



Avaliação do desempenho de um reator compartimentado para eliminação de metais pesados

Evaluation of the performance of a compartment reactor for the disposal of heavy metals

DOI: 10.56238/isevmjv2n4-018

Recebimento dos originais: 04/07/2023

Aceitação para publicação: 25/08/2023

Ariston da Silva Melo Júnior

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/0010807076892082>

Kleber Aristides Ribeiro

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/8299301338155638>

Erison da Silva Melo

RESUMO

A disposição final inadequada de resíduos líquidos, principalmente os efluentes dos processos industriais e o esgoto doméstico, tem causado sérios problemas ambientais, especialmente nas grandes cidades. Cerca de 70.000 compostos químicos estão disponíveis no mercado e 500 a 1000 compostos são produzidos anualmente, os quais, de alguma forma, são descartados como efluentes domésticos ou industriais, sendo responsáveis pela contaminação dos corpos hídricos. Em face da catástrofe ambiental que se apresenta para garantir a preservação do modo de vida da humanidade, os sistemas de tratamento de esgoto, sobretudo os ditos alternativos se apresentam como uma fonte benéfica e importante para estudo e desenvolvimento nos centros de pesquisas fora e dentro do Brasil. Tal destaque aos sistemas alternativos se deve ao baixo custo relativo de implantação e maior facilidade de manuseio e manutenção. Entre os sistemas alternativos de tratamento em constante estudo têm-se os reatores anaeróbicos. Os reatores anaeróbicos são uma importante ferramenta sanitária de utilização pelo fato de necessita baixo tempo de detenção hidráulico e área útil para implantação. São compartimentos que promovem o tratamento a partir das reações bioquímicas presentes pelas bactérias contidas no esgoto. A presente pesquisa contou com o monitoramento na remoção de metais pesados existentes num sistema piloto implantado na UNICAMP durante o mês de janeiro de 2023. O sistema avaliado as concentrações de entrada e saída do sistema e contou com a técnica de radiação síncrotron para detecção de metais e demais elementos químicos. Para o período cinco semanas de estudo, os resultados iniciais mostraram uma eficiência percentual para os compostos de: fósforo (50,05%); enxofre (já comentado); cloro (51,12%); potássio (51,15%) e zinco (52,63%). Assim, mostrando o grande impacto positivo do sistema de reator anaeróbico.

Palavra-chave: Meio ambiente, Reuso, Contaminação, Sustentabilidade.

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos tem-se presenciado, nos avanços tecnológicos no tratamento de esgoto, a viabilização de projetos de sistemas com grande eficiência para o tratamento de águas

residuárias; contudo, essas novas tecnologias estão voltadas, sobretudo para o tratamento de grandes volumes de resíduos e para grandes cidades.

Em grandes centros urbanos, em particular nas regiões brasileiras Sudeste e Sul, o solo das bacias dos rios apresenta alta densidade demográfica, devido à presença de indústrias.

Segundo Silva e Nour (2005) a água dos rios dessas bacias não indica características de água potável, ou seja, que não demandam tratamento sofisticado.

Para Silva e Nour (2005) o solo é ocupado, ainda, por propriedades agrícolas que também geram produtos que poluem e contaminam os corpos de água (ou mananciais) superficiais e subterrâneos.

De modo geral, pouca atenção se dá ao tratamento de efluentes líquidos gerados nas propriedades rurais, principalmente os esgotos de origem sanitária que, mesmo não apresentando concentração elevada de compostos poluidores, tem quantidade considerável lançada sem o devido tratamento nos corpos d'água mais próximos desta propriedade.

É pequena a porcentagem de esgoto que pode receber qualquer tipo de tratamento, razão por que são cada vez mais sofisticados e onerosos os sistemas de tratamento das águas superficiais destinadas ao abastecimento municipal e rural.

O grau de tratamento necessário depende das características dos esgotos e das possibilidades locais (SILVA e NOUR, 2005).

Segundo Zanella (1999) poucos projetos de tratamento de esgoto doméstico propõem desenvolver tecnologias voltadas à população rural, ressaltando-se que os sistemas de tratamento anaeróbio de baixo custo constituem uma alternativa economicamente viável, como tanques sépticos, lagoas de estabilização, reatores anaeróbios, reuso e disposição no solo, leitões cultivados e outros.

Uma opção para solucionar o problema que as atividades zootécnicas e agrícolas causam aos recursos hídricos é o reator compartimentado anaeróbio.

Segundo Zanella (1999) e Silva (2001) o reator compartimentado mostrou-se promissor no tratamento de águas residuárias, pela eficiência na remoção de matéria orgânica e sólida em suspensão, pelo baixo custo de implantação e operação e pela simplicidade de operação.

