



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

HELAYNE SANTOS DE SOUSA

**MÉTODO BASEADO EM IMAGENS DIGITAIS PARA QUANTIFICAÇÃO DO
MARCADOR DE POLUIÇÃO URBANA: ALQUILBENZENO SULFONATO LINEAR
(LAS) EM ÁGUAS AMBIENTAIS**

Recife

2025

HELAYNE SANTOS DE SOUSA

**MÉTODO BASEADO EM IMAGENS DIGITAIS PARA QUANTIFICAÇÃO DO
MARCADOR DE POLUIÇÃO URBANA: ALQUILBENZENO SULFONATO LINEAR
(LAS) EM ÁGUAS AMBIENTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Química.

Orientador: Prof. Dr. Vagner Bezerra dos Santos

Coorientadora: Prof^a. Dra. Eliete Zanardi-Lamardo

Recife

2025

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Sousa, Helayne Santos de.

Método baseado em imagens digitais para quantificação do marcador de poluição urbana: Alquilbenzeno Sulfonato Linear (LAS) em águas ambientais / Helayne Santos de Sousa. - Recife, 2025. 90f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Exatas e Naturais, Pós-Graduação em Química.

Orientação: Wagner Bezerra dos Santos.

Coorientação: Eliete Zanardi-Lamardo.

Inclui referências, apêndices e anexos.

1. Análise in situ; 2. Poluição ambiental; 3. Sistema Estuarino do Rio Capibaribe; 4. Surfactante aniônico; 5. Sustentabilidade; 6. Validação analítica. I. Santos, Wagner Bezerra dos. II. Zanardi-Lamardo, Eliete. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

HELAYNE SANTOS DE SOUSA

**MÉTODO BASEADO EM IMAGENS DIGITAIS PARA QUANTIFICAÇÃO DO
MARCADOR DE POLUIÇÃO URBANA: ALQUILBENZENO SULFONATO LINEAR
(LAS) EM ÁGUAS AMBIENTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Química.

Aprovada em: 21/02/2025

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Vagner Bezerra dos Santos (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

Prof^a. Dra. Lais Araujo Souza (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

Prof. Dr. Manuel de Jesus Flores (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

A Deus, meu amparo constante nos momentos difíceis, cuja luz guia meus passos em jornadas de aprendizado e superação.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela força e sabedoria concedidas ao longo deste caminho. Em cada etapa, mesmo nas mais desafiadoras, senti Sua presença a me guiar, sustentar e renovar. Agradeço por iluminar meu caminho e me permitir chegar até aqui, com saúde e gratidão no coração.

À minha família, especialmente aos meus pais, que mesmo assustados e preocupados quando anunciei que deixaria tudo para trás e seguiria para Recife em busca de um sonho, nunca deixaram de acreditar em mim. Obrigado por serem meus alicerces, por me apoiarem incondicionalmente e me incentivarem a cada passo. Às minhas irmãs, que, junto com meus pais, são a razão pela qual busco sempre vencer.

Ao meu orientador, Professor Vagner, por me acolher no grupo LIA³, confiar e acreditar no meu trabalho desde o início. Obrigada por todos os ensinamentos, conselhos, pela paciência, dedicação e por confiar em mim, mesmo nas vezes em que cheguei desanimada, dizendo “não deu certo, de novo”. Este trabalho não seria possível sem sua orientação e encorajamento.

Ao meu namorado Marcos Vinícios, pelo apoio incondicional, por estar ao meu lado nos momentos mais difíceis, cuidando de mim quando eu mais precisei. Sua presença foi fundamental para minha recuperação e força. Às minhas amigas Déborah, Larissa e Priscila, por se tornarem uma verdadeira família, compartilhando comigo tanto os bons quanto os momentos mais difíceis. Quando adoeci, vocês foram verdadeiros anjos em minha vida, sempre cuidando de mim com tanto carinho e atenção. Ao meu amigo Gerlan, por me proporcionar boas risadas e momentos de descontração, tornando este trajeto mais leve e alegre. A todos vocês, meu mais profundo agradecimento por tornarem esse caminho mais tranquilo e cheio de amor.

