

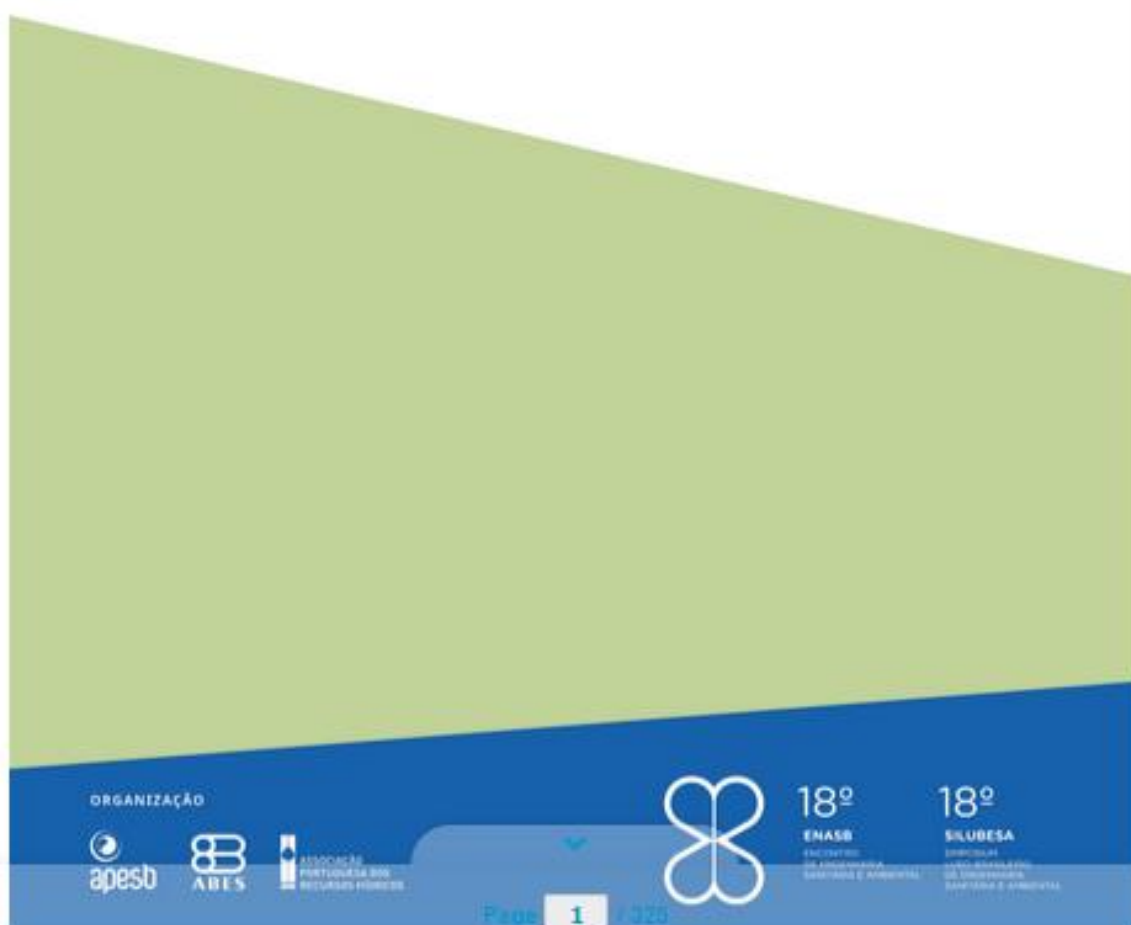
18.º ENASB  
SILUBESA

A ENGENHARIA SANITÁRIA NO  
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

# 18º ENASB 18º SILUBESA

A ENGENHARIA SANITÁRIA NO  
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

10 A 12 DE OUTUBRO 2018  
FUNDAÇÃO DR.ª ANTÓNIO CUPERTINO MIRANDA  
PORTO



Livro de Atas digital (BrightBook do 18.º ENASB/SILUBESA) disponível em:

<https://www.bebrightbook.com>

## REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES DE EFLUENTES LÍQUIDOS EM DIFERENTES CONDIÇÕES HIDRÁULICAS

### REMOVAL OF ORGANIC MATTER AND NUTRIENTS FROM LIQUID EFFLUENTS USING DIFFERENT HYDRAULIC CONDITIONS

*Flora Silva<sup>a,g\*</sup>, António Albuquerque<sup>b,g</sup>, Victor Cavaleiro<sup>b,h</sup>, António Carvalho<sup>c,h</sup>, Paulo Scalize<sup>d</sup>, Ney Tabalipa<sup>e</sup>, Helena Marecos do Monte<sup>f</sup>*

<sup>a</sup> ESTiG - Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal; <sup>g</sup> FibEnTech.

<sup>b</sup> DECA-FE, Universidade da Beira Interior, Calçada Fonte do Lameiro, 6201-001 Covilhã, Portugal; <sup>g</sup> FibEnTech; <sup>h</sup> GeoBioTec.