Dessa forma, o objetivo dessa pesquisa foi avaliar um projeto temático de um reator anaeróbico projetado e operacional nas instalações da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).

Para essa pesquisa focou-se o desempenho da remoção de metais pesados presentes no efluente da FEAGRI.

O esgoto foi coletado e posteriormente analisado pela técnica de radiação síncrotron no Laboratório Nacional de Luz Síncrotron (LNLS) em Campinas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DO LODO DE ESGOTO E SUA RELAÇÃO COM A PRESENÇA DE METAIS

Segundo Aisse *et al.* (1999), lodo, mistura de matéria orgânica e inorgânica, é uma denominação genérica para os sólidos que se acumulam no sistema de tratamento de esgoto, que devem, periódica ou continuamente, de acordo com o sistema de tratamento, ser descartados.

Nos processos biológicos de tratamento, parte da matéria orgânica é adsorvida e convertida, fazendo parte da biomassa microbiana, denominada genericamente de lodo biológico ou secundário, composto principalmente de sólidos biológicos, e por isso também chamado de biossólido. Para que esse termo seja adotado, é necessário ainda que suas características químicas e biológicas sejam compatíveis com o emprego produtivo (SPERLING e ANDREOLI, 2001).

Quanto às características físicas do lodo, Ferreira e Andreoli (1999) citaram que o resíduo geralmente se encontra em forma líquida ou líquido semissólido, contendo normalmente entre 0,25 a 12% de sólidos.

Para Sperling e Gonçalves (2001), a umidade influi nas propriedades mecânicas do lodo, as quais influenciam no tipo de manuseio e disposição final.

Um lodo com um teor de sólidos secos de 2,0% possui umidade de 98%, o que significa que, em cada 100 kg de lodo, 98 kg são de água e 2 kg de sólidos. O pH do lodo situa-se próximo à neutralidade (entre 6,0 a 7,0); o teor de carbono orgânico é de aproximadamente 30%; e os teores de nitrogênio, fósforo e enxofre são relativamente altos. Os teores de sódio (Na) podem ser altos e o lodo pode ter altas concentrações de micronutrientes e de metais pesados (MEURER, 2006).

A concentração de metais pesados do lodo é um dos controles fundamentais para seu uso seguro (MELO JÚNIOR, 2017).

Alguns são micronutrientes necessários às plantas, como cobre (Cu) e zinco (Zn). Outros, além de não serem necessários, podem se acumular no solo em níveis tóxicos às plantas e ao homem (MEURER, 2006).

O risco associado aos metais pesados do lodo está principalmente ligado ao fato de o solo ser capaz de estocar esses metais. Embora os metais pesados sejam cumulativos no solo, diversos fatores do solo interferem na dinâmica de sua disponibilidade, como o pH, a capacidade de troca catiônica (CTC), a textura e o teor de matéria orgânica. Dessa forma, dependendo das condições

ambientais, os metais podem estar presentes no solo em formas não disponíveis para as plantas (MEURER, 2006).

Os metais pesados não apenas exercem efeitos negativos sobre o crescimento das plantas, mas também afetam os processos bioquímicos que ocorrem no solo (MEURER, 2006).

A decomposição do material orgânico adicionado ao solo, a mineralização do nitrogênio e a nitrificação podem ser inibidos em locais contaminados por metais pesados (TSUTIYA, 2001).

No solo, reações de adsorção, complexação, oxidação/redução e precipitação controlam a disponibilidade e solubilidade dos metais. Desse modo, o estudo do aproveitamento agrícola de resíduos urbanos contendo altos teores de metais pesados se reveste de grande importância, na medida em que se busca reduzir resíduos poluentes sem, contudo, poluir o ecossistema (DIONÍSIO *et al.*, 1999).

2.2 NUTRIENTES E METAIS PESADOS EM SOLOS EM FUNÇÃO DE DOSES DE LODO DE ESGOTO

Tendo como objetivo avaliar a lixiviação do cádmio em um Latossolo Vermelho Distroférico (alta concentração de óxidos de ferro) e um Nitossolo (alta concentração de argila), Prado e Juliatti (2003) instalaram experimento em colunas de PVC (Policloreto de Vinila) com aplicação de biossólido contaminado com cádmio. Os autores concluíram que o cádmio (Cd) esteve imóvel nos dois solos estudados.

A movimentação do ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e cádmio (Cd) em um solo fertilizado com lodo de esgoto foi estudada por Messias *et al.* (2007). Esses autores montaram colunas preenchidas com amostras de solo misturadas com doses correspondentes a 0, 25, 50 e 75 t ha⁻¹ de lodo de esgoto e observaram aumento nos teores de Cu, Zn, Fe e Cd.

Com relação aos macronutrientes, Trannin *et al.* (2008), em Cambissolo Distrófico (alta concentração de alumínio e baixa fertilidade), observaram maiores teores de carbono orgânico nos solos tratados com lodo de esgoto.