À minha coorientadora Eliete, pelos valiosos ensinamentos, pela colaboração e por ter aberto as portas do Laboratório OrganoMAR, confiando no meu trabalho. Sua orientação foi essencial para o progresso deste projeto, e sou profundamente grata por todo o suporte. Agradeço também à Roxanny, pela ajuda incansável e pelos ensinamentos que facilitaram a execução deste trabalho. Sem você, este projeto teria sido muito mais desafiador.

À CAPES, pelo financiamento deste projeto, sem o qual esta pesquisa não teria sido possível. À Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

RESUMO

Os ecossistemas aquáticos sofrem com a poluição por surfactantes, como o alquilbenzeno sulfonato linear (LAS), presente em diversos produtos. Métodos analíticos tradicionais, como a espectrofotometria UV-Vis, são limitados pela geração de grandes volumes de resíduos e pela inviabilidade de análises *in situ*, sendo muitas vezes inadequados para laboratórios com poucos recursos. Nesse contexto, o método baseado em imagens digitais (DIB) emerge como alternativa promissora, destacando-se pela eficiência, baixo custo, uso reduzido de reagentes e possibilidade de análises em campo. O objetivo deste estudo foi desenvolver e aplicar o método DIB para medir um marcador de poluição urbana, LAS, no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe, visando oferecer uma alternativa eficiente e de baixo custo em comparação com métodos tradicionais. O procedimento analítico se baseou na reação do surfactante com azul de metileno e extração em clorofórmio. Os extratos foram transferidos para placas de porcelana que foram posicionadas dentro de uma caixa equipada com luz de LED (Light-Emitting Diode) para controle da iluminação. As imagens foram capturadas utilizando um smartphone e analisadas com o software ImageJ a partir dos valores de RGB. O método foi validado pelos parâmetros de linearidade, limites de detecção e quantificação, exatidão, precisão, recuperação e teste de interferentes. Para a análise da água do estuário, foram realizadas coletas em 6 estações durante 4 semanas consecutivas no mês de abril de 2024. A validação do método demonstrou alta sensibilidade e confiabilidade, com recuperação entre 82,7% e 114%, um limite de quantificação de $6,0 \mu\text{g L}^{-1}$, inferior aos limites legais estabelecidos por agências de proteção ambiental no Brasil e nos Estados Unidos, o que certifica a aplicabilidade do método desenvolvido. Ademais, o método revelou uma boa correlação com o método UV-Vis ($R^2 = 0,993$), usado como referência. A aplicação do método no estuário revelou concentrações críticas de LAS, evidenciando uma poluição significativa por esgotos domésticos e industriais além da influência das marés e da intrusão salina na dispersão do contaminante. Este estudo conclui que o método DIB se mostra uma ferramenta eficaz para o monitoramento em tempo real de poluentes em ambientes aquáticos, contribuindo para a redução dos impactos ambientais, a conservação dos recursos hídricos e evidenciando a urgência de ações governamentais para o desenvolvimento sustentável de estuários como o do Estuário do Rio Capibaribe.

Palavras-chave: Análise *in situ*; Poluição ambiental; Sistema Estuarino do Rio Capibaribe; Surfactante aniônico; Sustentabilidade; Validação analítica.

ABSTRACT

Aquatic ecosystems suffer from pollution by surfactants such as linear alkylbenzene sulfonate (LAS), which is present in various products. Traditional analytical methods, such as UV-Vis spectrophotometry, are limited by the generation of large volumes of waste and the unfeasibility of in situ analysis, and are often unsuitable for laboratories with few resources. In this context, the digital image-based method (DIB) has emerged as a promising alternative, standing out for its efficiency, low cost, reduced use of reagents and the possibility of analysis in the field. The aim of this study was to develop and apply the DIB method to measure a marker of urban pollution, LAS, in the Capibaribe River Estuarine System, with the aim of offering an efficient and low-cost alternative to traditional methods. The analytical procedure was based on the reaction of the surfactant with methylene blue and extraction in chloroform. The extracts were transferred to porcelain plates, which were positioned inside a box equipped with an LED (Light-Emitting Diode) light to control the illumination. The images were captured using a smartphone and analyzed with ImageJ software using the RGB values. The method was validated using the parameters of linearity, detection and quantification limits, accuracy, precision, recovery and interferent testing. To analyze the estuary water, samples were collected at 6 stations over 4 consecutive weeks in April 2024. Validation of the method showed high sensitivity and reliability, with recovery between 82.7% and 114%, and a quantification limit of $6.0 \mu\text{g L}^{-1}$, lower than the legal limits established by environmental protection agencies in Brazil and the United States, which certifies the applicability of the method developed. Furthermore, the method showed a good correlation with the UV-Vis method ($R^2 = 0.993$), used as a reference. The application of the method in the estuary revealed critical concentrations of LAS, showing significant pollution by domestic and industrial sewage, as well as the influence of tides and saltwater intrusion on the dispersion of the contaminant. This study concludes that the DIB method is an effective tool for real-time monitoring of pollutants in aquatic environments, contributing to the reduction of environmental impacts, the conservation of water resources and highlighting the urgency of government action for the sustainable development of estuaries such as the Capibaribe River Estuary.

