

# Uso benéfico de lodo de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto: estado da arte

## *Beneficial use of sludge from water and sewage treatment plants: state of the art*

- **Data de entrada:**  
30/05/2017
- **Data de aprovação:**  
04/06/2018

Rodrigo Custodio Urban | Ricardo de Lima Isaac | Dione Mari Morita

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.050>

### Resumo

Especialistas atualmente concordam que a abordagem tradicional de gerenciamento de resíduos sólidos com foco no final da etapa do processo produtivo (abordagem linear) não é suficiente num cenário com restrição cada vez maior de recursos naturais e financeiros. Assim, as novas estações de tratamento de água (ETAs) e de esgoto (ETEs) devem ser projetadas levando em consideração a prioridade na gestão e no gerenciamento dos resíduos sólidos, preconizada pela política brasileira, da Europa, do Japão e da China: a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem, o tratamento dos lodos e a disposição final apenas dos rejeitos. Para as ETAs e ETEs existentes, usos benéficos devem ser priorizados sobre as formas de transferência ou de disposição final. Neste artigo, diversos usos de lodos de ETAs e ETEs são apresentados e discutidos em relação ao seu potencial de aplicação. Conclui-se que a maioria das pesquisas é realizada em escala de laboratório e não se avalia a viabilidade ambiental. Nos países em desenvolvimento, ainda é incipiente o uso de lodos, o que não acontece nos desenvolvidos, que tornaram o uso benéfico uma realidade há mais de uma década. É importante destacar também que não basta verificar a viabilidade técnica e ambiental do uso pretendido para que ele seja aplicado em escala real, pois os problemas logísticos, a relação custo-benefício e o atendimento aos interesses e restrições de cada ator envolvido no processo influenciam significativamente.

**Palavras-chave:** Resíduos de tratamento de água. Resíduos de tratamento de esgoto. Reúso de lodo. Resíduos sólidos. Gerenciamento integrado de resíduos.

### Abstract

*Experts currently agree that the traditional approach to solid waste management focused on the end of the productive process step (linear approach) is not good enough in a scenario of high scarcity of natural and financial resources. Thus, new water and sewage treatment plants (WTP and STP) should be designed taking into account priority regarding solid*

**Rodrigo Custodio Urban** – Engenheiro Ambiental e Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Unesp. Doutor em Engenharia Civil pela Unicamp. Professor da Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUC-Campinas), Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Sistemas de Infraestrutura Urbana.

**Ricardo de Lima Isaac** – Engenheiro Civil pela Faculdade de Engenharia Civil da Unicamp. Mestre em Engenharia Hidráulica e Sanitária pela Escola Politécnica da USP. Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da USP. Livre-docente em Engenharia Civil pela Unicamp. Professor Associado do Departamento de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp.

**Dione Mari Morita** – Engenheira Civil pela Escola de Engenharia da Universidade Mackenzie. Doutora em Engenharia Hidráulica e Sanitária pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Livre-docente em Engenharia Ambiental pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Professora Associada do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

\***Endereço para correspondência:** Rua Professor Doutor Euryclides de Jesus Zerbini, 1516, Prédio H12. Pq. Rural Fazenda Santa Cândida, Campinas - SP / CEP: 13087-571. E-mail: [rodrigo.urban@puc-campinas.edu.br](mailto:rodrigo.urban@puc-campinas.edu.br).

waste management, as recommended by Brazilian, European, Japanese and Chinese policies: non-generation, reduction, reuse, recycling, treatment of sludge and, lastly, disposal. For existing WTP and STP, beneficial uses should prevail over final disposal. In this paper, several uses of sludge from WTP and STP are presented and discussed in relation to their application potential. Most of research works found in literature have been carried out on laboratory scale and environmental viability has not been evaluated. In developing countries, the use of sludge is still incipient, unlike developed countries, which have actually made sludge beneficial use for more than a decade. Noteworthy that just analyzing technical and environmental feasibility in order to full scale sludge application it is not itself enough. Logistic issues, cost-benefit relation and attendance to interests and restrictions from stakeholders must significantly influence beneficial use of sludge.

**Keywords:** Waterworks residuals. Wastewater residuals. Sludge beneficial uses. Solid waste. Integrated waste management.

## 1 INTRODUÇÃO

A captação, o tratamento e a distribuição de água, assim como a coleta, o afastamento e o tratamento de esgoto, são essenciais para a promoção da saúde da população e para minimizar o impacto do descarte de águas residuárias em corpos hídricos. Entretanto, como qualquer processo industrial, os sistemas de saneamento têm como subprodutos diversos tipos de resíduos. O resíduo mais importante gerado nessas instalações é o lodo, resultado dos processos físico-químicos e biológicos do tratamento, e que, justamente por isso, apresenta grande variabilidade (BABATUNDE e ZHAO, 2007).

O lodo de estações de tratamento de água (ETAs) é um resíduo proveniente das operações físico-químicas do tratamento, principalmente dos decantadores, que contêm minerais, material húmico e os produtos químicos usados como coagulantes – sais metálicos – ou auxiliares de coagulação – polímeros (OWEN, 2002). Entretanto, a proporção desses componentes, ou mesmo a presença de outros compostos, varia conforme a qualidade da água bruta, que não é constante ao longo do ano, ou mesmo ao longo do dia (AHMAD et al., 2016).

O lodo de ETE, gerado nos processos biológicos e físico-químicos de tratamento do esgoto para correta degradação da matéria orgânica e remoção de nutrientes, micro-organismos patogênicos e toxicidade apresenta, por conseguinte, caracte-

rísticas diversas daquele resultante da coagulação química anteriormente citada. A princípio doméstico, o esgoto pode ter em sua composição uma série de contaminantes complexos dessa fonte (fármacos, hormônios, etc), além de outros provenientes de descartes de efluentes não domésticos na rede, ilegais, não controlados ou mesmo permitidos por legislação (DELATORRE JUNIOR e MORITA, 2007). De composição bastante diversa, o lodo de esgoto é composto por grande proporção de matéria orgânica, nutrientes, organismos patogênicos e possivelmente metais e compostos orgânicos tóxicos e de interesse emergente, além de minerais (VON SPERLING e GONÇALVES, 2007).

É nítida a tendência de aumento da demanda por água potável diante de uma realidade de crescimento populacional e maior acesso ao saneamento. Em compensação, os cursos d'água se encontram em um processo de degradação histórico, exigindo diferenciadas técnicas para o seu tratamento. Diante desse cenário, existe a tendência de crescimento dos processos de tratamento de água e de esgoto e, com isso, o aumento da geração e a piora da qualidade dos lodos de ETAs e ETEs.

Apesar do grande teor de umidade, os lodos são considerados resíduos sólidos. Dessa forma, o seu descarte em corpos d'água ou no sistema público de esgoto não é apropriado, pois devem-

-se respeitar as legislações relativas aos resíduos sólidos (ACHON et al., 2013) e a lei de Crimes Ambientais (BRASIL, 1998). A prática mais comum no Brasil – a de lançamento do lodo dos decantadores das ETAs no sistema público de esgoto – só deve ser autorizada em casos excepcionais, especialmente em áreas densamente urbanizadas, em que as ETAs são antigas e não há espaço para construir o sistema de tratamento de lodo no local. Mesmo nesse caso, torna-se fundamental a implantação de um sistema para remoção de lodo de forma contínua e controlada. Se isso não for feito, pode-se ter o afogamento do coletor de esgoto no caso de manobra exagerada da válvula de descarga dos decantadores da ETA, além de sobrecarga e problemas operacionais na ETE, devido à operação em batelada. Se o objetivo for o aproveitamento da infraestrutura de tratamento de lodo da ETE, a alternativa mais racional seria um lodo-duto, pois senão estar-se-ia concentrando as impurezas no lodo da ETA, diluindo com o esgoto sanitário e depois concentrando no lodo da ETE. Da mesma forma, o reciclo direto da água de lavagem dos filtros, sem nenhum pré-tratamento, não é recomendado quando a água bruta contém metais pesados, compostos orgânicos tóxicos (pesticidas, fármacos, etc) ou protozoários oportunistas (WALSH et al., 2008). Além disso, há restrições para tal reciclo quando se faz uso de polímeros orgânicos sintéticos à base de poliácridamida no processo de tratamento de água. A concentração de acrílamida na água de abastecimento público deve ser menor do que  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (BRASIL, 2011) sendo, pois, necessário, fazer o controle desse monômero. Wilczak et al. (2003), por sua vez, observaram que o polímero catiônico cloreto de dialil dimetilamônio, presente no reciclo da água de lavagem dos filtros, reagiu com a cloramina usada na desinfecção da água, produzindo n-nitrosodimetilamina, um potencial cancerígeno.

O descarte de lodo de ETA no sistema público de esgoto transfere o problema para a ETE e pode causar dificuldades – se o objetivo for a geração de energia –, pois reduz o poder calorífico e produz alterações na qualidade do lodo da ETE.

Outra forma tradicional de destinação dos lodos é o aterro sanitário. Entretanto, os lodos apresentam alta plasticidade, baixa resistência ao cisalhamento, baixa permeabilidade à água e são extremamente compressíveis e tixotrópicos. Desta forma, se eles não forem desaguidados adequadamente antes de serem dispostos no aterro, causarão problemas estruturais ao mesmo. Teores de 25 a 30% de sólidos e tensão de cisalhamento superior a 25 kPa têm sido recomendados para essa disposição (O'KELLY, 2016). Poucos são os sistemas de desaguidamento que atendem a essas recomendações. Além disso, a Lei no. 12.305 (BRASIL, 2010a), regulamentada pelo Decreto 7304 (BRASIL, 2010b), que estabeleceu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), busca restringir o envio de resíduos para aterros sanitários, indicando que a ordem de prioridade na gestão é: a não geração; a redução; a reutilização; a reciclagem; o tratamento e, por último, a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Mundialmente, também existe a tendência do máximo aproveitamento dos resíduos, devido às restritas áreas para sua disposição, além do possível impacto destes aterros nas mudanças climáticas (BHADA-TATA e HOORNWEG, 2016).

Com base nessa realidade, estudos que buscam alternativas para o uso benéfico dos lodos de ETAs e ETEs foram e continuam sendo realizados no mundo. Entretanto, a aplicação em escala real nos países subdesenvolvidos e em desenvolvimento é ainda muito incipiente. Uma das causas é o desconhecimento do meio técnico e gerencial do estado da arte sobre o assunto, sendo este o objeto do presente trabalho.

## 2 USOS BENÉFICOS DE LODOS DE ETA

O lodo de ETA, devido ao seu caráter mineral (HIDALGO et al., 2017), parcialmente composto por argilominerais (LING et al., 2017), já teve sua aplicação estudada, com maior ou menor sucesso no setor ceramista (MONTEIRO et al., 2008; SILVA e FUNGARO, 2011; TARTARI et al., 2011; CORNWELL e ROTH, 2011; KIZINIEVIC et al., 2013; SILVA et al., 2015); em obras geotécnicas (RAGHU et al., 1987; SOCKANATHAN, 1991; WANG et al., 1992; FADANELLI e WIECHETECK, 2010; BASHAR et al., 2016); na fabricação de blocos de concreto para vedação (CHÁVEZ-PORRAS et al., 2008); na fabricação de cimento Portland (HOPPEN et al., 2006; KYNCL, 2008; DAHOU et al., 2018); na aplicação em áreas degradadas (TEIXEIRA e MELO, 2007; MOREIRA et al., 2009); como condicionador de solo na silvicultura - eucaliptos (CORNWELL et al., 2000), como cocondicionador (LAI e LIU, 2004; YANG et al., 2006; BABATUNDE e ZHAO, 2007) e na agricultura (VERLICCHI e MASOTTI, 2001; BOTERO et al., 2009). O lodo de ETA pode ter efeito benéfico em sistemas de esgoto no controle de H<sub>2</sub>S (AWWARF, 2007) e na remoção de fósforo (GEORGANTAS e GRIGOROPOULOU, 2005; MORTULA e GAGNON, 2007; BABATUNDE e ZHAO, 2010; CHAO et al., 2011; GIBBONS e GAGNON, 2011; ZHAO et al., 2011). A recuperação de coagulantes também é um uso tecnicamente viável (KYNCL, 2008; SILVA e DANIEL, 2010; DASSANAYAKE et al., 2015), mas não há relato sobre experiências em escala real de longo prazo.

### 2.1 Uso no setor ceramista

A matéria-prima utilizada na fabricação de cerâmica vermelha (argilas) e os resíduos originados nos decantadores de ETAs têm composição mineralógica semelhante (MONTEIRO et al., 2008; TARTARI et al., 2011; VICTORIA, 2012). A princípio, o lodo férrico apresenta-se mais adequado para esse uso, devido ao conteúdo de ferro e matéria orgânica (BABATUNDE e ZHAO, 2007). Entretanto, estudos com lodo de alumínio indicaram também sua viabilidade na substituição de parte da argila em materiais cerâmicos (HEGAZY et al., 2011; HEGAZY et al., 2012a, 2012b; SILVA et al., 2015).

Algumas considerações devem ser feitas sobre a substituição da argila pelo lodo de ETA. Devido à grande variabilidade de qualidade dos lodos (Tabela 1) e das argilas existentes, estudos devem ser realizados para cada caso, verificando a compatibilidade entre os materiais e o processo de fabricação envolvido (MORITA et al., 2002). As relações mássicas lodo/argila devem ficar entre 5% e 12,5%, para que não ocorram alterações significativas nas propriedades mecânicas das peças cerâmicas produzidas (MORITA et al., 2002; MONTEIRO et al., 2008; TARTARI et al., 2011; VICTORIA, 2012). O lodo também pode ser incorporado na cerâmica vermelha em uma mistura com outros resíduos, como sílica, cinzas de casca de arroz e sedimentos, variando a sua quantidade (HUANG et al., 2001; HEGAZY et al., 2011; HEGAZY et al., 2012a, 2012b).

**Tabela 1.** Características gerais de lodos de ETA e características de lodos usados com sucesso na produção de blocos cerâmicos e agregados (% massa seca)

Atributo	Lodo de alumínio	Lodo férrico	Lodo de cal	LA em blocos cerâmicos
Alumínio	29,7 ± 13,3	10,0 ± 4,8	0,5 ± 0,8	23,3 ± 9,5
Ferro	10,2 ± 12	26,0 ± 15,5	3,3 ± 5,8	9,8 ± 5,5
Cálcio	2,9 ± 1,7	8,32 ± 9,5	33,1 ± 21,1	1,8 ± 2,6
Magnésio	0,89 ± 0,8	1,6	2,2 ± 1,04	0,5 ± 0,3
SiO <sub>2</sub>	33,4 ± 26,2	Sd	54,57	33,0 ± 9,6
TiO <sub>2</sub>	Sd	Sd	Sd	1,3 ± 0,8
K <sub>2</sub> O	Sd	Sd	Sd	0,5 ± 0,3

**Notas:** sd: sem dados; LA: Lodo de Alumínio. Dados de lodo de alumínio, férrico e de cal compilados por Babatunde e Zhao (2007). Dados de lodo de alumínio em blocos cerâmicos compilados de Huang et al. (2001); Monteiro et al. (2008); Hegazy et al. (2011); Tartari et al. (2011); Victoria (2012).

Teores de umidade no lodo de ETA acima de 80% podem ser prejudiciais, obstruindo passagens, aderindo nas paredes dos equipamentos do processo produtivo ou não permitindo a conformação do bloco (MORITA et al., 2002). Quanto mais próximas forem as composições granulométrica e mineralógica do lodo e as da argila, melhores serão os resultados. A presença de carvão ativado em pó ou antracito pode causar expansão e consequentes rachaduras nos blocos. Lodos com hidróxido de ferro dão coloração avermelhada ao bloco, desejada pelos consumidores (CORNWELL et al., 2000; ANDRADE, 2005).

