

CAPÍTULO 3

Tratamento físico e físico-químico

Camila Ester Hollas, Heloísa Campeão Rodrigues, Alice Chiapetti Bolsan, Bruno Venturin, Gabriela Bonassa, Deisi Cristina Táparro, Marcelo Bortoli e Airton Kunz

Introdução

Dentre as etapas que compõem um sistema de tratamento para o manejo dos resíduos suínos, a separação sólido-líquido se caracteriza como a etapa inicial e fundamental para a viabilidade das práticas subsequentes. A separação (Figura 1) possibilita a divisão das tecnologias em duas rotas, sendo uma sólida e uma líquida, em função da característica do resíduo e do objetivo final (Hollas *et al.*, 2021).

Um dos principais desafios do tratamento de resíduos animais é agregar valor aos resíduos com o menor custo, e por meio da separação sólido-líquido é possível potencializar os benefícios, em termos de recuperação de energia e aproveitamento de nutrientes, reduzindo os custos do sistema. O projeto para uma etapa de separação de sólidos deve considerar as propriedades físicas e químicas do dejetos e qual é sua finalidade, assim determinando de forma eficaz qual tecnologia a ser adotada (Hjorth *et al.*, 2010).

O objetivo deste capítulo é apresentar as principais tecnologias associadas aos processos de separação sólido-líquido, por meio de processos físicos e físico-químicos, usuais aos sistemas de tratamento de

resíduos animais. Desta forma, pretende servir como um guia para a tomada de decisão da tecnologia a ser empregada, em função das estruturas necessárias e objetivos posteriores a essa etapa, tendo como público-alvo todo o setor relacionado à atividade suinícola.

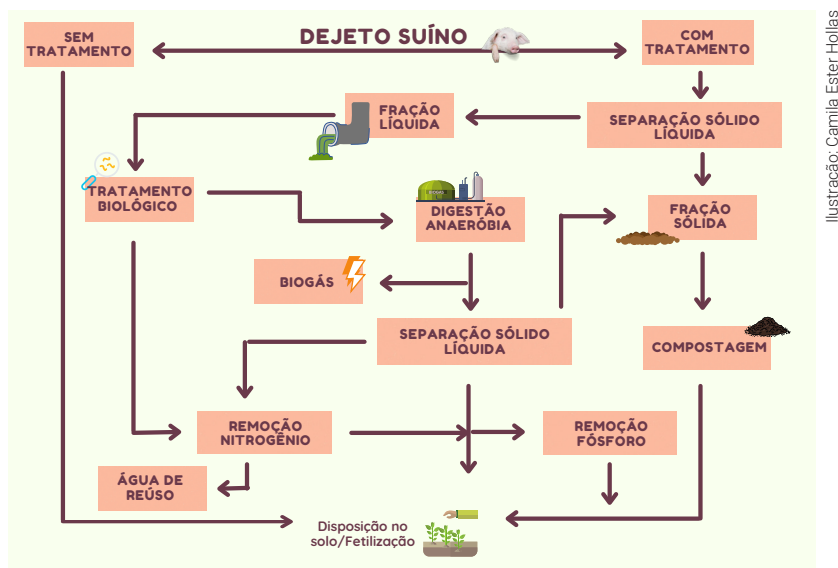


Ilustração: Camilla Ester-Hollas

Figura 1. Representação esquemática dos fluxos de tratamento de dejetos suínos envolvendo separação sólido-líquido.

Tratamento físico

Os sólidos presentes nos resíduos animais, basicamente, podem ser divididos em função do seu tamanho: em suspensão ($>0,01$ mm), coloidais ($0,001-0,01$ mm) ou dissolvidos ($<0,001$ mm), o que engloba quase que toda a matéria seca presente no dejetos (Tabela 1). Nesse sentido, os processos físicos têm como objetivo a remoção das partículas sólidas suspensas e discretas, ou seja, as que não estão solubilizadas no efluente. Para isso, comumente dispositivos mecânicos são empregados por meio de mecanismos como centrifugação, filtração, prensaagem e/ou peneiramento (Burton, 2007).

Tabela 1. Distribuição da matéria seca dos dejetos suínos e a solubilidade dos principais componentes presentes no efluente.

| Componentes | % da matéria seca | Proporção insolúvel (%) |
|--|-------------------|---------------------------|
| Sólidos totais | 100 | 60 a 80 |
| Sólidos voláteis | 70–85 | 60 a 80 |
| Total de sólidos suspensos | 80–90 | aproximadamente 100 |
| Sólidos suspensos voláteis | 70–75 | aproximadamente 100 |
| Demanda química de oxigênio (DQO) | 100–150 | 30 a 70 |
| Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅) | 30–40 | 20 a 40 |
| Ácidos graxos voláteis | 4–12 | <10 |
| Nitrogênio Kjeldahl | 7–12 | 30 a 50 – fração orgânica |
| Nitrogênio orgânico | 3– 5 | > 70 |
| Nitrogênio amoniacal | 3–7 | < 10 |
| Fósforo (como P) | 2–3 | 20 a 90 – depende do pH |
| Potássio (como K) | 2–4 | desprezível |
| Cobre | 0,1–0,2 | > que 80 – depende do pH |
| Zinco | 0,1–0,2 | > que 80 – depende do pH |

Fonte: Adaptado de Burton, (2007).