Keywords: *In situ* analysis; Environmental pollution; Capibaribe River Estuarine System; Anionic surfactant; Sustainability; Analytical validation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Estrutura química geral do alquilbenzeno linear sulfonato (LAS)	24
Figura 2 –	Reação entre o LAS e azul de metileno (AM) para formação do par iônico	30
Figura 3 –	Sistema Estuarino do Rio Capibaribe (SERC) e seus principais contribuintes: Rio Capibaribe, Rio Jordão (J), Rio Tejipió (T) e Canal de Maré do Pina (P)	36
Figura 4 –	Aparelho desenvolvido para a determinação de LAS usando o método DIB	40
Figura 5 –	Residências à margem do Rio Capibaribe, com lançamento irregular de esgoto, próximo ao ponto de coleta St. #3	41
Figura 6 –	Estações de amostragem da primeira campanha no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe	42
Figura 7 –	Estações de amostragem da segunda campanha no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe	43
Figura 8 –	Ilustração esquemática simples do método DIB usado para quantificação de LAS em amostras de água	44
Figura 9 –	Curvas analíticas dos canais vermelho (A), verde (B) e azul (C) para determinação de LAS usando o método DIB	48
Figura 10 –	Imagem digital obtida para amostras coletadas no SERC após a quantificação do LAS	49
Figura 11 –	Concentrações de LAS e desvio padrão obtidas pelo método DIB em 4 semanas consecutivas, nas marés de quadratura e sizígia, durante a maré vazante	57
Figura 12 –	Box-plot dos valores de LAS, obtidos no estuário do Rio Capibaribe, durante os períodos de maré de quadratura e maré de sizígia	60
Figura 13 –	Box-plot dos valores de LAS observadas ao longo do SEC em cada estação, durante as marés de sizígia	61
Figura 14 –	Box-plot dos valores de LAS observadas ao longo do SEC em cada estação, durante as marés de quadratura	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Efeitos tóxicos do LAS sobre diferentes organismos e plantas aquáticas e suas concentrações críticas	25
Tabela 2 – Métodos de detecção de LAS em amostras ambientais	31
Tabela 3 – Salinidade e concentração de LAS determinadas pelos métodos de espectrofotometria DIB e UV-Vis em amostras do SERC	50
Tabela 4 – Estudo de seletividade para quantificação de LAS ($n = 3$)	52
Tabela 5 – Porcentagem de LAS recuperado nas amostras analisadas ($n = 3$)	53
Tabela 6 – Concentração de LAS determinada pelo método DIB durante 4 semanas consecutivas, incluindo marés de sizígia (semanas 1 e 3) e de quadratura (semanas 2 e 4), sempre durante o período de vazante	59
Tabela 7 – Concentrações de LAS ($\mu\text{g L}^{-1}$) em amostras estuarinas em diferentes locais	63
Tabela 8 – Comparação entre os métodos DIB e UV-Vis	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AM	Azul de metileno
ANOVA	Análise de variância
CMD	Concentração média determinada
CMYK	Cyan, Magenta, Yellow, Black/ Ciano, Magenta, Amarelo, Preto
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV	Coeficiente de variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DIB	Digital Image-Based
DP	Desvio padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento De Esgoto
EUA	Estados Unidos da América
FEC	Fonte de Esgoto Clandestino
GC-MS	Gas Chromatography-Mass Spectrometry/ Cromatografia Gasosa acoplada à Espectrometria de Massas
HA	Hidrocarboneto alifático
HCA	Hierarchical Cluster Analysis/ Análise de Agrupamento Hierárquico
HPAs	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
HPLC	High Performance Liquid Chromatography/ Cromatografia Líquida De Alta Eficiência
HPLC-FL	High Performance Liquid Chromatography with Fluorescence Detection/ Cromatografia Líquida de Alta Eficiência com Detecção Fluorescente
HPLC-MS	High Performance Liquid Chromatography with Mass Spectrometry/ Cromatografia Líquida de Alta Eficiência com Espectrometria de Massa