A aplicação em escala real e a quantificação dos impactos ambientais, devido à substituição parcial da argila pelo lodo na fabricação de artefatos de cerâmica vermelha, são restritas. No Brasil, o trabalho de Andrade (2005) apresentou uma proposta de metodologia para avaliação desses impactos e quantificou os mesmos. Nesse trabalho, concluiu-se que:

- as emissões de CO, SO<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> no forno da cerâmica foram mais estáveis quando se substituiu 7% (massa/massa) de argila pelo lodo de ETA;
- aumento do consumo de cavaco no forno quando se utilizou o lodo;
- a disposição do lodo da ETA Cubatão diretamente sobre o solo, no pátio da indústria, antes de sua utilização no processo produtivo, não alterou, significativamente, a qualidade do solo e nem causou risco à saúde do operador;
- não houve emissões de cloreto durante a queima e a emissão de carbono orgânico total variou entre 3,4 e 8,5 mg/Nm<sup>3</sup> (corrigidas para 10% de oxigênio), inferior ao exigido pelas normas europeias;
- o bloco pós-secagem, no teste com lodo, apresentou teor de cloretos inferior a 0,001%, não sendo, portanto, necessário o aumento da temperatura no forno para evitar a formação de dioxinas e furanos;

- o teor de COT nas cinzas provenientes da queima do bloco com lodo foi igual a 2,1 ± 0,1% e atendeu ao estipulado pela diretiva europeia para coprocessamento de resíduos;

- os fatores de emissão de CO, CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, SO<sub>3</sub> e material particulado, obtidos dos resultados dos testes de queima realizados com e sem lodo, foram semelhantes;

- após a aplicação de modelo matemático de dispersão de poluentes, observou-se que caso todos os fornos da fábrica estivessem funcionando ao mesmo tempo, as emissões dos poluentes não afetariam a qualidade do ar fora dos limites da fábrica;

- as taxas de emissão de metais presentes no material particulado nos testes com lodo foram, em sua maioria, na mesma ordem de grandeza que às obtidas nos ensaios sem lodo.

- realizando análises de risco, devido à disposição do bloco pós consumo em lixões ou em usinas de reciclagem de entulhos, concluiu-se que a ingestão da água subterrânea contaminada e de fragmentos dos blocos por crianças; a inalação de fragmentos dos blocos em usinas de reciclagem de entulho por adultos e o contato dérmico (banho com água contaminada e manuseio dos blocos) não se caracterizaram como vias importantes de contaminação.

É importante salientar que o sucesso da aplicação do lodo em peças cerâmicas não depende apenas das características físico-químicas dos resíduos, coagulantes e outros produtos químicos utilizados no processo de tratamento, mas também da proximidade entre a indústria cerâmica e a estação de tratamento de água, da aceitação do lodo pelo fabricante de blocos cerâmicos, e dos custos de transporte e armazenamento desse material (PRADICELLI e MELCHIADES, 1997).

A produção de cerâmica branca com lodo de ETA também foi estudada no Reino Unido, mas a utilização de um material com composição tão variável



dificulta o atendimento às restritas especificações de qualidade desse material (SIMPSON et al., 2002).

### 2.1.1 Fabricação de cimento e materiais relacionados

Podem-se apontar algumas vantagens dessa aplicação: i) normalmente, o lodo de ETA não é perigoso; ii) tem alta concentração de sólidos; iii) a composição química pode ser semelhante aos materiais utilizados na fabricação de cimento; iv) lodos de alumínio podem formar hidratos de cálcio e de alumínio, que têm potencial para prevenir a corrosão de estruturas de aço devido ao cloro; v) não há efeitos prejudiciais sobre a resistência em longo prazo. Pode-se apontar as seguintes desvantagens: i) o teor de matéria orgânica no produto final (no caso de queima incompleta no processo) pode afetar as propriedades mecânicas; ii) o risco de geração de hidrogênio; iii) expansão de alumínio; iv) elevado teor de água; v) risco de corrosão em fornos de cimento e a produção de óxidos de ferro provenientes de lodo férrico pode produzir uma cor indesejável ao produto final (PAN et al., 2004; BABATUNDE e ZHAO, 2007). Dahhou et al. (2018) obtiveram resultados superiores de resistência à flexão e compressão de argamassas de cimento produzido com lodo de ETA como matéria-prima.

O lodo de ETA também pode substituir o cimento na produção de pavimento intertravado de concreto (paver) para uso externo. Testes realizados na Jordânia com lodo férrico foram satisfatórios para uma relação mássica lodo-cimento de até 40%. Todas as peças produzidas foram consideradas não-vitreas e a absorção de água esteve em torno de 10% (ALQAM, 2011). Outra aplicação bem-sucedida foi a do lodo da ETA Mirassol-SP como agregado miúdo em concretos para calçadas, numa relação mássica lodo: areia de até 20% (COSTA, 2011).

A produção de agregado leve também é possível. Huang e Wang (2013) avaliaram dez amostras de

lodo de alumínio de uma ETA em Taiwan e todas se mostraram adequadas para a fabricação de agregados leves. A incorporação de lodo de ETA como agregado fino na produção de blocos foi estudada na Tailândia por Kaosol (2010), que apontou sua viabilidade para uma proporção de 10 a 20%, em massa. Novamente, um problema encontrado foi a variabilidade das características do lodo, o que torna necessária a análise de cada material.

### 2.2 Uso de lodo de ETA em processos de recuperação de coagulante

Uma fração significativa do custo operacional da ETA é a aquisição dos coagulantes (BABATUNDE e ZHAO, 2007) e, por isso, a importância na recuperação dos mesmos.

Historicamente, as pesquisas sobre tecnologias de recuperação de coagulantes iniciaram-se em 1903 por meio de processos de acidificação (JEWELL, 1903 apud KEELEY et al., 2014). Diferentes métodos foram estudados para a recuperação de alumínio (PETRUZZELLI et al., 1998) e de ferro (VAEZI e BATEBI, 2001; KEELEY et al., 2016a). Métodos para o reúso e recuperação de coagulantes, suas potencialidade e fragilidades são mostrados na Tabela 2. O uso do lodo como fonte de coagulante em tratamento de águas residuárias pode ser feito por meio de métodos mais simples de recuperação (por exemplo, a acidificação).

Deve-se considerar os gastos com transporte e com o próprio processo, para que os custos não excedam os benefícios econômicos (MIYANOSHITA et al., 2009). No Japão, a recuperação de alumínio antes de 1972 era praticada em, pelo menos, 15 estações, até perder a força, devido à preocupação com possíveis impurezas no produto final (OGILVIE, 1997). Keeley et al. (2016b) fizeram uma análise de custos para demonstrar a viabilidade da recuperação de coagulantes para uso na remoção de fósforo de águas residuárias. Os autores chegaram a um limite de 240 km de distância

de transporte para que a recuperação fosse economicamente viável. O trabalho de Keeley et al. (2016b) foi elaborado para a realidade da Europa e deve ser validado às realidades regionais, no caso da aplicação em outros locais.

Os estudos realizados apontam a viabilidade técnica e econômica da recuperação (RUSSEL e PECK, 1998; PARSONS e JEFFERSON, 2006). Entretanto, existem dificuldades operacionais e com a variabilidade da qualidade dos lodos. Outro fato que deve ser considerado, principalmente no Brasil, é que a regeneração dos coagulantes não é a atividade fim das ETA e, portanto, sua permanência ao longo do tempo pode ser influenciada pela política das concessionárias, especialmente se forem públicas.

### 2.3 Uso de lodo de ETA como adsorvente para poluentes

O desenvolvimento de adsorventes a partir de subprodutos de diferentes processos produtivos vem sendo considerada uma alternativa, pois é

uma forma de minimizar resíduos e economizar insumos (BABATUNDE e ZHAO, 2007).

Entre os poluentes passíveis de remoção a partir do lodo de ETA, citam-se o chumbo (CHU, 1999), o cobre (WU et al., 2004) e o flúor (SUJANA et al., 1998), íons contaminantes (HUA et al., 2018), compostos orgânicos voláteis (SANCHIS et al., 2019) além de corantes de efluentes têxteis (CHU, 2001). O fósforo merece destaque entre os compostos, pois seu excesso pode promover a eutrofização nos corpos d'água receptores (CHAO et al., 2011; BABATUNDE e ZHAO, 2010).

A remoção de fósforo a partir do lodo de alumínio pode ocorrer de algumas maneiras: i) lodo de ETA na forma líquida para cocondicionamento e desaguamento de lodo de digestores anaeróbios de sistemas de lodos ativados com remoção biológica de fósforo (DASLARBF) (YANG et al., 2007); ii) utilização de lodo desaguado de ETA em leito fixo para a imobilização de fósforo dos sobrenadantes mais o efluente do desaguamento dos DASLARBF (YANG et al., 2009).

**Tabela 2.** Métodos de recuperação de coagulantes de lodos de ETA e pontos favoráveis e contrários à sua aplicação. Adaptado de Piotto (1995); Babatunde e Zhao (2007) e Keeley et al. (2014)

Abordagem de recuperação		Potencialidades	Fragilidades	
Reúso químico	Solubilização	Solubilização ácida simples	Método simples, baixo custo e bom entendimento da técnica	Não-seletiva, possibilidade de solubilização de metais pesados e compostos orgânicos tóxicos, eficiência depende do mecanismo de coagulação utilizado na ETA. Necessidade de armazenamento e manipulação de ácidos fortes. Produção de lodo com pH igual a 2,0 a 3,0
		Solubilização alcalina simples	Método simples, rejeita metais pesados	Custo alto, específico para alumínio, baixa eficácia na recuperação
Tecnologias de separação e recuperação de coagulantes	Separação por membrana	Ultrafiltração	Relativamente seletivo, baixo custo e bom entendimento da tecnologia	Permeabilidade de compostos orgânicos considerável e incrustação
		Processo de recuperação de alumínio (ReAl)	Capacidade de recuperar alumínio muito puro e concentrado	Abordagem multiestágio, elevando custos e complexidade
	Separação baseada em carga	Troca iônica líquida	Permite que altas concentrações sejam atingidas na etapa de extração, bem restritivo	Risco de extravasamento de solvente tóxico, complexidade do processo
		Resinas de troca catiônica	Altos rendimentos e pureza	Regeneração é ineficiente e custosa, problemas no <i>scale-up</i>
		Resinas de troca aniônica	Potencial de reduzir os níveis de contaminantes orgânicos em outros processos	Desempenho inadequado se usado individualmente
		Teoria do equilíbrio de membranas de <i>Donnan</i>	Forte desempenho em termos de pureza e concentração	Cinética lenta, requer grande área de membrana ou tempo de contato.
		Eletrodialise	Pode ser capaz de acelerar a cinética lenta de outros processos de membrana de troca iônica	Propenso a enfrentar problemas com incrustação, escala e alta demanda de energia
	Uso para tratamento de águas residuárias	Não necessita dos mesmos critérios de qualidade do uso de coagulantes recuperados na produção de água potável e gera benefícios no tratamento	Falha em resolver o problema de demanda de coagulante em ETA. O transporte de coagulante recuperado entre os locais é dependente da proximidade	

Segundo Babatunde e Zhao (2010), a aplicação prática da adsorção de fósforo com lodo de alumínio pode incluir: i) remoção de fósforo em sistema de tratamento de águas residuárias; ii) redução do escoamento superficial de água contendo fósforo em áreas agrícolas; iii) construção de barreira reativa para tratamento de água subterrânea contaminada; iv) implantação de filtros de lodo para remoção de fósforo em ETEs já existentes. Deve-se salientar que essa remoção depende do tempo de permanência do lodo no decantador da ETA; da espécie química de fósforo presente na água residuária (orgânico,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ); da presença ou não de polímero no lodo; do pH e do tempo de contato (CHAO et al., 2011).

#### 2.4 Uso de lodo de ETA no solo

A melhoria estrutural do solo, visando reduzir a erosão, é um uso com boas perspectivas de aplicação em escala real do lodo de ETAs, pois ele tem a capacidade de agregar as partículas de solo. Essa aplicação ocorre em diversos países, tais como os Estados Unidos (EPA, 2011), a Inglaterra (THAMES WATER, 2007) e a Austrália (SYDNEY WATER, 2007). Entretanto, alguns estudos, relatados a seguir, apontam alguns problemas nessa aplicação, o que indica que, como os outros usos, depende de avaliação da composição do lodo e identificação de vantagens técnicas e econômicas.

Três fatores foram apontados por Babatunde e Zhao (2007) como cruciais para o sucesso das aplicações de lodos de ETAs no solo: i) a taxa ótima de aplicação com o mínimo de impactos; ii) as características do lodo; iii) a intenção exata da aplicação.

Dez amostras de lodos de ETA sul-africanas foram avaliadas para aplicação no solo (TITSHALL e HUGHES, 2005). Os autores do estudo concluíram que esse uso era viável, mas que deveriam ser tomados os seguintes cuidados: i) manter o pH em níveis que não provoquem liberação excessiva de metais

pesados do solo (principalmente aqueles ligados aos carbonato); ii) utilizar coagulantes com poucas impurezas; iii) verificar as características do solo e as finalidades do terreno onde será disposto o lodo.

Haraldsen et al. (2014) – na Noruega – utilizaram lodo de ETA misturado com lodo de ETE e composto orgânico em parques e jardins públicos, para melhorar a qualidade de solos superficiais de gramados urbanos, tendo resultados positivos na adoção de proporção volumétrica de  $0,1 \text{ m}^3$  de cada componente por  $\text{m}^3$  de solo.

Walsh et al. (2008) apontaram os seguintes pontos negativos da disposição de lodo de ETA no solo: i) custos de transporte e aplicação; ii) potencial do lodo de alumínio se ligar ao fósforo e reduzir os nutrientes do solo; iii) estigma negativo da aplicação de resíduos no solo em diversas comunidades; iv) competição com outros resíduos sólidos (biosólidos, composto, etc.).

O uso do lodo para controle de carga difusa de nutrientes em áreas agrícolas também foi ressaltado por Codling et al. (2000) e Elizabeth et al. (2003), entretanto, Novak e Watts (2004) apontaram alguns limitantes para essa prática: i) desafio logístico do transporte de grandes quantidades de lodo; ii) preocupações sobre a estabilidade e longevidade da imobilização de fósforo, especialmente com a variação de pH. Além disso, as características locais também devem ser levadas em conta. No Brasil, existe uma grande necessidade de uso de fertilizantes fosfatados, pois os solos de várias regiões têm grande capacidade de fixação de fósforo, sendo, desta forma, desnecessário o uso de um fixador deste elemento (ANDREOLI et al., 2014).

Dayton e Basta (2001) propuseram-se a investigar a possibilidade de usar lodo de dezessete ETAs de Oklahoma (Estados Unidos) como substitutos de solo. Eles realizaram esta investigação por meio da realização de análises/ensaios físico-químicos e bioensaios normalmente utilizados para caracterizar solos. Da comparação dos resultados



obtidos com os recomendados pela literatura, os autores concluíram que os lodos das ETAs não poderiam ser utilizados como substitutos de solos, devido às menores densidades aparentes; quantidades de água disponível para as plantas e teores de fósforo. Outro problema era o maior teor de nitrogênio amoniacal, que impedia que ocorresse a nitrificação total, resultando num acúmulo de nitrito, sendo este tóxico para as plantas.

### 2.5 Uso de lodo de ETA em obras de terra

Pesquisadores ligados à área de geotecnia têm realizado estudos com lodos de ETAs e ETEs desde a década de 1990. Tais estudos tiveram por objetivos: i) obter parâmetros de projeto para aterros exclusivos; ii) verificar o comportamento geotécnico de lodos em aterros sanitários; iii) avaliar seu uso em obras de terra.

Com relação aos dois primeiros objetivos, uma excelente revisão foi feita por O’Kelly (2016), e esses itens não serão discutidos por não serem focos do presente artigo. Quanto ao uso benéfico, a maioria dos pesquisadores apenas determina as características geotécnicas dos lodos ou de misturas com outros materiais – solos, sedimentos, zeólitas, cinzas, resíduos sólidos domiciliares, etc – e avalia se elas são adequadas para os usos pretendidos.

