,47 ^{ab}	^A 18,47 ^b
7	^A 21,06 ^b	^A 21,60 ^b	^B 19,26 ^a	^A 21,19 ^a
14	^A 25,09 ^a	^A 25,43 ^a	^B 17,53 ^b	^B 18,25 ^b
21	^B 2,48 ^d	^A 6,27 ^d	^A 5,90 ^c	^B 2,03 ^{cd}
28	^B 0,00 ^g	^A 0,57 ^g	^B 0,00 ^f	^A 0,46 ^d
35	^A 1,16 ^f	^A 1,40 ^{fg}	^A 1,28 ^{def}	^A 0,79 ^d
42	^A 2,62 ^d	^A 3,91 ^e	^A 2,29 ^d	^A 3,06 ^c
49	^C 0,00 ^g	^B 1,03 ^{fg}	^B 0,73 ^{ef}	^A 1,97 ^{cd}
56	^A 1,33 ^f	^B 0,66 ^{fg}	^A 1,23 ^{def}	^B 0,77 ^d
63	^A 0,11 ^g	^A 0,82 ^{fg}	^A 1,00 ^{def}	^A 1,16 ^{cd}
70	^B 1,77 ^e	^B 2,15 ^f	^B 1,95 ^{de}	^A 2,80 ^c

*Valores antecedidos (linhas) ou seguidos (colunas) pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0.05$).
LAR – Lama de ETAR+Água da rede pública; LEf – Lama de ETAR+Efluente tratado; Água da rede pública; Ef – Efluente tratado

Analisando o teor total de azoto mineral no solo ao longo do ensaio (Figura 8.31 e Quadro IX. 1), observou-se nas modalidades em que se utilizaram lamas de ETAR (LAR e LEf) uma forte diminuição deste parâmetro, logo nos primeiros 7, sendo esta mais gradual até ao 21º dia, altura a partir da qual ocorreu uma menor variação do teor de azoto mineral no solo. Dado que a relva germinou, apenas ao fim de oito dias, esta diminuição do teor de azoto mineral no solo, não estará em grande parte relacionada com absorção do mesmo pelas plantas, mas provavelmente com a ocorrência de perdas por lixiviação, ou a imobilização do NH_4^+ , embora os resultados obtidos no ensaio de incubação tenham indicado a situação contrária (mineralização). As modalidades AR e Ef, apresentaram inicialmente um menor teor de N mineral, relativamente a LAR e LEf, sendo o aumento deste parâmetro (até ao 7º dia) justificado pela nitrificação do N amoniacal presente no solo (AR e Ef).

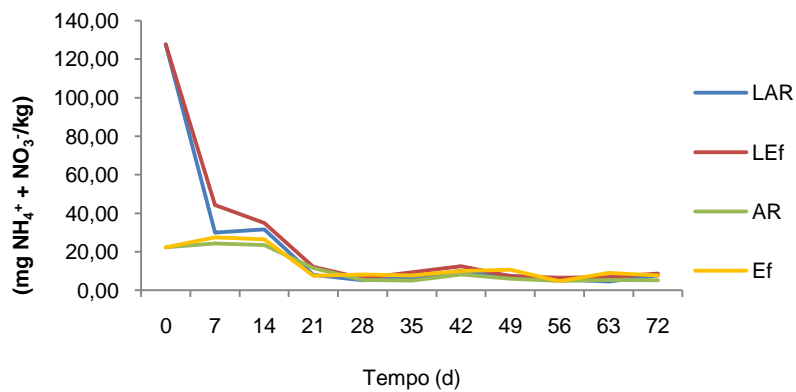


Figura 8.31 - Evolução do teor de N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) no solo.

Também Bancessi (2008), através da realização de uma incubação aeróbia de 140 dias, onde avaliou a evolução do teor de N mineral num solo, em que foi aplicada uma lama de ETAR desidratada, observou uma redução acentuada do teor de NH_4^+ e um aumento gradual do teor de NO_3^- , resultantes da imobilização do N e da nitrificação que ocorre naturalmente no solo. Embora neste ensaio o aumento do teor de NO_3^- se tenha verificado apenas na fase inicial.

O aumento do teor de N mineral no solo, após a aplicação de lamas de ETAR, foi verificado em incubações aeróbias por vários autores (Bancessi, 2008; Carneiro *et al.* 2007; Barajas-Aceves *et al.* 2002), indicando que as lamas de ETAR, pouco tempo após a sua aplicação ao solo, têm capacidade para disponibilizar azoto passível de ser utilizado pelas plantas. Esta situação, verificada através dos ensaios desenvolvidos à escala laboratorial, nem sempre se reflecte nos ensaios de campo, onde não é feito um controlo tão rigoroso dos factores que condicionam a mineralização, sendo este ensaio de campo exemplo disso mesmo. Assim, a diminuição do teor de N mineral do solo verificada em LAR e LEf, terá sido provocada por perdas por lixiviação, imobilização do N mineral pelos microrganismos do solo e também por alguma absorção de N pela relva.

8.2.2.3 - Produção de matéria seca

Relativamente à produção de matéria seca (Quadro 8.9), verificaram-se algumas diferenças entre as várias modalidades, apesar de em alguns casos estas não terem sido estatisticamente significativas ($p > 0.05$). A modalidade, LEf ($231,77 \text{ g m}^{-2}$) teve uma produção superior à obtida na modalidade Ef ($181,47 \text{ g m}^{-2}$), seguindo-se a modalidade LAR ($108,30 \text{ g m}^{-2}$), sendo a produção mais baixa obtida na modalidade AR ($16,40 \text{ g m}^{-2}$).

A maior produção de matéria seca obtida em LEf é justificável com a maior quantidade de azoto veiculada, através da aplicação das lamas de ETAR ao solo e da rega com o

efluente tratado. Embora fosse esperada em LAR, uma produção superior à obtida em Ef, visto ter sido efectuada nesta modalidade uma fertilização inicial com lama de ETAR, tal não se verificou. Facto justificável pela maior quantidade total de azoto aplicada, em Ef, através da rega com o efluente tratado ($10,18 \text{ gN talhão}^{-1}$), relativamente à aplicada inicialmente em LAR ($7,21 \text{ gN talhão}^{-1}$), e pela fertirrigação (com efluente tratado) ter sido mais eficiente ao nível da disponibilização de azoto para a relva. A menor produção de matéria seca obtida na modalidade AR resultou da não aplicação de qualquer tipo de fertilizante e do facto da água da rede pública apresentar uma quantidade residual de nutrientes, sendo ambos factores limitantes do crescimento da relva.

A rega com o efluente tratado revelou-se benéfica para a produção da relva, pois este apresentou um bom potencial como fonte de nutrientes, que se traduziu num acréscimo de produção, relativamente às modalidades regadas com água da rede pública. Também Azevedo *et al.* (2007) num ensaio biológico, onde foram utilizados dois tipos de solo diferentes, verificaram em ambos a ocorrência de acréscimos significativos (>37%) na produção de matéria seca da relva regada com água residual tratada, comparativamente à regada com água da rede pública. A resultados idênticos chegou Beltrão *et al.* (1999), num ensaio onde avaliaram a produção da relva, regada com água residual tratada comparativamente à regada com água da rede pública, (com a aplicação de diferentes níveis de azoto), sendo verificados acréscimos de produção (>10%), nas parcelas regadas com água residual, relativamente às parcelas regadas com água da rede pública sem aplicação de azoto.