HPLC-UV	High Performance Liquid Chromatography with Ultraviolet Detection/ Cromatografia Líquida de Alta Eficiência com Detecção Ultravioleta
HSV	Hue, Saturation, Value/ Matiz, Saturação, Valor
km	Quilômetro
L	Litro
L*a*b	L*Luminosidade; a* = coordenada vermelho/verde; b* = coordenada amarelo / azul
LAB	Linear Alkylbenzene/Alquilbenzeno linear
LAS	Linear Alkylbenzene Sulphonate/Alquilbenzeno Sulfonato Linear
LC	Concentração letal
LC-MS	Liquid chromatography-mass spectrometry/ Cromatografia Líquida acoplada a Espectrometria de Massa
LC-MS/ESI	Liquid Chromatography-Electrospray ionization-Mass Spectrometry/ Cromatografia Líquida-Ionização Por Eletrospray-Espectrometria De Massa
LC-MS/MS	Liquid Chromatography Tandem Mass Spectrometry/ Cromatografia Líquida com Espectrometria de massa em Tandem
LD	Limite de Detecção
LED	Light-Emitting Diode/ Diodo Emissor de Luz
log	Logaritmo
LQ	Limite de Quantificação
mA	Miliampere
mg	Miligrama
min.	Minuto
mL	Mililitros
nm	Nanômetros
°C	Celsius
PCA	Principal Component Analysis/ Análise de Componentes Principais
PCBs	Polychlorinated biphenyls/ Bifenilos policlorados

PLA	Polylactic Acid/ Ácido polilático
PLS	Partial Least Square/ Regressão por Quadrados Mínimos Parciais
ppm	Partes por milhão
R ²	Coeficiente de determinação
RA	Resposta analítica
RGB	Red, Green, Blue/ Vermelho, Verde, Azul
SERC	Sistema Estuarino do Rio Capibaribe
SPE	Solid Phase Extraction/ Extração em fase sólida
St.	Station/ Estação
UNISC	Universidade de Santa Cruz do Sul
USEPA	U.S. Environmental Protection Agency/ Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UV-Vis	Ultravioleta visível
ZTM	Zona de Turbidez Estuarina Máxima
µg	Micrograma
µL	Microlitro

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	REFERENCIAL TEÓRICO	20
2.1	ECOSSISTEMAS MARINHOS E FORMAS DE CONTAMINAÇÃO	20
2.2	SURFACTANTES	21
2.2.1	Surfactantes sintéticos	21
2.2.1.1	Riscos ambientais e toxicidade	22
2.2.1.2	Surfactante aniônico Alquilbenzeno sulfonato linear (LAS)	23
2.2.2	Biossurfactantes	26
2.3	MÉTODOS ANALÍTICOS PARA DETERMINAÇÃO DE LAS EM ÁGUAS	28
2.3.1	Tipos de águas e matrizes analisadas	28
2.4	MÉTODO BASEADO EM IMAGENS DIGITAIS	32
2.4.1	Sistema de cores e processamento de imagens	34
2.5	SISTEMA ESTUARINO DO RIO CAPIBARIBE	35
3	OBJETIVOS	38
3.1	OBJETIVO GERAL	38
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	38
4	METODOLOGIA	39
4.1	MATERIAL E REAGENTES	39
4.2	APARATO E INSTRUMENTAÇÃO	39
4.3	LOCAL DE COLETA	41
4.4	PROCEDIMENTO ANALÍTICO PARA QUANTIFICAÇÃO DE LAS USANDO O MÉTODO DIB	44
4.5	VALIDAÇÃO DO MÉTODO ANALÍTICO	45