Peneiramento

As peneiras são dispositivos mecânicos usados para remoção/ retenção das partículas grosseiras, com diâmetro superior ao crivo da peneira, normalmente superiores a 1 mm. Portanto, o processo compreende a passagem do efluente sobre uma tela com a retenção das partículas sólidas (Kunz *et al.*, 2009).

Basicamente, as peneiras podem ser do tipo estática, de tambor rotativo, vibratórias, prensa-parafuso ou com escovas rotativas. Elas apresentam crivos que variam de 0,5 a 2,0 mm, com eficiência média de 30% na remoção dos sólidos totais presentes nos dejetos suínos. Para demais compostos como nitrogênio e potássio, as eficiências de separação são baixas (10-20%) devido à solubilidade desses compostos, que acabam ficando na fração líquida (Burton, 2007). No entanto,

a separação do nitrogênio pode ser potencializada se o processo for realizado no menor tempo possível de estocagem, uma vez que a fração solúvel de nitrogênio aumenta cerca de 20% nos primeiros oito dias de estocagem. Sendo assim, quanto mais rápido for o peneiramento, maior será a eficiência de remoção de nitrogênio (Kunz *et al.*, 2009).

A peneira de escovas rotativas, com crivo de 2,0 mm, é a mais usual. Ela é preferencialmente utilizada devido à facilidade de operação proporcionada pela capacidade autolimpante das escovas rotativas, além da geração de um resíduo sólido, que pode favorecer a aplicação no solo ou destino para compostagem/digestão anaeróbia (Figura 2A). Porém, se o objetivo for um resíduo mais seco (teor de umidade <30%), as prensas-parafuso (crivo de 2,0 mm) são as mais adequadas, em comparação às peneiras, devido ao mecanismo de funcionamento, no qual uma rosca sem fim pressiona o líquido sobre a tela filtrante, favorecendo a separação e, conseqüentemente, gerando sólido residual com menor teor de umidade (Figura 2B). Entretanto, vale ressaltar que as prensas parafuso apresentam um melhor funcionamento para efluentes bovinos, os quais apresentam maiores teores de fibra em sua composição. Para dejetos suínos, recomenda-se o uso das prensas parafuso com crivos menores (< 2,0 mm). No entanto, essa redução da área filtrante pode levar a problemas mecânicos pelo aumento de carga e consequente obstrução da peneira (Hjorth *et al.*, 2010).



Figura 2. Peneira estática de escovas rotativas (A) e prensa-parafuso (B).

Um dos fatores limitantes para a aplicação do peneiramento é o tempo de estocagem dos resíduos nas calhas, dentro das instalações produtivas, que não deve ser superior a oito dias, devido ao comprometimento da separação, em função da degradação e solubilização do material sólido. Além disso, como desvantagens do processo, pode-se elencar os custos envolvidos com os equipamentos, tubulações e energia para acionamento das bombas, que encarecem o processo (Hollas *et al.*, 2021; Kunz *et al.*, 2009).

As peneiras podem ser instaladas como sendo a primeira etapa de um sistema de tratamento, de preferência após um tanque de equalização para ajuste de vazão. Para o dimensionamento deve-se utilizar a vazão máxima do projeto, considerando uma taxa de aplicação superficial na faixa de 24 a 72 m³.m⁻².h⁻¹. A maioria das tabelas dos fabricantes é projetada em função da vazão e para uma taxa de aplicação superficial média de 50 m³.m⁻².h⁻¹, o que facilita a escolha do tamanho adequado, em função da área necessária para a vazão aplicada (Dezotti, 2008). A Tabela 2 exemplifica e relaciona algumas faixas de vazão com a área filtrante para o dimensionamento de uma peneira estática de escovas rotativas com crivo de 2 mm, considerando uma taxa de aplicação superficial de 50 m³.m⁻².h⁻¹.

Tabela 2. Especificações técnicas para o dimensionamento de uma peneira de escovas rotativas com crivo de 2 mm.

| Vazão (m ³ .h ⁻¹) | Área filtrante (m ²) |
|--|----------------------------------|
| 26 | 0,5 |
| 50 | 1,0 |
| 74 | 1,5 |
| 103 | 2,0 |
| 124 | 2,5 |
| 150 | 3,0 |

Observação

Vale ressaltar que as empresas fornecedoras do equipamento já fornecem o dimensionamento da peneira em função da vazão nominal requerida.