De acordo com as necessidades nutritivas das plantas, se a rega com o efluente tratado for complementada com uma adubação mineral, ou com aplicação de fertilizante orgânico, as produções serão certamente mais elevadas, como se verificou neste ensaio. A maior produção de matéria seca obtida em LEf vem de algum modo confirmar os resultados obtidos por Monteiro (1994), na rega com água residual urbana da cultura de azevém, onde as produções de matéria seca foram superiores, quando se complementou a rega com água residual urbana com uma adubação.

Quadro 8.9 - Produção média de matéria seca das quatro modalidades.

Modalidades	Peso seco (g m^{-2})
LAR	108,30 ^{bc}
LEf	231,77 ^a
AR	16,40 ^c
Ef	181,47 ^{ab}

Valores seguidos (colunas) pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)
LAR – Lama de ETAR+Água da rede pública; LEf – Lama de ETAR+Efluente tratado; Água da rede pública; Ef – Efluente tratado

8.2.2.4 - Teor de N Kjeldahl

Da análise do teor de azoto total (N_K) determinado na matéria seca da relva (Quadro 8.10), pudemos constatar a existência de diferenças significativas entre algumas modalidades ($p < 0,05$). Obtiveram-se assim, teores mais elevados de N_K na modalidade L+Ef (23,20 g kg^{-1}), relativamente às modalidades LAR (17,98 g kg^{-1}) e Ef (19,44 g kg^{-1}), que entre si não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$). O teor mais baixo de N_K verificou-se em AR (15,34 g kg^{-1}), sendo este significativamente inferior às restantes modalidades ($p < 0,05$). Os teores mais elevados obtidos em LEf resultaram da maior quantidade de azoto aplicada nesta modalidade (via lama de ETAR e via rega com efluente tratado), relativamente às restantes. Nas modalidades LAR e Ef, embora a quantidade e forma como foi aplicado o azoto tenha sido diferente, em LAR (aplicação de Lama de ETAR) e em Ef (rega com efluente tratado), as diferenças não foram significativas ($p > 0,05$). Em AR, dada a ausência de qualquer fertilização, facto que afectou o crescimento da relva, verificou-se um menor teor de N_K .

Os teores de N_K mais elevados obtidos na modalidade LEf, confirmam os resultados obtidos por Monteiro (1994), num ensaio onde foi efectuada a rega da cultura do azevém com água residual urbana com e sem adubação, sendo os teores de N_K obtidos nas modalidades regadas com água residual urbana, sem adubação, inferiores aos obtidos nas modalidades onde se aplicou adubação.

Quadro 8.10 - Teor médio de N_K na matéria seca da relva.

Modalidades	N_K (g kg^{-1})
LAR	17,983 ^b
LEf	23,203 ^a
AR	15,343 ^c
Ef	19,443 ^b

Valores seguidos (colunas) pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)
L+AR – Lama de ETAR+Água da rede pública; L+Ef – Lama de ETAR+Efluente tratado; Água da rede pública; Ef – Efluente tratado

As diferenças observadas na produção de matéria seca da relva e também no teor de N_K reflectiram-se na aparência da relva no final do ensaio, onde as modalidades regadas com o efluente tratado apresentaram um melhor aspecto relativamente às modalidades regadas com água da rede pública. Resultados idênticos foram obtidos por Beltrão *et al.* (1999), no ensaio referido anteriormente, verificando um melhor aspecto da relva regada com água residual, relativamente à regada com água da rede pública sem aplicação de azoto.



Figura 8.32 - Aspecto da relva no final do ensaio, nas modalidades LEf e LAR.



Figura 8.33 - Aspecto da relva no final do ensaio, nas modalidades Ef e AR.

8.2.2.5 - Análise do solo no final do ensaio

Analisando as características do solo, após a realização do ensaio de campo (Quadro 8.11), verificou-se a ocorrência de alguns acréscimos relativamente a alguns parâmetros: pH, condutividade eléctrica, matéria orgânica, azoto amoniacal (excepto na modalidade AR), cálcio, sódio, potássio e magnésio.

O aumento do pH foi mais evidente nas modalidades LEf e LAR, estando relacionado com o efeito das lamas aplicadas ao solo e com o valor do pH da água de rega utilizada no ensaio (água da rede pública e efluente tratado). No caso das lamas de ETAR, de acordo com alguns ensaios realizados (Pinto, 1995), a sua aplicação em solos ácidos provoca uma alcalinização do pH do solo. Foi também verificado por Medeiros *et al.* (2005), um aumento do valor do pH de um solo regado com água residual filtrada, atribuindo este efeito á adição de bases de troca (Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+}), através da rega e também ao seu pH mais alcalino (7 - 8).

Quanto à condutividade eléctrica do solo, os maiores aumentos verificaram-se nas modalidades onde se efectuou a rega com o efluente tratado (LEf e Ef). Nas modalidades LAR e AR, também se verificaram aumentos do valor da condutividade do solo, sendo mais evidentes na modalidade onde se aplicaram lamas de ETAR (LAR). Deste modo, a rega com efluente tratado e a aplicação de lamas de ETAR ao solo induziram aumentos significativos na condutividade eléctrica do solo ($p < 0,05$), no entanto, este aumento não ocorreu para valores que possam causar problemas de salinidade a curto prazo. Resultados semelhantes foram obtidos por Monteiro (1994), que observou um aumento do valor da condutividade eléctrica do solo após a rega do mesmo com água residual.

A matéria orgânica do solo aumentou de forma significativa em LEf, LAR e EF, fruto da aplicação das lamas de ETAR e também da rega com o efluente tratado. Também em AR foi

verificado um aumento significativo, embora não tenham sido aplicadas lamas de ETAR e a rega tenha sido efectuada com água da rede pública.

Quanto ao aumento das bases de troca do solo (Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+}), no caso particular do sódio, este foi significativo em todas as modalidades ($p < 0,05$). Os valores obtidos corresponderam a uma percentagem de sódio de troca (PST) de 17,5% em LEf e 21,6% em Ef, valores superiores a 15%, limite acima do qual se definem os solos sódicos (Sposito, 1989). A acumulação ter-se-á devido essencialmente à elevada concentração de Na^+ do efluente tratado (176,6 mg/L), no entanto, a contribuição das lamas não será desprezável pois, na modalidade L+AR, também se observou uma acumulação. Na modalidade AR, as diferenças foram menores relativamente à concentração inicial de Na^+ no solo, facto que terá resultado de uma menor concentração de Na^+ da água da rede pública. De acordo com os ensaios realizados por Medeiros *et al.* 2005, foi verificado um acréscimo da concentração de Na^+ no solo, após a rega com água residual, que terá resultado do facto desta apresentar uma concentração média de $43,18 \text{ mgNa}^+ \text{ L}^{-1}$.

Foi ainda observado um acréscimo do valor da concentração de NH_4^+ no solo, nas modalidades LEf, LAR e Ef, sendo este significativo apenas nas modalidades LAR, LEf, que estará certamente relacionado com a concentração de NH_4^+ presente nas lamas de ETAR e no efluente tratado.

Quadro 8.11 - Características do solo.

