

Estratégia para recuperação de fósforo de águas residuais urbanas

Rita Ribeiro^a *, Catarina Silva^a, Maria João Rosa^a

^a Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica e Ambiente, Núcleo de Engenharia Sanitária, Avenida do Brasil 101, 1700-066 Lisboa, Portugal

Resumo

O fósforo é um recurso não renovável, fundamental para a produção agrícola e, portanto, estratégico para a Europa. O paradoxo do fósforo resulta da antecipação de dificuldades futuras na satisfação da procura mundial deste elemento, a par do crescente aumento da frequência e intensificação da eutrofização de massas de água, fruto da dispersão excessiva de nutrientes nos ecossistemas terrestres e aquáticos. Importa assim promover uma gestão sustentável do fósforo, designadamente aumentando a eficiência da sua utilização na agricultura e valorizando o que existe em materiais orgânicos. Neste artigo discute-se o papel do fósforo na redução das pressões sobre o *nexus* água-energia-alimentos num contexto de economia circular, e o potencial associado à sua recuperação a partir de águas residuais urbanas. Propõe-se uma estratégia de tratamento e descrevem-se várias opções tecnológicas que promovem a acumulação-libertação-recuperação de fósforo e apresenta-se um conjunto de indicadores chave para avaliação do desempenho das instalações na recuperação deste elemento. Os indicadores consideram a reutilização de água, valorização de lamas e/ou produção de estruvite, e a descarga de fósforo no meio receptor, e são parte de um sistema de apoio à operação e gestão patrimonial destas infraestruturas.

Palavras-Chave: economia circular, indicadores de desempenho, *nexus* água-energia-alimentos, recuperação de fósforo, instalações de tratamento e recuperação de água, energia e materiais.

doi: 10.22181/aer.2017.0204

* Autor para correspondência
E-mail: rribeiro@lnec.pt (Rita Ribeiro)

A strategy for phosphorus recovery from urban wastewaters

Rita Ribeiro ^a *, Catarina Silva ^a, Maria João Rosa ^a

^a Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica e Ambiente, Núcleo de Engenharia Sanitária, Avenida do Brasil 101, 1700-066 Lisboa, Portugal

Abstract

Phosphorus is a non-renewable resource, essential for agricultural production and, therefore, strategic for Europe. The phosphorus paradox derives from the anticipation of future difficulties in satisfying its world demand, together with the increasing frequency and intensification of eutrophication of surface water bodies resulting from the excessive nutrient dispersal on terrestrial and aquatic ecosystems. It is therefore crucial to promote a sustainable management of phosphorus, namely by promoting its efficient use in agriculture and its recovery from organic materials. This article discusses the role of phosphorus for reducing the pressures on the water-energy-food *nexus*, in a circular economy context, and the potential associated with its recovery from urban wastewaters. A treatment strategy is proposed and several technological options are described for promoting phosphorus accumulation-release-recovery, and a set of key indicators is presented for assessing the performance of resource recovery facilities for phosphorus. The indicators cover water reuse, biosolids beneficial use and struvite production, as well as P release into the environment, and are part of a system designed to support the operation and asset management of these facilities.

Keywords: circular economy, performance indicators, phosphorus recovery, resource recovery facilities, water-energy-food nexus.

doi: 10.22181/aer.2017.0204

* Corresponding author

E-mail: rribeiro@lnec.pt (Rita Ribeiro)

1 Introdução

O fósforo é um elemento essencial para a vida no nosso planeta, desempenhando um papel fundamental no metabolismo energético das células e na transmissão de informação genética. Devido à sua reatividade elevada, o fósforo não ocorre na natureza sob a forma elementar, combinando-se espontaneamente com o oxigênio.

O ciclo biogeoquímico do fósforo apresenta duas escalas temporais (Figura 1): uma de menor duração (escala biológica), dependente das relações ecológicas entre os seres vivos, e outra de longa duração (escala geológica), que permite o transporte do fósforo através da biosfera.