2.3 SISTEMA DE TRATAMENTO ANAERÓBIO POR REATOR ANAERÓBICO

O grande sucesso no desenvolvimento de tecnologias para o tratamento anaeróbico (ou anaeróbio) pode ser atribuído à introdução de reatores de alta taxa, como exemplo, os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) e o filtro anaeróbico nas décadas de 1970 e 1960 respectivamente (SILVA e NOUR, 2005).

As diversas características favoráveis dos sistemas anaeróbicos, passíveis de serem operados com elevados tempos de retenção de sólidos e baixíssimos tempos de detenção hidráulica (θ_h), conferem grande potencial para a sua aplicabilidade no tratamento de águas residuárias de baixa concentração segundo Chernicharo, (1997) e as de alta concentração, como as de suinocultura de acordo com Oliveira (2003).

A configuração do reator UASB consiste basicamente no regime hidráulico de fluxo ascendente e na incorporação de um dispositivo interno de separação sólidos/gás/líquido, dispensando o uso de um meio suporte para crescimento da biomassa. Isto favorece o desenvolvimento e retenção de uma biomassa concentrada e altamente ativa na zona de digestão, na forma de flocos densos ou lodo granulado. Consequentemente, o reator opera com tempos de retenção de sólidos (TRS) muito altos, mesmo quando submetido a um Tempo de Detenção Hidráulico (θ_h) muito baixo (FORESTI e OLIVEIRA, 1995).

Tratar esgotos utilizando reatores anaeróbicos é uma opção positiva, sobretudo, para regiões de clima quente como no caso do Nordeste brasileiro (VANHAANDEL e LETTINGA, 1994).

De acordo com Chernicharo (2007) algumas das vantagens do tratamento anaeróbio são: a baixa produção de sólidos totais em suspensão (STS); baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória chegada.

Foresti e Oliveira (1995) comentam que o sistema de reator anaeróbico tem baixos custos operacionais; baixa demanda de área; baixos custos de implantação; além da produção de metano (CH_4), um gás combustível de elevado teor calorífico; possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses; tolerância a elevadas cargas orgânicas; aplicabilidade em pequena e grande escala e baixo consumo de nutrientes.

2.4 RADIAÇÃO SINCROTRON

A tecnologia de radiação sincrotron consiste na utilização de feixes de radiação por excitação para análise multielementar de diferentes áreas do conhecimento científico (MELO JÚNIOR, 2007).

A Radiação Síncrotron é a radiação eletromagnética emitida por uma carga movendo-se com velocidade de 90% da velocidade da Luz, $270.000 \text{ km.s}^{-1}$, ao longo de uma trajetória curva. Essa condição relativística se aplica, em particular, para partículas circulando em aceleradores de elétrons ou pósitrons, cujo raio de curvatura correspondente possui na ordem inicial de vários

metros a dezenas de metros. O nome desta radiação deriva de um tipo específico de acelerador, o síncrotron de elétrons (LNLS, 2023).

A radiação síncrotron também pode ter origem natural, sendo produzida por objetos astronômicos, como por exemplo, remanescentes de supernovas (pulsares), quasares e núcleos de galáxias ativas (MELO JÚNIOR, 2007).

A radiação é produzida quando elétrons relativísticos espiralam ao longo dos campos magnéticos produzidos por estes objetos (ZEILIK, 1987).

A radiação síncrotron é a fonte de uso para as técnicas de estudo de comportamentos desde a difração, microscopia eletrônica, até a reflexão total, conhecida como técnica de fluorescência de raios X por reflexão total. Onde o feixe é calibrado para diferentes níveis de energia (LNLS, 2023).

2.5 REFLEXÃO TOTAL OU FLUORESCÊNCIA DE RAIOS X POR REFLEXÃO TOTAL

A técnica de fluorescência de raios X por reflexão total devido à diminuta espessura das amostras e a alta energia dos raios X normalmente utilizados na excitação, não há ocorrência do efeito de absorção e reforço e, conseqüentemente, não é necessária a correção para o efeito matriz (ZEILIK, 1987).

Neste caso, a equação 1 representa a relação entre a intensidade fluorescente da linha característica e a concentração do elemento de interesse.

$$I_i = S_i \cdot C_i \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

I_i – representa a intensidade líquida dos raios X (cps = contagens por segundo) da linha característica K ou L do elemento i de interesse;

C_i – a sua concentração (ppm ou $\mu\text{g.mL}^{-1}$) na solução pipetada no suporte, e

S_i – a sensibilidade relativa do sistema (cps/ μg ou cps/ppm), para o elemento de interesse “ i ”.