Raghu et al. (1987); Caniani et al. (2013); Bashar et al. (2016); Montalvan (2016); Gonçalves et al., (2017) obtiveram resultados positivos para o uso em cobertura e revestimento de aterros sanitários. Já Aziz et al. (2016) encontraram resultados negativos. Quanto ao uso em diques, Wang et al. (1992) concluíram que a mistura de lodo de alumínio, com teor de sólidos de aproximadamente 12%, com hidróxido de cálcio, cinza e solo, numa razão mássica 1:0,6 (m/m), melhorou a trabalhabilidade, a compactação, a compressibilidade e a resistência ao cisalhamento, mas esta não foi suficiente para o uso como material de construção de

diques. Ao contrário de Balkaya (2015), que indica o uso de lodo de ETA, sozinho ou misturado com zeólitas, para a construção de diques, *wetlands*, unidades de confinamento de sedimentos contaminados, sub-base de estradas e camada de cobertura e de revestimento de aterro sanitário. Babatunde e Zhao (2007) também citam o uso de lodo de ETA incorporado em mistura betuminosa em obras de pavimentação, como material estabilizado na sub-base de rodovia.

Os estudos que pretendem avaliar a aplicação em obras de terra a partir do lodo de apenas uma ETA, em escala de laboratório, têm uma aplicação limitada e local. O comportamento geotécnico do lodo da ETA não depende apenas das características físico-químicas da fração sólida, mas também da fração líquida presente nos poros (BASIM, 1999). Importante ressaltar, uma vez mais, que as características dos lodos das ETAs variam muito com: a qualidade da água bruta; os reagentes utilizados (cal para o abrandamento, sais de ferro, de alumínio e polímeros para remoção da cor e turbidez, oxidantes para remoção de carbono orgânico, carvão ativado para remoção do odor, etc); os tipos de operações e processos unitários existentes na ETA; o tempo de permanência e o tipo de remoção de lodo dos decantadores. Essa variabilidade limita a representatividade de amostras de pequeno tamanho e não permite a extrapolação ou aplicação direta na escala real, sendo necessários estudos mais amplos e acurados de *scale-up*. Uma grande limitação destes estudos é que nenhum avaliou o impacto do uso na saúde pública ou no meio ambiente.

### 2.6 Outros possíveis usos de lodos de ETAs

O lodo de ETA também pode ser utilizado como componente do substrato de *wetlands* construídas, para adsorver vários poluentes, entre eles o fósforo (YANG et al., 2006; ZHAO e ZHAO, 2009; BABATUNDE et al., 2010; WU et al., 2011; YANG et al., 2011; ZHAO et al., 2011; HU et al., 2012).

O uso de lodo de ETA diretamente como coagulante também é reportado na literatura. Um estudo realizado na Índia (NAIR e AHAMMED, 2015), em escala de bancada, avaliou o uso de lodo de cloreto de polialumínio (PAC) com PAC para pós-tratamento de um efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manto de lodo, e conseguiu resultados iguais ou superiores ao uso de apenas PAC. Entretanto, o experimento não foi realizado em escala real, para avaliação da sua aplicabilidade.

### 3 USOS BENÉFICOS DE LODOS DE ETES

Diferentemente dos lodos das ETA, os resíduos provenientes do tratamento de esgoto apresentam maior quantidade de matéria orgânica e maior possibilidade de conter organismos patogênicos, poluentes orgânicos tóxicos e metais pesados (GONÇALVES, 1999; SILVA et al., 2014). Todas as aplicações possíveis desse material têm de ser avaliadas com muito cuidado, para que não haja risco ambiental e sanitário.

As características físico-químicas dos lodos dependem da composição das águas residuárias e dos processos que compõem o tratamento, tanto da fase líquida como da fase sólida. Sabe-se que essas características podem variar anualmente, sazonalmente ou até mesmo diariamente, em consequência das variações nas características do esgoto sanitário. Essas variações são mais acentuadas em sistemas que recebem descargas de efluentes não domésticos – industriais, comerciais e de serviços (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003). No Brasil, esse é um grande problema. A legislação é baseada em um princípio da década de 1960, no qual se incentivava o tratamento conjunto das águas residuárias industriais e comerciais com o esgoto doméstico, pelas seguintes razões: i) para a comunidade, resultaria em uma economia de escala, obtida em grandes centrais de tratamento; ii) para as indústrias, resultaria na liberação de

áreas e serviços estranhos às suas atividades-fim e na superação da inviabilidade física da construção de instalações de tratamento; iii) para o órgão ambiental, minimizaria as diversas dificuldades encontradas na fiscalização de inúmeras fontes, que descarregavam suas águas residuárias em rios e córregos; iv) para a concessionária de serviços de água e esgoto, proporcionaria melhores condições para atingir a viabilização econômico-financeira do sistema projetado (MORITA, 2010).

Destarte, muitas legislações de estados brasileiros, tais como a do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 1980), estabelecem a obrigatoriedade do lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora em rede pública, mediante o atendimento a padrões de emissão. Entretanto, tais padrões foram estabelecidos levando-se em consideração apenas a integridade física do sistema de coleta, transporte e tratamento de esgoto e a toxicidade no sistema biológico de tratamento. Mas, há anos, sabe-se que os principais mecanismos de remoção dos poluentes perigosos nos sistemas de tratamento biológico de esgoto são: i) a volatilização; ii) a biodegradação e iii) a adsorção na biomassa (PETRASECK et al., 1983; EPA, 1986; BLANCHARD et al., 2001; KELLER et al., 2003; HAWARI e MULLIGAN, 2006; BERGQVIST et al., 2006; DAI et al., 2007). A adsorção dos poluentes perigosos no lodo tem restringido sua disposição e uso benéfico. Deve-se ressaltar que tanto o sistema de coleta e transporte como a ETE são patrimônios públicos, e não é justo a população pagar pelo tratamento e disposição de um lodo perigoso ou, ainda, pela disposição de um lodo em aterro sanitário quando é possível reusá-lo ou reciclá-lo. Por essas razões, vários países implementaram leis, políticas e programas de recebimento de efluentes não domésticos no sistema público de esgoto, o que não aconteceu no Brasil. Há mais de 20 anos, a agência ambiental norte-americana mostrou que é mais vantajoso economicamente aplicar os conceitos de prevenção à poluição às indústrias, cujas águas residuárias são responsáveis por problemas

no sistema público de esgoto, do que implantar modificações na ETE para reduzir a toxicidade do efluente final ou para permitir um uso benéfico ao lodo (EPA, 1993).

Devido à composição do lodo, com quantidades proporcionalmente altas de matéria orgânica e de nutrientes, a aplicação agrícola do material é indicada. Alguns fatores que podem limitar a utilização benéfica do lodo da ETE na agricultura, ou mesmo direcionar seu uso, são mostrados na Tabela 3.

Apesar da forma mais comum mundialmente de uso benéfico do lodo de ETE ser a reciclagem agrí-

cola, desconsiderando as formas de disposição final (aterro sanitário) e formas de tratamento como a incineração, outras são relatadas na literatura: recuperação de áreas degradadas; matéria-prima de composto orgânico; aplicação em telhados verdes; controle de erosão; utilização em solo de silvicultura; uso em fornos de cimento; fabricação de materiais de construção; pavimentação; cobertura diária e final de aterro sanitário (BEECHER, 2008; CHEN e KUO, 2016). Chen et al. (2018) também apontam potencial técnico e econômico para o uso como matéria-prima na produção de biodiesel.

**Tabela 3.** Limitantes e indutores da utilização de lodo de ETE na agricultura. Adaptado de Mota e von Sperling (2009) e Fernandes et al. (2014).

	Critério	Fator	Limitantes ou indutores
Qualidade do esgoto	Grau de contaminação	Origem doméstica	Sem restrições ao uso benéfico do lodo.
		Águas residuárias industriais	Restrição ao uso agrícola ou necessidade de tratamento para melhoria da qualidade.
Tecnologia de tratamento do esgoto	Decantação primária	Existente	Produção de lodo nesta etapa com alto teor de matéria orgânica, e emissão de odores.
	Precipitação química (se existente)	Pré-precipitação	Aumenta a produção de lodo primário e amplia capacidade de tratamento biológico. Lodo instável e de difícil desaguamento.
		Pós-precipitação	Reduz a carga orgânica do final do efluente, precipita o fósforo. Lodo instável e de difícil desaguamento.
	Tratamento biológico	Processos aeróbios	Maior quantidade de lodo biológico gerada, maior nível de remoção de nutrientes.
		Processos anaeróbios	Menor quantidade de lodo gerado. Não provocam consideráveis remoções de nutrientes.
	Tratamento terciário	Remoção biológica	Lodo rico em nutrientes (nitrogênio e/ou fósforo).
Processamento do lodo	Desaguamento do lodo	Alternativas mecânicas	Vantagem com volumes de lodo que permitam o uso contínuo do equipamento.
		Leitos de secagem	Volumes de lodo menores ou descontínuos.
		Estabilização	Importante para reciclagem agrícola. Importância moderada para outros usos.
		Condicionamento	Avaliação dependendo das condições locais.
		Desaguamento	Importante para minimizar custos de transporte e armazenamento. Influencia no comportamento mecânico do lodo. Áreas de agricultura próximas podem preferir lodo líquido.
		Higienização	Essencial para usos com contato humano ou ambiental. Torna o lodo sanitariamente seguro.
	Flexibilidade de tecnologia	Todas as etapas possíveis	Importante para permitir vários tipos de valorização e destino final.
	Custos	Instalação	Itens como área necessária, equipamentos, obras civis e instalações elétricas.
		Operação	Obras civis de reparo e ampliação, manutenção de equipamentos, energia, matérias-primas, mão de obra e controle de qualidade do lodo.
		Transporte	Proximidade e necessidade de teor de sólidos do lodo da destinação final.
		Estocagem	Área necessária, impermeabilização, maquinário.
		Destinação	Monitoramento do destino, necessidade de pagamento ou possibilidade de cobrança para o destino do lodo.

### 3.1 Uso de lodo de ETE no solo e na agricultura

O lodo de ETE pode ser chamado de biossólido, ou seja, é a matéria orgânica sólida recuperada no processo de tratamento de esgoto (BEECHER, 2008).

A aplicação de lodo de ETE na agricultura, em diversos locais do mundo, ocorre há algumas décadas. Nos EUA, com a proibição do lançamento nos corpos d'água, a disposição do lodo de ETE no solo passou a ser encorajada nos anos 1970 (LU et al., 2012). Na Europa, regulamentações foram elaboradas durante a década de 1980 (MATTHEWS, 2008). No Brasil, os Estados do Paraná e de São Paulo regulamentaram o uso do biossólido na agricultura durante a década de 1990, o que ocorreu a nível federal apenas em 2006 (ANDREOLI et al., 2008). Atualmente, a taxa de utilização de biossólidos no solo supera 50% em países/regiões como o Reino Unido, Austrália, África do Sul, Índia, Alemanha e EUA (SHARMA et al., 2017).

A aplicação de lodo de ETE na agricultura traz uma série de benefícios, entre os quais podem-

-se citar: i) ciclagem de nutrientes; ii) a fixação de carbono no solo e consequente contribuição contra o efeito estufa antropogênico; iii) controle da erosão pela contribuição na agregação das partículas (ANDREOLI et al., 2014); iv) como condicionador de solo, melhorando características, como a densidade aparente, a porosidade, a umidade, a capacidade de troca catiônica, a aeração, a drenagem e a biodiversidade (LU et al., 2012; SHARMA et al., 2017).

Para a reciclagem agrícola, o lodo de ETE tem de respeitar alguns limites, buscando a segurança sanitária do uso desse material. Na Tabela 4, pode-se observar os limites estabelecidos de poluentes em alguns países. É importante acrescentar que, na Europa, a diretiva é usada como princípio básico, sendo que cada país adota medidas mais restritivas a partir dela (BEECHER, 2008). Na África do Sul, existem três classes de biossólido na legislação (SNYMAN, 2008), sendo aqui apresentados os mais restritivos.

**Tabela 4.** Limites legais para o uso de biossólidos na agricultura em alguns países. Adaptado de Beecher (2008), He (2008), Matthews (2008), Snyman (2008) e Hespanhol (2014)

Variável	Brasil	EUA	União Europeia	China*	África do Sul
	Conama 375/2006	U.S.EPA 40 Part 503	Diretiva de 1986	N.S.: GB 4284-84	wastewater guidelines
Arsênio (mg/kg BS)	41	75	-	75/75	< 40
Bário (mg/kg BS)	1300	-	-	150/150	-
Cádmio (mg/kg BS)	39	85	20-40	20/5	40
Cromo (mg/kg BS)	1000	3000	-	1000/600	1200
Cobre (mg/kg BS)	1500	4300	1000-1750	1500/800	1500
Chumbo(mg/kg BS)	300	840	750-1200	1000/300	300
Merúrio (mg/kg BS)	17	57	16-25	15/5	15
Molibdênio (mg/kg BS)	50	75	-	-	-
Níquel (mg/kg BS)	420	420	300-400	200/100	420
Selênio (mg/kg BS)	100	100	-	-	-
Zinco (mg/kg BS)	2800	7500	2500-4000	3000/2000	2800
Col. Term. (NMP/gMS)	< 1000	< 1000	-	-	< 1000
Helmintos (Ovos/gST)	<0,25	-	-	-	<0,25
Vírus (UFP/gST)	< 0,25	< 1,0	-	N.D.	-

**Legenda:** mg/kg BS: miligrama por quilograma em base seca; NMP/gMS: número mais provável por miligrama de matéria seca; Ovos/gMS: número de ovos por grama de sólidos totais; UFP/gST: unidade formadora de placa por grama de sólidos totais; Col. Term.: coliformes termotolerantes; N.D.: não detectado; N.S.: National Standard; \* A China apresenta valores regulatórios diferentes para solos com pH>6,5/pH<6,5

Algumas normas incluem também limites para compostos orgânicos e outros micro-organismos patogênicos. Outros aspectos importantes são a taxa de aplicação e critérios para monitoramento (SANTOS, 2014). Preocupações com a proliferação de vetores e emissão de odores também são discutidas e soluções são propostas pelas normas (LU et al., 2012).

Segundo Hespanhol (2014), as normas de aplicação do biossólido no solo podem ser baseadas: i) na prevenção do acúmulo de poluentes no solo e ii) na maximização da capacidade do solo em assimilar e atenuar o efeito dos poluentes. O autor afirmou que o segundo critério é o mais adequado, por identificar rotas de exposição, permitindo a aplicação do biossólido em países sem recursos financeiros para disposição do lodo de ETE.

Patógenos podem ser encontrados no esgoto devido à contaminação de fezes humanas ou animais. Os coliformes termotolerantes são indicadores amplamente utilizados; entretanto, a inativação de agentes patogênicos depende da sua natureza, ou seja, a ausência de um indicador não necessariamente indicará a ausência do patógeno no biossólido (SIDHU e TOZE, 2009). Existem relatos de presença de diversas espécies de vírus, bactérias, fungos, protozoários e helmintos em lodo de esgoto de diversos países (FIJALKOWSKI et al., 2017), que não são necessariamente patogênicos, sendo alguns comumente presentes em solos.

Alguns patógenos com comportamento diferenciado são considerados “de interesse emergente” – especialmente vírus (HARRINGTON, 2001), e a informação sobre eles ainda é incipiente. Outros organismos de preocupação crescente, apesar de já serem identificados há algum tempo, são os protozoários (como *Giardia spp.* e *Cryptosporidium spp.*) e helmintos. Os métodos de detecção são relativamente complexos e, por esta razão, outros indicadores correlacionados com a presença des-

ses organismos estão sendo pesquisados (SIDHU e TOZE, 2009; FIJALKOWSKI et al., 2017).