<sup>c</sup> Universidade da Beira Interior, Ed. UBI Medical, EM506., 6200-284 Covilhã, Portugal e Geo4Health; <sup>h</sup> GeoBioTec.

<sup>d</sup> Escola de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Goiás, Av. Universitária, 1488, Setor Universitário, CEP 74605-220, Goiânia-GO, Brasil.

<sup>e</sup> DACC, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Pato Branco, Via do Conhecimento, Km 1 CEP 85503-390, Pato Branco-PR, Brasil.

<sup>f</sup> DEC, Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Rua Conselheiro Emídio Navarro, 1, 1959-007 Lisboa, Portugal.

#### RESUMO

A recarga artificial de aquíferos com águas residuais tratadas pode contribuir para a reposição de volumes de água no solo. Um solo residual da região da Beira Interior de Portugal, foi caracterizado e utilizado para avaliar a sua capacidade para remover poluentes residuais de efluentes de tratamento secundário. Utilizaram-se experiências em coluna laboratorial usando diferentes condições hidráulicas, tendo os resultados mostrado uma maior remoção de matéria orgânica nos ensaios com alimentação descontínua. A remoção de amónio, nitrato e fosfato ocorreram a valores elevados quer nos ensaios em contínuo quer nos ensaios em descontínuo. O solo utilizado é adequado para a remoção de cargas residuais de matéria orgânica e nutrientes, podendo ser utilizado para a infiltração de águas residuais tratadas.

**Palavras Chave** – Reutilização de águas residuais tratadas, matéria orgânica, nutrientes, solo residual.

#### ABSTRACT

The artificial recharge of aquifers with reclaimed water can contribute for the replacement of water volumes in the soil. A residual soil from the Beira Interior region of Portugal was characterized and used to evaluate its capacity for the removal of residual pollutants from secondary treated effluents. Experiments were performed in a laboratory column with different hydraulic loads, resulting in a greater removal of organic matter in the discontinuous trials. Removal of ammonium, nitrate and phosphate showed high values, either in discontinuous or continuous trials. The soil is suitable for the removal of organic matter and nutrients, and can be used for polishing wastewater before its infiltration.

**Keywords** – Reclaimed water, organic matter, nutrients, residual soil.

---

\* *Autor para correspondência.*

E-mail: [flora@ipb.pt](mailto:flora@ipb.pt) (Professora Adjunta, PhD)

## 1 INTRODUÇÃO

As águas residuais tratadas (ART) podem ser introduzidas em massas de água, desde que cumpram os limites de descarga para vários parâmetros de qualidade. No entanto, a descarga de ART em massas de água com baixo caudal, pode produzir impactos ambientais negativos e significativos, em especial, em períodos de baixa ou nula pluviosidade. De referir que as alterações climáticas têm vindo a afetar o regime hidrológico em várias regiões do mundo, o que se tem manifestado por períodos de secas mais longos e mais frequentes, que se intercalam com períodos de cheias, e que têm levado à redução de volumes de água para recarga de massas de águas superficiais e subterrâneas (IPCC, 2014).

As estratégias internacionais e nacionais em matéria de gestão integrada da água incluem a reutilização de ART como parte da solução para satisfazer as necessidades de água e para assegurar a sustentabilidade dos serviços de água. A recarga artificial de aquíferos com ART é uma prática já muito comum a nível internacional, mas pouco aplicada em Portugal, apesar de inúmeros estudos que apontam para a sua vantagem (p.e. Marecos do Monte e Albuquerque, 2010; Silva, 2015). Pode contribuir para a reposição de volumes de água no solo, o que pode ser muito vantajoso em áreas com deficit hídrico ou com sobre-exploração de águas subterrâneas. O tratamento complementar das águas residuais por meio do solo (Soil Aquifer Treatment – SAT) tem demonstrado ser uma alternativa técnica e economicamente viável para a afinação de efluentes secundários previamente à sua inclusão em aquíferos, como demonstram os estudos de Pescod (1992), Grunheid *et al.* (2005), Bdour *et al.* (2009) e Essandoh *et al.* (2011). No entanto, caso o solo não apresente condições favoráveis para a infiltração de ART, as cargas residuais dessas águas, caracterizadas por matéria orgânica de difícil biodegradabilidade (p.e. hidrocarbonetos e pesticidas), formas de azoto (amónio, nitrito e nitrato) e de fósforo (ortofosfatos e polifosfatos), metais pesados e microrganismos patogénicos, podem constituir uma desvantagem para a qualidade da água subterrânea.

Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes (formas de azoto e fósforo), em ensaios em coluna laboratorial usando diferentes condições hidráulicas, com a componente fina de um solo residual da Quinta de Gonçalo Martins (Guarda, Portugal), e verificar quais os mecanismos responsáveis pela remoção desses poluentes.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Ensaios de caracterização do solo residual

Na Quinta de Gonçalo Martins (Guarda), na região da Beira Interior de Portugal, num dos locais selecionados para infiltração de ART provenientes da ETAR de Vila Fernando (Guarda) (Silva *et al.*, 2012), foi recolhida uma amostra de solo residual granítico. Para o estudo, extraiu-se do solo a componente inferior a 0,075 mm (fino do solo), por ser nesta que se encontram as frações mais reativas do solo, nomeadamente silte e argila.

Para perceber a importância das propriedades do solo na remoção de poluentes realizou-se a análise granulométrica do solo pelo método de peneiração seguindo a especificação do LNEC E 239 (1970) e a análise do fino do solo pelo método de sedimentação seguindo a especificação do LNEC E 196 (1966). A superfície específica foi determinada por difração laser, recorrendo ao equipamento *Coulter LS200*. A densidade das partículas sólidas foi determinada pelo método do picnómetro (NP 83:1965) e a porosidade usando os procedimentos descritos em Silva (2015). A composição mineralógica qualitativa do solo foi determinada através de Difração de Raios-X (DRX) com um difractorómetro Rigaku, DMAX III/C, EUA. Para a análise morfológica e microestrutural, foi utilizado o Microscópio Eletrónico de Varrimento (SEM), Hitachi S-2700, EUA. A composição química (análise em óxidos), foi determinada com o Espectrómetro de Energia Dispersiva (EDS) que se encontra acoplado ao SEM. A matéria orgânica foi determinada pelo método de Walkley-Black, descrito por Nelson e Sommers

(1996) e o pH do solo, determinado em H<sub>2</sub>O e KCl pelo método potenciométrico, em suspensão (solo: água, 1:2,5), descrito por Van Reeuwijk (2002).

## 2.2 Ensaios em coluna com matéria orgânica e nutrientes

Para os ensaios com efluente sintético, foi utilizada uma coluna em acrílico, de fluxo vertical e descendente, de secção circular, com 42 cm de altura por 14 cm de diâmetro (Figuras 1-a a 1-c). Utilizaram-se 3 tomas para amostragem (P1, P2 e efluente ou base do enchimento (BE)), tendo também sido recolhidas amostras no afluente ou topo do enchimento (TE). Assim, o meio de enchimento ocupou uma altura total de 25 cm, sendo constituído por duas camadas distintas: uma superior com 20 cm (fino do solo, massa = 3588,1 g) e uma inferior com 5 cm (areia de rio, massa = 891,4 g). O volume útil necessário para o enchimento ficar submerso foi de aproximadamente  $V_u = 1,85$  L (TE-BE). Optou-se por uma altura de 20 cm de solo, porque de acordo com Essandoh *et al.* (2011), a remoção mais significativa de poluentes ocorre nos primeiros 10 cm de solo, tendo essa altura sido duplicada para avaliar a remoção da carga residual numa profundidade maior. A altura da lâmina líquida, para o meio de enchimento ficar todo submerso foi de  $\pm 2$  mm, acima do TE. De referir que, a camada inferior de areia foi prevista como meio para a proteção da camada superior de solo, de forma a evitar a saída de partículas finas e perturbação do escoamento junto à saída.

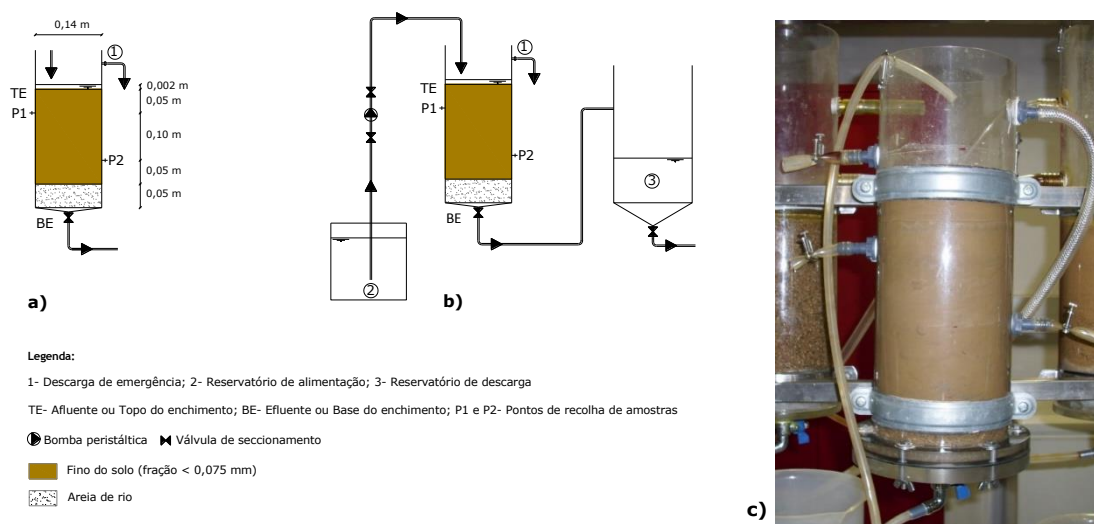


Figura 1. Representação esquemática da coluna para realização dos ensaios em descontínuo (a) e contínuo (b); Coluna em operação (c)