Segundo Melo Júnior (2007) os elementos a serem utilizados como padrões internos não devem estar presentes nas amostras, e assim os elementos Ge (Germânio) e Ga (Gálio) têm sido os mais utilizados para amostras de águas.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa objetivou o estudo de um sistema de reator anaeróbico compartimentado (RAC) no qual sua construção ocorreu entre os meses de agosto a dezembro de 2022. Sendo implantado nas dependências do campo experimental da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).

O sistema foi implementado para estudo de vários parâmetros sanitários, sendo que o foco dessa pesquisa foi o monitoramento e comportamento da remoção de metais pesados presentes no esgoto. E sua posterior análise pela técnica de radiação sincrotron desenvolvida no Laboratório Nacional de Luz Sincrotron (LNLS).

3.1 REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO (RAC)

O reator anaeróbico compartimentado (RAC) foi projetado durante os meses de agosto até dezembro de 2022 com as indicações dos pesquisadores Barros e Campos (1992), Povinelli (1994) e Nour (1996) para uma vazão de $4,6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, com um tempo de detenção hidráulico (θ_h) de 12 h.

O volume total dos reatores foi de $2,3 \text{ m}^3$, sendo o primeiro com $1,4 \text{ m}^3$ e o segundo com $0,9 \text{ m}^3$.

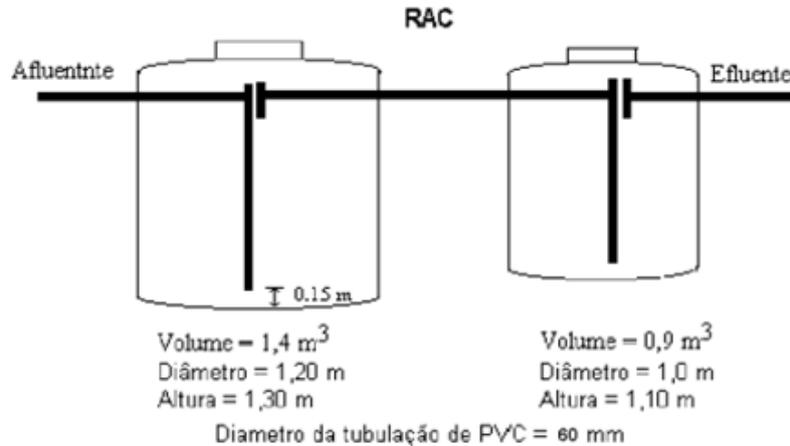
O afluente de cada reator foi introduzido por uma tubulação de 60 mm prolongada até o centro dos compartimentos e redirecionada por um tubo em “tê” para o fundo do reator por uma segunda tubulação até a 15 cm do fundo.

A introdução do afluente junto ao fundo dos compartimentos possibilitou um aumento do contato entre o substrato e a manta de lodo formada na camada inferior.

No projeto de execução adotou-se para construção, a técnica de ferrocimento. A técnica de ferrocimento é uma técnica de construção em que se aplica uma camada de cimento sobre uma estrutura de ferro, esta feita de vergalhões envoltos por uma tela do metal. Não é tão resistente quanto o concreto armado, mas é uma alternativa de baixo custo em aplicações que não exijam muita resistência.

A Figura 1 apresenta um esquema do sistema RAC (Reator Anaeróbico Compartimentado) instalado e suas dimensões.

Figura 1: Esquema de montagem do RAC.



A forma circular foi utilizado pelas facilidades que oferece nas construções das armaduras de ferrocimento e pela melhor distribuição das tensões externas, que se concentram nos cantos retos, para o caso de estruturas cúbicas.

Na Figura 2 são visualizados os dois tanques durante a aplicação da argamassa do acabamento externo. Pode-se observar o fundo interior do primeiro tanque apenas com o revestimento externo, destaca-se a perfeita visualização dos elementos da estrutura - as barras de ferro, a malha de arame e a tela de plástico - ainda expostas (Figura 3).

Figura 2: Vista do RAC em construção

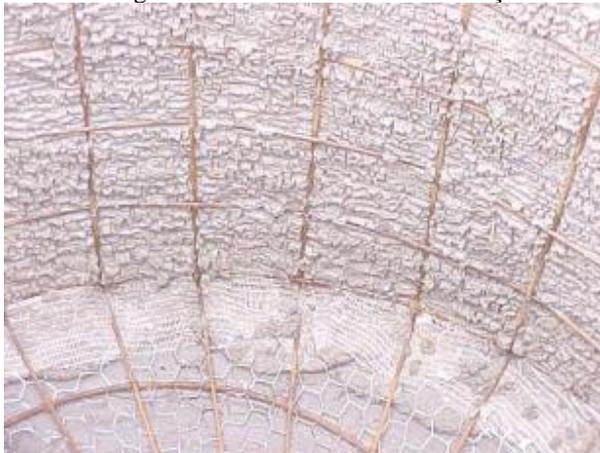


Figura 3: Vista interna do RAC



A Figura 4 mostra em detalhe o dispositivo de entrada do efluente, com a tubulação de 50 mm de PVC direcionando o efluente para o centro e para o fundo do reator.