Os compostos orgânicos “de interesse emergente” também são uma crescente preocupação de contaminação. Essenciais na sociedade moderna, são produzidos milhões desses compostos para os mais diversos fins. Apesar de a maioria deles no biossólido não ser considerada de risco para a saúde humana, alguns compostos têm evidência de efeitos adversos no ambiente ou como disruptores endócrinos (CLARKE e SMITH, 2011; FIJALKOWSKI et al., 2017). Deve-se ressaltar que essa conclusão foi obtida de estudos realizados em países onde se tem um controle rigoroso do lançamento dos efluentes não domésticos no sistema público de esgoto, o que não acontece no Brasil. Pode ser que os teores encontrados em algumas ETEs brasileiras não permitam chegar à mesma conclusão.

Na Tabela 5 são mostrados alguns dos compostos orgânicos extensivamente estudados e com evidências de ecotoxicidade, persistência no solo ou bioacumulação em receptores ecológicos. Os compostos foram identificados pelas siglas em língua inglesa, auxiliando futuras pesquisas em bases de dados internacionais. Todos os possíveis efeitos descritos na Tabela 5 são controversos; as pesquisas são iniciais, e ainda não se tem certeza dos impactos de pequenas concentrações em longo prazo.

A atual preocupação da comunidade científica internacional concentra-se no efeito de fragmentos de plásticos menores do que 1 mm, denominados microplásticos, presentes nos biossólidos (TALVI-TIE et al., 2017), que podem causar danos ao ecossistema terrestre (CHAE e AN, 2018).

O controle de odores é uma preocupação com os biossólidos, apesar de não fazer parte da maioria das normas nacionais. O principal problema em relação a esse aspecto é a difícil aceitação pública de um material que tem odor desagradável. A legislação de alguns locais dos EUA proíbe o uso de



biossólidos devido ao seu odor. Os efeitos potenciais dos odores à saúde e qualidade de vida das comunidades submetidas ainda precisam ser mais estudados. Por isso, a eliminação ou mitigação desses incômodos é um dos grandes desafios para a aceitação do uso de biossólidos (LU et al., 2012).

A falta de estabilidade da matéria orgânica (medida pelo excesso de sólidos voláteis), além da liberação de odores, pode atrair vetores (insetos e pequenos mamíferos). O controle desses vetores também é essencial para a aceitação do produto e a segurança sanitária daqueles que têm contato com o mesmo (ANDREOLI et al., 2014).

**Tabela 5.** Compostos orgânicos possivelmente encontrados em lodo de ETE. Adaptado de Clarke e Smith (2011)

Composto	Descrição	Efeitos possíveis
Fármacos <sup>1</sup>	Compostos usados em medicina humana e veterinária.	Aumento de resistência de bactérias do solo.
Benzotiazóis <sup>2</sup>	Agentes de vulcanização da borracha.	Grau de toxicidade aquática, fungicida herbicida e algicida.
Bisfenol A <sup>3</sup>	Plastificante usado como monômero na fabricação de policarbonato e resinas plásticas.	Disruptor endócrino.
OT <sup>2</sup>	Usado na fabricação de PVC, fungicidas, bactericidas, inseticidas, catalisadores industriais e conservantes de madeira.	Toxicidade aquática.
PBDE <sup>3</sup>	Usado na fabricação de resinas e plásticos (PVC), adesivos e alguns cosméticos.	Disruptor endócrino.
PCA <sup>2</sup>	Retardador de chama usado em plásticos, têxteis, circuitos eletrônicos e outros.	Disruptor endócrino, problemas no desenvolvimento neurológico e câncer.
PCN <sup>2</sup>	Aditivos para lubrificantes e tintas, retardador de chama, plastificantes.	Câncer.
PDMS <sup>2</sup>	Fluidos dielétricos, aditivos de óleo, compostos de galvanoplastia, conservantes de madeira, lubrificantes, corantes.	Toxicidade.
PAE <sup>2</sup>	Produtos resistentes ao calor, óleo, manchas, gordura e água.	Disruptor endócrino.
QAC <sup>4</sup>	Surfactantes catiônicos (amaciantes de roupas, condicionadores de cabelo, desinfetantes, biocidas e outros aditivos).	Baixa toxicidade aquática, possível resistência bacteriana.
Esteróides <sup>1</sup>	Anticoncepcionais.	Alterações hormonais.
Almis. Sint. <sup>4</sup>	Fragrâncias em detergentes, cosméticos, xampu, perfume e alimentos.	Toxicidade.
TCS e TCC <sup>4</sup>	Agentes antimicrobianos usados em produtos de cuidado pessoal (xampus, sabonetes, desodorantes, cosméticos, enxaguatórios bucais, loções e cremes para pele).	Atividade antibiótica e antifúngica, inibição de crescimento de algas, disruptor endócrino.

**Legenda:** OT: Organoestânicos; PBDE: Éteres difenil-polibromados; PCA: Alcanos policlorados; PCN: Naftalenos policlorados; PDMS: Polidimetilsiloxano; PAE: Ésteres de ácidos ftalatos; QAC: Composto quaternário de amônio; Almis. Sint.: Almiscares sintéticos; TCS: Triclosan; TCC Triclocarban. Fonte da contaminação: 1Dejetos humanos e animais; 2Efluentes industriais; 3Efluentes industriais e lixiviação do produto final; 4Esgoto doméstico

A estabilização do lodo de ETE pode ocorrer por diversos processos, entre eles, pode-se citar a estabilização em leito de secagem; vermicompostagem; digestão anaeróbia e posterior recuperação energética do biogás (CIÉSLIK et al., 2015). A seleção do método de estabilização é baseada nas características de cada local.

Considerando ou não os patógenos de interesse emergente, o biossólido já estabilizado que ainda apresenta algum tipo de contaminação deve ser submetido a processos de higienização. Esses processos podem ser relativamente simples, como

a caleação ou a compostagem, ou mais complexos, como a secagem térmica ou a irradiação beta ou gama. O processo de higienização deve fazer parte do gerenciamento da destinação do lodo de ETE. Por exemplo, a adição de cal pode dar ao biossólido a característica de corretivo agrícola em solos tropicais (ANDREOLI et al., 2014; FERNANDES et al., 2014).

Conforme Andreoli et al. (2014), outros pontos importantes a serem observados na aplicação de biossólidos no solo agrícola são: i) distâncias seguras da aplicação em relação a cursos d'água,

lagos, poços, áreas de mananciais, áreas residenciais e de frequência pública; ii) aptidão dos solos para recebimento do biossólido; iii) culturas recomendadas para o uso do biossólido; iv) controle da taxa de aplicação; v) armazenamento e transporte adequado; vi) operação dos sistemas; vii) distância dos locais de aplicação; viii) mercado receptor; ix) sustentabilidade econômica; x) estabilização da matéria orgânica para controle de odores e proliferação de vetores.

Estudos de médio e longo prazo da aplicação de biossólidos em solo já foram realizados em diversos locais.

Em 2015, foi publicada uma análise crítica sobre fármacos e produtos de higiene pessoal no lodo bruto e tratado de ETEs, e o risco ambiental associado à sua aplicação no solo (VERLICCHI e ZAMBELLO, 2015). Os pesquisadores concluíram que esse risco é alto para os antibióticos sulfametoxazol, eritromicina, roxitromicina, azitromicina e ofloxacina; para os hormônios estrona, estradiol e etinil estradiol, para os analgésicos e anti-inflamatórios acetaminofeno, ibuprofeno, naproxeno e ácido acetil salicílico e para o betabloqueador propranolol, mesmo estando em teores de  $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$  no lodo.

No Reino Unido, Mossa et al. (2017) estudaram a biodiversidade em um solo que foi usado para disposição de lodo de ETEs por mais de cem anos. Taxas de aplicação de lodo menores do que  $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  (base seca) contribuíram para o aumento da biodiversidade, enquanto que em taxas superiores a essa houve queda na diversidade e tamanho das populações dos organismos do solo. Mossa et al. (2017) verificaram que as bactérias eram mais resistentes a essa exposição do que os fungos. Os principais impactos foram causados pelos teores de metais existentes no lodo aplicado.

Em um estudo na França (MOHAMED et al., 2018), foram avaliados os efeitos da aplicação de biossólidos em áreas de reflorestamento (coníferas). O biossólido foi aplicado três vezes ( $0,4 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  –

base seca) ao longo de três anos, e os resultados obtidos foram comparados com locais que não o receberam. Os autores atribuíram a falta de efeitos positivos ou adversos sobre as diversas variáveis estudadas (diâmetro e crescimento do caule, comunidades florísticas na vegetação arbustiva, transferências de metais-traço) à baixa dose de lodo aplicada.

No Brasil, especificamente na cidade de Jaguariúna-SP, uma equipe da Embrapa (BORBA et al., 2018) estudou as características de um oxissolo de uma área experimental que recebeu seis aplicações de lodo de ETE ao longo de 5 anos e onde foi cultivado milho. O total de lodo aplicado foi de  $238 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Amostras de solo foram retiradas de 0 a 5 metros de profundidade nos 4 anos subsequentes à última aplicação de lodo e uma coleta foi realizada após 10 anos desta. Os autores concluíram que, apesar de o lodo de esgoto não causar alterações nos macroelementos ou na mineralogia do solo, a sua aplicação causou efeitos nos elementos traço, no complexo de troca do solo e na capacidade eletroquímica. O lodo causou acidificação até a profundidade de 3 metros em 3 anos de aplicação, e após esse período a acidificação ocorreu nas camadas mais profundas do solo. Os autores observaram que o lodo contribuiu para o acréscimo da força iônica e da habilidade do solo de adsorver íons e, por esta razão, o efeito da lixiviação não chegou a maiores profundidades em períodos próximos à aplicação. Entretanto, com o tempo, essa capacidade se perdeu e a lixiviação e consequente acidificação alcançaram maiores profundidades.

Os problemas da aplicação do lodo de ETE no solo ou na agricultura ensejaram e têm ensejado estudos para solucioná-los. Uma pesquisa conduzida em escala de bancada na Austrália (ROBERTS et al., 2017) avaliou um processo de pirólise lenta com amostras de lodo provenientes de dois diferentes tratamentos para a remoção de fósforo: i) processo físico-químico com sais de alumínio e

ii) processo biológico. Os autores relataram que o subproduto sólido da pirólise (“biocarvão”) reteve mais de 90% do fósforo presente no lodo e aumentou a fração lábil deste elemento. Além disso, nos dois casos, houve considerável redução nas frações lábeis de metais.

Outro estudo – escala de bancada – realizado com amostra de lodo de ETE da Áustria (FRISTÁK et al., 2018) e pirólise lenta obteve resultados semelhantes, com um produto sólido final com fósforo concentrado e redução nas concentrações de hidrocarbonetos aromáticos polinucleares. Além disso, os autores aplicaram o biocarvão em solos com deficiência de fósforo e contaminados, e relataram o incremento das fração lábil de fósforo e a redução da mobilidade do Cd, do Cr, do Cu, do Ni, do Pb e do Zn.

Algumas importantes informações sobre a utilização da pirólise para a produção de subprodutos fosfatados devem ser destacadas: as propriedades agronômicas de subprodutos da pirólise dependem de um rígido controle, pois parâmetros como a temperatura, tempo de residência e taxa de aquecimento podem influenciar substancialmente nas características finais do produto (AGRAFIOTI et al., 2013). Ambos os estudos (ROBERTS et al., 2017; FRISTÁK et al., 2018) destacados utilizaram baixas temperaturas (430 – 550°C) e secagem prévia.

Uma pesquisa sul-coreana (LEE et al., 2018) comparou a recuperação de fósforo do lodo de ETE, por meio da lixiviação com diferentes reagentes (HCl e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e NaOH) e subsequente reação com os seguintes compostos de cálcio: metassilicato (CaO<sub>3</sub>Si), hidróxido (Ca(OH)<sub>2</sub>) e cloreto (CaCl<sub>2</sub>). Os autores concluíram que a melhor combinação era ácido sulfúrico e metassilicato de cálcio e conseguiram fosfato de cálcio com 43,1% de fósforo lábil, usando 50 mL de solução lixivante de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,1 M por g de lodo seco e 20 g de CaO<sub>3</sub>Si por litro de solução lixivante. Na mesma linha, um estudo

realizado em Hong Kong (FANG et al., 2018) tratou as cinzas de lodo de ETE com ácidos inorgânicos, orgânicos e agentes quelantes, para remoção conjunta de traços de metais. O melhor resultado foi obtido com a extração com ácido sulfúrico.

### 3.2 Uso de lodo de ETE em materiais de construção

Diante das dificuldades mencionadas, dentre outras, para a aplicação do lodo de ETE no solo, alguns estudos apontam como alternativa a possibilidade de utilizá-lo como matéria-prima em processos industriais (CHAKRABORTY et al., 2017). Vários pesquisadores têm analisado a viabilidade técnica da substituição de matérias primas por lodo ou a incorporação de lodos em processos produtivos, mas não verificam a viabilidade ambiental, limitando-se à realização de ensaios de lixiviação e solubilização do lodo e do produto no qual ele foi incorporado. Além disso, muitas vezes, não levam em consideração que o lodo e os produtos produzidos com ele serão manuseados por operadores e consumidores, sendo essencial que eles tenham garantida sua segurança e saúde.

A utilização do lodo de ETE como matéria-prima de materiais de construção em escala real já ocorre no Japão e na Coreia do Sul, apesar de não ser a principal forma de utilização nestes países (SHARMA et al., 2017).

Um estudo realizado no Reino Unido (HAMOOD et al., 2017) avaliou, em escala de bancada, a aplicação de lodo de ETE bruto como substituto de água em argamassas. Os autores concluíram que a substituição era possível, apesar de reduzir a resistência à compressão, mas sem ficar abaixo dos limites estabelecidos pelas normas Britânicas. Os pesquisadores enfatizaram a importância de higienizar o lodo (nesse caso foi realizada a calagem), pois ocorrerá o contato deste com os operários na produção da argamassa e dos pedreiros e consumidores com a argamassa já pronta.

Diversos estudos mostraram que as cinzas de lodos de ETEs têm em sua composição  $\text{SiO}_2$  (sílica) e  $\text{Al}_2\text{O}_3$  (alumina), proporcionando-lhes modestas características pozolânicas<sup>1</sup>. Portanto, podem ser utilizadas em conjunto com o cimento Portland (CHEN e POON, 2017; HE et al., 2017; KAPPEL et al., 2017). Além das cinzas, outros materiais pozolânicos podem ser incorporados para que as características finais dos produtos sejam melhores (CHEN e POON, 2017). Diante disso, estudos realizados em escala laboratorial, em Hong Kong e na Coreia do Sul, obtiveram bons resultados de resistência de argamassas de cimento com adição de cinzas volantes (CHEN e POON, 2017) e resíduos de minerais pozolânicos (CHAKRABORTY et al., 2017).

Em Hong Kong, Chen et al. (2018) substituíram 20% da massa de cimento e 50% da de agregados por cinza de lodo de ETE e cacos de vidro reciclado, respectivamente, na fabricação de blocos de concreto intertravados. Os blocos apresentaram resistência à compressão superior ou igual a 30 MPa com tempo de pega de 28 dias. Na Dinamarca, Kappel et al. (2017) verificaram que a substituição de 20% do cimento por cinzas de lodo de ETE ricas em ferro não alterou significativamente a resistência à compressão e trabalhabilidade das argamassas.

Uma pesquisa realizada no Marrocos (NAAMANE et al., 2016) mostrou que:

- O formato irregular das partículas de cinzas de lodo de ETE influenciaram negativamente no tempo de pega e na resistência à compressão das argamassas;
- A temperatura de calcinação influenciou nas características das cinzas, sendo que valores acima de 700°C produziram cinzas de melhor qualidade;

- A substituição parcial de cimento Portland por cinzas aumenta a finura, a demanda de água e o tempo de pega das argamassas;

- As argamassas com cinzas precisaram de mais tempo para alcançar as resistências à compressão requeridas (~90 dias contra 28 dias da argamassa comum).