Parâmetros	Início do ensaio	Final do ensaio			
		Modalidades			
		LEf	LAR	Ef	AR
$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	5,80 ^b	6,73 ^a	6,40 ^{ab}	6,31 ^{ab}	6,35 ^{ab}
pH_{KCL}	4,77 ^b	5,75 ^a	5,40 ^{ab}	5,47 ^{ab}	5,37 ^{ab}
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	37,70 ^c	87,47 ^a	63,93 ^{abc}	83,3 ^{ab}	56,5 ^{bc}
C orgânico (g kg^{-1})	4,27 ^c	5,20 ^{ab}	5,30 ^{ab}	5,50 ^a	5,10 ^b
Matéria orgânica (g kg^{-1})	7,60 ^c	9,26 ^{ab}	9,43 ^{ab}	9,79 ^a	9,10 ^b
N- NH_4^+ (mg kg^{-1})	3,79 ^{cd}	6,64 ^a	5,94 ^{ab}	4,84 ^{bc}	3,33 ^c
N- NO_3^- (mg kg^{-1})	18,47 ^a	2,15 ^c	1,77 ^c	2,80 ^b	1,95 ^c
Potássio K_{20} (mg kg^{-1})	50,00 ^a	42,00 ^a	46,00 ^a	46,50 ^a	51,17 ^a
Fósforo P_{205} (mg kg^{-1})	19,90 ^a	24,22 ^a	19,39 ^a	18,99 ^a	17,15 ^a
Cu (mg kg^{-1})	0,70 ^a	0,67 ^a	0,70 ^a	0,60 ^a	0,60 ^a
Fe (mg kg^{-1})	21,60 ^a	23,23 ^a	24,33 ^a	25,57 ^a	24,57 ^a
Zn (mg kg^{-1})	1,20 ^a	1,13 ^a	1,20 ^a	1,00 ^b	1,03 ^b
Mn (mg kg^{-1})	29,90 ^a	31,73 ^a	34,97 ^a	37,80 ^a	35,77 ^a
Ca ($\text{cmol}^{(+)}\text{kg}^{-1}$)	1,09 ^c	1,91 ^a	1,75 ^{ab}	1,31 ^{bc}	1,34 ^{bc}
Na ($\text{cmol}^{(+)}\text{kg}^{-1}$)	0,05 ^c	0,52 ^a	0,34 ^b	0,49 ^a	0,25 ^b
K ($\text{cmol}^{(+)}\text{kg}^{-1}$)	0,10 ^c	0,19 ^a	0,17 ^{ab}	0,13 ^{bc}	0,15 ^{ab}
Mg ($\text{cmol}^{(+)}\text{kg}^{-1}$)	0,16 ^b	0,35 ^a	0,34 ^a	0,34 ^a	0,35 ^a

*Valores seguidos pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)

LAR – Lama de ETAR+Água da rede pública; LEf – Lama de ETAR+Efluente tratado; Água da rede pública; Ef – Efluente tratado

9 - CONCLUSÃO GERAL

Tendo o presente trabalho como principal objectivo, o estudo das condições técnicas da ETAR de Coruche, como suporte à reutilização do efluente tratado, de acordo com os resultados obtidos na parte experimental, pôde concluir-se que:

- Ao longo do período de estudo, as águas residuais influentes à ETAR apresentaram uma grande variabilidade, em termos de concentração de poluentes e em termos do comportamento hidráulico. Essa variabilidade foi também observada no efluente tratado, sendo que em termos da concentração de poluentes, esta terá resultado da variabilidade do influente e dos factores que lhe deram origem, como também do facto de terem decorrido, durante o período de estudo, operações de afinação e optimização do processo de tratamento, motivadas pelo recente início de actividade da ETAR.
- Em termos quantitativos, apenas uma pequena percentagem do volume total de efluente tratado, durante o período de estudo, foi reutilizada como água de serviço para lavagens múltiplas nas instalações da ETAR, sendo a restante descarregada numa linha de água influente ao rio Sorraia.
- Em termos qualitativos, os efluentes tratados apresentaram teores consideráveis de alguns nutrientes, nomeadamente azoto e fósforo, sendo muito baixo o teor de metais pesados, consideravelmente inferiores aos valores máximos recomendados legalmente impostos.
- O efeito do efluente tratado no potencial de mineralização do N orgânico dos ROB, avaliado no ensaio de incubação, indicou que este induziu uma menor mineralização do N orgânico e, em alguns casos, a imobilização do N mineral. Embora, a curto prazo este possa ser considerado um aspecto negativo para a nutrição das plantas, pode ser benéfico ao nível da diminuição das perdas de azoto, que poderão causar problemas de poluição no ambiente.
- De acordo com os resultados obtidos no ensaio de campo, o efluente tratado manifestou um efeito positivo na instalação de um relvado, sendo esse mais significativo quando combinado com a aplicação de lamas de ETAR ao solo. Este efeito foi visível através de um maior crescimento e um maior teor de matéria seca, que originou um acréscimo na produção de relva, relativamente à rega com água da rede pública. Em termos de efeitos no solo verificaram-se, no final do ensaio, acréscimos relativamente a alguns parâmetros (pH, CE, Na⁺ e

NH_4^+), revelando os valores obtidos, que a rega com o efluente tratado pode provocar a sodização do solo.

- Embora a valorização das lamas produzidas na ETAR de Coruche, não tenha constado do principal objectivo deste trabalho, a sua aplicação como fertilizante orgânico ao solo realizada no ensaio de campo, permitiu aferir os benefícios desta prática, comprovados pelos acréscimos na produção de relva, relativamente às modalidades, onde não se fez a sua aplicação ao solo.
- A gestão do efluente tratado na ETAR de Coruche pode ser encarada numa óptica de reutilização, quer para uso agrícola quer para a rega de espaços verdes, na área envolvente à ETAR. Atendendo à maior exigência em termos de padrões de qualidade para o uso agrícola, a reutilização para rega de espaços verdes, na área envolvente à ETAR, será a opção mais sustentável em termos ambientais, sociais e económicos.

Considera-se que os objectivos do trabalho, inicialmente definidos, foram concretizados, permitindo os resultados obtidos sistematizar informação sobre a caracterização dos sistemas de tratamento e sobre o potencial de reutilização dos efluentes tratados. Assim, ficou comprovada a importância dos estudos de campo na compreensão do comportamento deste tipo de sistemas, no ambiente para os quais foram projectados.

Neste contexto, a mais-valia do desenvolvimento deste caso de estudo, esteve relacionada com a forma integrada como foi efectuado, onde se abordaram questões técnicas do sistema de tratamento, através do diagnóstico efectuado e também a valorização dos subprodutos gerados, nomeadamente o efluente tratado e as lamas, sendo a sustentabilidade ambiental a sua principal linha orientadora.

10 - PERSPECTIVAS FUTURAS

O desenvolvimento deste tipo de estudos assume um elevado interesse ao nível da optimização dos sistemas de tratamento das águas residuais e também ao nível da valorização dos subprodutos gerados.

Para além da reutilização na rega de espaços verdes e dada a existência nesta região, de uma vasta área de regadio, a possibilidade do encaminhamento do efluente tratado para o canal de rega do Vale do Sorraia poderá ser uma “mais-valia”, em alturas em que a disponibilidade de água para o regadio seja menor. Esta opção requer, no entanto, uma afinação do sistema de desinfecção UV, ou a realização de outro tipo de tratamento complementar, que garanta os padrões de qualidade microbiológica exigidos para a utilização dos efluentes tratados na rega de culturas agrícolas.

A utilização das lamas de ETAR como fertilizante orgânico, avaliada no ensaio de campo, mostrou as potencialidades da sua valorização em termos agronómicos. A proximidade geográfica com a vasta área agrícola do vale do Sorraia tornará certamente, o encaminhamento das lamas da ETAR de Coruche para aplicação nesta área agrícola, numa boa solução, nomeadamente ao nível dos custos associados à recolha e ao transporte das mesmas.