Enquanto que na Figura 5 se apresenta uma vista geral do RAC após seu término, com as conexões hidráulicas de entrada e saída do efluente e a tubulação (PVC branco de 100 mm) de entrada para uma mangueira de sucção do lodo, quando necessário para limpeza e descarte.

Figura 4: Detalhe do sistema em entrada interna do RAC



Figura 5: Visão geral do RAC finalizado



3.2 COLETA DE AMOSTRAS

A pesquisa de monitoramento das concentrações de metais pesados e demais elementos químicos foi implementada durante o mês de janeiro no período de 3 até 31 de janeiro de 2023 (cinco semanas de estudo) com retirada de amostras semanais de entrada e saída do sistema RAC. Assim, totalizando 10 amostras, sendo cinco de entrada (afluente) e cinco de saída (efluente), em conservação em garrafas PET à temperatura de -5°C .

O volume removido foi de 500 ml por garrafa para análise pela técnica de radiação síncrotron (Figura 6).

Figura 6: Garrafa de PET utilizada para coletas.



3.3 METODOLOGIA PARA USO DA TÉCNICA DE RADIAÇÃO SÍNCROTRON COM REFLEXÃO TOTAL

Na análise por reflexão total, deve-se retirar uma alíquota de 1 ml de água residuária das localidades de estudo e adicionado com uso de pipeta automática um padrão de Gálio de $100\ \mu\text{l}$

(102,5 mg.L⁻¹) usado como padrão interno, resultando em uma concentração de 9,32 mg.L⁻¹ do padrão em cada amostra.

O padrão interno foi utilizado para eliminar a não uniformidade da alíquota no suporte, porque o filme fino formado sobre o substrato não possui geometria regular. Desta forma, a intensidade dos raios X obtida na irradiação da amostra depende da posição em que esta foi colocada no suporte. Com a adição do padrão interno, o resultado obtido será sempre em relação a este padrão, não importando, dessa forma, a posição da amostra (MELO JÚNIOR, 2007).

Ao final do preparo 5,0 µL da solução resultante foi então pipetada sob a placa de lúcite e secou-se com auxílio de uma lâmpada infravermelha a amostra, conforme Figura 7.

Figura 7: Suporte de lúcite utilizado para a deposição da amostra.



3.4 INSTALAÇÕES DA LINHA DE RADIAÇÃO SINCROTRON – TÉCNICA DE REFLEXÃO TOTAL

A linha de radiação sincrotron para reflexão total destina-se à análise da composição química multielementar ($Z \geq 13$) em aplicações científicas de determinação de elementos traços em ciências ambientais, biológicas e materiais, perfil de profundidade química de filmes finos e mapeamento químico (LNLS, 2019).

A linha do Laboratório Nacional de Luz Sincrotron (LNLS) opera com feixe de 4 a 23 KeV, onde na Tabela 1 verifica-se outras características da linha (MELO JÚNIOR, 2007).

Tabela 1 - Características Gerais (Fonte: Laboratório Nacional de Luz Síncrotron)

Fonte	Ímã defletor D09B(15°), $\sigma_y = 0.222$ mm, fluxo na amostra: 4×10^9 fótons/s a 8 keV
Monocromador	Monocromador <i>channel-cut</i> .
Cristais	Si (111) ($2d=6.217$ Å): 4-14 keV ($E/\Delta E=2800$); Si (220) ($2d=3.84$ Å): 5-23 keV ($E/\Delta E=15000$).
Detectores	Detectores de estado sólido de Ge hiperpuro (resolução de 150 eV) e Si(Li) (resolução de 165 eV); fotodiodos e câmeras de ionização.
Óptica	Óptica capilar com 20 μm de resolução espacial.
Manipulação de amostras	Câmara de vácuo (2-10 mbar) com geometria de excitação convencional (45° - 45°). Estações para experiências a incidência rasante e mapeamento 2D, ambas com controle total de posicionamento de amostras.

Na Figura 8 é apresentada a tubulação da linha DO9B – XRF, utilizada no experimento, por onde passa o feixe de luz síncrotron do anel para a estação experimental de fluorescência.

Figura 8: Foto da tubulação do anel para a linha DO9B – XRF do LNLS.



Na estação experimental de fluorescência de raios X, para a detecção dos raios X foi utilizado um detector semicondutor de Ge hiperpuro, com janela de berílio de 8 μm de espessura, uma área ativa de 30 mm^2 , acoplado a um módulo amplificador e com uma placa analisadora multicanal, inserida em microcomputador (Figura 9).