Outra forma de utilização do lodo de ETE é na produção de agregados leves. Para a produção desses agregados é necessário desidratar o lodo de ETE, homogeneizá-lo, passá-lo por uma briquetadeira extrusora, formando pequenos pedaços cilíndricos, que serão levados ao forno de pré-aquecimento (entre 200°C e 800°C) e depois a um forno de sinterização (entre 1100°C e 1400°C) (GONZÁLEZ-CORROCHANO et al., 2016; LAU et al., 2017; LIU et al., 2017a). O procedimento é semelhante ao realizado na produção de agregados leves com lodo de ETA (HUANG e WANG, 2013).

A produção de agregados leves foi estudada em escala laboratorial, com a utilização de lodo de ETE em conjunto com: (a) lodo de lavagem de agregados de mina de pedregulhos na Espanha (GONZÁLEZ-CORROCHANO et al., 2016); (b) cinza de óleo combustível de palma e silicato de sódio na Malásia (LAU et al., 2017) e (c) sedimento fluvial na China (LIU et al., 2017a). Os estudos citados demonstraram a possibilidade de mistura de diferentes resíduos para a produção de agregados e concluíram que tal mistura facilitou que fossem alcançadas as características necessárias aos produtos finais. Os autores também indicaram que a temperatura e o tempo de queima influenciaram nas características de resistência à compressão, densidade, absorção de água e determinaram as possíveis aplicações do material (GONZÁLEZ-CORROCHANO et al., 2016; LAU et al., 2017).

<sup>1</sup> Materiais pozolânicos são materiais que contém silício ou silício e alumínio – naturais ou artificiais – que endurecem na presença de água, quando estão em contato com hidróxido de cálcio ou materiais que contenham hidróxido de cálcio – cimento Portland, por exemplo (MALHOTRA e MEHTA, 1996; HEWLETT, 2004).

O uso de lodo de ETE na fabricação de produtos cerâmicos é controverso. Testes de lixiviação e toxicidade em blocos cerâmicos com adição de lodo de ETE espanholas não apresentaram restrições ao seu uso (CUSIDÓ e CREMADES, 2012). Estruturalmente, a proporção mássica entre lodo e argilas é importante. A incorporação de até 20%, em massa, não induziu alterações nas características funcionais dos blocos cerâmicos. No entanto, em relações acima de 20%, as características mecânicas do tijolo foram afetadas (LIEW et al., 2004a). A perda ao fogo foi prejudicada pelo teor de matéria orgânica do material (LIEW et al., 2004b). Pisos cerâmicos produzidos no Egito com incorporação máxima de 7% de lodo atenderam às normas ISO (AMIN et al., 2017).

### 3.3 Uso de lodo para produção de energia

Uma prática que vem crescendo mundialmente é o uso de lodo de ETE para produção de energia. Ela ocorre substancialmente no Reino Unido, no Japão e na Europa (SHARMA et al., 2017).

A energia pode ser produzida do biogás oriunda da digestão anaeróbia do lodo (biometanização) ou por processos termais de tratamento – incineração, co-incineração, pirólise e gaseificação (CIÉSLIK et al., 2015; KACPRZAK et al., 2017; SAMOLADA e ZABANIOTOU, 2014; PANEPINTO et al., 2016).

A ETE Franca, operada pela Sabesp, que possui um sistema de lodos ativados com digestão anaeróbia de lodo, está desenvolvendo um projeto para beneficiamento do biogás, em parceria com o instituto alemão Fraunhofer. Está prevista a produção de 1.700 Nm<sup>3</sup>/dia de biometano (97% de metano), que será usado na frota de veículos da empresa (SANEAS, 2017). Entretanto, segundo McCarty et al. (2011), um sistema de lodos ativados convencional com digestão anaeróbia do lodo consome 0,6 kWh/m<sup>3</sup> de esgoto tratado e 25 a 50% pode ser fornecida pelo biogás. Por essa

razão, ele propõe um sistema de tratamento composto de um decantador primário, seguido de um reator anaeróbio de membrana com leito de carvão ativado granular fluidizado, que evita a perda de sólidos e mantém um tempo de detenção celular alto. Uma unidade de arraste com ar remove o metano dissolvido do processo anaeróbio. Os lodos primário e do reator são encaminhados a um digestor anaeróbio convencional. O biogás produzido na digestão do lodo, no reator anaeróbio e na unidade de arraste com ar passa por um sistema de cogeração, produzindo energia e calor, sendo este último aproveitado para o aquecimento do digestor. Com essa configuração, segundo o autor, obtém-se o dobro da energia do que a gerada no sistema de lodos ativados convencional com digestão anaeróbia do lodo. A energia excedente pode ser comercializada.

Rosa (2013) fez uma avaliação do potencial energético do biogás e do excedente de lodo da ETE Laboreaux, localizada na cidade de Itapira (MG). Ela possui oito reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manto de lodo (RAFAs), seguidos de dois filtros biológicos percoladores. O efluente dos filtros vai para decantadores secundários. O biogás dos RAFAs é queimado e o lodo dos decantadores secundários volta para os RAFAs. O excedente de lodo é desaguado em filtro prensa de placas e encaminhado para aterro sanitário. Rosa concluiu, por meio de balanços de massa e de energia, que o biogás e o lodo gerado nos RAFAs poderiam suprir: i) 22,2% do consumo da ETE se o biogás fosse usado para a combustão e geração de calor para secagem térmica do lodo e o excedente para geração de energia elétrica em motor de combustão interna (MCI) e ii) 57,6%, se o biogás fosse utilizado para geração de eletricidade no MCI e o calor dos gases de exaustão do motor fosse aproveitado para a secagem térmica do lodo.

Vários pesquisadores também têm proposto processos de pré-tratamento do lodo para melhorar a fase de hidrólise na biodigestão e, consequen-



temente, aumentar a produção de metano. Tais processos visam o rompimento dos flocos e a lise celular. São classificados em mecânicos (ultrassom, micro-ondas, desintegração eletrocinética, homogeneização a alta pressão), térmicos (hidrólise térmica), químicos (acidulação ou alcalinização, ozonização, oxidação com reagente de Fenton, oxidação com persulfato ativado com Fe(III)) e biológicos (combinação da digestão mesofílica com a termofílica e células de eletrólise microbiana). Excelentes revisões foram realizadas por Cano et al. (2015) e Zhen et al. (2017).

A codigestão de lodos de ETEs com a fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos domiciliares tem sido estudada desde a década de 1970 (FEFFER e LIEBMAN, 1976; POGGI-VARALDO e OLESZKIEWICZ, 1992; NIELFA et al., 2015; MORERO et al., 2017). Digestores em escala real estão implantados na Itália, Alemanha, Austrália, Japão e Estados Unidos da América (NGHIEM et al., 2017). Muitas ETEs têm usado a capacidade ociosa de seus digestores para tratar a fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares. A codigestão possui as seguintes vantagens: redução da toxicidade; melhoria no balanço C:N; maior velocidade do processo de hidrólise; maior produção de biogás; período de retorno do investimento relativamente curto, maior estabilidade do processo (SOSNOWSKI et al., 2003; MATA-ALVAREZ et al., 2011; NGHIEM et al., 2017). Segundo Nghiem et al. (2017), os principais limitantes para o avanço da codigestão no mundo são: i) necessidade de uma boa separação da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares; ii) falta de opções viáveis para utilização do biogás; iii) impacto da codigestão na qualidade do biossólido e do biogás; iv) falta de políticas públicas de incentivo à codigestão; v) falta de experiência em projeto e operação e vi) incerteza regulatória quanto à taxação.

Os processos termais, normalmente, precisam de um pré-tratamento, tais como a secagem (evaporação da água resultante – densificação) (CIÉSLIK et al., 2015).

A incineração é uma opção de tratamento de lodos de ETEs que vem crescendo no mundo, especialmente para grandes cidades, pois reduz substancialmente o volume (até 90%) e a massa (até 70%) do resíduo, elimina os organismos patogênicos e compostos voláteis e tem a possibilidade de recuperação energética (NAAMANE et al., 2016; CHAKRABORTY et al., 2017; CHEN et al., 2018). A incineração do lodo de ETE envolve a combustão em leito fluidizado, em temperaturas normalmente superiores a 850°C (CHAKRABORTY et al., 2017). Entretanto também pode-se utilizar o processo de calcinação, com bons resultados para temperaturas entre 700 e 800°C (NAAMANE et al., 2016). Apesar da grande redução mássica e volumétrica, no processo de queima do lodo de ETE são gerados resíduos – as cinzas – que são normalmente enviadas para aterros sanitários, como, por exemplo, em Hong Kong (CHEN et al., 2018), ou reutilizadas, como mencionado anteriormente. Deve-se também ter equipamentos para o controle das emissões atmosféricas, sistema de tratamento de águas residuárias e um monitoramento sistemático de todo o sistema. Além disso, o incinerador deve ser bem operado e os resíduos dos equipamentos de controle das emissões gasosas, reutilizados ou reciclados. Em último caso, devem ser dispostos adequadamente.

A incineração não é necessariamente acompanhada de um processo de recuperação energética; no entanto, sem essa recuperação, dificilmente se viabiliza economicamente o investimento. Ela ocorre mediante a conversão da energia armazenada no lodo em calor, que pode ser utilizada para a movimentação de uma turbina a vapor e geração de eletricidade (SYED-HASSAN et al., 2017). A coincineração com outros combustíveis pode ser uma alternativa quando o lodo de ETE apresenta um baixo poder calorífico. Deve-se sempre avaliar atentamente a operação para verificar se a geração de calor ou energia elétrica da coincineração é economicamente viável (CIÉSLIK et al., 2015).

A pirólise é a decomposição térmica da matéria orgânica em moderadas e altas temperaturas (300-700°C), na ausência de oxigênio (SYED-HASSAN et al., 2017). A pirólise pode ser considerada um processo endotérmico, gerando subprodutos, tais como o gás de pirólise, o óleo de pirólise e o carvão. Destes, pode-se considerar o carvão como aquele de menor poder calorífico, mas todos podem ser utilizados como combustíveis (SAMOLADA e ZABANIOTOU, 2014). Estudos realizados nos EUA avançam na utilização do carvão como catalisador do próprio processo de pirólise, para a produção de óleos e gases de melhor qualidade (LIU et al., 2017b). Mas, por ser um processo altamente endotérmico, requer substanciais quantidades de energia, algumas vezes comprometendo a sustentabilidade da sua operação (SYED-HASSAN et al., 2017).

A gaseificação é a transformação termoquímica do material orgânico para uma mistura gasosa – gás-síntese – com alto poder energético ( $H_2$ ,  $CO$ ,  $CO_2$  e hidrocarbonetos leves). O processo é realizado em altas temperaturas (acima de 800°C) em um ambiente com deficiência de oxigênio (SYED-HASSAN et al., 2017). A queima do gás síntese tem potencial para geração de energia. A ETE Barueri da Sabesp iniciou a operação de uma unidade piloto de gaseificação por tochas de plasma térmico, com capacidade de processamento diário de 15 toneladas de lodo desaguado com teor de sólidos de 25%. A energia do gás-síntese será utilizada para abastecimento da própria ETE e o resíduo do processo, que é vítreo e inerte, será utilizado como agregado para a construção civil (SANEAS, 2017). Um estudo realizado nos EUA em escala real concluiu que o gás-síntese apresentou alta qualidade e, teoricamente, tem potencial energético maior do que a energia gasta para a sua produção, indicando que o processo pode ser autossustentado (GIKAS, 2017).

Tratamentos térmicos alternativos também são estudados. Na China, Leng et al. (2018) usaram lodo de ETE misturado à biomassa lignocelulósica para a produção de um bióleo, por meio de processo de coliquefação termoquímica – que ocorre sob temperaturas reduzidas (250-400°C) e altas pressões (5-20MPa), com a utilização de água ou outros solventes orgânicos. O solvente utilizado no estudo foi o etanol e os autores concluíram que os resultados da liquefação conjunta produziu um bióleo de melhor qualidade do que a utilização de apenas um resíduo. Entretanto, deve-se salientar que essa aplicação foi estudada em escala de bancada e ainda precisa de estudos de viabilidade técnica, financeira e ambiental para aplicação em escala real.

Os processos térmicos também devem de ser avaliados com cautela. A umidade do lodo de ETE é um grande limitante da sua operação. A gaseificação parece ter uma vantagem em relação aos outros, mas mesmo nesse processo é necessário lodo com teor de sólidos acima de 70%. O teor de inertes no lodo (p. ex. lodo de ETA) também é muito importante, uma vez que uma alta porcentagem destes irá diminuir o poder calorífico dos resíduos e formará as cinzas, que terão de ser removidas e descartadas depois da combustão (WILLIAMS, 2005).

A seleção da melhor estratégia de tratamento térmico depende de avaliação de ciclo de vida, possibilidade de utilização dos subprodutos, gastos econômicos e energéticos com armazenamento, transporte e controle de poluentes atmosféricos (SYED-HASSAN et al., 2017).

### 3.4 Outras possíveis aplicações de lodo de ETE

Uma forma alternativa potencial de uso do lodo de ETE é como adsorvente. A forma mais indicada de produzir esse material com alta área superficial é a ativação química, usando hidróxidos al-

calinos metálicos. O lodo de ETE pode ser usado como adsorvente de corantes e metais (SMITH et al., 2009).

É possível adicionar o lodo de ETE ao solo usado como base de rodovias (DAS e SWAMY, 2014). A aplicação pode ser de até 10% em massa. Para melhorar os desempenhos mecânico e econômico, pode ser realizada uma estabilização com aditivos (cimento, cal e emulsão asfáltica), para incrementar as propriedades do lodo e satisfazer as condições mínimas exigidas (LUCENA et al., 2014). Não existem relatos de aplicação em longo prazo de lodo de ETE em solos de rodovias. Deve-se atentar para a possibilidade de contato dos trabalhadores com o material e garantir a sua segurança com etapas prévias de tratamento.

Aziz et al. (2016) compararam as características geotécnicas de sedimentos de uma barragem, de lodo de uma ETE e de lodo de uma ETA da Malásia, sozinhos ou misturados, com as da areia, do silte e de um latossolo local, para avaliar a possibilidade de usá-los na cobertura de aterros sanitários. Eles concluíram, comparando os coeficientes de permeabilidade e os valores de coesão e de ângulo de atrito, que o melhor material era o lodo de ETE, seguido dos sedimentos e, por último, o lodo da ETA.

Também é possível recuperar metais de terras raras por incineração de lodo de ETE com plasma. O processo de recuperação se utiliza de técnicas de oxidação ou redução do material, para a separa-

ção dos elementos de interesse – como Ag, Te, Tl, Bi, Sb, In, Ga, Sn, Ge e Pb. Esses elementos – importantes em muitos processos industriais – não são abundantes na crosta terrestre, mas muitas vezes são encontrados no lodo de esgoto. Esse método tem potencial de crescimento – principalmente considerando a possível escassez futura de recursos naturais (CIÉSLIK et al., 2015).

#### 4 ASPECTOS GERENCIAIS DO USO DE LODOS DE ETAS E ETES

Apesar de haver diversas opções para a seleção técnica da destinação dos lodos gerados nas empresas de saneamento, é importante ressaltar que diferentes setores da sociedade têm interesses e opiniões em relação ao gerenciamento destes lodos, que devem ser levados em consideração. Na Tabela 6 são apontadas as ações e interesses de cada ator (Stakeholder) integrante da gestão de lodo. A atuação constante de todos os setores da sociedade é essencial para que o gerenciamento dos resíduos de saneamento seja bem-sucedido.

Independentemente da utilização a ser dada para o lodo de ETA ou ETE e da participação da sociedade, os problemas não são restritos às dificuldades técnicas de adequação à legislação, uniformidade de características ou tecnologia inadequada. Problemas de ordem logística, como o armazenamento e o transporte, devem ser considerados antes da tomada de decisão.