No planeamento de uma ETAR, a escolha do processo de tratamento deverá ter em conta, para além das características das águas residuais, a possibilidade das mesmas serem reutilizadas, nomeadamente através da selecção de tratamentos que permitam a obtenção de padrões de qualidade compatíveis com os possíveis usos. No entanto, o investimento em sistemas de tratamento altamente especializados (ex.: remoção de nutrientes), nem sempre é a melhor opção pois, o seu custo é normalmente avultado, existindo opções de reutilização dos efluentes tratados com uma menor exigência em termos de padrões de qualidade.

Em Portugal, ao longo dos últimos anos, tem sido realizado um esforço ao nível do desenvolvido dos sistemas de saneamento, com a melhoria das infra-estruturas existentes e com a construção de novas redes de drenagem e ETAR. Neste âmbito, e seguindo o bom trabalho que tem vindo a ser realizado noutros países, deverá ser fomentada a reutilização dos efluentes tratados, através da definição de objectivos e de linhas de orientação. Deverão ser evidenciados os benefícios desta prática, bem como os seus eventuais perigos e condicionantes, estabelecendo-se critérios de qualidade para os efluentes tratados, de acordo com os diferentes usos.

11 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABS. 2006. Water Account Australia. Report no. 4610.0. Latest issue released. Australian Bureau of Statistics. Commonwealth of Australia.
- Andreadakis, A., Mamais, D., Christoulas, D., Kabylafka, S. 1999. Ultraviolet disinfection of secondary and tertiary wastewater effluent in the Mediterranean region. *Water Science and Technology*, 40, (4/5), 253-260.
- Almeida, S. S. e Monteiro, P. S. 2004. Incidência de caudais de águas pluviais em redes de drenagem de águas residuais - Dois casos de estudo em Municípios do Norte de Portugal, *7º Congresso da Água*, Lisboa.
- Angelakis, A. N., Marecos do Monte, M. H. F., Bontoux, L. e Asano, T. 1999. The status of wastewater practice in the mediterranean basin - Need for Guidelines. *Water Resources*. 33, 2201-2217.
- A.P.H.A., A.W.W.A, W.E.F. 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20ª ed., USA.
- ARRIS Pty Ltd. 2004. *Quality Assurance Programs and Growing Crops with Recycled Water*. Brochure funded by Horticulture Australia Ltd.
- ASANO, T. 2002. Water From (Waste) Water - The Dependable Water Resource. *Water Science and Technology*. 45 (8), 23-33.
- Azevedo, A., Pinheiro, J., Matos, L., e Madruga, J. 2007. Estudo das condições técnicas de utilização das águas da ETAR da Praia da Vitória. *Revista de Ciências Agrárias*. 30, 293-302.
- Ayers, R.S. e Westcot, D.W. 1985. *Water quality for agriculture*. FAO Irrigation and Drainage Paper 29, Rev.1, FAO, Rome.
- Bancessi, A. M. 2008. Valorização Agronómica e Energética de Lamas de ETAR: Estudo do Caso da ETAR de Beirolas. Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente. UTL/ ISA, Lisboa, 72 p.
- Barajas-Aceves, M., Vera-Aguilar, E. e Bernal, M.P. 2002. Carbon and Nitrogen mineralization in soil amended with phenanthrene, anthracene and irradiated sewage sludge. *Bioresource Technology*. 85, 217-223.
- Belhadj, N., Joannis, C. e Raimbault G. 1995. Modelling of rainfall induced infiltration into separate sewerage. *Water Science and Technology*. 32 (1), 161-168.

- Beltrão, J. 2002. A Reutilização de Águas Residuais em Portugal.
- Beltrão, J., Gamito, P., Guerrero, C., Arsénio, A. e Brito, J. C. 1999. Grass response to municipal wastewater reuse as compared to nitrogen and water application. *Improved Crop Quality by Nutrient management*. 86, 263-266.
- Bixio, D., Thoeye, C., De Koning, J., Joksimovic, D. e Savic, D. 2006. Water Reuse in Europe, *Desalination*. 187, 89-101.
- Butler, D. e Davies, J. W. 2004. *Urban drainage*. 2ª ed. Taylor & Francis. 543 p.
- Cabrera, M. L. e Kissel, D. E. 1988. Evaluation of a method to predict nitrogen mineralized from soil organic matter under field conditions. *Soil Science Society America Journal*. 52, 1027-1031.
- CMC, Câmara Municipal de Coruche, Dados genéricos [2009 www.cm-coruche.pt]. Acedido em Junho de 2009.
- CARNEIRO, J. P., Branco, S., Coutinho, J., e Trindade, H. 2007. Mineralização de azoto de diferentes resíduos orgânicos em incubação laboratorial de longa duração. *Revista de Ciências Agrárias*. 30 (2), 159-173.
- Chadwick, D. R., John, F., Pain, B. F., Chambers, B. e Williams, J. 2000. Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: a laboratory experiment. *Journal Agricultural Science*. 134, 159-168.
- Cordovil, C. M. S., 2003. *Previsão da disponibilidade de azoto para as plantas a partir da mineralização de resíduos orgânicos aplicados ao solo*. Doutoramento em Engenharia agrónómica. UTL/ISA. Lisboa. 188 p.
- Cordovil, C. M. S., 2004. *Dinâmica do azoto na reciclagem de resíduos orgânicos aplicados ao solo*. Instituto do Ambiente. Lisboa. 56 p.
- Costa, M. 2003. *Utilização de Águas Residuais Depuradas na Rega e de Lamas Urbanas como Fertilizante dos Solos do Algarve*. Tese de Doutoramento. UALG/FERN. Faro.
- Crook, J. 2009. Water Reuse in California, *International Conference on Transfer and Reuse of Treated Wastewater*, Tunis, Tunisia.
- Decreto-Lei n.º 152/97. D. R. I Série A. N.º 139 (19-06-1997). pp. 2959-2966
- Decreto-Lei n.º 236/98. D. R. I Série A. N.º 176 (01-08-1998). pp. 3676-3722.
- Decreto-Lei n.º 149/2004. D. R. I Série A. N.º 145 (22-06-2004). pp. 3805-3809.
- Decreto-Lei n.º 118/2006. D.R. I Série A. N.º 60 (21-06-2006). pp. 4380-4388

- Directiva n.º 91/271/CEE do Conselho, de 21 de Maio de 1991. Jornal Oficial L 135 de 30-05-1991, pp. 40-52.
- Duarte, E. A. 2004. *Apontamentos das aulas teóricas e práticas de Tratamento de Efluentes*, COPISA, Lisboa.
- EcoSanRes, 2005. *Closing the Loop on Phosphorus*. Fact Sheet 4, Stockholm Environment Institute (SEI).
- Égner, H., Riem, H. e Domingo, W. R. 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Boden. II. Chemische Extraktionsmethode zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungl. Lantbr. Hogsk. Ann.* 26, 199.
- Fangueiro, D., Chadwick, D. e Bol, R. 2008. Treatment by acidification followed by solid-liquid separation affects slurry and slurry fractions composition and their potential of N mineralization. *Journal Plant Nutrition Soil Science*. 171, 313-315.
- Fangueiro, D., Ribeiro, H., Vasconcelos, E., Coutinho, J. e Cabral, F. 2009. Assessment of the potential N mineralization of six particle size fractions of two different cattle slurries. *Journal Bioresource Technology*. 100, 4914-4917.
- FBO e AMBIO. 1999. Empreitada de execução da remodelação e ampliação do dique de protecção e do emissário e interceptor de cintura, sistema elevatório e ETAR da vila de Coruche.
- Hartley, T.W. 2003. *Water Reuse - Understanding public perception and participation*. 1ª ed. Water Environment Research Foundation, Alexandria, Virginia.
- Horneck, D. e Miller, R. 1998. Determination of total nitrogen in plant tissue. In *Handbook of reference methods for plant analysis*, eds. Y. P. Karla, 75-83. Boca Raton, Florida: CRC Press LLC
- IWA. 2008. *Water reuse*. Version 1, December 14.
- Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais, Relatório Final 2008. Acedido em, 7 de Setembro de 2009. Em, <http://insaar.inag.pt/>
- IRAR. 2007. Recomendação nº 2/2007 – Utilização de águas residuais tratadas.
- Koenig, R. A. e Johnson, C. R. 1942. Colorimetric determination of phosphorus in biological materials. *Industrial & Engineering Chemistry*. 14, 155 p.
- Lakanen, E. e Ervio, R. 1971. Comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agriculture Finm.* 23, 223-232.