Foi utilizado um efluente sintético, semelhante aos usados por Albuquerque (2003) e Silva (2013), que incluiu como fonte de carbono, o acetato de sódio tri-hidratado (CH<sub>3</sub>COONa\*3H<sub>2</sub>O), como fontes de azoto, o cloreto de amónio (NH<sub>4</sub>Cl) e o nitrato de potássio (KNO<sub>3</sub>), como fonte de fósforo, o hidrogeno fosfato di-potássico tri-hidratado (K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>\*3H<sub>2</sub>O), soluções de oligoelementos, cloreto de ferro, sulfato de magnésio e cloreto de cálcio, de acordo com as proporções base e composição indicadas em Silva (2015). A aplicação dessas proporções garantiu a manutenção de uma relação mínima entre o carbono e os nutrientes azoto e fósforo, indispensável para a atividade microbológica. As soluções de acetato de sódio, cloreto de amónio, nitrato de potássio e hidrogeno fosfato di-potássico foram preparadas de forma concentrada, sendo diluídas de acordo com as cargas pretendidas.

As cargas utilizadas foram semelhantes às observadas por Amado (2007), até 150 mg/L de CQO, 30 mg/L de N-NH<sub>4</sub>, 10 mg/L de N-NO<sub>3</sub> e 10 mg/L de P-PO<sub>4</sub>, que são típicas de efluentes urbanos de tratamento secundário (i.e. de ART). Na apresentação e discussão dos resultados

dos ensaios com efluente sintético, serão utilizados os termos matéria orgânica (determinada como CQO), amónio ou azoto amoniacal (referente a  $N-NH_4$ ), nitrato ou azoto nítrico (referente a  $N-NO_3$ ) e fosfato (referente a  $P-PO_4$ ).

Numa primeira fase, a operação da coluna foi realizada de modo descontínuo, incluindo fases de enchimento com a solução de alimentação, reação durante 3,5 dias (totalizando 35 dias, 10 ciclos), drenagem e recolha de amostras, tal como sugerido por Opoku (2007). Numa segunda fase, a coluna operou em modo contínuo e o sistema de alimentação incluiu um sistema de tubos em Ismaprene de diâmetro variável, válvulas antirretorno e uma bomba peristáltica ISMATEC MCP CA4 (Suíça) para bombear o afluente para a entrada da coluna, com um caudal de 0,36 L/d e uma carga hidráulica de 2,34 cm/d, valores testados previamente em laboratório e que estão de acordo com os observados por Eliasson (2002), Jellali *et al.* (2009) e Pavelic *et al.* (2011) em materiais de enchimento similares. Para medição do pH e temperatura foi utilizada uma sonda SenTix 41 ligada a um medidor Multi 340i da WTW, Alemanha.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Caracterização do solo residual

O solo utilizado no estudo tem uma fração baixa de argila (dimensão de partícula inferior a 2  $\mu m$ ), de aproximadamente 5% (Figura 2-a), o que significa que a maior parte dos finos são essencialmente siltosos. De acordo com Kallali *et al.* (2007), para evitar a colmatção dos solos e assegurar o tratamento da água residual, o solo não deve ter mais de 10% de argila. A Figura 2-b mostra a morfologia das partículas de fino do solo.

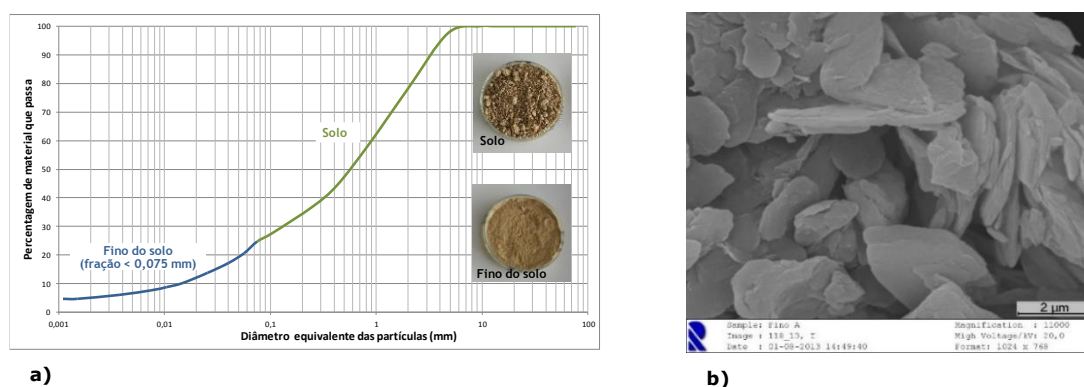


Figura 2. Curva granulométrica do solo e fino do solo (a); Imagem SEM do fino do solo, ampliação de 11000x (b)

No Quadro 1, apresentam-se as características físico-químicas do fino do solo relevantes para o estudo.