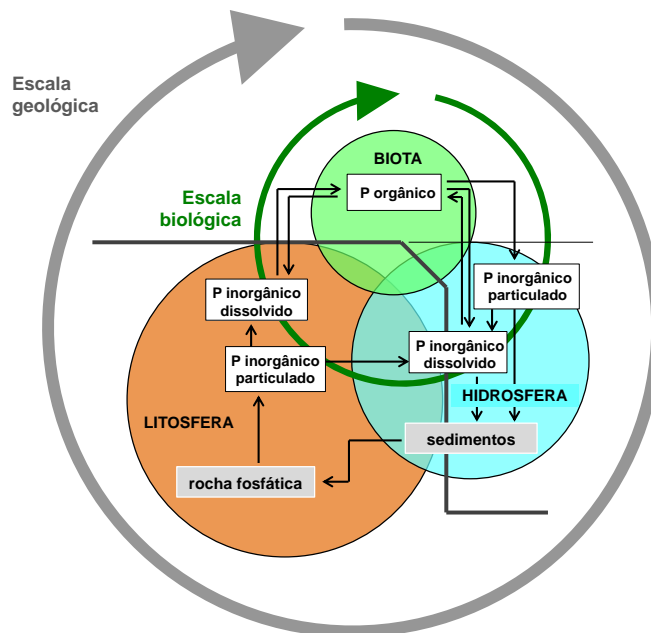


Figura 1. Ciclo biogeoquímico do fósforo

O principal reservatório de fósforo na natureza corresponde a rochas fosfáticas, cuja erosão e lixiviação permite a disponibilização progressiva deste elemento, na fração inorgânica dissolvida, para o desenvolvimento dos seres vivos. No solo, o fosfato está incorporado (imobilizado ou fixo) em óxidos de ferro, hidróxidos de alumínio e partículas (argila e matéria orgânica). A concentração no solo de ortofosfato, que constitui a forma de fósforo assimilável pelas plantas, é de um modo geral bastante baixa. Pelo facto de ser facilmente imobilizado ou adsorvido, a concentração em ortofosfato no solo é o fator que limita a produtividade dos ecossistemas, ao invés do conteúdo em fósforo total (Schegel 1995). Considerando a escala biológica do ciclo biogeoquímico, a devolução do fósforo utilizado pelos seres vivos ocorre através da mineralização da matéria orgânica.

Quando se considera a escala geológica, o ciclo do fósforo é controlado pelo seu transporte desde os continentes até ao fundo oceânico, desempenhando os cursos de água um papel determinante nesta deslocação (Oelkers et al. 2008). A formação de rochas sedimentares ricas em fósforo, resultantes da mineralização de resíduos orgânicos marinhos, leva 10 a 15 milhões de anos (Ashley et al. 2011). É necessária a ocorrência de fenómenos de elevação tectónica dos fundos oceânicos para que o fósforo possa regressar aos ecossistemas terrestres. Dada a duração extremamente longa dos fenómenos sedimentares e de elevação tectónica, é frequente considerar-se o fósforo como sendo um recurso não renovável (e.g. Cordell et al. 2009).

O fósforo está presente em numerosos minerais, particularmente nas apatites. Os depósitos geológicos de fósforo apresentam duas origens: sedimentar e ígnea. Além do pentóxido de fósforo (P_2O_5), estes depósitos incluem outros materiais como, por exemplo, metais (e.g. cádmio, urânio e zinco). As jazidas de fósforo de origem sedimentar, também designadas de fosforite, localizam-se essencialmente em Marrocos e Saara Ocidental, China e Argélia. As principais reservas de origem ígnea localizam-se na África do Sul, Rússia e Finlândia (USGS 2017).

O fósforo apresenta uma importância geopolítica significativa. A Figura 2 apresenta os países com a maior extração anual e com as maiores jazidas de fósforo. Os valores apresentados referem-se a rocha fosfática já processada com valor económico suficiente para a produção de ácido fosfórico ou fósforo elementar.

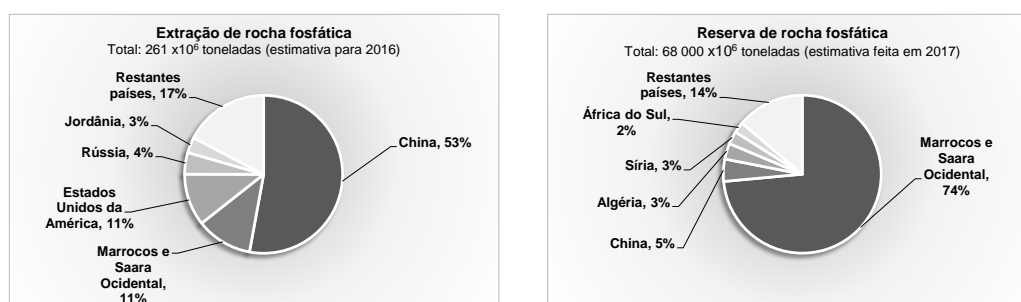


Figura 2. Extração e reservas de fósforo (USGS 2017)

Em 2016, e de acordo com a Figura 2, 83% da extração mundial de rocha fosfática concentrou-se em 5 países (China, Marrocos e Saara Ocidental, Estados Unidos, Rússia e Jordânia). Importa referir que a extração chinesa, correspondente a mais de metade dos valores mundiais, tem tido por destino o mercado interno, estando indisponível para a economia global. No que se refere à localização das jazidas de fósforo, estima-se que 74% da reserva mundial esteja concentrada na região de Marrocos e Saara Ocidental, zona com um conflito armado em curso e cuja resolução não se perspectiva para breve. É difícil prever com exatidão a dimensão das reservas de rocha fosfática e a capacidade para fazer face à procura a longo prazo, não se considerando eminente a escassez de rocha fosfática (USGS 2017). No entanto, a concentração geográfica das reservas cria riscos económicos significativos para os países dependentes de importações (Mayer et al. 2016). O reconhecimento dos problemas que afetam a segurança do aprovisionamento deste recurso levou a que a Comissão Europeia classificasse a rocha fosfática como matéria-prima com importância crucial para a União Europeia (CE 2014a).

O fósforo de origem inorgânica é utilizado em diversas aplicações, que podem ser divididas em duas categorias: agrícolas e não agrícolas. Cerca de 95% da extração mundial de fosfato é utilizada em aplicações agrícolas, designadamente na indústria de fertilizantes (90% do fósforo consumido) e na produção de pesticidas à base de fósforo e de suplementos para alimentação animal (Desmidt et al. 2015). As aplicações não agrícolas do fósforo de origem inorgânica incluem a sua utilização na indústria alimentar, em detergentes e usos industriais, por exemplo, no tratamento da superfície de metais e na produção de retardantes de chamas e de baterias. O estrume animal, rico em fósforo de origem orgânica, aplicado como fertilizante dos solos, constitui uma das principais fontes de fósforo na produção agrícola da União Europeia (CE 2013).