4.5.1	Sensibilidade, LD, LQ	45
4.5.2	Precisão e exatidão	45
4.5.3	Recuperação	46
4.5.4	Teste de interferência	46
4.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	46
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1	OTIMIZAÇÃO DO SISTEMA DE GERAÇÃO DE IMAGENS	47
5.2	APLICAÇÃO DO MÉTODO DIB PARA ANÁLISE DE AMOSTRAS AMBIENTAIS	49
5.3	TESTE DE POSSÍVEIS INTERFERÊNCIAS	51
5.4	RECUPERAÇÃO	52
5.5	CONCLUSÕES	54
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
6.1	CALIBRAÇÃO DO APARATO PARA OBTENÇÃO DAS IMAGENS	56
6.2	ANÁLISE DAS AMOSTRAS AMBIENTAIS	57
6.3	CONCLUSÃO	65
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	66
	REFERÊNCIAS	68
	APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR DA SEÇÃO 5	83
	APÊNDICE B – MATERIAL SUPLEMENTAR DA SEÇÃO 6	84
	APÊNDICE C – RESUMO SIMPLIFICADO ESTILO NOTA DE IMPRENSA	85
	APÊNDICE D – REPORTAGENS E MATERIAIS DE JORNAIS	86
	ANEXO A – CAPA DA REVISTA ANALYTICAL METHODS	87
	ANEXO B – ESTUDO CORRELACIONADO: ARTIGO, APRESENTAÇÃO EM CONGRESSO E CAPA DA REVISTA	88

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas marinhos enfrentam desafios crescentes devido à poluição gerada pela descarga de esgotos em seus corpos d'água, uma das principais fontes de contaminação nesses ambientes (Tuholske et al., 2021). Esses efluentes, tratados ou não, possuem uma ampla variedade de compostos, incluindo metais potencialmente tóxicos, surfactantes e microrganismos patogênicos. A liberação desses poluentes altera o equilíbrio ecológico, reduz a qualidade da água e ameaça a sustentabilidade dos recursos hídricos costeiros, essenciais para a biodiversidade e para atividades humanas dependentes desses ambientes (Bertocci et al., 2019; Yunusa, Igwe e Mofoluke, 2023).

Dentre os principais compostos presentes nos efluentes destacam-se os surfactantes, amplamente utilizados em residências, presente em sabões, detergentes, produtos de higiene pessoal, além de serem utilizados em aplicações industriais, como emulsificantes, agentes umectantes, entre outros (Arora et al., 2022). Devido ao seu uso intensivo, estima-se que aproximadamente 60% dos surfactantes produzidos são introduzidos no ambiente aquático, agravando a contaminação dos ecossistemas (Pradhan; Bhattacharyya, 2017).

O alquilbenzeno sulfonato linear (LAS) é o surfactante aniônico mais produzido e utilizado, sendo amplamente descartado no ambiente devido ao seu uso intenso (Delforno et al., 2020). Esse composto é comumente detectado em diferentes ambientes, como rios e estuários e diferentes matrizes como água, sedimentos e lodo (Choque-Quispe et al., 2021; Wiest et al., 2021). Embora seja biodegradável, o LAS apresenta uma baixa taxa de degradação em condições anaeróbicas, o que facilita seu acúmulo no ambiente e permite seu uso como indicador molecular para monitoramento de contaminação por esgoto em sedimentos (Corada-Fernández; González-Mazo; Lara-Martín, 2018; Saquete et al., 2024).

O LAS é classificado como tóxico para organismos aquáticos, com níveis de concentração letal (CL_{50}) abaixo de 5 mg L^{-1} para ovas de peixes e 15 mg L^{-1} para peixes (Effendi et al., 2017). Além disso, altera parâmetros fisiológicos e bioquímicos dos microrganismos aquáticos, causando hipóxia em algumas partes dos ecossistemas ($< 2,0 \text{ mg L}^{-1}$) ou anoxia, através do aumento na demanda bioquímica

de oxigênio (BOD) (Jena; Dutta; Daverey, 2023), e o favorecimento de processos de eutrofização (Choque-Quispe et al., 2021).