Exemplo 1

Para dimensionar uma peneira estática de escovas rotativas para uma granja de suínos UPD (unidade produtora de desmamados), com 5.000 fêmeas (matrizes), será considerando a locação da granja no estado de Santa Catarina, que tem em média uma produção de dejetos de 16,2 L.matriz⁻¹.d⁻¹, de acordo com o órgão ambiental do estado de Santa Catarina (IMA, 2021):

1. Estimar o volume de dejetos produzidos diariamente:

$$Q = PDM \cdot NM \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

Q = Vazão de dejetos gerada (m³.d⁻¹)

PDM = Produção de dejetos por matriz (m³.matriz⁻¹.d⁻¹)

NM = Número de matrizes alojadas

Sendo assim:

$$Q = 0,0162 \cdot 5000 = 81 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

2. Em uma situação em que a peneira vai operar duas horas diariamente, a vazão que chega à peneira (por gravidade ou bombeamento) será de 40,5 m³.h⁻¹. Assim, é possível determinar as dimensões da peneira com base nos valores do fabricante e vazão de operação:

- Considerando os valores da Tabela 2, para um crivo de peneira de 2,0 mm e uma vazão de 40,5 m³.h⁻¹, a peneira deverá ter uma área filtrante de 1,0 m², sendo que os valores de comprimento de largura variam em função do fabricante.

Desarenação

As caixas de areia têm como objetivo a retenção de detritos inertes, como areia, terra, partículas de metal e outras, que não degradam, apresentam alta densidade (sólidos discretos) e, conseqüentemente, sedimentam rapidamente. Essas partículas são oriundas dos proces-

dos de lavagem das instalações suinícolas e apresentam diâmetros que variam de 0,2 a 0,4 mm, não sendo retidas nas etapas de peneiramento (Metcalf; Eddy, 2003).

A retirada desse material é fundamental para a proteção de equipamentos e processos subsequentes. Ele possui potencial de provocar danos em bombas, válvulas, registros e tubulações devido à abrasão e entupimento que originam, podendo ainda promover o assoreamento de lagoas e biodigestores. Fica claro, então, que a sua retirada é uma importante ferramenta de controle em prol do aumento da vida útil de equipamentos e processos (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

Comumente, esses dispositivos são construídos com caixas de câmara dupla, que permitem a limpeza da câmara sem interrompimento do fluxo do dejetos (Figura 3). Além disso, para promoção da sedimentação apenas das partículas inertes, é adotado como base uma velocidade de escoamento do líquido de $0,3 \text{ m.s}^{-1}$ (V_1), o que diminui a possibilidade de que material orgânico seja depositado na caixa de areia. Além desse valor, outras premissas são assumidas para o dimensionamento. São eles: a velocidade de sedimentação da areia, como sendo de $0,02 \text{ m.s}^{-1}$ (V_2), e a velocidade mínima na entrada do canal, de $0,6 \text{ m.s}^{-1}$ (V_3) (Dezotti, 2008).

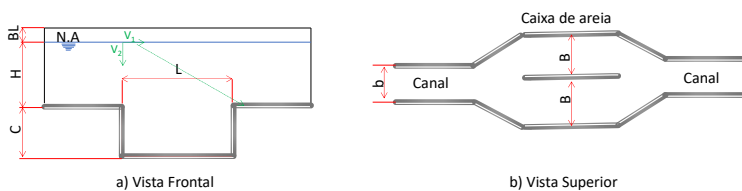


Figura 3. Representação esquemática de uma caixa de areia.

- a) Vista frontal de uma caixa de areia (H = Altura da câmara, C = Altura da caixa de areia, $N.A.$ = nível da água, V_1 = velocidade de deslocamento da partícula na horizontal, V_2 = velocidade de deslocamento da partícula na vertical, L = comprimento da câmara).
- b) Vista superior de uma caixa de areia (b = Largura da entrada da câmara, B = Largura da câmara).

Fonte: Adaptado de Dezotti (2008).