**Tabela 6.** Partes interessadas na gestão de lodos de ETA e ETE, suas participações e interesses.

Âmbito	Stakeholder	Ações	Interesse
Governo Federal, Estadual e Municipal	Órgãos de Meio Ambiente	Regulamento dos procedimentos gerenciais dos lodos de ETA e ETE; emissão de licenças ambientais e registros para centrais de tratamento, fiscalização. Incentivos fiscais	Opinião pública; bem-estar social e ambiental
Empresa pública ou mista	Companhia de Saneamento	Operação, gerência técnica, setor comercial, responsabilidade socioambiental, operação de aterro próprio	Redução de custos; cumprimento da legislação, responsabilidade social e ambiental
Empresas privadas	Prestadores de serviços	Implantação e operação de UGR ou UGL (unidade de gestão de resíduos ou de lodo)	Redução de custos cumprimento da legislação, responsabilidade social e ambiental
	Receptores	Usos benéficos, geração de empregos, obtenção de lucro, diminuição de custos, marketing ambiental	Lucro/redução de custos
	Serviços de coleta e transporte	Estabelecer rotas dos veículos, rotinas de trabalho, horários, logística do transporte	Lucro
População	Comunidade local	Tarifa de tratamento de água e esgoto, geração de empregos em atividades de aproveitamento de lodo, melhorias de sistema de saneamento	Bem-estar social e ambiental
Organizações Civis	ONG, OSCIP e movimentos sociais	Fiscalização civil de empresas, projetos e participação em programas sociais e ambientais advindos da utilização benéfica do lodo	Bem-estar social e ambiental
Ciência e Tecnologia	Universidade e Institutos de Pesquisa	Desenvolvimento tecnológico de alternativas de tratamento e reaproveitamento do lodo. Auxílio na tomada de decisão dos processos	Bem-estar social e ambiental

Várias técnicas e procedimentos se propõem a facilitar o gerenciamento dos resíduos sólidos em geral, e podem ser aplicadas ao caso específico de lodos de ETAs e ETEs. Pode-se citar a análise de custo-benefício e modelos de previsão, simulação e otimização. Esses sistemas podem ter diversas plataformas de análise, como os de gerenciamento de informações e suporte à decisão, além de usar ferramentas específicas para avaliação como: desenvolvimento de cenários; análise de fluxo de material; avaliação de ciclo de vida; análise de risco; avaliação de impactos ambientais; avaliação socioeconômica e avaliação de sustentabilidade (CHANG et al., 2011).

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A maioria dos usos benéficos de lodos de ETAs e de ETEs apresentados anteriormente mostrou-se viável; entretanto, a escolha da opção para a destinação reflete características locais, culturais, históricas, geográficas, legais, políticas e econômicas. A flexibilidade de uso vai variar de local para local (FYTILI e ZABANIOTOU, 2008).

É importante que, para ETAs e ETEs novas, a concepção leve em consideração o destino do lodo.

Deve ser buscada a recuperação de energia e recursos, no contexto de uma economia circular (GHERGHEL et al., 2019). Destarte, deve ser feito um estudo de demanda do lodo no local antes da definição das unidades de tratamento de lodo, que hoje, normalmente, são projetadas visando apenas a máxima remoção de umidade. Deve-se levar em consideração, também, a possibilidade de tratamento conjunto com outros resíduos sólidos gerados na região, de forma a viabilizar economicamente o uso benéfico. A garantia da qualidade dos produtos químicos utilizados e da água bruta nas ETAs, assim como o desenvolvimento de programas de recebimento de efluentes não domésticos no sistema público de esgoto, são primordiais para garantir a qualidade dos lodos para os usuários.

Essencial para um adequado gerenciamento dos resíduos gerados em operações de saneamento, a quantificação do lodo é um problema recorrente em Estações de Tratamento brasileiras. Balanços de massa devem ser feitos regularmente nas ETAs e ETEs, para mostrar as variações das quantidades geradas ao longo do tempo, por pelo menos um ano hidrológico (KATAYAMA et al., 2015). Um banco de dados atualizado sobre a qualidade e

quantidade de lodo gerado em estações de tratamento é essencial para a busca das opções de aplicação sustentável do material e, consequentemente, para a decisão do uso benéfico (AHMAD et al., 2016).

Partindo-se do princípio da gestão de lodo, algumas hipóteses relacionadas podem ser expostas, para subsidiar uma discussão mais profunda de causa e consequência do uso benéfico dos lodos:

- Uso de uma visão sistêmica da gestão dos resíduos sólidos, que considera as variáveis ambiental, social, cultural, econômica, tecnológica e de saúde pública (de acordo com a PNRS);
- Sujeição do setor de Saneamento – ao menos quanto ao gerenciamento de resíduos – à economia de livre mercado e, consequentemente, à determinação dos preços pela lei da oferta e da procura;
- Destinação final ambientalmente adequada dos resíduos dos serviços de saneamento (lodos de ETA e de ETE), considerados materiais a serem utilizados em outros processos e produtos e que, desse modo, disputam o mercado com matérias-primas convencionais, dentro da visão moderna da economia circular (BRITISH STANDARDS INSTITUTION, 2017);
- A destinação final ambientalmente adequada dos lodos implica no atendimento a critérios de qualidade exigidos pelo mercado e obtidos pelo aprimoramento dos insumos, processos e operações unitárias empregados nos sistemas de saneamento, com benefícios socioambientais;
- O desempenho das ETAs e ETEs tenderá a aumentar paulatinamente até um ponto máximo de eficiência (menor consumo de energia e materiais versus maior qualidade do lodo gerado), para redução do custo de destinação final ou inserção no mercado, com ganho socioambiental na área de abrangência comercial.

Em todos os pontos discutidos, o tratamento e disposição de lodo deve ser considerado como parte integral dos sistemas de tratamento de água e esgoto (FYTILI e ZABANIOTOU, 2008).

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACHON, C. L.; BARROSO, M.M.; CORDEIRO, J. S. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, p. 115-122, 2013.
- AGRAFIOTI, E.; BOURAS, G.; KALDERIS, D.; DIAMADOPOULOS, E. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 101, p. 72–78, 2013.
- AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. **Journal of Cleaner Production**, v.124, p. 1-13, 2016.
- ALQAM, M.; JAMRAH, A. DAGHLAS, H. Utilization of cement incorporated with water treatment sludge. **Jordan Journal of Civil Engineering**, v. 5, p. 268-77, 2011.
- AMIN, S.K.; ABDEL HAMID, E.M.; EL-SHERBINY, S. A.; SIBAK, H. A.; ABADIR, M. F. The use of sewage sludge in the production of ceramic floor tiles. **HBRC Journal**, 2017. In press.
- ANDRADE, P.S. **Avaliação do impacto ambiental da utilização de resíduos de estações de tratamento de água em indústria de cerâmica vermelha**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.
- ANDREOLI, C.V.; GARBOSSA, L.H.P.; LUPATINI, G.; PEGORINI, E.S. Wastewater Sludge Management: A Brazilian Approach. In: LEBLANC, R.J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R.P. (Eds.) **Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses a Global Resource**. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT), 2008.
- ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S.; FERNANDES, F. Disposição do lodo no solo. In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Eds.) **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2014.
- AWWARF (American Water Works Association Research Foundation), Advancing the science of water: AWWARF and water treatment residuals. In.: AWWARF, **State of the Science Reports: Research on Residuals from Water Treatment**. American Water Works Association Research Foundation, 2007.
- AZIZ, H.A.; YIK, W.C.; RAMLI, H.; AMR, S.S.A. Investigations on the hydraulic conductivity and physical properties of silt and sludge



- as potential landfill capping material. **International Journal of GEOMATE**, v. 10, p. 1989-1993, 2016.
- BABATUNDE, A.; ZHAO, Y. Constructive approaches toward water treatment works sludge management: An international review of beneficial reuses. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 37, n.2, p. 129-64, 2007.
- BABATUNDE, A.O.; ZHAO, Y.Q. Equilibrium and kinetic analysis of phosphorus adsorption from aqueous solution using waste alum sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v. 184, p. 746-52, 2010.
- BABATUNDE, A.O.; ZHAO, Y.Q.; ZHAO, X.H. Alum sludge-based constructed wetland system for enhanced removal of P and OM from wastewater: concept, design and performance analysis. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 6575-79, 2010.
- BALKAYA, M. Evaluation of the geotechnical properties of alum sludge, zeolite and their mixtures for beneficial usage. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 34, p. 1028-1037, 2015.
- BASHAR, N.A.M.; ZUBIR, Z.H.; AYOB, A.; ALIAS, S. Water treatment sludge as an alternative liner for landfill site: FTIR and XRD analysis. In: International Conference on Advanced Science, Engineering and Technology, 1. 2015, Penang, Malaysia. **Proceedings**, New York: American Institute of Physics, v. 1774, p. 030026-1 – 030026-8, 2016.
- BASIM, S.C. **Physical and geotechnical characterization of water treatment plant residuals**. 1999. 104p. Thesis (Doctor of Philosophy) - Department of Civil and Environmental Engineering, New Jersey Institute of technology, Newark, NJ, 1999.
- BEECHER, N. Overview: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses a Global Resource. In: LeBLANC, R.J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R.P. (eds.) **Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses a Global Resource**. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT), 2008.
- BERGQVIST, P.-A.; AUGULYT, L.; JURJONIEN, V. PAH and PCB removal efficiencies in UME (Sweden) and SIAULIAI (Lithuania) municipal wastewater treatment plants. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 175, p. 291-303, 2006.
- BHADA-TATA, P.; HOORNWEG, D. Solid waste and climate change. In: WORLDWATCH INSTITUTE. **State of the world: Can a city be sustainable?** Island Press/Center for Resource Economics, p. 239-255, 2016.
- BLANCHARD, M.; TEIL, M.-J.; OLLIVON, D.; GARBAN, B.; CHESTÉRIKOFF, C.; CHEVREUIL, M. Origin and distribution of polyaromatic hydrocarbons and polycholobiphenyls in urban effluents to wastewater treatments plants of the Paris area (France). **Water Research**, v. 35, n.15, p. 3679-87, 2001.
- BORBA, R.P.; RIBEIRINHO, V.S.; DE CAMARGO, O.A.; DE ANDRADE, C.A.; KIRA, C.S.; COSCIONE, A.R. Ion leaching and soil solution acidification in a vadose zone under soil treated with sewage sludge for agriculture. **Chemosphere**, v. 192, p. 81-89, 2018.
- BOTERO, W.G.; SANTOS, A.; OLIVEIRA, L.C.; ROCHA, J.C. Caracterização de lodo gerado em estações de tratamento de água: perspectivas de aplicação agrícola. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 8, p. 2018-2022, 2009.
- BRASIL. Lei de Crimes Ambientais, Lei 9.605. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 12 fev. 1998. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/CCivil\\_03/leis/L9605.htm](http://www.planalto.gov.br/CCivil_03/leis/L9605.htm). Acesso em: nov. 2017.
- BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2 ago. 2010a. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm). Acesso em: nov. 2014.
- BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos, Decreto Nº 7.404. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 23 dez. 2010b. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm). Acesso em: nov. 2014.
- BRASIL. Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Portaria 2914. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 14 dez. 2011. Disponível em <http://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/projetos/qualidade-da-agua/legislacao/portarias/portaria-no-2914-de-12-de-dezembro-de-2011/view>. Acesso em: nov. 2014.
- BRITISH STANDARDS INSTITUTION (BSI). **BS 8001:2017 - Framework for implementing the principles of the circular economy in organizations - Guide**. London (UK): BSI, 2017.
- CANIANI, D.; MAIS, S.; MANCINI, I.M.; TRULLI, E. Innovative reuse of drinking water sludge in geo-environmental applications. **Waste Management**, v. 33, n. 6, p. 1461-1468, 2013.
- CANO, R.; PÉREZ-ELVIRA, S.I.; FDZ-POLANCO, F. Energy feasibility study of sludge pretreatments: a review. **Applied Energy**, v. 149, p. 176-185, 2015.
- CHAE, Y.; AN, Y.-J. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: a review. **Environmental Pollution**, v. 240, p. 387-395, 2018.
- CHAKRABORTY, S.; JO, B.W.; JO, J.H.; BALOCH, Z. Effectiveness of sewage sludge ash combined with waste pozzolanic minerals in developing sustainable construction material: An alternative approach for waste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 153, p. 253-263, 2017.
- CHANG, N.; PIRES, A.; MARTINHO, G. Empowering systems analysis for solid waste management: challenges, trends, and perspectives. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 16, p. 1449-1530, 2011.

CHAO, I.R.S.; YABROUDI, S.C.; MORITA, D.M. Remoción de fósforo de efluentes de lagunas de estabilización empleando lodo de estaciones de tratamiento de agua. **Interciencia** (Caracas), v. 36, p. 774-778, 2011.

CHÁVEZ-PORRAS, A.; ISAAC, R.L.; MORITA, D. Incorporação do lodo das estações de tratamento de água e agregado reciclado de resíduo da construção civil em elementos de alvenaria - tijolos estabilizados com cimento. **Ciencia e Ingenieria Neogranadina**, v. 18, n. 2, p. 5-28, 2008.

CHEN, J.; TYAGI, R.D.; LI, J.; ZHANG, X.; DROGUI, P. SUN, F. Economic assessment of biodiesel production from wastewater sludge. **Bioresource Technology**, v. 253, p. 41-48, 2018. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.01.016

CHEN, Y.C.; KUO, J. Potential of greenhouse gas emissions from sewage sludge management: a case study of Taiwan. **Journal of Cleaner Production**, v.129, p.196-201, 2016.

CHEN, Z.; LI, J.S.; POON, C.S. Combined use of sewage sludge ash and recycled glass cullet for the production of concrete blocks. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 1447-1459, 2018.

CHEN, Z.; POON, C.S. Comparative studies on the effects of sewage sludge ash and fly ash on cement hydration and properties of cement mortars. **Construction and Building Materials**, v. 154, p. 791-803, 2017.

CHU, W. Lead metal removal by recycled alum sludge. **Water Research**, v. 33, n. 13, p. 3019-3025, 1999.

CHU, W. Dye removal from textile dye wastewater using recycled alum sludge. **Water Research**, v. 35, n. 13, p. 3147-3152, 2001.

CIÉSLIK, B.M.; NAMIESNIK, J.; KONIECZKA, P. Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. **Journal of Cleaner Production**, v.90, p.1-15, 2015.

CLARKE, B.O.; SMITH, S.R. Review of 'emerging' organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. **Environment International**, v. 37, n. 1, p. 226-247, 2011.

CODLING, E.E.; CHANEY, R.L.; MULCHI, C.L. Use of aluminium and iron-rich residues to immobilize phosphorus in poultry litter and litter amended soils. **Journal of Environmental Quality**, v.29, n. 6, p.1924-1931, 2000.

CORNWELL, D.A.; MUTTER, R.N.; VANDERMEYDEN, C. **Commercial Application and Marketing of Water Plant Residuals**. Denver: American Water Works Association, 2000.

CORNWELL, D.A.; ROTH, D.K. Water treatment plant residuals management. In: EDZWALD, J.K. (ed.). **Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water**. New York: McGraw-Hill, 2011.

COSTA, A.J.C. **Análise de viabilidade da utilização de lodo de ETA coagulado com cloreto de polialumínio (PAC) composto com areia como agregado miúdo em concreto para recom-**

**posição de calçadas: estudo de caso na ETA do município de Mirassol-SP**. 2011. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

CUSIDÓ, J.A.; CREMADES, L.V. Environmental effects of using clay bricks produced with sewage sludge: Leachability and toxicity studies. **Waste Management**, v. 32, n. 6, p.1202-1208, 2012.