Quadro 1. Características físico-químicas do fino do solo

Parâmetro	Valor
Porosidade (n)	48,0%
Densidade das partículas sólidas ( $G_s$ )	2,65
Coefficiente de permeabilidade (k)	$3,72 \times 10^{-6}$ m/s
Superfície específica	0,29 $m^2/g$
Óxidos: $SiO_2$ ; $Al_2O_3$ ; $Fe_2O_3$ ; $K_2O$	60,44%; 31,76%; 3,99%; 3,81%
Teor em matéria orgânica	0,45%
pH (1:2,5) $H_2O$ e KCl	4,44; 3,48

A amostra apresenta uma densidade ( $G_s$ ) de 2,65, porosidade ( $n$ ) de 48,0% e superfície específica de 0,29 m<sup>2</sup>/g. A permeabilidade ( $k$ ) do fino do solo é baixa ( $k = 3,72 \times 10^{-6}$  m/s). No entanto, solos com permeabilidade da ordem de 25 mm/h são apropriados para infiltração controlada de ART. Contém essencialmente sílica (60,44%) e alumina (31,76%), com teores mais baixos de ferro (3,99%) e potássio (3,81%). O teor em matéria orgânica é muito baixo (0,45%), sendo o solo muito ácido ( $pH = 4,44$ ). A composição mineralógica consiste essencialmente em quartzo, moscovite, ilite, caulinite e também esmectite (identificada na fração inferior a 2  $\mu m$ ), constituindo a caulinite cerca de 60% do mineral argiloso presente no solo.

Este solo tem uma superfície específica adequada para o desenvolvimento do biofilme com capacidade para remover poluentes e patogénicos e o complexo argilo-coloidal deste solo apresenta também propriedades reativas que lhe permitem remover poluentes por mecanismos de sorção (Silva, 2015).

### 3.2 Avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes

Nos Quadros 2 e 3 apresenta-se a variação da concentração de CQO, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub> e P-PO<sub>4</sub>, em termos médios, nos pontos de recolha de amostras, bem como a variação de pH e temperatura, nos ensaios com alimentação descontínua e contínua, respetivamente.

Quadro 2. Resultados dos ensaios em coluna com alimentação descontínua de efluente sintético

Parâmetro	TE <sup>1)</sup> (Afluente)	P1 <sup>2)</sup>	P2 <sup>3)</sup>	BE <sup>4)</sup> (Efluente)
pH	6,67 - 7,32	4,85 - 6,91	5,91 - 6,71	6,32 - 7,12
Temperatura (°C)	21,96 ± 0,37	22,71 ± 0,53	22,33 ± 0,26	22,35 ± 0,51
CQO (mg/L)	154,70 ± 11,57	87,77 ± 30,01	49,26 ± 7,42	29,11 ± 6,66
N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	33,73 ± 2,31	4,01 ± 2,84	1,78 ± 0,76	1,15 ± 0,78
N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	9,95 ± 0,59	0,46 ± 0,24	0,34 ± 0,08	0,31 ± 0,08
P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	10,28 ± 0,22	0,43 ± 0,19	0,29 ± 0,23	0,13 ± 0,10

Considerando um nível de confiança de 95%, para os seguintes tamanhos de amostra:

<sup>1)</sup> 10 (CQO); 10 (N-NH<sub>4</sub>); 9 (N-NO<sub>3</sub>); 8 (P-PO<sub>4</sub>); <sup>2)</sup> 10 (CQO); 9 (N-NH<sub>4</sub>); 9 (N-NO<sub>3</sub>); 8 (P-PO<sub>4</sub>); <sup>3)</sup> 9 (CQO); 9 (N-NH<sub>4</sub>); 6 (N-NO<sub>3</sub>); 6 (P-PO<sub>4</sub>); <sup>4)</sup> 10 (CQO); 8 (N-NH<sub>4</sub>); 6 (N-NO<sub>3</sub>); 4 (P-PO<sub>4</sub>);

Quadro 3. Resultados dos ensaios em coluna com alimentação contínua de efluente sintético

Parâmetro	TE <sup>1)</sup> (Afluente)	P1 <sup>2)</sup>	P2 <sup>3)</sup>	BE <sup>4)</sup> (Efluente)
pH	7,31 - 8,17	5,42 - 6,40	4,41 - 5,86	5,12 - 6,40
Temperatura (°C)	22,38 ± 0,40	22,55 ± 0,39	22,25 ± 0,43	22,12 ± 0,45
CQO (mg/L)	93,78 ± 13,89	75,00 ± 20,68	62,54 ± 16,04	18,18 ± 4,07
N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	26,84 ± 1,12	8,59 ± 0,79	1,62 ± 0,55	0,41 ± 0,06
N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	10,94 ± 0,49	4,51 ± 0,40	1,13 ± 0,25	0,14 ± 0,04
P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	10,51 ± 0,40	4,74 ± 0,66	2,24 ± 0,81	1,16 ± 0,59