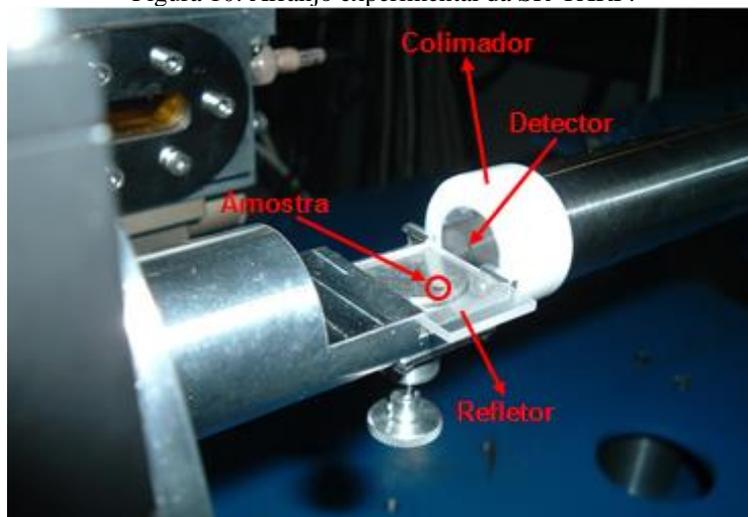
Figura 9: Estação experimental DO9B-XRF do LNLS com a instrumentação.



O arranjo experimental (*setup*) permite a rotação e a translação da amostra de forma a obter a condição para a reflexão total do feixe incidente sobre a amostra que está alocada na placa retangular de lúcite (Perspex) fixada no porta-amostra, permitindo a medida dos elementos químicos contidos na amostra.

A Figura 10 mostra em detalhe uma das amostras de água residuária de estudo do RAC.

Figura 10: Arranjo experimental da SR-TXRF.



Na Figura 10 observa-se em destaque o local da amostra após secagem com lâmpada UV depositada sobre o refletor e o detector com o colimador do feixe para radiação sincrotron.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 VALIDAÇÃO DAS ANÁLISES

Para garantir que os valores detectados são confiáveis foi construída uma curva característica com padrões definidos. Assim, obteve-se um grau de confiabilidade para depois avaliar as amostras coletadas do RAC.

A sensibilidade elementar foi calculada usando cinco soluções padrões com elementos conhecidos e em diferentes concentrações, acrescidos do elemento gálio (Ga) usado como padrão interno. Para isso denomina-se de série K a faixa para essa curva de padrão.

Foi determinada a sensibilidade experimental para os elementos contidos nas soluções e os resultados obtidos são apresentados na Tabela 2.

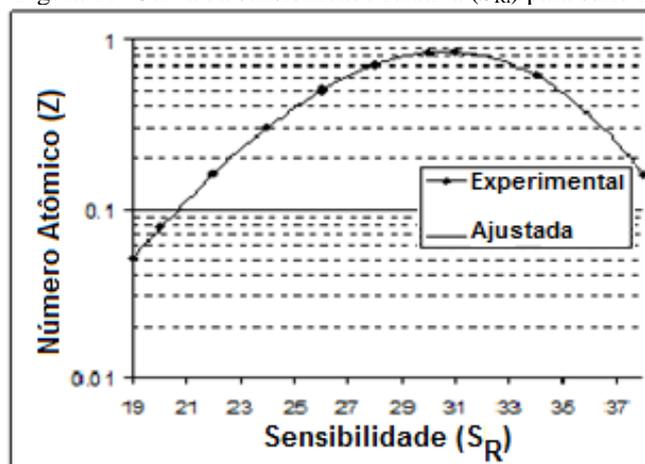
Tabela 2 - Sensibilidade experimental para a série K

Número Atômico	Elemento Químico	Sensibilidade
19	K	0,083270
20	Ca	0,086387
22	Ti	0,199891
24	Cr	0,393820
26	Fe	0,593576
28	Ni	0,796228
30	Zn	0,897568
31	Ga	0,975819
34	Se	0,809614
38	Sr	0,306673

Ao utilizar os dados obtidos da Tabela 2 foi levantada a curva de grau de confiabilidade a partir de uma curva gráfica característica, denominada curva da sensibilidade relativa para série K.

Na Figura 11 observa-se a curva característica de confiabilidade para os elementos na faixa de interesse de estudo.

Figura 11: Curva da sensibilidade relativa (S_{Ri}) para série K



A curva de sensibilidade apresentada na Figura 11 permitiu que inicialmente se utilizassem amostras certificadas com valores conhecidos.