Exemplo 2

Para dimensionar uma caixa de areia para uma UPD de 5.000 matrizes e vazão de $81 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, com operação diária de 2 h correspondendo a uma vazão de operação de $40,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$:

1. Consideração do tempo de deposição das partículas em função da velocidade para encontrar a relação comprimento altura:

- Conforme apresentado na Figura 3, a velocidade de deslocamento da partícula na horizontal (V_1) é função do comprimento da câmara (L) e do tempo necessário para a partícula sedimentar nessa distância (t_1). Com isso, tem-se:

$$V_1 = \frac{L}{t_1} \quad \text{Equação 2}$$

- O mesmo ocorre em função da velocidade de deslocamento da partícula na vertical (V_2), que leva um determinado tempo (t_2) até sedimentar em função da altura da câmara (H). Com isso, tem-se:

$$V_2 = \frac{H}{t_2} \quad \text{Equação 3}$$

- Além disso, o tempo que uma partícula sedimenta é o mesmo considerando a distância vertical ou horizontal. Assim, podemos assumir que t_1 é igual a t_2 , logo:

$$\frac{L}{V_1} = \frac{H}{V_2} \quad \text{Equação 4}$$

- Considerando V_1 de $0,3 \text{ m s}^{-1}$ e V_2 de $0,02 \text{ m s}^{-1}$:

$$L = \frac{V_1}{V_2} \cdot H = \frac{0,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}}{0,02 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}} \times H$$

$$L = 15 \cdot H$$

- Com isso, se tem a primeira relação para determinar o comprimento da câmara. Usualmente, é considerado um fator de segurança (F_s) para garantir que a partícula sedimente, logo:

$$L = F_s \cdot 15 \cdot H \quad \text{Equação 5}$$

2. Determinação da altura (H), com base na vazão de efluente e área das câmaras:

- Considerando que a vazão do efluente é função da velocidade de deslocamento da partícula na horizontal (V_1) e da área da câmara, função da altura (H) e da largura (B) da mesma:-se:

$$Q_{\text{máx}} = V_1 \cdot B \cdot H \quad \text{Equação 6}$$

- Uma premissa usual é admitirmos que a largura é 2 vezes o valor da altura:

$$B = 2 \cdot H \quad \text{Equação 7}$$

- Substituindo a relação da Equação 7 na Equação 6:

$$H = \sqrt{\frac{Q_{\text{máx}}}{2 \cdot V_1}} \quad \text{Equação 8}$$

$$H = \sqrt{\frac{40,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{2 \cdot 0,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}}} = \sqrt{\frac{1,125 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{2 \cdot 0,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}}} = 0,14 \text{ m}$$

- Substituindo o valor da altura na Equação 7, se obtêm o valor da largura da câmara:

$$B = 2 \cdot 0,14 \text{ m} = 0,28 \text{ m}$$

- Considerando a NBR 12209 (ABNT, 1992), a largura mínima a ser considerada é 0,30 m.
- Substituindo o valor da altura na Equação 5, e considerando um fator de segurança (F_s) de 20%, ou seja, 1,2, se obtêm o comprimento da câmara:

$$L = 1,2 \cdot 15 \cdot 0,14 \text{ m} = 2,50 \text{ m}$$

3. Determinação da largura da entrada da câmara (b), com base na vazão de efluente e área do canal, considerando a velocidade mínima na entrada do canal (V_3):

$$Q_{m\acute{a}x} = V_3 \cdot b \cdot H \quad \text{Equação 9}$$

$$b = \frac{Q_{m\acute{a}x}}{V_3 \cdot H} = \frac{1,125 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{0,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot 0,14 \text{ m}} = 0,13 \text{ m}$$

4. Verificar se a taxa de aplicação superficial (TAS) está entre 25 e 54 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, conforme NBR 12209 (ABNT, 1992):

$$\text{TAS} = \frac{Q_{m\acute{a}x}}{L \times B} = \frac{40,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{2,5 \text{ m} \cdot 0,3 \text{ m}} = 54 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} \quad \text{Equação 10}$$

- Portanto, a TAS, apesar de estar no limite superior, ainda está dentro dos valores recomendados, atendendo assim a faixa requerida (entre 25 e 54 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$).

5. Dimensionamento da caixa de retenção de areia, localizada na parte inferior, onde o material ficará depositado, ou seja, da altura C (Figura 3):

- Para dimensionar a caixa de retenção de areia é necessário o conhecimento do volume de sólidos inertes sedimentáveis presentes no efluente (S_{si}). Considerando um valor de S_{si} para dejetos suínos de 4,5 $\text{mL} \cdot \text{L}^{-1}$ (equivalente a 0,0045 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) e a vazão diária de 81 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, o volume de sólidos armazenado diariamente (V_s) deverá ser de:

$$V_s = Q_{m\acute{a}x} \cdot S_{si} \quad \text{Equação 11}$$

$$V_s = 81 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \cdot 0,0045 = 0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

- Após a determinação do volume de sólidos armazenado diariamente (V_s), deve-se considerar o intervalo de limpeza da caixa, para assim encontrar o volume da caixa (V_c). Considerando um intervalo de limpeza (IL) de 1 dia:

$$V_c = V_s \cdot IL \quad \text{Equação 12}$$

$$V_c = 0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \cdot 1 \text{ d} = 0,36 \text{ m}^3$$