- Landschoot, P. 2007. Irrigation water quality guidelines for turfgrass sites. Department of Crop and Soil Sciences, Cooperative Extension. Penn State University, State College, Pa.
- Lazarova, V. e Bahri, A. 2005. *Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscapes, and Turf Grass*. CRC Press, 408 p.
- Levy, J. 2008. *Novas Fontes de Abastecimento de Água – Reutilização e Dessalinização*. 1ª ed. Ecoserviços, 86 p.
- Liberti, L., Notarnicola, M. e Petruzzelli, D. 2002. Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: parasite removal and by-product formation. *Desalination*. 152, 315-324.
- Lin, S. D. e Lee, C. C. 2007. *Water and wastewater calculations manual*. 2ª ed. McGraw-Hill, New York, 945 p.
- Liu, D. H. F. e Lipták, B. G. 2000. *Wastewater Treatment*. CRC Press, 457 p.
- Lober, R. W. e Reeder, J. D. 1993. Modified waterlogged incubation method for assessing nitrogen mineralization in soils and soil aggregates. *Soil Science Society America Journal*. 57, 400-403.
- Maier, R. M., Pepper, I. e Gerba, C. 2009. *Environmental microbiology*. 2ª ed. Academic Press, 598 p.
- Marecos do Monte, M. H. 2001. *Gestão de águas residuais tratadas para rega de campos de golfe*. Trabalho Final de Curso. UTL/IST, Lisboa.
- Marecos do Monte, M. H. 2008. A reutilização de águas residuais tratadas e a gestão sustentável dos recursos hídricos. *5º Congresso Luso-Moçambicano*, Maputo.
- Marques, J. A. A. S. e Sousa, J. J. O. 2007. *Hidráulica urbana. Sistema de Abastecimento de Água*. Imprensa da UC, Coimbra, 317 p.
- Marsalek, J., Schaefer, K., Excall, K., Brannen, L. e Aidun, B. 2002. Water Reuse and Recycling. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba. CCME Linking Water Science to Policy Workshop Series. Report No. 3, 39 p.
- Martins, N. 2008. *Avaliação da Biodegradabilidade de Resíduos através do seu teor de Lenhina*. Dissertação de mestrado em Engenharia do Ambiente. UNL/FCT, Lisboa, 104 p.
- Medeiros, S.S., Soares, A.A., Ferreira, A.P., Neves, J.C.L., Matos, A. T. e Souza, J. A. A. 2005. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: estudo das alterações químicas do solo. *Revista Brasileira de engenharia Agrícola e Ambiental*. 9 (4), 603-612.

- Mekala, G. D., Davidson, B., Samad, M. e Boland, A. M. 2008. Wastewater reuse and recycling systems: A perspective into India and Australia. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. 35p.
- Metcalf e Eddy. 2003. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 4ª ed. International Edition McGraw-Hill, New York, 1819 p.
- Monteiro, A. M. C. S. e Damasceno, J. C. 1998. Sistemas de Saneamento Básico. Tentativa de Resolução de Problemas, 4º Congresso da Água, Lisboa.
- Monteiro, M. H. 1994. *Utilização de A.R. Urbana na Cultura de Azevém (Lolium multiflorum Lam.)*. Tese de mestrado em Nutrição Vegetal, Fertilidade dos Solos e Fertilização. UTL/ISA, Lisboa, 149 p.
- Mulvaney, R.L. 1996. Chemical methods: nitrogen-inorganic forms. In methods of soil analysis. SSSA Soil Sci. Society of America, 3ª ed. Par 3, pp. 1123-1184.
- Norma Portuguesa NP 4434. 2005. *Reutilização de águas residuais urbanas tratadas para rega*. IPQ.
- Pena, A. 2002. *Um roteiro Natural do concelho de Coruche*. Câmara Municipal de Coruche, Coruche.
- Pereira, M. 2008. *Contributo para avaliar a possibilidade de reutilização das areias removidas nas ETAR*. Dissertação de mestrado em Engenharia do Ambiente. UNL/FCT, Lisboa, 167 p.
- Pescod, M. 1992. *Wastewater treatment and use agriculture* – FAO irrigation and drainage paper 47, Rome.
- Pinto, A. 1995. *Alguns aspectos do interesse fertilizante das lamas de ETAR*. Tese de mestrado em Nutrição Vegetal, Fertilidade dos Solos e Fertilização. UTL/ISA, Lisboa, 150 p.
- Po, M., Kaercher, J. D. e Nancarrow, B. 2003. Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse. Report to Australian Urban Water Conservation and Reuse Research Program.
- Probert, M. E., Delve, R. J., Kimani, S. K. e Dimes, J. P. 2005. Modelling nitrogen mineralization from manures - representing quality aspects by varying C/N ratio of sub-pools. *Soil Biology & Biochemistry*. 37, 279-287.
- Qasim, S. R. 1999. *Wastewater treatment plants – planning, design and operation*. 2ª ed. CRC Press, 1107 p.

- Santos, J. Q. 2001. *Fertilização e ambiente. Reciclagem agro-florestal de resíduos e efluentes*. Europa-América, Mem Martins, Portugal, 441 p.
- Simard, J. J. 1993. Ammonium acetate-extractable elements, In: *Soil Sampling and Methods of Analysis*, 5, Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers.
- Sincero, G. A. e Sincero, P. A. 2002. *Physical-Chemical Treatment of Water and Wastewater*. IWA Publishing, 784 p.
- Spellman, F. R. 1999. *Spellman's Standard Handbook for Wastewater Operators. Fundamental level*. 1. CRC Press, USA, 273 p.
- Sposito, G. 1989. *The Chemistry of Soils*. Oxford University press, New York, 277 pp.
- Tillman, G. M. 1992. *Primary treatment at wastewater treatment plants*. CRC Press, USA, 115 p.
- Tinsley, J. 1950. "The determination of organic carbon in soils by dichromate mixture". *Proceedings IV International Congress of Soil Science*, s.1., p. 161-164.
- Toze, S. 2006. Reuse of effluent water - benefits and risks. *Agricultural Water management*. 80, 147 - 159.
- U.S. EPA. 2004. *Guidelines for Water Reuse - US Agency for International Development*, Technical Report No. EPA/625/R-04/108.
- U.S. EPA. 2006. *Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule*. Office of Water (4601) EPA 815-R-06-007
- Varennes, A. 2003. *Produtividade dos solos e ambiente*. Escolar Editora. Lisboa. 485 pp
- WHO. 2004. *Guidelines for drinking-water quality*. 3^a ed.
- WHO. 2006a. *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*. 1, Policy and regulatory aspects.
- WHO. 2006b. *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*. 2, Wastewater use in agriculture.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3^a ed. Prentice Hall International Editions, 661 p.