Considerando um nível de confiança de 95%, para os seguintes tamanhos de amostra:

<sup>1)</sup> 10 (CQO); 10 (N-NH<sub>4</sub>); 10 (N-NO<sub>3</sub>); 10 (P-PO<sub>4</sub>); <sup>2)</sup> 4 (CQO); 10 (N-NH<sub>4</sub>); 10 (N-NO<sub>3</sub>); 10 (P-PO<sub>4</sub>); <sup>3)</sup> 7 (CQO); 10 (N-NH<sub>4</sub>); 10 (N-NO<sub>3</sub>); 10 (P-PO<sub>4</sub>); <sup>4)</sup> 10 (CQO); 10 (N-NH<sub>4</sub>); 10 (N-NO<sub>3</sub>); 10 (P-PO<sub>4</sub>);

Para melhor comparar os resultados dos ensaios em descontínuo e contínuo, calcularam-se a título exemplificativo, as cargas orgânicas aplicadas (COA), as cargas de azoto aplicadas (CN-NH<sub>4</sub>A) e (CN-NO<sub>3</sub>A), bem como as cargas de fósforo aplicadas em termos de P-PO<sub>4</sub> (CPA) e as cargas removidas  $r(CQO)$ ,  $r(N-NH_4)$ ,  $r(N-NO_3)$  e  $r(P-PO_4)$  nos troços TE-P1, TE-P2 e TE-BE. Os resultados são apresentados nas Figuras 3-a a 3-d.

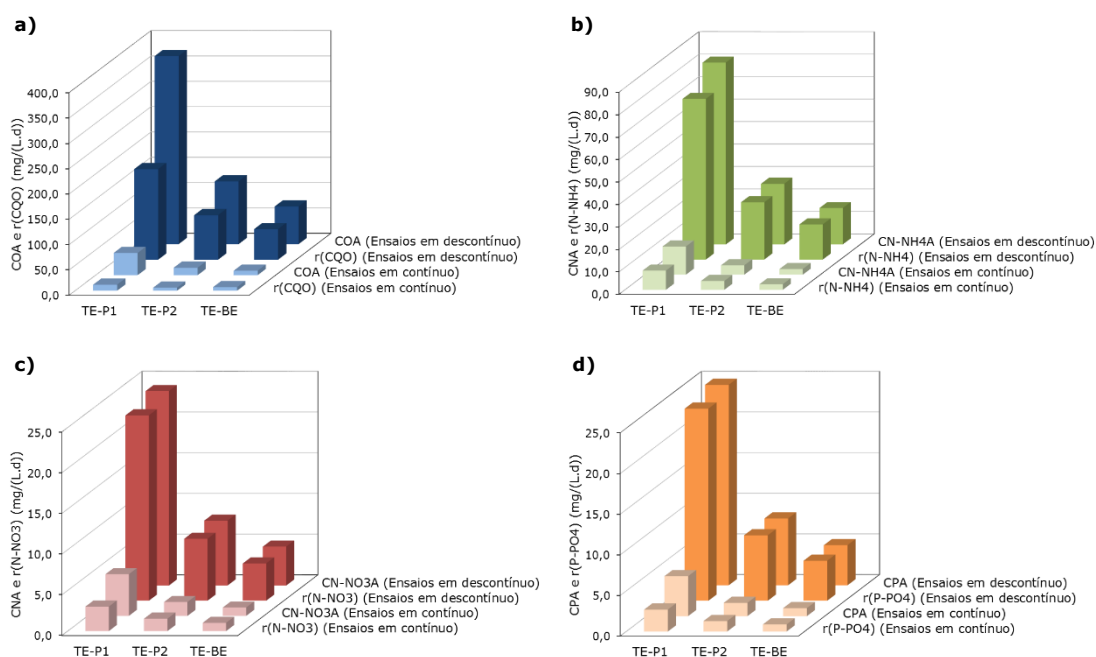


Figura 3. Carga aplicada e removida de CQO (a), N-NH<sub>4</sub> (b), N-NO<sub>3</sub> (c) e P-PO<sub>4</sub> (d) nos ensaios com alimentação descontinua e contínua

Da análise dos Quadros 2 e 3 verificou-se, na generalidade, uma descida do pH do TE para os pontos de amostragem P1, P2 e BE, com algumas oscilações. A temperatura média manteve-se praticamente constante ao longo de todos os ciclos.