- Determinado o seu volume é possível encontrar a altura (C) da caixa de retenção, considerando a largura ($B=0,3$) e comprimento ($L=0,4$ m):

$$Vc = C . B . L \quad \text{Equação 13}$$

$$C = \frac{0,36 \text{ m}^3}{0,3 \text{ m} . 2,5 \text{ m}} = 0,27 \text{ m} = 0,3 \text{ m}$$

Sedimentação pelo uso de decantadores

A sedimentação atua na remoção dos sólidos em suspensão (<1,0 mm), os quais não foram retidos nas peneiras ou filtros. Essa separação das partículas sólidas discretas ocorre por meio da gravidade, em função da sedimentação dos sólidos com densidade superior à do líquido. As grandes vantagens da sedimentação são a simplicidade e o baixo custo devido a não utilização de aditivos químicos para promover a separação.

Em contrapartida, esse processo necessita estar alinhado a um manejo adequado dos dejetos, uma vez que a armazenagem pode comprometer a eficiência da separação. Por isso, tempos de retenção do dejetos nas calhas, dentro das unidades produtivas, superiores a cinco dias não são adequados para o tratamento via sedimentação devido à degradação do material sólido e consequente desestabilização e solubilização das partículas (Hollas *et al.*, 2021).

Os decantadores são os dispositivos empregados para a sedimentação. Esses, por sua vez, são constituídos basicamente de um tanque com saída do lodo no fundo e saída do líquido clarificado no topo. Apesar de apresentarem algumas formas distintas, os mais usuais são os decantadores retangulares, com fundo inclinado, e os de topo circular, com fundo cônico (Figura 4). Sua instalação pode ser feita no início do sistema de tratamento, bem como após as etapas de peneiramento e/ou desarenação; ou no final, após processos biológicos, como nitrificação/desnitrificação, para separação da biomassa (Metcalf; Eddy, 2003; Sperling, 2007).

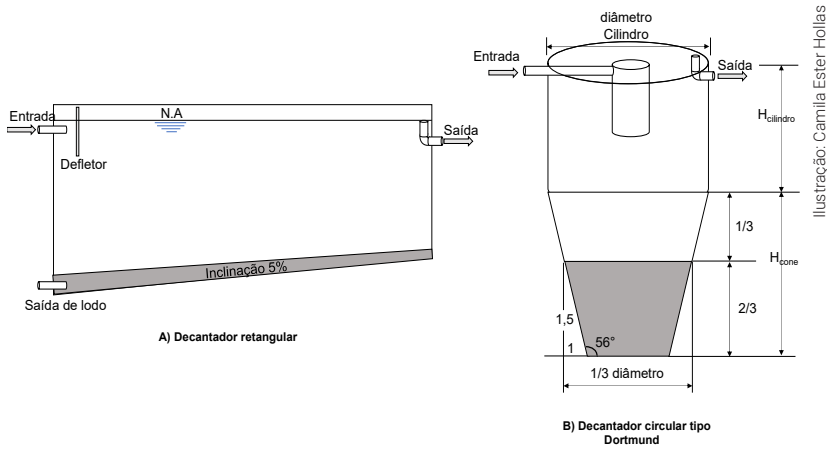


Figura 4. Representação esquemática: (A) decantador retangular; (B) decantador circular tipo Dortmund.

Para sistemas de tratamento de dejetos suínos, a sedimentação é fundamental para maximizar o aproveitamento energético na etapa de digestão anaeróbia. Esse processo permite o aproveitamento da fração altamente biodegradável (líquida) e da fração menos lábil (sólida), que pode ser digerida em reatores do tipo CSTR ou direcionada à compostagem.

Além de promover maior segurança ao processo, ampliando a vida útil dos reatores, a sedimentação potencializa a redução dos riscos de sobrecarga devido a não deposição de sólidos nos reatores (Amaral *et al.*, 2016; Sperling, 2007). Já para os processos biológicos de nitrificação/desnitrificação, a redução da carga de sólidos antes da entrada do sistema permite a redução dos custos com a aeração do processo. Ao final, permitem também a recirculação da biomassa decantada (Hollas *et al.*, 2019).

Quando somada a eficiência de separação das partículas grosseiras por peneiramento com a sedimentação das partículas flocculentas, a remoção de sólidos e fósforo total dos dejetos suínos pode ser superior a 70%, valores expressivos que contribuem no manejo dos resíduos animais em sistemas de tratamento. Além disso, a sedimentação, as-

sim como a etapa de peneiramento, apresenta limitações na remoção de compostos como nitrogênio, potássio e compostos solúveis (Riaño; García-González, 2014).