A utilização de fertilizantes químicos (azotados e fosfatados) é um pilar da Revolução Verde que aconteceu a partir da década de 50 do século passado. O aumento da produtividade agrícola contribuiu determinantemente para o crescimento da população mundial, que passou de 2,5 mil milhões de habitantes em 1950 para 7,5 mil milhões em 2017.

Com a Revolução Verde, os fertilizantes minerais fosfatados tornaram-se a principal fonte de fósforo para a produção agrícola, tendo o seu consumo a nível mundial quadruplicado entre 1961 e 2012 (Schoumans et al. 2015). Como na generalidade dos solos agrícolas o fósforo é o nutriente limitante para a produtividade dos agro-sistemas, é prática corrente o seu fornecimento em quantidades que ultrapassam as necessidades das culturas. O sistema agrícola intensivo é, assim, extremamente ineficiente no que respeita ao uso do fósforo, com apenas 16% do fósforo aplicado efetivamente incorporado na alimentação humana (Mayer et al. 2016). O fósforo fornecido em excesso pode permanecer no solo agrícola ou ser arrastado para as águas superficiais e subterrâneas, através da erosão dos solos.

Além da questão económica associada às baixas eficiências ao longo da cadeia de valor, são os impactos ambientais que colocam maior pressão em termos da necessidade de diminuir a velocidade de dispersão do fósforo na hidrosfera (Desmidt et al. 2015). De acordo com Oelkers et al. (2008), a atividade humana quase duplicou o fluxo de fósforo para os oceanos, sobretudo nas formas dissolvida e adsorvida a partículas coloidais. O excesso de nutrientes (e em particular de fósforo) nas massas de água doce superficial pode provocar florescências de cianobactérias, as quais, dada a rapidez com que geralmente se desenvolvem e, sobretudo, devido aos metabolitos que produzem, que podem incluir cianotoxinas tóxicas para o homem, animais (e.g., mamíferos e peixes) e algumas espécies de plantas, estão associadas a potenciais efeitos adversos na qualidade da água.

A descarga de águas residuais urbanas não controladas ou deficientemente tratadas também contribui para o transporte de fósforo para as massas de água. Nas estações de tratamento é possível recuperar o fósforo na fase líquida, na fase sólida (i.e., lamas) e a partir das cinzas resultantes da incineração das lamas. A recuperação do fósforo presente nas águas residuais urbanas tem sido bastante estudada e é praticada na Europa (designadamente na Holanda, Bélgica, Alemanha e Áustria), nos Estados Unidos da América e no Japão (Desmidt et al. 2015).

O presente artigo pretende introduzir os principais aspetos associados à sustentabilidade da utilização do fósforo e propor uma estratégia para uma recuperação mais eficiente de fósforo de águas residuais urbanas. Desta estratégia faz parte um conjunto de indicadores para a avaliação do desempenho de instalações de tratamento e recuperação de água e materiais na recuperação de fósforo, aqui apresentado.

2 O Papel do fósforo no *nexus* água-energia-alimentos e na economia circular

O **nexus água-energia-alimentos** (*nexus FEW*, de food, energy and water) evidencia as interdependências complexas entre a segurança hídrica, a segurança energética e a segurança alimentar que, em face do crescimento populacional e das alterações climáticas, exigem uma articulação e esforço concertado dos decisores políticos, profissionais e investigadores (Cai et al. 2017). A FAO (2014) identifica esta articulação como um dos principais desafios atuais para a economia global e o desenvolvimento sustentável.

De acordo com Jarvie et al. (2015), o fósforo desempenha um papel fundamental neste *nexus* visto ser um elemento essencial para a produção de culturas agrícolas destinadas à alimentação humana e animal (segurança alimentar) e à produção de biocombustíveis (segurança energética) e, em simultâneo, poder constituir uma ameaça para a segurança hídrica através da degradação da qualidade da água (Figura 3).

O aumento da procura de rocha fosfática afeta o mercado mundial, tendo acontecido um período crítico em 2007 e 2008, com um aumento de 700 % no preço do fósforo num período de catorze meses (CE 2013). Os fatores que mais têm contribuído para o incremento da procura de fósforo são o crescimento da população mundial, a alteração de hábitos alimentares (por exemplo, maior consumo de carne e laticínios na China e na Índia), e o aumento da produção de biocombustíveis. Este último fator (designadamente, a produção de etanol) foi o principal responsável pelo aumento da procura em 2007 (Cordell et al. 2009). Como resultado, o preço dos cereais aumentou significativamente, causando maiores dificuldades na aplicação de programas de ajuda alimentar e afetando a segurança alimentar de populações mais desfavorecidas. Este é um exemplo do impacto do fósforo no *nexus* FEW.