Nos ensaios com alimentação descontinua (Quadro 2) para o troço TE-BE, foram observadas, em média, remoções em concentração de 125,59 mg CQO/L, 32,57 mg N-NH<sub>4</sub>/L, 9,52 N-NO<sub>3</sub>/L e 10,24 mg P-PO<sub>4</sub>/L, a que correspondem remoções mássicas de 232,0 mg de CQO, 60,17 mg de N-NH<sub>4</sub>, 17,59 mg de N-NO<sub>3</sub> e 18,91 mg de P-PO<sub>4</sub> e eficiências de remoção (ER) de 80,78% de CQO, 96,55% de N-NH<sub>4</sub>, 96,81% de N-NO<sub>3</sub> e 98,73% de P-PO<sub>4</sub>, o que corresponde a cargas removidas de 60,28 mg CQO/L.d (Figura 3-a), 15,64 mg N-NH<sub>4</sub>/L.d (Figura 3-b), 4,57 mg N-NO<sub>3</sub>/L.d (Figura 3-c) e 4,91 mg P-PO<sub>4</sub>/L.d (Figura 3-d).

Relativamente aos ensaios com alimentação contínua (Quadro 3) e no troço TE-BE, foram observadas, em média, remoções em concentração de 75,60 mg CQO/L, 26,43 mg N-NH<sub>4</sub>/L, 10,80 N-NO<sub>3</sub>/L e 9,35 mg P-PO<sub>4</sub>/L, a que correspondem remoções mássicas de 139,65 mg de CQO, 48,82 mg de N-NH<sub>4</sub>, 19,95 mg de N-NO<sub>3</sub> e 17,28 mg P-PO<sub>4</sub> e ER de 80,43% de CQO, 98,45% de N-NH<sub>4</sub>, 98,70% de N-NO<sub>3</sub> e 88,95% de P-PO<sub>4</sub>, o que corresponde a cargas removidas de 7,07 mg CQO/L.d (Figura 3-a), 2,47 mg N-NH<sub>4</sub>/L.d (Figura 3-b), 1,01 mg N-NO<sub>3</sub>/L.d (Figura 3-c) e 0,88 mg P-PO<sub>4</sub>/L.d (Figura 3-d).

Nos ensaios com alimentação descontinua, a remoção de matéria orgânica assumiu um maior significado no 4.º ciclo (TE-BE), porque o biofilme já estava estável e bem desenvolvido para poder remover o acetato de forma contínua, tal como também foi observado por Silva (2013). Nos ensaios com alimentação contínua, no 8.º ciclo verificou-se uma ER de 86,27%. Em ambos os ensaios, a remoção carbonácea terá ocorrido, quer na presença de oxigénio (mais próximo da superfície da coluna), por mecanismos de remoção aeróbia como a respiração aeróbia e a nitrificação, quer na ausência de oxigénio, por mecanismos de remoção anaeróbios, como a respiração anaeróbia, desnitrificação e processos fermentativos.

O amónio atingiu uma ER de 98,66% no 7.º ciclo (TE-BE) nos ensaios com alimentação descontinua e uma ER de 99,46% no 1.º ciclo nos ensaios com alimentação contínua. Tal facto significa que a nitrificação esteve presente. A oxidação do amónio terá ocorrido mais próximo

da superfície, onde o oxigénio se consegue dissolver na massa hídrica por difusão, tal como admitido por Tchobanoglous *et al.* (2003).

Tanto nos ensaios em descontínuo como em contínuo, a remoção de nitrato foi muito significativa, uma vez que, além da concentração que foi introduzida no afluente, houve produção de nitrato devido à nitrificação. A diminuição de pH indica que houve mais consumo de alcalinidade, o que é característico do mecanismo de nitrificação, do que produção, que é característico do mecanismo de desnitrificação, tal como referido por Grady *et al.* (1999). A variação de pH observada (de cerca de 7 para próximo de 5) é também favorável à presença de mecanismos de remoção não convencionais, como mencionado por Paredes *et al.* (2007).

A remoção de fosfato também foi significativa e atingiu uma ER de 99,54% no 5.º ciclo (TE-BE) nos ensaios com alimentação descontínua e uma ER de 94,62% no 5.º ciclo nos ensaios com alimentação contínua. No entanto, contrariamente ao que terá ocorrido com a matéria orgânica, amónio e nitrato, a remoção biológica de fosfato no solo é baixa (Asano *et al.*, 2007) e, normalmente ocorre por biosorção (i.e. fica adsorvido nos polímeros que constituem o biofilme) e por complexação e precipitação a pH baixo (normalmente complexa com o alumínio e o ferro, precipitando na forma de fosfatos), tal como referido por Costa (2011) e Ruan e Gilkes (1996).

No geral, a remoção de matéria orgânica, amónio, nitrato e fosfato ocorreu logo nos primeiros 5 cm de solo, e foi superior nos ensaios em descontínuo.

#### 4 CONCLUSÃO

A componente fina do solo residual da Quinta de Gonçalo Martins tem propriedades reativas que lhe conferem uma boa capacidade de remoção de matéria orgânica, amónio e nitrato por mecanismos de biodegradação e fosfato por mecanismos de sorção, podendo atuar como uma barreira à contaminação de águas subterrâneas durante a infiltração de águas residuais tratadas no solo. Assim, a utilização de solos residuais como meio de enchimento de infraestruturas de infiltração, poderá tornar-se economicamente competitiva em comparação com os materiais reativos utilizados atualmente.