DAHOU, M.; EL MOUSSAOUITI, M.; ARSHAD, M., A.; MOUSTAH-SINE, S.; ASSAFI, M. Synthesis and characterization of drinking water treatment plant sludge-incorporated Portland cement. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 20, n. 2, p. 891-901, 2018. DOI: 10.1007/s10163-017-0650-0

DAI, J.; XU, M.; CHEN, J.; YANG, X.; KE, Z. PCDD/F, PAH and heavy metals in the sewage sludge from six wastewater treatment plants in Beijing, China. **Chemosphere**, v. 66, p. 353-361, 2007.

DAS, A.; SWAMY, A.K. Reclaimed waste materials in sustainable pavement construction. In: GOPALAKRISHNAN, K.; STEYN, W.J.; HARVEY, J. (eds.) **Climate Change, Sustainability and Pavements**. Berlim: Springer, p. 419-439, 2014.

DASSANAYAKE, K.B.; JAYASINGHE, G.Y.; SARAPANENI, A.; HETHERINGTON, C. A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. **Waste Management**, v. 38, p. 321-335, 2015.

DAYTON, E.A.; BASTA, N.T. Characterization of drinking water treatment residuals for use as a soil substitute. **Water Environment Research**, v. 73, n. 1, p. 52-57, 2001.

DELATORRE JUNIOR, I.; MORITA, D.M. Avaliação da eficácia dos critérios de recebimento de efluentes não domésticos em sistemas de coleta e transporte de esgotos sanitários em São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n. 1, p. 62-70, 2007.

ELIZABETH, A.D.; NICHOLAS, T.B.; CHRISTOPHER, A.J.; JEFFORY, A.H. Using treatment residuals to reduce phosphorus in agricultural runoff. **Journal of American Water Works Association**, v.95, n. 4, p.151-158, 2003.

EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). Office of Water Regulations and Standards. **Report to Congress on the discharge of hazardous wastes to publicly owned treatment works**. Washington, DC: USEPA, 1986.

\_\_\_\_\_. Office of Research and Development. **Guides to pollution prevention. Municipal pretreatment programs**. Washington, DC: USEPA, 1993.

\_\_\_\_\_. Drinking Water Treatment Plant Residuals Management Technical Report. Summary of Residuals Generation, Treatment, and Disposal at Large Community Water Systems. Washington, D.C: EPA, 2011.

FADANELLI, L.E.A.; WIECHETECK, G.K. Estudo da utilização do lodo de estação de tratamento de água em solo cimento para

- pavimentação rodoviária. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 2, n. 2, 2010.
- FANG, L.; LI, J.S.; GUO, M.Z.; CHEESEMAN, C.R.; TSANG, D.C.W.; DONATELLO, S.; POON, C.S. Phosphorus recovery and leaching of trace elements from incinerated sewage sludge ash (ISSA). **Chemosphere**, v. 193, p. 278–287, 2018.
- FEFFER, J.T.; LIEBMAN, J.C. Energy from refuse by bioconversion, fermentation and residue disposal processes. **Resource, Recovery and Conservation**, v. 1, p. 295–313, 1976.
- FERNANDES, F.; LOPES, D.D.; ANDREOLI, C.V.; SILVA, S.M.C.P. Avaliação de alternativas e gerenciamento do lodo de ETE. In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Ed.) **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2014.
- FIJALKOWSKI, K.; RORAT, A.; GROBELAK, A.; KACPRZAK, M.J. The presence of contaminations in sewage sludge – The current situation. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 1126–1136, 2017.
- FRIŠTÁK, V.; PIPÍŠKA, M.; SOJA, G. Pyrolysis treatment of sewage sludge: A promising way to produce phosphorus fertilizer. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1772–1778, 2018.
- FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods – A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 12, n. 1, p. 116–140, 2008.
- GEORGANTAS, D.A.; GRIGOROPOULOU, H.P. Phosphate removal from synthetic and municipal wastewater using spent alum sludge. **Water Science & Technology**, v. 52, n. 10, p. 525–532, 2005.
- GHERGHEL, A.; TEODOSIU, C. DE GISI, S. A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy. **Journal of Cleaner Production**, v. 228, p. 244–263, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.04.240.
- GIBBONS, M.K.; GAGNON, G.A. Understanding removal of phosphate or arsenate onto water treatment residual solids. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, p. 1916–1923, 2011.
- GIKAS, P. Ultra high temperature gasification of municipal wastewater primary biosolids in a rotary kiln reactor for the production of synthesis gas. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 688–694, 2017.
- GONÇALVES, F.; SOUZA, C.H.U.; TAHIRA, F.S.; FERNANDES, F.; TEIXEIRA, R.S. Incremento de lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário. **Revista DAE**, v. 65, n. 205, p. 5–14, 2017.
- GONÇALVES, R.F. (coord.) **Gerenciamento de lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas**. Rio de Janeiro: Finep, 1999.
- GONZÁLEZ-CORROCHANO, B.; ALONSO-AZCÁRATE, J.; RODRÍGUEZ, L.; LORENZO, A.P.; TORÍO, M.F.; RAMOS, J.J.T.; CORVINOS, M.D.; MURO, C. Valorization of washing aggregate sludge and sewage sludge for lightweight aggregates production. **Construction and Building Materials**, v. 116, p. 252–262, 2016.
- HAMOOD, A.; KHATIB, J. M.; WILLIAMS, C. The effectiveness of using Raw Sewage Sludge (RSS) as a water replacement in cement mortar mixes containing Unprocessed Fly Ash (u-FA). **Construction and Building Materials**, v. 147, p. 27–34, 2017.
- HARALDSEN, T.K.; BROD, E.; KROGSTAD, T. Optimising the organic components of topsoil mixtures for urban grassland. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 13, n. 4, p. 821–30, 2014.
- HARRINGTON, G. **Removal of emerging waterborne pathogens**. Denver: AWWA Research Foundation, 2001.
- HAWARI, A.H.; MULLIGAN, C.N. Biosorption of lead (II), cadmium (II), copper (II) and nickel (II) by anaerobic granular biomass. **Bio-resource Technology**, v. 97, p. 692–700, 2006.
- HE, P. China: Management of sewage sludge in urban areas. In: LeBLANC, R.J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R.P. (Eds.) **Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses a Global Resource**. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT), 2008.
- HE, P.; POON, C.S.; TSANG, D.C.W. Using incinerated sewage sludge ash to improve the water resistance of magnesium oxychloride cement (MOC). **Construction and Building Materials**, v. 147, p. 519–524, 2017.
- HEGAZY, B.E.E.; FOUAD, H.A.; HASSANAIN, A.M. Reuse of water treatment sludge and silica fume in brick manufacturing. **Journal of American Science**, v. 7, n. 7, p. 569–76, 2011.
- HEGAZY, B.E.E.; FOUAD, H.A.; HASSANAIN, A.M. Brick manufacturing from water treatment sludge and rice husk ash. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 6, n. 3, p. 453–461, 2012a.
- HEGAZY, B.E.E.; FOUAD, H.A.; HASSANAIN, A.M. Incorporation of water sludge, silica fume, and rice husk in brick making. **Advances in Environmental Research**, v. 1, n. 1, p. 83–96, 2012b.
- HESPANHOL, I. Normas Anormais. **Revista DAE**, n. 194, p. 6–23, 2014.
- HEWLETT, P. **Lea's Chemistry of Cement and Concrete**. 4ª ed. Elsevier B.V., 2004.
- HIDALGO, A.M.; MURCIA, M.D.; GÓMEZ, M. GÓMEZ, D.; GARCÍA-IZQUIERDO, C.; SOLANO, C. Possible uses for sludge from drinking water treatment plants. **Journal of Environmental Engineering**, v. 143, n. 3, 2017. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001176.
- HOPPEN, C.; PORTELLA, K.F.; JOUKOSKI, A.; TRINDADE, E.M.; ANDREOLI, C.V. Uso de lodo de estação de tratamento de água centrifugado em matriz de concreto de cimento portland para

reduzir o impacto ambiental. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 79-84, 2006.

HU, Y.; ZHAO, Y.; ZHAO, X.; KUMAR, J.L.G. High rate nitrogen removal in an alum sludge-based intermittent aeration constructed wetland. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 8, p. 4583-4590, 2012.

HUA, T.; HAYNES, R.J.; ZHOU, Y.F. Competitive adsorption and desorption of arsenate, vanadate, and molybdate onto the low-cost adsorbent materials alum water treatment sludge and bauxite. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 34, p. 34053-34062, 2018. DOI: 10.1007/s11356-018-3301-7.

HUANG, C.; PAN, J. R.; SUN, K.D.; LIAW, C.T. Reuse of water treatment plant sludge and dam sediment in brick-making. **Water Science & Technology** v. 44, n 10, p. 273-277, 2001.

HUANG, C.; WANG, S. Application of water treatment sludge in the manufacturing of lightweight aggregate. **Construction and Building Materials**, v. 43, p. 174-83, 2013.

JEWELL, W.M. **Method of purifying water**. US Patent nº 718,465, United States Patent Office, 1903.

KACPRZAK, M.; NECZAJ, E.; FIJAŁKOWSKI, K.; GROBELAK, A.; GROSSER, A.; WORWAG, M.; RORAT, A.; BRATTEBO, H.; ALMÁS, Å.; SINGH, B. R. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. **Environmental Research**, v. 156, p. 39-46, 2017.

KAOSOL, T. Reuse Water Treatment Sludge for Hollow Concrete Block Manufacture. **Energy Research Journal**, v. 1, n. 2, p. 131-134, 2010.

KAPPEL, A.; OTTOSEN, L. M.; KIRKELUND, G.M. Colour, compressive strength and workability of mortars with an iron rich sewage sludge ash. **Construction and Building Materials**, v. 157, p. 1199-1205, 2017.

KATAYAMA, V.T.; MONTES, C.P.; FERRAZ, T.H.; MORITA, D.M. Quantificação da produção de lodo de estação de tratamento de água de ciclo completo: uma análise crítica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 559-569, 2015.

KEELEY, J.; JARVIS, P.; JUDD, J. Coagulant recovery from water treatment residuals: a review of applicable technologies. **Critical Reviews in Environmental Sciences and Technology**, v. 44, n. 24, p. 2675-2719, 2014.

KEELEY, J.; JARVIS, P.; SMITH, A. D.; JUDD, S. J. Coagulant recovery and reuse for drinking water treatment. **Water Research**, v.88, p.502-509, 2016a.

KEELEY, J.; SMITH, A. D.; JUDD, S. J.; JARVIS, P. Acidified and ultra-filtered recovered coagulants from water treatment works sludge for removal of phosphorus from wastewater. **Water Research**, v.88, p. 380-388, 2016b.

KELLER, H.; XIA, K.; BHANDARI, A. Occurrence and degradation of estrogenic nonylphenol and its precursors in Northeast Kansas wastewater treatment plants. **Practical Periodical of Hazar-**

**dous, Toxic, and Radioactive Waste Management**, v. 7, p. 203-213, 2003.

KIZINIEVIČ, O.; ŽURAUSKIENĖ, R.; KIZINIEVIČ, V.; ŽURAUSKAS, R. Utilisation of sludge waste from water treatment for ceramic products. **Construction and Building Materials**, v. 41, p. 464-473, 2013.

KYNCL, M. Opportunities for water treatment sludge re-use. **GeoScience Engineering**, v. LIV, n.1, p. 11-22, 2008.

LAI, J.Y.; LIU, J.C. Co-conditioning and dewatering of alum sludge and waste activated sludge. **Water Science & Technology**, v. 50, n. 9, p. 41-48, 2004.

LAU, P.C.; TEO, D.C.L.; MANNAN, M.A. Characteristics of lightweight aggregate produced from lime-treated sewage sludge and palm oil fuel ash. **Construction and Building Materials**, v. 152, p. 558-567, 2017.

LEE, C.-G.; ALVAREZ, P. J. J.; KIM, H.-G.; JEONG, S.; LEE, S.; LEE, K. B.; LEE, S.-H.; CHOI, J.-W. Phosphorous recovery from sewage sludge using calcium silicate hydrates. **Chemosphere**, v. 193, p. 1087-1093, 2018.

LENG, L.; LI, J.; YUAN, X.; LI, J.; HAN, P.; HONG, Y.; WEI, F.; ZHOU, W. Beneficial synergistic effect on bio-oil production from co-liquefaction of sewage sludge and lignocellulosic biomass. **Biore-source Technology**, v. 251, p. 49-56, 2018.

LIEW, A.G.; IDRIS, A.; SAMAD, A.A.; NOOR, M.J.M.M.; WONG, C.H.K.; BAKI, A.M. Incorporation of sewage sludge in clay brick and its characterization. **Waste Management and Research**, v. 22, n. 4, p. 226-233, 2004a.

LIEW, A.G.; IDRIS, A.; SAMAD, A.A.; WONG, C.H.K.; JAAFAR, M.S.; BAKI, A.M. Reusability of sewage sludge in clay bricks. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 6, n. 1, p. 41-47, 2004b.

LING, Y.P.; THAM, R.H.; LIM, S.M.; FAHIM, M.; OOI, C.H.; KRISHNAN, P.; MATSUMOTO, A.; YEOH, F.Y. Evaluation and reutilization of water sludge from fresh water processing plant as a green clay substituent. **Applied Clay Science**, v. 143, p. 300-306, 2017. DOI: 10.1016/j.clay.2017.04.007.

LIU, M.; XU, G.; LI, G. Effect of the ratio of components on the characteristics of lightweight aggregate made from sewage sludge and river sediment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 105, p. 109-116, 2017a.

LIU, Z.; MCNAMARA, P.; ZITOMER, D. Autocatalytic Pyrolysis of Wastewater Biosolids for Product Upgrading. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 17, p. 9808-9816, 2017b.

LU, Q.; HE, Z.L.; STOFFELLA, P.J. Land application of biosolids in the USA: A review. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2012, p. 1-11, 2012.