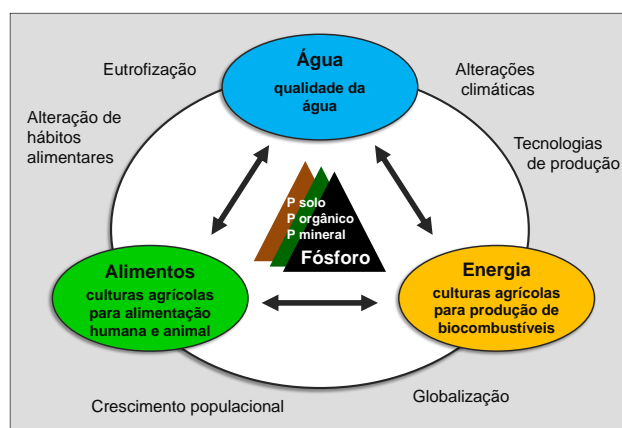


Figura 3. O papel central do fósforo no *nexus* FEW (adaptado de Jarvie *et al.* 2015)

A economia circular permite reduzir as pressões sobre o *nexus* água-energia-alimentos, uma vez que favorece um uso mais eficiente dos recursos. Na União Europeia, a transição para a economia circular está no centro da agenda para a “eficiência dos recursos” (i.e. a utilização de recursos de forma mais sustentável). Como parte da Estratégia Europa 2020, o “Roteiro para uma Europa eficiente na utilização de recursos” considera que a transformação da economia passa por “transformar resíduos em recursos”, partindo dos seguintes objetivos: aumentar a reciclagem, promover a reutilização de materiais ainda com valor, reduzir o consumo de energia e a emissão de gases com efeito de estufa na extração e processamento de materiais, assegurar o aprovisionamento de recursos essenciais e limitar os impactos ambientais resultantes da utilização de recursos (CE 2011).

É no contexto de economia circular que as estações de tratamento de águas residuais devem passar a ser consideradas instalações de tratamento e recuperação de água, energia e materiais. Na recuperação de fósforo de águas residuais importa considerar todos os benefícios associados à sua reciclagem, uma vez que o valor de mercado dos produtos com fósforo reciclado ainda não permite compensar o custo da recuperação deste nutriente (Mayer et al. 2016). Quando se considera o valor total associado à recuperação do fósforo, emergem argumentos adicionais que sustentam o esforço a desenvolver neste sentido. Nesta análise há que ter também em consideração outros produtos que podem ser recuperados em simultâneo, designadamente, água, energia e azoto. A reciclagem de fósforo fornece um conjunto de serviços para os quais é difícil atribuir um valor de mercado (i.e. benefícios intangíveis), mas que são fundamentais para a sociedade e o ambiente. Estes serviços incluem a proteção e melhoria da qualidade das águas, a melhoria da operação e desempenho das estações de tratamento, quer de água para consumo humano, quer de recuperação de água e

materiais a partir de efluentes urbanos, e, conseqüentemente, a melhoria da segurança hídrica e alimentar, e da equidade social.

A necessidade de promover a reciclagem do fósforo está claramente sinalizada pela Comissão Europeia nos documentos “Roteiro para uma Europa eficiente na utilização de recursos” (CE 2011) e “Para uma economia circular: programa para acabar com os resíduos na Europa” (CE 2014b). De entre os primeiros trabalhos do pacote de medidas relativas à economia circular, consta a revisão do Regulamento n.º 2003/2003 relativo aos adubos, com proposta de novas regras em matéria de adubos orgânicos e de adubos à base de resíduos na EU (CE 2016). A proposta de revisão deste regulamento estabelece regras para converter os biorresíduos em matérias-primas que podem ser utilizadas para o fabrico de produtos fertilizantes. O fósforo assume particular relevo neste documento.

3 Estratégia para recuperação do fósforo de águas residuais

Existe uma diferença substancial entre remoção e recuperação de fósforo de águas residuais. No primeiro caso, pretende-se obter um efluente tratado com uma concentração em fósforo que obedeça aos requisitos da licença de descarga da estação de tratamento, transferindo o fósforo para as lamas através de processos químicos e biológicos. No segundo caso, pretende-se obter um produto que contenha fósforo e que possa ser utilizado, quer na agricultura, quer na indústria do fósforo (Desmidt et al. 2015).

A Diretiva 91/271/CEE, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas, estabelece as condições de descarga em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização, impondo como limites de descarga de fósforo 2 mg/L P, para aglomerados de 10 000 a 100 000 equivalentes de população (EP), e 1 mg/L P, para aglomerados superiores a 100 000 EP. Determina também um valor mínimo de 80 % para a eficiência de remoção de fósforo, na descarga em zonas sensíveis. Embora os artigos 12.º e 14.º estabeleçam que as águas residuais tratadas e as lamas resultantes do tratamento “devem ser reutilizadas sempre que possível”, esta diretiva não define requisitos quanto à biodisponibilidade do fósforo reciclado. Quando o fósforo é removido por coagulação com sais de ferro e alumínio produzem-se compostos com ligações covalentes fortes que dificultam a sua valorização agrícola. No entanto, a recuperação sob a forma de estruvite permite a manutenção da biodisponibilidade do fósforo reciclado.

De acordo com o modelo definido por Batstone et al. (2015) e Mehta et al. (2015), e tendo em vista o objetivo de valorização de nutrientes, o tratamento das águas residuais pode ser organizado em três etapas sequenciais, designadamente: (1) concentração de nutrientes na fase sólida (lamas), (2) libertação de nutrientes para a fase líquida, (3) recuperação de nutrientes na fase sólida, sob a forma de precipitados químicos e de biosólidos (Figura 4). Esta leitura do funcionamento das instalações de tratamento facilita a operação e otimização independente de cada etapa e a obtenção de sinergias entre diversos objetivos de tratamento, como, por exemplo, a remoção de nutrientes (fósforo e azoto) e a produção de energia através do biogás e/ou a remoção de outros contaminantes com base no seu modo de apresentação, i.e. forma dissolvida e particulada.