Diante dos riscos ambientais associados à presença de LAS em recursos hídricos, torna-se necessário o monitoramento contínuo desse composto. Diversos métodos analíticos têm sido empregados para a quantificação de LAS em amostras de água, sendo a espectrofotometria UV-Vis a técnica considerada referência pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005). No entanto, este método apresenta limitações significativas, como a geração de grandes volumes de resíduos, a impossibilidade de aplicação *in situ* e muitas vezes inviável para laboratórios com limitados recursos, o que compromete sua eficiência no monitoramento em tempo real (Badmus et al., 2021). Essas restrições evidenciam a necessidade do desenvolvimento de alternativas analíticas mais rápidas, eficientes e ambientalmente sustentáveis.

Nos últimos anos, tem-se desenvolvido e aplicado na química analítica o método baseado em imagens digitais (*Digital Image-Based* - DIB), que atende à demanda por baixo custo, análises rápidas e possibilidade de aplicação *in situ* para detecção de contaminantes (dos Santos et al., 2019; Franco et al., 2023). Essa abordagem utiliza dispositivos amplamente disponíveis, como smartphones e câmeras digitais, para registrar reações colorimétricas ou luminescentes (da Silva et al., 2020; de Almeida et al., 2022). Esses ensaios pontuais permitem a coleta de informações quantitativas quase que instantâneas sobre os analitos de interesse, oferecendo uma alternativa promissora para o monitoramento ambiental (de Sousa et al., 2024). Nessa técnica, o sinal analítico é obtido a partir da medição da radiação refletida pela superfície da amostra, ou seja, uma medição de refletância, ao contrário dos métodos espectrofotométricos ou fotométricos convencionais, que se baseiam em medições de transmitância ou absorvância (Silva et al., 2021). Esse método oferece vantagens significativas com menor consumo de reagentes, uma vez que utiliza quantidades em microescala, contribuindo para a redução da quantidade de resíduos gerados, tornando-a uma alternativa mais ecológica em comparação aos métodos tradicionais (Silva; Rocha, 2020).

No Sistema Estuarino do Rio Capibaribe (SERC), localizado na região metropolitana de Recife, Pernambuco, a presença de surfactantes como LABs, precursor do LAS, é agravada pela descarga de efluentes domésticos e industriais

(Arruda-Santos et al., 2023). O SERC é uma área costeira contaminada por despejos de esgoto desde a urbanização desordenada da capital, no século 16, caracterizada pela ocupação intensiva das margens do Rio Capibaribe e seus afluentes. Esse processo resultou em alterações significativas, como assoreamento e a degradação de diversos córregos na região (Cometti; Cabral; Conceição, 2020). Atualmente, o SERC continua sendo gravemente impactado pelo descarte inadequado de esgotos domésticos e industrial, que elevam a concentração de poluentes em seus corpos d'água (Arruda-Santos et al., 2023; Gomes et al., 2022). Apesar de sua importância ecológica, este estuário ainda desempenha um papel essencial na promoção de alimento e insumos para as comunidades ribeirinhas (Alves et al., 2021; Oliveira et al., 2014).

No SERC, a dispersão/concentração dos contaminantes são influenciadas pelas marés e hidrodinâmica do local (Maciel et al., 2015; 2016). Durante as marés de sizígia, devido à alta amplitude de variação, ocorre uma maior movimentação de água, favorecendo a dispersão de poluentes. Por outro lado, a reduzida amplitude nas marés de quadratura, permitem um maior acúmulo de contaminantes em áreas específicas (Iglesias et al., 2019).

Diante das implicações ambientais e metodológicas discutidas, este trabalho propõe desenvolver, validar e aplicar um método inovador baseado em imagens digitais utilizando smartphone para a quantificação de alquilbenzeno sulfonato linear em recursos hídricos, de modo *in situ*. Além de aprimorar a técnica, também será avaliada sua eficácia em cenários reais, com foco no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe, permitindo uma avaliação mais acessível, rápida e eficaz da qualidade da água e o estudo da influência das marés na dispersão e concentração de LAS no estuário. Isso contribuirá para a elaboração de políticas públicas mais assertivas e implementação de medidas de mitigação dos impactos ambientais e de saúde pública.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 ECOSSISTEMAS MARINHOS E FORMAS DE CONTAMINAÇÃO

Os ecossistemas marinhos são ambientes complexos e dinâmicos que cobrem aproximadamente 71% da superfície da Terra, consistindo principalmente de água salina com uma profundidade média de 3,8 km. Esses ecossistemas são cruciais para sustentar a biodiversidade, fornecer recursos e regular o clima global, além de fornecer recursos essenciais para diversas atividades econômicas, como pesca, turismo e transporte marítimo (Mitra; Zaman, 2016). Eles incluem uma variedade de habitats como oceanos, mares, estuários, recifes de corais, manguezais e zonas costeiras (Barbier, 2017).