- LUCENA, L.C.F.L.; JUCA, J.F.T.; SOARES, J.B.; PORTELA, M.G. Potential uses of sewage sludge in highway construction. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 26, n. 9, 2014.
- MALHOTRA, V.M.; MEHTA, P.K. **Pozzolanitic and Cementitious Materials**. Amsterdam: Gordon and Breach Publishers, 1996.
- MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; MACÉ, S.; ASTALS, S. Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 31, p. 99-111, 2011.
- MATTHEWS, P. European Union. In: LeBLANC, R.J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R.P. (Eds.) **Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses a Global Resource**. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT), 2008.
- MCCARTY, P.L.; BAE, J.; KIM, J. Domestic wastewater treatment as a net energy producer can this be achieved? **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 7100-7106, 2011.
- MIYANOSHITA, T.; ODA, N.; HAYASHI, N. FUJIWARA, M.; FURUMAI, H. Economic evaluation of combined treatment for sludge from drinking water and sewage treatment plants in Japan. **Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua**, v. 58, n. 3, p. 221-227, 2009.
- MOHAMED, B.; OLIVIER, G.; FRANÇOIS, G.; LAURENCE, A.-S.; BOURGEADE, P.; BADR, A.-S.; LOTFI, A. Sewage sludge as a soil amendment in a Larix decidua plantation: Effects on tree growth and floristic diversity. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 291-301, 2018.
- MONTALVAN, E.L.T. **Investigação do comportamento geotécnico de misturas de solo arenoso com lodo da estação de tratamento de água do município de Cubatão, SP**. 2016. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.
- MONTEIRO, S.N.; ALEXANDRE, J.; MARGEM, J.L.R.; SANCHES, R.; VIEIRA, C.M.V. Incorporation of sludge waste from water treatment plant into red ceramic. **Construction and Building Materials**, v. 22, n. 6, p. 1281-1287, 2008.
- MOREIRA, R.C.A.; GUIMARÃES, E.M.; BOAVENTURA, G.R.; MOMESSO, A.M.; LIMA, G.L. Estudo geoquímico da disposição de lodo de estação de tratamento de água em áreas degradadas. **Química Nova**, v. 32, n. 8, p. 2085-2093, 2009.
- MORERO, B.; VICENTIN, R.; CAMPANELLA, E.A. Assessment of biogas production in Argentina from co-digestion of sludge and municipal solid waste. **Waste Management**, v. 61, p. 195-205, 2017.
- MORITA, D.M.; SAMPAIO, A.O.; MIKI, M.K.; DAVID, A.C. Incorporação de lodos em estações de tratamento de água em blocos cerâmicos. **Saneas**, v. 1, p.7-12, 2002.
- MORITA, D.M. **Prevenção e controle da poluição da água e do solo causada por resíduos industriais perigosos**. 2010. Tese (Livre docência em Engenharia Ambiental) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/livredocencia/3/tde-21022011-114327/en.php> Acesso em: out. 2014.
- MORTULA, M.M.; GAGNON, G.A. Phosphorus treatment of secondary municipal effluent using oven-dried alum residual. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 42, p. 1685-1691, 2007.
- MOSSA, A.-W.; DICKINSON, M.J.; WEST, H.M.; YOUNG, S.D.; CROUT, N.M.J. The response of soil microbial diversity and abundance to long-term application of biosolids. **Environmental Pollution**, v. 224, p. 16-25, 2017.
- MOTA, S. B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- NAAMANE, S.; RAIS, Z.; TALEB, M. The effectiveness of the incineration of sewage sludge on the evolution of physicochemical and mechanical properties of Portland cement. **Construction and Building Materials**, v. 112, p. 783-789, 2016.
- NAIR, A.T.; AHAMMED, M.M. The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 272-281, 2015.
- NGHIEM, L.D.; KOCH, K.; BOLZONELLA, D.; DREWES, J.E. Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste: bottlenecks and possibilities. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 72, p. 354-362, 2017.
- NIELFA, A.; CANO, R.; FDZ-POLANCO, M. Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. **Biotechnology Reports**, v.5, p. 14-21, 2015.
- NOVAK, J.M.; WATTS, D.W. Increasing the phosphorus sorption capacity of southeastern coastal plain soils using water treatment residuals. **Soil Science**, v.169, n. 3, p.206-214, 2004.
- OLGIVIE, D. **New Zealand Interim Guidelines: Management of Water Treatment Sludge, Interim Version**; Auckland: Water Supply Managers' Group, New Zealand Water and Wastes Association, 1997; 178 p. Disponível em: <http://www.smf.govt.nz/projects/summary.php?series=4000,2005-02-19>. Acesso em: jul 2013.
- O'KELLY, B.C. Geotechnics of municipal sludges and residues for landfilling. **Geotechnical Research**, v. 3, p. 148-179, 2016.
- OWEN, P. Water-treatment works' sludge management. **Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management**, v. 16, n.4, p. 282-285, 2002.



- PAN, J.R.; HUANG, C.; LIN, S. Reuse of fresh water sludge in cement making. **Water Science & Technology**, v. 50, n. 9, p. 183-188, 2004.
- PANEPINTO, D.; FIORE, S.; GENON, G.; ACRI, M. Thermal valorization of sewer sludge: Perspectives for large wastewater treatment plants. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, p. 1323-1329, 2016.
- PARSONS, S.A.; JEFFERSON, B. Sludge treatment and disposal. In: PARSONS, S.A.; JEFFERSON, B. **Introduction to Potable Water Treatment Processes**. Oxford: Blackwell Publishing Ltd., p. 165-176, 2006.
- PETRASEK, A.C.; KUGELMAN, I.J.; AUSTERN, B.M.; PRESSLEY, T.A.; WINSLOW, L.A. Fate of toxic organic compounds in wastewater treatment plants. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 55, n. 10, p. 1286-1296, 1983.
- PETRUZZELLI, D.; LIMONI, N.; TIRAVANTI, G.; PASSINO, R. Aluminum recovery from water clarifier sludges by ion exchange: Comparison of strong and weak electrolyte cation resins performances. **Reactive & Functional Polymers**, v. 38, p. 227-236, 1998.
- PIOTTO, Z.C. **Regeneração do potencial de coagulação de lodos químicos de estações de tratamento de águas para reutilização no tratamento físico-químico de diferentes tipos de águas residuárias**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1995.
- POGGI-VARALDO, H.M.; OLESZKIEWICZ, J.A. Anaerobic co-composting of municipal solid waste and waste sludge at high total solids levels. **Environmental Technology**, v. 13, p. 409-421, 1992.
- PRACIDELLI, S.; MELCHIADES, F.G. Importância da composição granulométrica de massas para a cerâmica vermelha. **Cerâmica Industrial**, São Paulo, v. 2, p. 31-35, 1997.
- RAGHU, D.; HSIEH, H.; NEILAN, T.; YIH, C. Water treatment plant sludge as landfill liner. In: ASCE GT Special Conference - Geotechnical Practice for Waste Disposal'87, 1987, Ann Arbor Michigan. **Proceedings...** New York: ASCE, p. 747-758, 1987.
- ROBERTS, D.A.; COLE, A.J.; WHELAN, A.; DE NYS, R.; PAUL, N.A. Slow pyrolysis enhances the recovery and reuse of phosphorus and reduces metal leaching from biosolids. **Waste Management**, v. 64, p. 133-139, 2017.
- ROSA, A. P. **Aproveitamento de biogás e lodo excedente de reatores UASB como fonte de energia renovável em estações de tratameto de esgoto**. 2013. 152 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.
- RUSSEL, J.S.; PECK, B.E. Process residuals. In: American Water Works Association and American Society of Civil Engineers (Eds.). **Water Treatment Plant Design**, New York: McGraw-Hill, 3ª edição, p. 485-530, 1998.
- SAMOLADA, M.C.; ZABANIOTOU, A.A. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. **Waste Management**, v. 34, n. 2, p. 411-420, 2014.
- SANCHIS, R.; DEJOZ, A.; VÁZQUEZ, I.; VILARRASA-GARCÍA, E.; JIMÉNEZ-JIMÉNEZ, J.; RODRÍGUEZ-CASTELLÓN, E.; LÓPEZ NIETO, J.M.; SOLSONA, B. Ferric sludge derived from the process of water purification as an efficient catalyst and/or support for the removal of volatile organic compounds. **Chemosphere**, v. 219, p. 286-295, 2019. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.002.
- SANEAS. Somos uma ameaça a nós mesmos. **Revista Saneas**, v. X, n. 61, p. 52, 2017. Disponível em: <http://www.aesabesp.org.br/arquivos/saneas/saneas61.pdf>. Acesso em: jan. 2018.
- SANTOS, H.F. Normatização para o uso agrícola dos biossólidos no exterior e no Brasil. In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Eds.) **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2014.
- SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 15425, de 23 de julho de 1980. Acrescenta dispositivos e procede a alterações, que especifica, ao Regulamento da Lei n. 997, de 31 de maio de 1976, aprovado pelo Decreto n. 8.468, de 8 de setembro de 1976. **Diário Oficial SP**, 1980.
- SHARMA, B.; SARKAR, A.; SINGH, P.; SINGH, R.P. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. **Waste Management**, v. 64, p. 117-132, 2017.
- SIDHU, J.P.S.; TOZE, S.G. Human pathogens and their indicators in biosolids: A literature review. **Environment International**, v. 35, n. 1, p. 187-201, 2009.
- SILVA, D.R.; DANIEL, L.A. Aproveitamento de lodos gerados em ETAs e a importância de auxiliares de floculação naturais. **Revista DAE**, v. 58, n. 183, p. 21-24, 2010.
- SILVA, E.M.; MORITA, D.; LIMA, A.C.M.; MACHADO, L.C.G.T. Manufacturing of ceramic bricks with polyaluminum chloride (PAC) sludge from water treatment plant. **Water Science and Technology**, v. 71, p. 1638-1645, 2015.
- SILVA, M.V.; FUNGARO, D.A. Caracterização de lodo de estação de tratamento de água e cinzas de carvão visando sua utilização na manufatura de tijolo. In: International workshop advances in cleaner production, 3. São Paulo, 2011. **Proceedings...**, São Paulo: Unip, p. 1-10, 2011.
- SILVA, S.M.C.P.; FERNANDES, F.; SOCCOL, V.T.; MORITA, D.M. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Eds.) **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, 2014.

- SIMPSON, A.; BURGESS, P.; COLEMAN, S. The management of potable water treatment sludge: Present situation in the UK. **Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management**, v. 16, n. 4, p. 260-263, 2002.
- SMITH, K.M.; FOWLER, G.D.; PULLKET, S.; GRAHAM, N.J.D. Sewage sludge-based adsorbents: A review of their production, properties and use in water treatment applications. **Water Research**, v. 43; n. 10, p. 2569-2594, 2009.
- SNYMAN, H.G. South Africa: Wastewater sludge management. In: LeBLANC, R.J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R.P. (Eds.) **Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses a Global Resource**. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT), 2008.
- SOCKANATHAN, S. **Water Treatment Plant Sludge as Sanitary Landfill Liner**. 1991. 104p. Thesis (Masters) - Department of Civil and Environmental Engineering, New Jersey Institute of technology, Newark, NJ, 199a.
- SOSNOWSKI, P.; WIECZOREK, A.; LEDAKOWICZ, S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. **Advances in Environmental Research**, v. 7, p. 609-616, 2003.
- SUJANA, M.G.; THAKUR, R.S.; RAO, S.B. Removal of fluoride from aqueous solution using alum sludge. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 206, n. 1, p. 94-101, 1998.
- SYDNEY WATER. Sydney Water Annual Report 2007. New South Wales: Sydney Water, 2007. Disponível em: <https://www.sydneywater.com.au/Publications/Reports/AnnualReport/2007/menu/performance/goal4/performanceindicators.html>. Acesso em: out 2009.
- SYED-HASSAN, S.S.A.; WANG, Y.; HU, S.; SU, S.; XIANG, J. Thermochemical processing of sewage sludge to energy and fuel: Fundamentals, challenges and considerations. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 80, p. 888-913, 2017.
- TALVITIE, J.; MIKOLA, A.; SETÄLÄ, O.; HEINONEN, M.; KOISTINEN, A. How well is microlitter purified from wastewater? – a detailed study on the stepwise removal of microliter in a tertiary level wastewater treatment plant. **Water Research**, v. 109, p. 164-172, 2017.
- TARTARI, R.; DIAZ-MORA, N.; MÓDENES, A.N.; PIANARO, S.A. Lodo gerado na estação de tratamento de água Tamanduá, Foz do Iguaçu, PR, como aditivo em argilas para cerâmica vermelha. Parte I: Caracterização do lodo e de argilas do terceiro planalto paranaense. **Cerâmica**, v. 57, p. 288-293, 2011.
- TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL, H.D. **Wastewater engineering: treatment and reuse** – Metcalf & Eddy. 4ª Ed., New York: McGraw-Hill, Inc., 1334 p., 2003.
- TEIXEIRA, S.T.; MELO, W.J. Plant nutrients in a degraded soil treated with water treatment sludge and cultivated with grasses and leguminous plants. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 6, p. 1348 – 1354, 2007.
- THAMES WATER UTILITIES LTD. **Placing the environment and community at the heart of everything we do**. Corporate Responsibility Report 2006/2007. Swindon, UK: Thames Water, 2007. Disponível em <https://corporate.thameswater.co.uk/-/media/Site-Content/Corporate-Responsibility/Past-reports/Corporate-Responsibility-and-Sustainability-Report-2006-07.pdf>. Acesso em: out 2009.
- TITSHALL L.W.; HUGHES J.C. Characterization of some South African Water treatment residues and implications for land application. **Water SA**, v. 31, n. 3, p. 299-307, 2005.
- VAEZI F.; BATEBI F. Recovery of Iron coagulants from Tehran Water-Treatment-Plant Sludge for reusing in Textile wastewater treatment. **Iranian Journal of Public Health** v. 30, n. 3- 4, p. 135-8, 2001.
- VERLICCHI, P.; MASOTTI, L. Reuse of drinking water treatment plant sludges in agriculture: problems, perspectives and limitations. In: International Conference on the FAO ESCORENA Network on recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture, 9. Gargano, Italy, 2000. **Proceedings...** Rome: FAO, p. 67-73, 2001.
- VERLICCHI, P.; ZAMBELLO, E. Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: occurrence and environmental risk in the case of application on soil — A critical review. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 750-767, 2015.
- VICTORIA, A.N. Characterisation and performance evaluation of water works sludge as bricks material. **International Journal of Engineering and Applied Sciences**, v. 3, p. 69-79, n. 3, 2012.
- VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R.F. Sludge characteristics and production. In: ANDREOLI, C.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Eds.) **Sludge Treatment and Disposal**, London: IWA Publishing, p. 4-30, 2007.
- WALSH, M.E.; LAKE, C.B.; GAGNON, G.A. Strategic pathways for the sustainable management of water treatment plant residuals. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 7, n. 1, p. 45-52, 2008.
- WANG, M.C.; HULL, J.Q.; JAO, M. Stabilization of water treatment plant sludge for possible use as embankment material. **Transportation Research Record**, v. 1345, p. 36-43, 1992.
- WILCZAK, A.; ASSADI-RAD, A.; LAI, H.H.; HOOVER, L.L.; SMITH, J.F.; BERGER, R.; RODIGARI, F.; BELAND, J.W.; LAZZELLE, L.J.; KINCANNON, E.G.; BAKER, H.; HEANEY, C.T. Formation of NDMA in chloraminated water coagulated with DADMAC cation polymer. **Journal American Water Works Association**, v. 95, p. 94-106, 2003.
- WILLIAMS, P. T. **Waste Treatment and Disposal**. Chichester: John Wiley & Sons, 380p, 2005.

WU, C.; LIN, C.; HORNG, P. Adsorption of copper and lead ions onto regenerated sludge from a water treatment plant. **Journal of Environmental Science and Health**, A, v. 39, n. 1, p. 237-252, 2004.

WU, S.; AUSTIN, D.; LIU, L.; DONG, R. Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 6, p. 948-954, 2011.

YANG Y.; TOMLINSON, D.; KENNEDY, S.; ZHAO Y.Q. Dewatered alum sludge: A potential adsorbent for phosphorus removal. **Water Science & Technology**, v. 54, n. 5, p. 207-213, 2006.

YANG, Y.; ZHAO, Y.Q.; BABATUNDE, A.O.; KEARNEY, P. Co-conditioning of the anaerobic digest sludge of a municipal wastewater treatment plant with alum sludge: benefit of phosphorus reduction in reject water. **Water Environmental Research**, v. 79, n. 13, p. 2468-76, 2007.

YANG, Y.; ZHAO, Y.Q.; BABATUNDE, A.O.; KEARNEY, P. Two strategies for phosphorus removal from reject water of municipal wastewater treatment plant using alum sludge. **Water Science & Technology**, v. 60, n. 12, p. 3181-3188, 2009.

YANG, Y.; ZHAO, Y.Q.; WANG, S.P.; GUO, X.C.; REN, Y.X.; WANG, L.; WANG, X.C. A promising approach of reject water treatment using a tidal flow constructed wetland system employing alum sludge as main substrate. **Water Science & Technology**, v. 63, n. 10, p.2367-2373, 2011.

ZHAO, X.H.; ZHAO, Y.Q. Investigation of phosphorus desorption from P-saturated alum sludge used as a substrate in constructed wetland. **Separation and Purification Technology**, v. 66, n. 1, p. 71-75, 2009.

ZHAO, Y.Q.; BABATUNDE, Y.S.; HU, Y.S.; KUMAR, J.L.G.; ZHAO, X.H. Pilot field-scale demonstration of a novel alum sludge-based constructed wetland system for enhanced wastewater treatment. **Process Biochemistry**, v. 46, n. 1, p. 278-283, 2011.

ZHEN, G.; LUA, X.; KATO, H.; ZHAO, Y.; LIA, Y-Y. Overview of pre-treatments strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: current advances, full-scale application and future perspectives. **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 69, p 559-577, 2017.