Outra vantagem interessante da sequência “acumulação-libertação-recuperação” é que esta facilita uma leitura do funcionamento das instalações de tratamento e recuperação de água, energia e materiais com base nos pontos de entrada e de saída dos constituintes das águas residuais que podem ser objeto de valorização, i.e. água,

energia e nutrientes. Considera-se assim um ponto de entrada – a água residual bruta – e os seguintes quatro pontos de saída (adaptado de Silva et al. 2016):

- Efluente tratado - constitui a principal saída da carga hidráulica afluenta à ETAR, pode ser utilizado na rega (agricultura e jardins) e em diversos usos exteriores (e.g. lavagem de pavimentos).
- Biogás - constitui uma importante corrente de saída para a energia química presente nas águas residuais, pode ser usado na produção de energia elétrica.
- Biosólidos (ou lamas estabilizadas e desidratadas) - contêm material orgânico de menor biodegradabilidade e nutrientes não-recuperados, podem ser utilizados na melhoria da estrutura e constituição dos solos.
- Fertilizantes inorgânicos - podem ser a principal corrente de saída para o fósforo e azoto, destinando-se à produção agrícola.

Importa salientar que a valorização agrícola dos biosólidos e dos fertilizantes inorgânicos pressupõe que os nutrientes (fósforo e azoto) são aplicados à taxa agronómica, a qual depende do ciclo de crescimento da cultura e não é constante ao longo do ano.

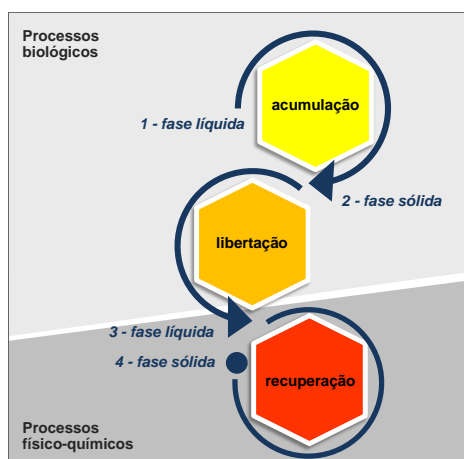


Figura 4. Sequência “acumulação-libertação-recuperação” de fósforo no tratamento de águas residuais urbanas

Em geral, as águas residuais domésticas apresentam uma concentração em fósforo total inferior a 10 mg/L P (Yuan et al. 2012), estando o fósforo presente sob a forma inorgânica (ortofosfato e polifosfato) e na forma orgânica. Nos casos em que a licença de descarga estabelece limites de fósforo para zonas sensíveis (i.e. 1 ou 2 mg/L P), torna-se necessário alcançar uma eficiência de remoção de 80-90 %. A decantação primária permite remover cerca de 10 % da carga de fósforo afluenta e os sistemas de lamas ativadas convencionais permitem remoções de 20-30 % através da incorporação do fósforo na biomassa (Desmidt et al. 2015). Deste modo, nos sistemas convencionais de tratamento fica por concretizar cerca de 50 % da eficiência de remoção necessária para responder às exigências de descarga em zonas sensíveis. Neste caso, torna-se necessário usar sistemas de lamas ativadas que favoreçam a proliferação de bactérias acumuladoras de fósforo, designadamente, através da inclusão de uma etapa anaeróbia a montante da etapa aeróbia (processo AO) ou das etapas anóxica e aeróbia (processo A2O). As bactérias acumuladoras de fósforo são capazes de armazenar mais de 5 % do seu peso seco em fósforo (enquanto outras bactérias acumulam 1-2 %) quando é aplicada uma etapa anaeróbia a montante do tanque de arejamento (Yuan et al. 2012). O fósforo removido das águas residuais pode ser valorizado através da sua aplicação à taxa agronómica no solo agrícola e em espaços verdes.

A Figura 5 ilustra a aplicação da sequência “acumulação-libertação-recuperação” numa instalação típica de tratamento, com o objetivo de promover a recuperação de fósforo de águas residuais. Neste exemplo, a concentração e posterior solubilização do fósforo são feitas através do processo de lamas ativadas e do processo de digestão anaeróbia, respetivamente. O fósforo é, seguidamente, recuperado em conjunto com o azoto através de um processo de precipitação química – produção de estruvite ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$). Para tal, é necessário fornecer magnésio e aplicar condições específicas como, por exemplo, um pH superior a 8 (Egle et al. 2015).

A produção de estruvite pode ser realizada em diversos pontos da linha de lamas (Schoumans et al. 2015), designadamente, após a digestão anaeróbia (como é ilustrado na Figura 5) ou a partir do caudal de escorrências da desidratação mecânica. No primeiro caso, o produto final tem uma qualidade mais baixa uma vez que, em resultado do maior teor em sólidos do afluente ao reator de precipitação química, a estruvite fica misturada com material orgânico. No segundo caso, a estruvite apresenta um teor de impurezas mais baixo, tendo assim maior valor comercial. No entanto, esta última opção apresenta como principal inconveniente o facto de não limitar a ocorrência da precipitação espontânea de estruvite durante o processo de desidratação de lamas e, conseqüentemente, a ocorrência de avarias no equipamento utilizado (Desmidt et al. 2015).