Isso possibilitou que se ao utilizar o mesmo feixe de energia utilizado na curva de sensibilidade para as amostras certificadas, os valores fossem próximos aos pré-definidos, então as amostras coletadas e analisadas, seus valores fossem realmente os esperados.

O ajuste foi feito com um padrão certificado pelo *National Institute of Standards and Technology* (NIST).

A Tabela 3 têm-se as amostras certificadas pela NIST para o padrão denominado pela NIST como *Drinking Water Pollutants*, com os valores certificados pela NIST e os medidos no LNLS.

Tabela 3 - Comparação dos valores medidos e certificados pela NIST.

Elemento	Valor Medido e Intervalo de Confiança (mg.L ⁻¹)	Valor Certificado e Intervalo de Confiança (mg.L ⁻¹)
Cr	8,91 ± 0,18	8,89 ± 0,45
As	8,66 ± 0,17	8,77 ± 0,45
Se	4,87 ± 0,07	4,69 ± 0,23
Cd	4,55 ± 0,64	4,54 ± 0,23
Ba	89,99 ± 0,76	91,89 ± 4,55
Pb	10,03 ± 1,01	10,09 ± 0,45

Só após essa validação do sistema foi então que se utilizaram as amostras secas nas placas de lúcite coletadas e determinaram-se seus valores químicos elementares, conforme a Tabela 4, para as cinco semanas de estudo, em relação às concentrações de entrada (afluente) dos elementos químicos.

Tabela 4 - Concentração (mg.L⁻¹) dos elementos químicos de entrada (afluente).

Semanas	Elemento Químico							
	P	S	Cl	K	Cr	Mn	Fe	Zn
1	9,99	49,79	97,8	391	0,010	0,62	10,6	0,38
2	8,36	38,91	93,5	389	0,011	0,59	10,9	0,37
3	8,80	42,20	89,6	378	0,010	0,53	10,3	0,30
4	9,51	39,90	91,5	369	0,009	0,51	10,6	0,32
5	9,16	41,57	89,4	383	0,010	0,49	10,9	0,31
Média	9,16	42,47	92,4	382	0,010	0,55	10,7	0,34

Analisando-se os resultados pode-se notar pela Tabela 4 que a concentração elementar para as amostras mantiveram o mesmo patamar, sendo que não houve grandes flutuações nas concentrações químicas (Tabela 4), contudo deve-se salientar que as concentrações apresentaram-se altas antes do pré-tratamento ao se analisar os requisitos do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente).

Após a realização do pré-tratamento pelo sistema de reator anaeróbico compartimentado (RAC), houve uma considerável redução dos níveis de contaminação elementar, sendo apresentados na Tabela 5, a seguir.

Tabela 5 - Concentração (mg.L-1) dos elementos químicos de saída (efluente)

Semanas	Elemento Químico							
	P	S	Cl	K	Cr	Mn	Fe	Zn
1	4,99	19,79	47,8	191	0,009	0,42	6,6	0,18
2	3,36	18,91	43,5	189	0,008	0,39	6,9	0,17
3	3,8	22,2	39,6	178	0,009	0,33	7,3	0,1
4	4,51	19,9	41,5	169	0,009	0,41	6,6	0,12
5	4,16	21,57	39,4	183	0,008	0,39	6,9	0,11
Média	4,16	20,47	42,4	182	0,009	0,39	6,9	0,14

Analisando-se os resultados para afluente e efluente com relação às amostras residuárias durante as cinco semanas de estudo, tem-se que pelos valores médios dos elementos químicos detectados: fósforo (P); enxofre (S); cloro (Cl); potássio (K); cromo (Cr); manganês (Mn); ferro (Fe) e zinco (Zn). Pode-se avaliar a relação percentual de remoção pelo sistema de reator anaeróbio RAC. A Tabela 6 apresenta os valores percentuais de remoção dos compostos químicos.

Tabela 6 - Percentual de remoção ao longo do estudo de cinco semanas.

Elemento Químico	Percentual removido (%)
P	50,05
S	60,25
Cl	51,12
K	51,15
Cr	10,00
Mn	32,26
Fe	37,74
Zn	52,63

Pela Tabela 6 pode-se analisar que os valores percentuais de remoção dos elementos químicos e metais pesados foram significativos, com destaque para o enxofre que teve uma eficiência de remoção de 60,25%.



Tal relevância é importante uma vez que segundo Oga (2003) compostos como o enxofre (S) largamente empregados nas indústrias de detergentes e derivados, tem alta toxicidade ao organismo humano, causando desde irritação na pele até úlceras que podem ocasionar em tumores malignos estomacais.

5 CONCLUSÃO

A pesquisa científica de sistemas de tratamento alternativo como o reator anaeróbico, no caso do estudo o compartimentado RAC, vem somar esforços para a obtenção de uma água residuária de menor impacto ambiental e possível reuso, por exemplo, em atividades industriais e agrícolas.