ANEXOS

Anexo I - Tratamento Preliminar



Figura I. 3 - Grades.



Figura I. 2 - Tamisador.



Figura I. 1 - Gradados.



Figura I. 5 - Desarenador.



Figura I. 4 - Areias.



Figura I. 6 - Medidor de caudal (Canal de Parshal).

Anexo II - Tratamento Secundário



Figura II. 1 - Vala de oxidação.



Figura II. 2 - Decantador secundário.

Anexo III - Tratamento Terciário



Figura III. 1 - Filtros de areia.



Figura III. 2 - Sistema de desinfecção UV.

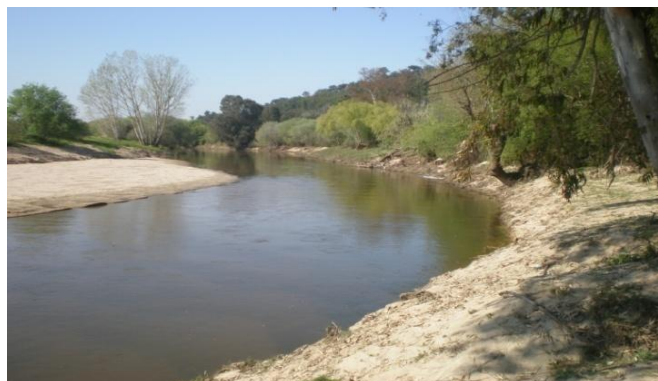


Figura III. 3 - Descarga no meio receptor natural.

Anexo IV - Tratamento da fase sólida



Figura IV. 1 - Silo de espessamento das lamas.



Figura IV. 2 - Filtro de banda.



Figura IV. 3 - Leitos de secagem.



Figura IV. 4 - Lama desidratada.

Anexo V – Plano de experimental de amostragem de análise das águas residuais

Quadro V. 1 - Frequência de recolha de amostras e parâmetros analisados.

Parâmetro	Número de amostras colhidas							
	Qinzenalmente					Mensalmente		
	Novembro	Dezembro	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maio	Junho
CBO ₅ (mgO ₂ L ⁻¹)	2	2	3	2	2	1	1	1
CQO (mgO ₂ L ⁻¹)	2	2	3	2	2	1	1	1
SST (mg L ⁻¹)	2	2	3	2	2	1	1	1
SSV (mg L ⁻¹)	2	2	3	2	2	1	1	1
N _T (mg L ⁻¹)	2	2	3	2	2	1	1	1
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	-	-	2	2	2	1	1	1
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	-	-	2	2	2	1	1	1
P _T (mg L ⁻¹)	2	2	3	2	2	1	1	1
pH	2	2	3	2	2	1	1	1
CE (µS cm ⁻¹)	2	2	3	2	2	1	1	1
Detergentes (mgMBAS L ⁻¹)	-	2	3	2	2	1	1	1
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
HCO ₃ ⁻ (meq L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
RAS	-	-	-	-	-	1	1	1
As (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
Cd (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
Pb (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
Cr (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
Ni (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
Cu (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
Fe (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
Mn (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
Zn (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
Coliformes fecais (NMP 100 mL ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1
Ovos de parasitas intestinais (N L ⁻¹)	-	-	-	-	-	1	1	1

Quadro V. 2 - Parâmetros analisados em cada ponto de amostragem.

Parâmetro	Pontos de amostragem					
	O.E.	Entrada V.O.	Saída V.O.	D.S.	Filtros	UV's
CBO ₅ (mgO ₂ L ⁻¹)	✓	-	-	-	-	✓
CQO (mgO ₂ L ⁻¹)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
SST (mg L ⁻¹)	✓	-	-	-	-	✓
SSV (mg L ⁻¹)	✓	-	-	-	-	✓
N _T (mg L ⁻¹)	✓	-	-	-	-	✓
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	✓	-	-	-	-	✓
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	✓	-	-	-	-	✓
P _T (mg L ⁻¹)	✓	-	-	-	-	✓
pH	✓	-	-	-	-	✓
CE (µS cm ⁻¹)	✓	-	-	-	-	✓
Detergentes (mgMBAS L ⁻¹)	✓	-	-	-	-	✓
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
HCO ₃ ⁻ (meq L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
RAS		-	-	-	-	✓
As (mg L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
Cd (mg L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
Pb (mg L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
Cr (mg L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
Ni (mg L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
Cu (mg L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
Fe (mg L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
Mn (mg L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
Zn (mg L ⁻¹)		-	-	-	-	✓
Coliformes fecais (NMP 100 mL ⁻¹)		-	-	-	-	✓
Ovos de parasitas intestinais (N L ⁻¹)		-	-	-	-	✓

O.E. (Início da Obra de Entrada); Entrada V.O. (Entrada na Vala de Oxidação); Saída V.O. (Saída da Vala de Oxidação); D.S. (Saída do Decantador Secundário); Filtros (Saída dos Filtros de Areia); UV's (Saída do Tratamento UV/Descarga final)

Anexo VI – Métodos de análise

Quadro VI. 1 - Métodos utilizados para a caracterização dos ROB.

Parâmetro	Método
Matéria Seca	Gravimetria (EN 12880)
N-NH ₄ ⁺	Espectrofotometria de absorção molecular, após extracção com KCL 2M (Houba <i>et al</i> , 1988)
N-NO ₃ ⁻	
N _K	Kjeldahl (EN 13342)
C. orgânico	Gravimetria - perda de massa por ignição (EN 12879)

Quadro VI. 2 - Métodos utilizados para a caracterização do solo e das lamas.

Parâmetros	Solo	Lama
pH _{H2O}	Potenciometria.	Potenciometria.
pH _{KCL}	Potenciometria.	-
Matéria seca	-	Gravimetria (EN 12880).
C orgânico	Tinsley (1950).	-
Matéria orgânica	Tinsley (1950).	Gravimetria - perda de massa por ignição (EN 12879).
N _K	Kjeldahl (EN 13342)	Kjeldahl (EN 13342).
N-NH ₄ ⁺	Espectrofotometria de absorção molecular, após extracção com KCL 2M (Houba <i>et al</i> , 1988).	Espectrofotometria de absorção molecular, após extracção com KCL 2M (Houba <i>et al</i> , 1988).
N-NO ₃ ⁻		
Potássio K ₂ O	Égner e Riehm (1960).	-
Fósforo P ₂ O ₅		-
P _T	-	Espectrofotometria de absorção atómica, após digestão com água régia (EN 13346).
Cu	Lakanen (1971).	
Zn		
Fe		
Mn		
Ca		
Na	Acetato de amónio (Simard, 1993).	
K		
Mg		
Cd		
Ni	-	
Pb	-	
As	-	
Cr	-	

Anexo VII – Resultados

Quadro VII. 1 - Características do Influyente e do Efluente tratado, em termos mensais.