#### REFERÊNCIAS

- Albuquerque A. (2003). *Contribuição para o estudo da remoção de residuais de carbono em filtros fiológicos de leito imerso e fluxo descendente*. Tese de Doutoramento, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal.
- Amado L. (2007). *Sistemas de tratamento de águas residuais por zonas húmidas artificiais em Portugal Continental*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Asano T., Burton F., Leverenz H., Tsuchihashi R.E., Tchobanoglous G. (2007). *Water Reuse: Issues, Technologies and Applications*. McGraw-Hill, New York, EUA.
- Bdour A., Hamdi M., Tarawneh Z. (2009). Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. *Desalination* 237 (1 e 3) 162-174.
- Costa J. (2011). *Caracterização e constituição do solo*, 8.ª Ed., Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 527 p.
- Eliasson J. (2002). *Rule Development Committee Issue Research Report-Draft: Hydraulic Loading*. Washington State Department of Health, Washington, EUA, 31 p.
- Especificação LNEC E 196 (1966). *Solos. Análise granulométrica*. Lisboa. Laboratório Nacional de Engenharia Civil.



- Especificação LNEC E 239. (1970). *Solos. Análise granulométrica por peneiração húmida*. Lisboa. Laboratório Nacional de Engenharia Civil.
- Essandoh H., Tizaoui C., Mohamed M., Amy G., Brdjanovic D. (2011). Soil aquifer treatment of artificial wastewater under saturated conditions. *Water Research* 45, 4211-4226.
- Grady Jr W., Daigger G., Lim H. (1999). *Biological wastewater treatment*. 2ª edição, Marcel Decker, Basel, Suíça, 1076 p.
- Grunheid S., Amy G., Jekel M. (2005). Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge. *Water Research* 39(14), 3219-3228.
- IPCC (2014). *Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability*. Part A: global and sectoral aspects. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge: Cambridge University Press, 1132 p.
- Jellali S., Sediri T., Kallali H., Anane M, Jedidi N. (2009). Analysis of hydraulic conditions and HRT on the basis of experiments and simulations on soil column. *Desalination* 246 (1-3), 435-443.
- Kallali H., Anane M., Jellali S., Tarhouni J. (2007). GIS-Based multi-criteria analysis for potencial wastewater aquifer recharge sites. *Desalination* 215, 111-119.
- Marecos do Monte H., Albuquerque A. (2010). *Reutilização de águas residuais: Guia Técnico n.º 14*, ERSAR, Lisboa, Portugal, 339 p.
- Nelson D., Sommers L. (1996). *Total carbon, organic carbon and organic matter: In Methods of soil analysis*. Part 3, Chemical Methods - SSSA, vol. Book series 5, 961-1010.
- Norma Portuguesa Definitiva NP 83 (1965). *Solos. Determinação da densidade das partículas*. Lisboa, Portugal.
- Opoku, B. (2007). *Suitability of different reactive filter media for onsite wastewater*. Dissertação de Mestrado, KTH Royal Institute of Technology, Estocolmo, Suécia.
- Paredes D., Kusch P., Mbwette T., Stange F., Mueller R., Koeser H. (2007). New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment - A review. *Engineering in Life Sciences* 7 (1), 13-25.
- Pavelic P., Dillon P., Mucha M., Nakai T., Barry K., Bestland E. (2011). Laboratory Assessment of Factors Affecting Soil Clogging of Soil Aquifer Treatment Systems. *Water Research* 45 (10), 3153-3163.
- Pescod M. (1992). *Wastewater treatment and use in agriculture* - FAO irrigation and drainage paper 47: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Natural Resources Management and Environment Department.
- Ruan H., Gilkes R. (1996). Kinetics of phosphate sorption and desorption by synthetic aluminous goethite before and after thermal transformation to hematite. *Clay Minerals* 31 (1), 63-74.
- Silva F. (2015). *Avaliação da Capacidade Reativa de Solos Residuais destinados à Infiltração de Águas Residuais Tratadas*, Tese de Doutoramento, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal.
- Silva F., Albuquerque A., Marecos do Monte H., Cavaleiro V., Carvalho A. (2012). Site selection for reclaimed water infiltration using GIS tools. Actas da IWA Regional Conference on Wastewater Purification and Reuse, Creta, Grécia.
- Silva I. (2013). *Desenvolvimento de Agregados Artificiais por Ativação Alcalina de Lamas Residuais para Utilização no Tratamento de Águas Residuais*. Tese de Doutoramento, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal.
- Tchobanoglous G., Burton F., Stensel H. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4.ª Ed. McGraw-Hill, Nova Iorque, EUA.
- Van Reeuwijk. (2002). *Procedures for soil analysis*. 6.ª Ed., ISRIC, FAO.