Sendo uma ferramenta ambiental de relevância em associação com processos como em suinocultura.

O período de monitoramento e coleta de amostras que passaram pelo processo de detecção por radiação sincrotron mostraram resultados promissores, contudo ainda é necessário a continuidade de estudos por um período maior de pelo menos 2 anos para assim observar o funcionamento do RAC com uma maior estabilização local ao longo do tempo.

Os melhores resultados iniciais foram sem dúvida para os compostos: fósforo (50,05%); enxofre (já comentado); cloro (51,12%); potássio (51,15%) e zinco (52,63%).

Deve-se salientar ainda que o sistema RAC se implementado com outro sistema de tratamento pode elevar muito mais o sistema de remoção de metais, de tal modo a gerar uma água residuária de reuso de maior potencial para aplicação, por exemplo, agrícola.



REFERÊNCIAS

AISSE, M. M.; FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. Aspectos tecnológicos e de processos. In: ANDREOLLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. (Org.). Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções. Curitiba: Sanepar, Finep. p.49-119. 1999.

BARROS, W.; CAMPOS, J. R. “Tratamento de Esgotos Sanitários por Reator Anaeróbio Compartimentado”, Anais: XXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria y Ambiental, La Habana - Cuba, pp. 297-307, nov./1992.

CHERNICHARO, C.A.L. Reatores anaeróbios. Belo Horizonte: SEGRAC, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 359p., 2007.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V. Produção e características dos biossólidos. In: LARA, A. I. et al. (Org.). Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura. Curitiba: SANEPAR/PROSAB. p.8-17. 1999.

FORESTI, E.; OLIVEIRA, R. A. de. Anaerobic treatment of piggery wastewater in UASB reactors. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON AGRICULTURAL AND FOOD PROCESSING WASTES.7, 1995.Chicago-SA. Proceedings..Chicago, p.309-318, 1995.

LNLS, página do Laboratório Nacional de Luz Síncrotron na Internet. www.lnls.br. (Acesso em: 8 de fevereiro de 2023).

MEURER, E.J. Fundamentos de Química do solo. 3.ed. Porto Alegre: Evangraf. 285p. 2006.

MESSIAS, A. S.; SILVA, H. A.; LIMA, V. N.; SOUZA, J. E. G. Avaliação da mobilidade de micronutrientes em solo tratado com lodo de esgoto. Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional (G&DR), v.3, n.3, p.193-211, 2007.

MELO JÚNIOR, A. S. Análise quantitativa do material particulado na região de campinas através das técnicas de microfluorescência de raios x e reflexão total usando radiação síncrotron. Tese de Doutorado. UNICAMP. 2007.

MELO JÚNIOR, A. S. Análise da remoção dos metais pesados em leitos com macrófitas pela técnica de radiação síncrotron. 8 edição. Revista Unipinhal. p. 10-20. 2017.

NOUR, E. A. A. Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado. EESC – Escola de Engenharia de São Carlos - USP, São Carlos/SP, 1996. 148 p. (Tese de Doutorado)

OLIVEIRA, R.A. de. Efeito da temperatura e do descarte de lodo no desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo, em série, tratando águas residuárias de suinocultura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 32., 2003, Goiânia. Anais. Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola. 1 CD-ROM. 2003.



POVINELLI, S. C. C. Estudo da hidrodinâmica e partida de reator anaeróbio com chicanas tratando esgoto sanitário. EESC – Escola de Engenharia de São Carlos - USP, São Carlos/SP. 181 p. Dissertação. 1994.

SPERLING, M. V.; ANDREOLI, C. V. Introdução. In: ANDREOLI, C. V.; SPERLING M. V.; FERNANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. 6.ed. Belo Horizonte: UFMG - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Sanepar. p.13-16. 2001.

SPERLING, M. V.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgotos: características e produção. In: ANDREOLI, C. V.; SPERLING M. V.; FERNANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. 6.ed. Belo Horizonte: UFMG - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Sanepar. p.17-67. 2001.

SILVA, G. H. R.; NOUR, E. A. A.. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: Sistema de baixo custo para tratamento de esgotos de pequenas comunidades.

Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, n.2, p.268-275, 2005.

SILVA, G.H.R. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário: Desempenho e Operação. Campinas: UNICAMP. 166p. Dissertação. 2001.

TSUTIYA, M. T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M. T. et al. (Ed.). Biossólidos na agricultura. São Paulo: Sabesp. p.89-132. 2001.

ZANELLA, L. Partida de um reator compartimentado híbrido anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário. Campinas: UNICAMP. 118p. Dissertação. 1999.

ZEILIK, M. Astronomy: the evolving universe. 4 ed. Joanna Cotler Books. p. 334-335. 1987.