		Parâmetros															
		Novembro		Dezembro		Janeiro		Fevereiro		Março		Abril		Maio		Junho	
		Média	Dp	Média	Dp	Média	Dp	Média	Dp	Média	Dp	Média**	Dp*	Média**	Dp*	Média**	Dp*
CBO₅ (mgO ₂ L ⁻¹)	Influyente	212,50	6,36	231,00	18,38	108,53	21,62	280,00	49,50	315,50	95,46	199,75	-	176,00	-	74,70	-
	Efluente tratado	2,25	0,35	34,00	9,90	50,62	34,42	48,98	13,40	52,50	4,53	18,65	-	69,05	-	13,63	-
CQO (mgO ₂ L ⁻¹)	Influyente	370,77	30,38	381,92	50,58	189,80	43,01	396,61	106,44	671,64	7,04	330,78	-	393,39	-	166,26	-
	Efluente tratado	21,73	17,20	104,32	22,44	116,43	70,77	109,91	48,80	167,79	68,43	136,40	-	199,69	-	39,12	-
SST (mg L⁻¹)	Influyente	198,33	0,47	218,33	147,55	158,47	85,42	170,00	19,80	258,75	22,98	158,00	-	168,00	-	76,50	-
	Efluente tratado	18,33	7,54	50,25	15,20	54,43	42,07	30,75	17,32	61,00	1,41	57,00	-	207,00	-	33,00	-
SSV (mg L⁻¹)	Influyente	145,33	25,00	140,17	92,16	81,67	30,01	152,00	33,94	243,75	1,77	124,00	-	93,00	-	62,00	-
	Efluente tratado	14,66	12,00	33,50	14,85	41,17	30,18	28,50	16,97	53,00	9,90	33,00	-	142,00	-	23,00	-
N_T (mg L⁻¹)	Influyente	42,05	6,43	70,20	2,40	45,57	19,89	72,42	18,26	89,26	2,38	55,26	-	57,83	-	23,81	-
	Efluente tratado	17,75	2,76	48,30	4,67	31,80	0,35	43,23	10,32	67,37	6,35	35,07	-	51,03	-	19,27	-
N-NH₄⁺ (mg L ⁻¹)	Influyente	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	31,84	19,59	42,87	13,23	45,24	2,47	19,57	-	39,81	-	15,80	-
	Efluente tratado	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	20,21	2,20	24,78	8,11	27,33	8,13	13,55	-	15,83	-	16,53	-
N-NO₃⁻ (mg L ⁻¹)	Influyente	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,10	0,14	0,04	0,05	0,33	0,06	0,30	-	0,15	-	0,13	-
	Efluente tratado	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,45	0,26	0,17	0,14	0,35	0,12	0,23	-	0,00	-	0,00	-
P_T (mg L⁻¹)	Influyente	4,47	0,37	5,40	1,98	4,33	2,78	9,52	2,33	10,77	1,15	5,77	-	6,41	-	4,20	-
	Efluente tratado	2,52	3,06	5,35	0,21	3,32	1,35	5,40	2,61	6,30	7,34	3,77	-	2,58	-	2,50	-
pH	Influyente	7,72	0,52	7,32	0,25	7,18	0,29	7,62	0,66	7,12	0,28	7,12	-	6,66	-	8,08	-
	Efluente tratado	8,26	0,33	7,60	0,16	7,58	0,54	7,87	0,66	7,33	0,35	7,31	-	7,22	-	8,46	-
CE (µS cm⁻¹)	Influyente	844,50	70,00	1025,50	24,75	729,67	294,66	1096,50	243,95	1460,00	347,90	1285,00	-	869,00	-	690,00	-
	Efluente tratado	711,50	65,76	873,50	143,54	627,33	165,11	891,00	120,21	1121,00	22,63	769,00	-	891,00	-	694,00	-
Detergentes (mg MBAS L ⁻¹)	Influyente	n.d.	n.d.	6,60	3,4	6,20	2,40	15,20	6,22	16,90	0,71	6,60	-	32,00	-	15,80	-
	Efluente tratado	n.d.	n.d.	19,40	4,2	9,73	5,08	5,80	2,55	15,50	3,82	4,40	-	7,20	-	7,60	-

n.d. – Não determinado.
* Não foi calculado o desvio padrão, pois neste mês foi colhida apenas uma amostra.
** Média corresponde ao valor da única amostra colhida nesse mês.

Quadro VII. 2 - Percentagem de redução da carga poluente.

Parâmetros	% Redução								D.L. nº 152/97
	Novembro	Dezembro	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maiο	Junho	% de redução
CBO₅	98,94	85,28	53,36	82,51	83,36	90,66	60,77	81,75	70 - 90
CQO	94,14	72,68	38,66	72,29	75,02	58,76	49,24	76,47	75
SST	90,76	76,98	65,65	81,91	76,43	63,92	-23,21	56,86	70
SSV	89,91	76,10	49,59	81,25	78,26	73,39	-52,69	62,90	
N_T	57,79	31,20	30,21	40,31	24,53	36,54	11,76	19,08	
N-NH₄⁺			36,53	42,21	39,58	30,77	60,22	-4,64	
N-NO₃⁻			-334,15	-392,86	-6,06	24,44	100,00	100,00	
P_T	43,67	0,93	23,16	43,26	41,50	34,66	59,70	40,48	
pH	-7,00	-3,90	-5,67	-3,22	-2,88	-2,67	-8,41	-4,70	
CE	15,75	14,82	14,02	18,74	23,22	40,16	-2,53	-0,58	
Detergentes		-193,94	-56,99	61,84	8,28	33,33	77,50	51,90	

Anexo VIII – Classificação das águas destinadas à rega

Quadro VIII. 1 - Normas gerais para a interpretação da qualidade de uma água de rega.

Potencial problema de rega		Unidades	Grau de restrição		
			Nenhum	Reduzido a moderado	Severo
Salinidade (afecta a disponibilidade de água)					
Condutividade eléctrica		dS m ⁻¹	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
SDT (sólidos dissolvidos totais)		mg L ⁻¹	< 450	450 – 2000	> 2000
Permeabilidade (afecta a taxa de infiltração; avalia-se usando a CE e a RAS em conjunto)					
RAS	0-3		>0,7	0,7 – 0,2	< 0,2
	3-6		> 1,2	1,2 – 0,3	< 0,3
	6-12		> 1,9	1,9 – 0,5	< 0,5
	12-20		> 2,9	2,9 – 1,3	< 1,3
	20-40		> 5,0	5,0 – 2,9	< 2,9
Toxicidade iónica específica					
Sódio (Na)					
Rega superficial		RAS	< 3	3 – 9	> 9
Rega por aspersão		meq L ⁻¹	< 3	> 3	
Cloro					
Rega superficial		mg L ⁻¹	< 140	140 – 350	> 350
Rega por aspersão		mg L ⁻¹	< 100	> 100	
Boro		mg L ⁻¹	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
Efeitos diversos (afectam culturas susceptíveis)					
Azoto total		mg L ⁻¹	< 5	5 – 30	> 30
Bicarbonatos (HCO ₃ ⁻)		meq L ⁻¹	< 1,5	1,5 – 8,5	> 8,5
pH			Gama normal 6,5 – 8,4		
Cloro residual		mg L ⁻¹	< 1,0	1,0 - 5	>5

Fonte: Ayers e Westcot (1985)

Anexo IX – Evolução do teor azoto mineral.