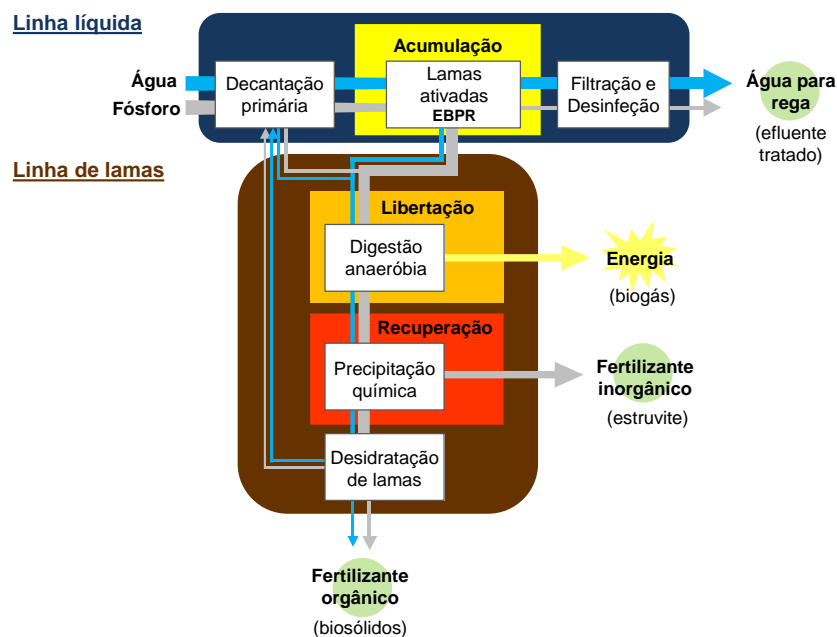


Figura 5. Concentração-libertação-recuperação de fósforo de águas residuais urbanas

4 Avaliação de desempenho das instalações de tratamento na recuperação de fósforo

Empresas, reguladores e organismos de financiamento têm utilizado sistemas de avaliação de desempenho para apoiar as suas decisões. O LNEC tem vindo a desenvolver o sistema de avaliação de desempenho de estações de tratamento de águas residuais, que foi concebido para medir e melhorar a eficácia e a fiabilidade destas instalações, ou seja, o cumprimento, ao longo do tempo, dos requisitos de qualidade da água tratada, e a sua eficiência (em termos de utilização de recursos) e

sustentabilidade (económica e ambiental), através da utilização de indicadores e índices de desempenho (Silva et al. 2016a).

Como referido anteriormente, a recuperação de fósforo é uma questão emergente de preocupação económica e ambiental. Por um lado, tem um custo económico associado aos processos biológicos e químicos utilizados. Por outro lado, tem benefícios económicos e ambientais significativos (Silva et al. 2016b).

O PAS integra indicadores de eficácia, wtWQ03.2 (Silva et al. 2014a), de remoção de fósforo, wtER06.0b (Silva et al. 2014b), de valorização e recuperação de fósforo, wtBP09, e de descarga no meio recetor, wtBP10 (Silva et al. 2016b) (Quadro 1). O fluxograma da Figura 6 identifica as variáveis necessárias ao cálculo dos indicadores de desempenho.

Além do indicador de recuperação global de fósforo (wtBP09) foram desenvolvidos indicadores específicos para as diferentes valorizações deste nutriente, nomeadamente através da aplicação de lamas (biosólidos) na agricultura (wtBP09.0a), da reutilização de água para rega (wtBP09.0b) e da recuperação de fósforo a partir de lamas (wtBP09.0c).

A valorização de lamas na agricultura é muito popular a nível mundial, porém deve garantir que não há contaminação do solo e dos aquíferos e deve ter em conta as necessidades do solo e as necessidades nutricionais das culturas. Ou seja, a lama deve ser aplicada à taxa agronómica, i.e. à taxa projetada para fornecer a quantidade de nutrientes necessários, minimizando a quantidade que passa abaixo da zona da raiz. Caso contrário, a aplicação na agricultura não deve ser considerada como valorização (Joo et al. 2015). O mesmo se aplica à valorização de fósforo na agricultura ou em espaços verdes através da aplicação de lamas (E na Figura 6) ou, diretamente, de água reutilizada (Rega - D na Figura 6).

Quadro 1. Indicadores chave para avaliação do desempenho das instalações de tratamento na recuperação de fósforo.