O sucesso dessa tecnologia depende principalmente do dimensionamento adequado do sistema e do tempo de retenção necessários. Os tamanhos dos tanques são variáveis em função da vazão e da concentração de sólidos presentes nos dejetos. Para dejetos suínos, os decantadores do tipo retangular (Figura 4A) são os mais adequados para grandes instalações, enquanto os do tipo Dortmund (Figura 4B) são os mais adequados para sistemas compactos. Para o dimensionamento de um decantador, deve-se considerar a taxa de aplicação de escoamento superficial (TES), que varia de 1,5 a 4,5 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$, além de um tempo de retenção hidráulica, que varia de 1 a 3 h (Kunz *et al.*, 2019).

Exemplo 3

Para dimensionar um decantador para uma UPD de 5.000 matrizes e vazão de 81 $m^3.d^{-1}$, com operação de 8 h, correspondendo a uma vazão de operação de 10,2 $m^3.h^{-1}$, são necessários os seguintes passos:

1. Determinação da área superficial (A_s) do decantador em função da vazão e da taxa de aplicação de escoamento superficial (TES = 4,5 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$ = 0,1875 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$):

$$A_s = \frac{Q_{m\acute{a}x}}{TES} \quad \text{Equação 14}$$

$$A_s = \frac{10,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{0,1875 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}} = 54 \text{ m}^2$$

2. Determinação do volume do decantador (V_d), considerando a vazão e o tempo de retenção hidráulica (TRH) de 3 horas:

$$V_d = Q_{m\acute{a}x} \times \text{TRH} \quad \text{Equação 15}$$

$$V_d = 10,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot 3 \text{ h} = 30,6 \text{ m}^3$$

3. Determinação da altura do leito do decantador (h), em função do volume do decantador (Vd) e da área superficial (A_s):

$$h = \frac{V_d}{A_s} \quad \text{Equação 16}$$

$$h = \frac{30,6 \text{ m}^3}{54 \text{ m}^2} = 0,57 \text{ m} = 0,60 \text{ m}^*$$

*Por conveniência, o valor da altura do leito do decantador (h) calculado é arredondado para 0,60 m.

4. Para decantador circular determina-se o diâmetro do decantador (D), em função da área superficial (A_s). Caso o decantador seja retangular, determina-se a largura (L), em função da área superficial (A_s) e assume que o comprimento é duas vezes o valor da largura:

Decantador circular:

$$D = \sqrt{\frac{4 \times A_s}{\pi}} \quad \text{Equação 17}$$

$$D = \sqrt{\frac{4 \times 54 \text{ m}^2}{\pi}} = 8,32 \text{ m}$$

Decantador retangular:

$$L = \sqrt{\frac{A_s}{2}} \quad \text{Equação 18}$$

$$D = \sqrt{\frac{54 \text{ m}^2}{2}} = 5,22 \text{ m} \quad \text{Equação 19}$$

$$C = 2 \times L$$

$$C = 2 \times 5,22 \text{ m} = 10,4 \text{ m}$$

Vale ressaltar que a vazão de retirada do lodo do fundo deve ser de 10% da vazão de alimentação. A retirada do material excedente é realizada comumente por sucção ou pressão hidrostática, e direcionada a processos de compostagem ou digestão de lodo. Além disso, para decantadores retangulares deve ser adotada uma declividade de 5% no fundo para facilitar a remoção do lodo, enquanto para os decantadores circulares a inclinação do cone deve ser de 56° , além de respeitar as relações conforme apresentado na Figura 4 (Kunz; Steinmezt; Amaral, 2019; Metcalf; Eddy, 2003).

Tratamento físico-químico

Como apresentado até o momento, as tecnologias físicas de tratamento apresentam algumas limitações, principalmente em termos de eficiência de remoção e segurança na aplicação, em função da característica do material particulado presente nos dejetos suínos. Com isso, o uso de polímeros para coagulação (processo químico), floculação e precipitação (processos físicos) são operações preliminares que melhoram a separação sólido-líquido de dejetos suínos (Hjorth *et al.*, 2010; Riaño; García-González, 2014).

Diferente da sedimentação simples, o uso de aditivos químicos promove a remoção das partículas coloidais, além das discretas, em função da desestabilização das cargas negativas presentes nesses materiais, que fazem com elas se repilam, impedindo o processo de agregação e sedimentação. Isso pode ser realizado através da adição de polímeros, ou seja, compostos químicos, que atuam na neutralização das cargas que recobrem a superfície da partícula sólida, ou seja, removem a barreira eletrostática que impossibilita a agregação e sedimentação. A adição de um agente floculante facilita os processos de coagulação, agregação e adensamento dos flocos, promovendo uma melhor sedimentação (Dezotti, 2008; Hjorth *et al.*, 2010).