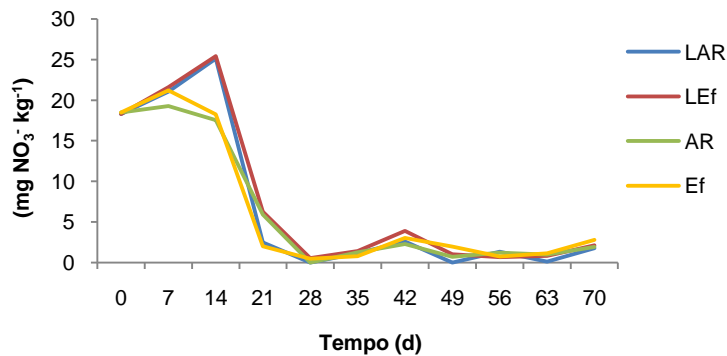


Figura IX. 1 - Evolução dos valores médios do N amoniaco nas diferentes modalidades, ao longo dos 70 dias de duração do ensaio (mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ solo).

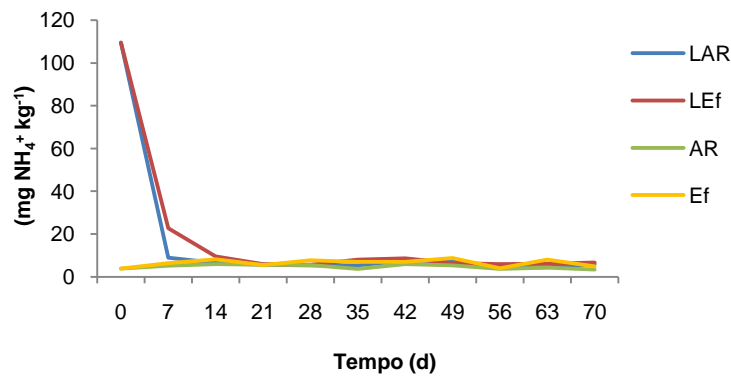


Figura IX. 2 - Evolução dos valores médios do N amoniaco nas diferentes modalidades, ao longo dos 70 dias de duração do ensaio (mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ solo).

Quadro IX. 1 - Valores médios do N mineral nas diferentes modalidades, ao longo dos 70 dias de duração do ensaio (mg N kg⁻¹ solo).

Tempo (dias após a instalação do ensaio)	Modalidades			
	LAR	LEf	AR	Ef
0	A 127,76 ^a	A 127,76 ^a	B 22,26 ^b	B 22,26 ^b
7	B 30,00 ^b	A 44,28 ^b	C 24,39 ^a	B 27,52 ^a
14	A 31,66 ^b	A 35,02 ^c	B 23,50 ^{ab}	B 26,44 ^a
21	B 8,12 ^{cd}	A 12,17 ^d	A 11,55 ^c	B 7,53 ^{ef}
28	C 5,29 ^{fg}	B 6,26 ^{gh}	C 5,41 ^{ef}	A 8,25 ^{de}
35	C 6,52 ^{ef}	A 9,39 ^e	D 4,97 ^{fg}	B 7,8 ^{ef}
42	B 10,19 ^c	A 12,58 ^d	C 8,17 ^d	B 9,98 ^{cd}
49	B 7,49 ^{de}	B 7,39 ^{fg}	C 6,06 ^e	A 10,74 ^c
56	B 5,65 ^{fg}	A 6,59 ^{gh}	C 4,95 ^{fg}	C 4,8 ^g
63	D 4,59 ^g	B 6,63 ^{gh}	C 5,33 ^{ef}	A 9,12 ^d
70	B 7,71 ^{de}	A 8,78 ^{ef}	C 5,28 ^{ef}	B 7,64 ^{ef}

*Valores antecedidos (linhas) ou seguidos (colunas) pela mesma letra não são significativamente diferentes (p<0.05).
LAR – Lama de ETAR+Água da rede pública; LEf – Lama de ETAR+Efluente tratado; Água da rede pública; Ef – Efluente tratado

Anexo X – Ensaio de campo

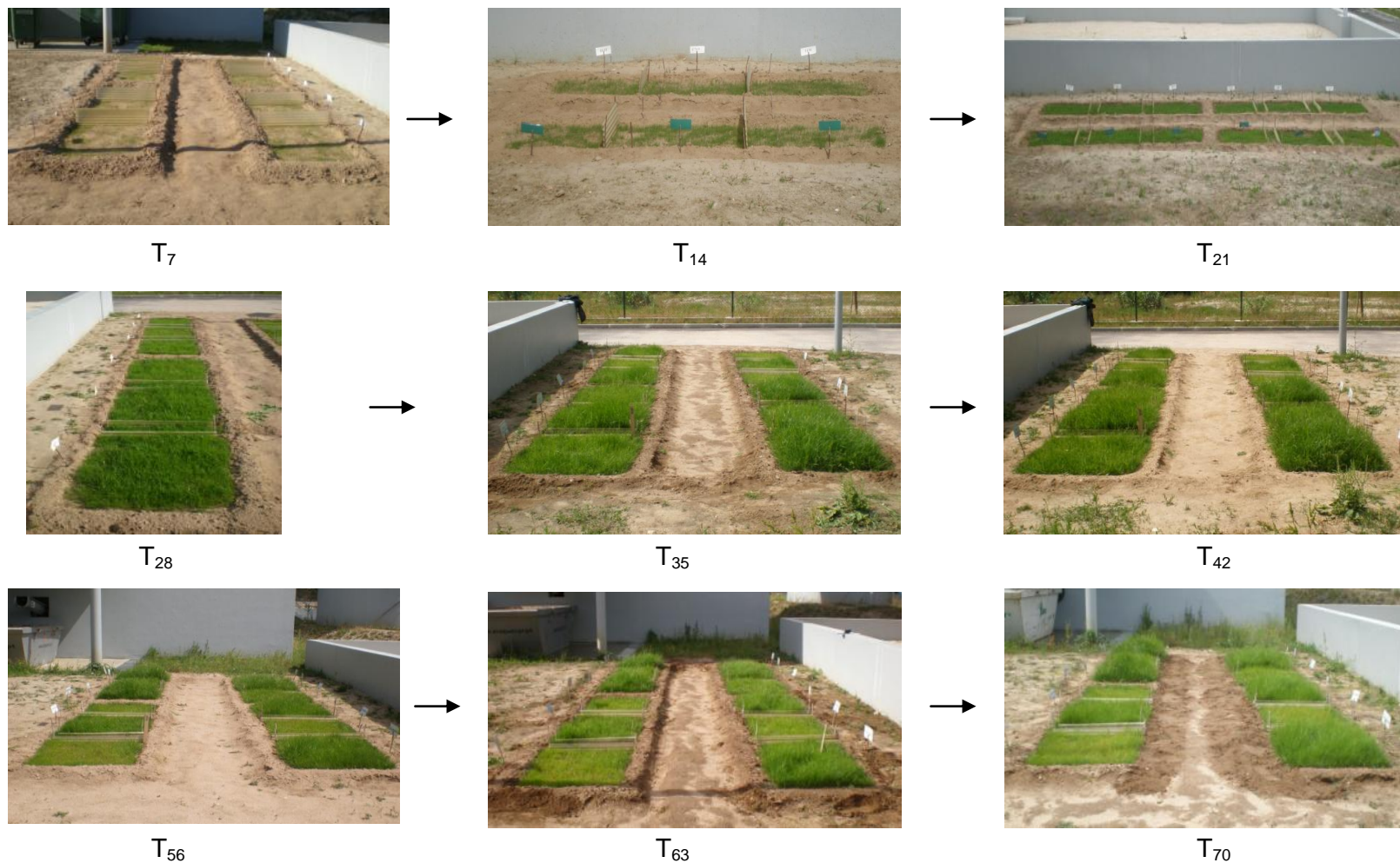


Figura X. 1 - Aspecto da relva durante o ensaio