Indicador de desempenho e formulação	
wtWQ03.2 – Conformidade da água para descarga relativamente à qualidade (DL 152/97) [%]	
$\frac{\sum_{i=1}^m J_i}{m} \times 100$	$m = \text{parâmetros requeridos (com VP) analisados (DL 152/97)}$ $J_i = \text{conformidade da água para descarga relativamente à qualidade estabelecida para o parâmetro 'i' (0 = não conforme; 1 = conforme)}$
wtER06.0b – Eficiência mássica de remoção de fósforo [%]	
$(\text{Massa de P afluente} - \text{Massa de P descarregada}) / \text{Massa de P afluente (kg)} * 100$ $[A - (B + C + D)] / A * 100$ (Figura 6)	
wtBP04 – Valorização de lamas [%]	
$\text{Lamas valorizadas (kg)} / \text{Lamas escoadas (kg)} * 100$ $2/1 * 100$ (Figura 6)	
wtBP09 – Valorização de P [%]	
$\text{Valorização de P (kg)} / \text{Massa de P afluente à ETAR (kg)} * 100$ $(D + E + F) / A * 100$ (Figura 6)	
Em adição ao indicador global, podem ser calculados os seguintes indicadores específicos:	
wtBP09.0a – Valorização de P através da utilização de lamas na agricultura $(E / A * 100)$; (Figura 6)	
wtBP09.0b – Valorização de P através da água reutilizada para rega $(D / A * 100)$; (Figura 6)	
wtBP09.0c – Recuperação de P das lamas $(F / A * 100)$; (Figura 6)	
wtBP10 – P descarregado no meio recetor [%]	
$\text{P descarregado no meio recetor (kg)} / \text{Massa de P afluente à ETAR (kg)} * 100$ $(B + C) / A * 100$ (Figura 6)	

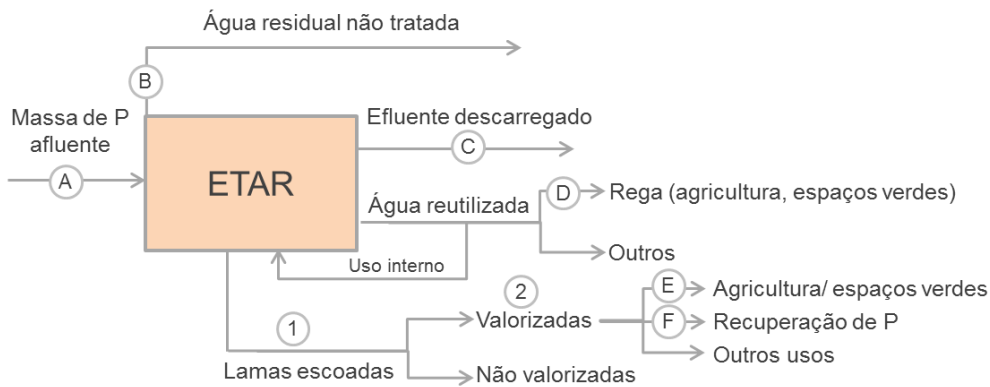


Figura 6. Fluxograma de apoio ao cálculo dos indicadores de desempenho de instalações de tratamento na gestão do fósforo

Este conjunto de indicadores chave responde diretamente ao objetivo de avaliação da recuperação de fósforo. Porém, para uma visão mais aprofundada pode ser necessário utilizar indicadores complementares, que permitam fazer um diagnóstico mais integrado com outros recursos (por exemplo, consumo de energia e reagentes, produção de lamas) que sejam afetados pela recuperação do fósforo e para auxiliar na identificação de medidas de melhoria.

Na implementação deste e de qualquer sistema de avaliação e melhoria contínua do desempenho importa também analisar as interdependências entre processos de tratamento e entre contaminantes a remover, de forma a maximizar as sinergias possíveis. Assim, quando se pretende aplicar a sequência “acumulação-libertação-recuperação” de fósforo é desejável avaliar o impacto ao nível do transporte e remoção de outros contaminantes, como, por exemplo, microrganismos patogénicos e fármacos. Exemplificando, a digestão anaeróbia das lamas resulta na solubilização de fósforo orgânico (etapa de libertação), mas também permite inativar microrganismos patogénicos e aumentar a degradação de fármacos pouco biodegradáveis aerobicamente.

Esta é a abordagem do projeto LIFE IMPETUS, que passa pela avaliação e melhoria do desempenho da remoção de fármacos em sistemas de tratamento convencionais por lamas ativadas de alta e baixa carga, em dois casos de estudo, respetivamente, ETAR de Beirolas (Águas do Tejo Atlântico) e ETAR de Faro Noroeste (Águas do Algarve), com o objetivo de identificar estratégias de operação que assegurem desempenho bom em termos de eficácia, mas também de eficiência de energia e materiais. As estratégias incluem ajuste de condições de operação, bem como opções de melhoria das soluções de tratamento existentes que impliquem pouco investimento e o recurso a coagulantes e a adsorventes ecológicos (produzidos a partir de resíduos vegetais).

5 Conclusões

No presente artigo apresentaram-se sumariamente aspetos da atual problemática associada ao fósforo, focando a sustentabilidade da sua utilização e reciclagem. Apesar da substituição integral do fosfato extraído de reservas minerais por fósforo reciclado não ser viável nem necessária num futuro próximo, importa desenvolver políticas que favoreçam a recuperação deste elemento chave no *nexus* água-energia-alimentos no sentido de se caminhar para uma maior segurança em termos do seu aprovisionamento e, em particular, se controlar a frequência e a intensificação da eutrofização de massas de água.

Pela emergente preocupação económica e ambiental que lhe está associada, a recuperação de fósforo deve ser um aspeto chave na avaliação do desempenho de uma instalação de tratamento e recuperação de água, energia e materiais. É para tal, proposto um conjunto de indicadores de desempenho que respondem de forma objetiva e integradora a este objetivo e que foram concebidos para apoiar a operação e a gestão patrimonial destas infraestruturas.