Para que isso ocorra, o agente coagulante deve ser rapidamente e uniformemente distribuído, em uma câmara conhecida como de unidade de mistura rápida. Essa etapa, por sua vez, pode ser realizada por

qualquer dispositivo que consiga promover uma mistura eficiente. Misturadores tubulares, calhas Parshall, vertedores, ressaltos hidráulicos e tanques agitados podem ser empregados com esse objetivo. Já para que a formação dos flocos seja favorecida, a velocidade de mistura deve ser reduzida. Logo, a câmara é conhecida como unidade de mistura lenta. Posterior a esses processos, o efluente é direcionado a decantadores para sedimentação do material floculado (Metcalf; Eddy, 2003) (conforme já discutido no item sobre Sedimentação pelo uso de decantadores).

Muitos agentes coagulantes podem ser utilizados para a promoção eficiente da remoção dos sólidos via precipitação química. Usualmente, sais inorgânicos de ferro e alumínio são empregados devido à alta valência que apresentam (Fe^{+3} e Al^{+3}), o que facilita a neutralização das cargas negativas. Entretanto, esses compostos permanecem no lodo, pois não são biodegradáveis. Com isso, comprometem o uso agrônomico do lodo, que, se disposto no solo, pode acumular estes metais, causando problemas às plantas, além de interferir no equilíbrio químico do solo, alterando a capacidade de troca de cátions e a salinidade. Devido a isso, compostos orgânicos de fontes naturais são as opções mais viáveis em termos ambientais e de segurança do processo (Tonhato Junior *et al.*, 2019).

Os taninos vegetais vêm sendo empregados como substitutos a esses sais inorgânicos, pois, além de serem biodegradáveis, são de fonte renovável, extraídos de árvores tanantes (acácia negra), abundantes na flora brasileira. Complementar ao tanino, as poliacrilamidas (PAM), que são polímeros orgânicos sintéticos, também são empregadas de forma eficaz no tratamento de dejetos suínos, auxiliando no adensamento do lodo, utilizadas na etapa de mistura lenta. Esses compostos apresentam alta eficiência na remoção de matéria orgânica, em torno de 50% de DQO, de 20% de nitrogênio, 70% de metais e 80% de fósforo (Kunz; Miele; Steinmetz, 2010).

Operacionalmente, para a etapa de coagulação, as concentrações de tanino e de PAM devem ser otimizadas em função das características dos sólidos presentes nos efluentes. Para isso, o ideal é a realização

de testes de jarro, com velocidade de mistura controlada e adição dos produtos em diferentes dosagens, a fim de determinar qual dosagem resultará nas melhores eficiências de separação. Para dejetos suínos, em média, o recomendado é a adição de 2 L de tanino para cada m³ de dejetos a ser tratado, isso sob mistura rápida. Já a poliacrilamida deve ser adicionada na etapa de mistura lenta, na concentração 2 g para cada m³ de dejetos a ser tratado. Cabe ressaltar que esses valores podem variar em função da característica do dejetos, o que torna importante a otimização desses valores para as condições reais da granja (Kunz; Miele; Steinmetz, 2010, 2009; Steinmetz *et al.*, 2007).

Exemplo 4

Para dimensionar uma unidade de mistura de tubos, será considerada uma UPD de 5.000 matrizes e vazão de 81 m³.d⁻¹, com operação de 8 h, o que corresponde a uma vazão de operação de 10,2 m³.h⁻¹. Além disso, o sistema opera com uma tubulação de 110 mm (4 polegadas) para transporte do efluente. Para promover a mistura é preciso estranhar a seção de entrada do efluente no misturador. Para isso, será adotada uma tubulação com diâmetro comercial uma vez inferior à tubulação existente, utilizando, no caso, a de 85 mm (ou 3 polegadas), com área de seção transversal de 4,42x10⁻³.m²:

1. Determinar a velocidade (V) do efluente no misturador, para a tubulação de 85 mm (com área da seção transversal de 4,42 10⁻³.m²) e vazão de operação (Q_{máx}) de 2,84 10⁻³.m³.s⁻¹:

$$V = \frac{Q_{máx}}{A} \quad \text{Equação 20}$$

$$V = \frac{2,84 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{4,42 \cdot 10^{-3} \cdot \text{m}^2} = 0,64 \text{ m s}^{-1}$$

2. Determinar o comprimento total da tubulação (C), considerando a velocidade (0,64 m.s⁻¹) e o tempo de deslocamento (Td) de 1 minuto (60 s):

$$C = V \cdot Td \quad \text{Equação 21}$$

$$C = 0,64 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot 60 \text{ s} = 38,6 \text{ m}$$

Esse comprimento pode ser dividido em seções de 2,2 m e conectado por meio de curvas de 90°, totalizando 18 seções. Assim como pode ser visualizado na Figura 5, organizando três sessões por andar resultará em seis andares (valores que podem variar em função do comprimento dimensionado, ou do espaço disponível para instalação). Além disso, a entrada de tanino será realizada juntamente na seção de estrangulamento, ou seja, juntamente com a entrada de efluente no misturador, enquanto a entrada de PAM será realizada após 1/3 do comprimento total, onde a agitação já não é tão vigorosa. Ou seja, no final do 6º tubo/seção.

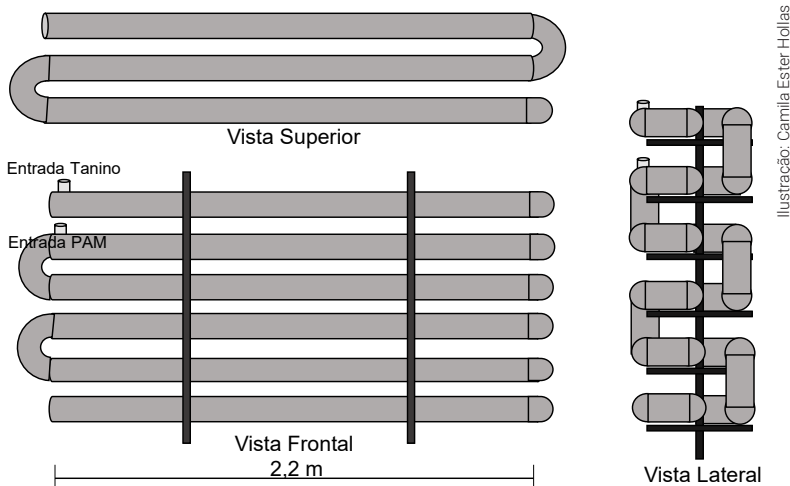


Figura 5. Representação esquemática de um misturador estático tubular para promoção da coagulação e floculação.

Considerações finais

As etapas de separação sólido-líquido são fundamentais para o bom funcionamento de um sistema de tratamento de dejetos suínos. O controle operacional, em especial da vazão de operação, é de extrema importância para assegurar o perfeito funcionamento do sistema de

separação sólido-líquido. Não ultrapassar a vazão nominal é a garantia que essa etapa irá funcionar com alta eficiência e atendendo o objetivo proposto. Como apresentado, diversas são as possibilidades para a remoção de sólidos, sendo que a escolha do melhor sistema a ser utilizado dependerá das etapas seguintes de tratamento, em função do grau de eficiência necessária e também dos recursos disponíveis.

Referências

AMARAL, A. C. *et al.* 2016. Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 229–235. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.014>. Acesso em: 27 fev. 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12209**: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

BURTON, C.H. The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. **Livestock Science**. v. 112, n. 3, p. 208–216, dec. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.004>. Acesso em: 27 fev. 2024.

DEZOTTI, M. (coord.). **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

HJORTH, M. *et al.* Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 30, p. 153–180, mar. 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1051/agro/2009010>. Acesso em: 27 fev. 2024.

HOLLAS, C.E. *et al.* Effects of swine manure storage time on solid-liquid separation and biogas production: A life-cycle assessment approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 150, p. 111472, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111472>. Acesso em: 27 fev. 2024.

HOLLAS, C.E. *et al.* Modified Ludzack–Ettinger system role in efficient nitrogen removal from swine manure under high total suspended solids concentration. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, p. 7715–7726, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02326-2>. Acesso em: 27 fev. 2024.

IMA - Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina. **Instrução Normativa 11**: Suinocultura. 2022.

KUNZ, A. *et al.* Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 5, p. 1815–1818, mar. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.09.022>. Acesso em: 27 fev. 2024.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R.L.R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5485–5489, nov. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.039>. Acesso em: 27 fev. 2024.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. (Org). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera, Embrapa, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.21452/978-85-93823-01-5.2019.01>. Acesso em: 27 fev. 2024.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; BORTOLI, M. Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 11, p. 1220–1225, nov. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010001100012>. Acesso em: 27 fev. 2024.

METCALF, L.; EDDY, H.P. **Wastewater engineering treatment and reuse**. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2003.

RIAÑO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M.C. On-farm treatment of swine manure based on solid-liquid separation and biological nitrification-denitrification of the liquid fraction. **Journal of Environmental Management**, v. 132, p. 87–93, jan. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.014>. Acesso em: 27 fev. 2024.

SPERLING, M. Von. Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors. *In*: SPERLING, M. Von. **Biological Wastewater Treatment Series**. London: IWA Publishing, 2007. p. 336.

STEINMETZ, R.L.R. *et al.* Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura com uso de extratos tanantes modificados e aplicação de modelos de otimização multivariada. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientais**, v. 1, n. 2, 2007. Disponível em: <https://revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/14373>. Acesso em: 27 fev. 2024.

TONHATO JUNIOR, A.; HASAN, S.D.M.; SEBASTIEN, N.Y. Optimization of coagulation/flocculation treatment of brewery wastewater employing organic flocculant based of vegetable tannin. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 230, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4251-5>. Acesso em: 27 fev. 2024.