Agradecimentos

O projeto LIFE Impetus - *Improving current barriers for controlling pharmaceutical compounds in urban wastewater treatment plants* (www.life-impetus.eu) foi financiado pelo programa LIFE da União Europeia ao abrigo do acordo LIFE14 ENV/PT/000739.

Referências

- Ashley K., Cordell D., Mavinic D. (2011). A brief history of phosphorus: from the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere*, 84(6), 737-746. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.03.001.
- Cai X., Wallington K., Shafiee-Jood M., Marston L. (2017). Understanding and Managing the Food-Energy-Water Nexus—Opportunities for Water Resources Research. *Advances in Water Resources*, 111, 259-273. doi:10.1016/j.advwatres.2017.11.014
- CE (2011). Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões - Roteiro para uma Europa Eficiente na utilização de recursos. COM(2011) 571 final. 31.
- CE (2013). Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões - Comunicação consultiva sobre a utilização sustentável do fósforo. COM(2013) 517 final. 21.
- CE (2014a). Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões - Sobre a revisão da lista de matérias-primas essenciais para a UE e a implementação da Iniciativa Matérias-Primas. COM(2014) 297 final. 7.
- CE (2014b). Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões - Para uma economia circular: programa para acabar com os resíduos na Europa. COM(2014) 398 final. 17.
- CE (2016). Pacote da Economia Circular. Proposta de Regulamento do Parlamento Europeu e do Conselho que estabelece regras relativas à disponibilização no mercado de produtos fertilizantes com a marcação CE e que altera os Regulamentos (CE) n.º 1069/2009 e (CE) n.º 1107/2009. 45.
- Cordell D., Drangert J. O., White S. (2009). The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global environmental change*, 19(2), 292-305. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009.
- Batstone D. J., Hülsen T., Mehta C. M., & Keller J. (2015). Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. *Chemosphere*, 140, 2-11. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.10.021
- Desmidt E., Ghyselbrecht K., Zhang Y., Pinoy L., Van der Bruggen B., Verstraete W., Rabaey K., Meesschaert B. (2015) Global Phosphorus Scarcity and Full-Scale P-Recovery Techniques:

- A Review, *Critical reviews in environmental science and technology*, 45:4, 336-384, doi:10.1080/10643389.2013.866531.
- Egle L., Rechberger H., Zessner M. (2015). Overview and description of technologies for recovering phosphorus from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 105, 325-346. doi:10.1016/j.resconrec.2015.09.016
- FAO (2014). *Walking the Nexus Talk: Assessing the Water-Energy-Food Nexus in the Context of the Sustainable Energy for All Initiative*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Climate, Energy and Tenure Division. Environment and Natural Resources Working Paper n. 58, E-ISBN 978-92-5-108488-5, 150 p.
- Jarvie H. P., Sharpley A. N., Flaten D., Kleinman P. J., Jenkins A., Simmons T. (2015). The pivotal role of phosphorus in a resilient water–energy–food security nexus. *Journal of environmental quality*, 44(4), 1049-1062. doi:10.2134/jeq2015.01.0030.
- Joo S. H., Dello Monaco F., Antmann E., Chorath P. (2015). Sustainable approaches for minimizing biosolids production and maximizing reuse options in sludge management: A review. *Journal of Environmental Management* 158, 133-145.
- Mayer B. K., Baker L. A., Boyer T. H., Drechsel P., Gifford M., Hanjra M. A., Parameswaran P., Stoltzfus J., Westerhoff P., Rittmann B. E. (2016). Total value of phosphorus recovery. *Environmental science & technology*, 50(13), 6606-6620. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.10.076.
- Mehta C. M., Khunjar W. O., Nguyen V., Tait S., & Batstone D. J. (2015). Technologies to recover nutrients from waste streams: a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(4), 385-427. doi: 10.1080/10643389.2013.866621.
- Oelkers E. H., Valsami-Jones E., Roncal-Herrero T. (2008). Phosphate mineral reactivity: from global cycles to sustainable development. *Mineralogical Magazine*, 72(1), 337-340, doi: 10.1180/minmag.2008.072.1.337.
- Shlegel H.G. (1995). *General microbiology*. Cambridge University Press, ISBN 0 521 439809
- Schoumans O. F., Bouraoui F., Kabbe C., Oenema O., van Dijk K. C. (2015). Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio*, 44(2), 180-192. doi: 10.1007/s13280-014-0613-9.
- Silva C., Quadros S., Ramalho P., Rosa M. J. (2014a). A tool for assessing treated wastewater quality in urban WWTPs. *Journal of Environmental Management* 146, 400-406.
- Silva C., Quadros S., Ramalho P., Alegre H., Rosa M. J. (2014b). Translating removal efficiencies into operational performance indices of wastewater treatment plants. *Water Research* 57, 202-214.
- Silva C., Matos J. S, Rosa M.J. (2016a). Estratégia para o desenvolvimento da 3.^a geração do sistema de avaliação de desempenho de ETAR, Actas do 17 ENaSB - Encontro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Guimarães.
- Silva C., Matos J. S, Rosa M.J. (2016b). Performance indicators and indices of sludge management in urban wastewater treatment plants, *Journal of Environmental Management* 184 (2): 307-317.
- USGS (2017). *Mineral commodity summaries 2017*. U.S. Geological Survey, 202 p., doi:10.3133/701801.
- Yuan Z., Pratt S., Batstone D. J. (2012). Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. *Current opinion in biotechnology*, 23(6), 878-883.