Os estuários são ambientes dinâmicos onde a água doce de rios e córregos se encontra e se mistura com a água salgada do oceano. Uma característica desses sistemas costeiros semifechados é o gradiente de salinidade (Telesh; Khlebovich, 2010). Este aspecto cria um ambiente único que suporta uma gama diversificada de organismos adaptados a vários níveis de salinidade (Elliott; Quintino, 2007).

No entanto, devido sua proximidade com centros urbanos e industriais, os estuários estão entre os habitats mais degradados antropogenicamente (Kennish, 2002). Recebe contaminação de diversas fontes, como descargas de esgotos, drenagem de águas pluviais e escoamento industrial e agrícola (Barletta; Lima; Costa, 2019; Olisah; Adams; Rubidge, 2021).

Esses efluentes descartados nos estuários podem conter metais potencialmente tóxicos, compostos orgânicos, como PCBs (polychlorinated biphenyls/bifenilos policlorados) e HPAs (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos), pesticidas, nutrientes excessivos (como nitratos e fosfatos), plásticos, microrganismos patogênicos e surfactantes sintéticos (Barletta; Lima; Costa, 2019; Machado et al., 2016; Pinheiro et al., 2021).

Os surfactantes sintéticos são frequentemente liberados no ambiente por meio de efluentes de atividades agroquímicas, industriais e esgotos domésticos, que contribuem significativamente para a poluição ambiental (Li et al., 2018). Além disso, práticas domésticas, como a lavagem de roupas, desinfecção e o uso de fumos para controle de pragas, também contribuem para a liberação desses compostos no meio ambiente (Badmus et al., 2021).

A presença desse contaminante compromete a qualidade da água, afeta organismos aquáticos e pode gerar impactos na saúde humana e nos serviços ecossistêmicos (Arruda-Santos et al., 2023; Badmus et al., 2021; Gabriel et al., 2020).

2.2 SURFACTANTES

Surfactantes são compostos químicos orgânicos cuja estrutura molecular é anfipática, com uma parte hidrofóbica e outra hidrofílica (Yekeen et al., 2017). Esta dualidade estrutural favorece a redução da tensão superficial e interfacial em sistemas contendo fluidos imiscíveis. Essa propriedade também ajuda a aumentar a solubilidade e a mobilidade de substâncias orgânicas hidrofóbicas ou com baixa solubilidade em água (Zhang et al., 2019).

Devido às suas propriedades físico-químicas, os surfactantes desempenham papéis importantes em diversos setores industriais e agrícolas. Na agricultura, fazem parte de formulações de herbicidas, inseticidas e fungicidas. Na indústria, são amplamente empregados como componentes de detergentes, produtos de higiene pessoal, emulsificantes e agentes umectantes (Badmus et al., 2021). Os surfactantes podem ser classificados em sintéticos e biosurfactantes.

2.2.1 Surfactantes sintéticos

Os surfactantes sintéticos são produzidos por rotas química, principalmente por derivados de petróleo (Oliveira; Cássia, 2017). A parte hidrofílica é composta por um grupo iônico com carga positiva ou negativa, e a parte hidrofóbica é composta por uma cadeia de hidrocarbonetos linear, ramificada ou contendo estruturas cíclicas. Essa parte apresenta baixa afinidade com a água devido à ausência de polos de carga eletrostática significativos (Yekeen et al., 2017).

Existem quatro tipos principais de surfactantes sintéticos com base na carga da parte hidrofílica. Os aniônicos têm carga negativa, os catiônicos têm carga positiva, os não iônicos não têm carga, enquanto os anfóteros apresentam

comportamentos diferentes, agindo como aniônicos ou catiônicos dependendo do pH do meio (Yekeen et al., 2017).

Mundialmente, o consumo anual de surfactantes sintéticos chegou a 18,82 milhões de toneladas em 2023. Na América Latina, o Brasil liderou o mercado, impulsionado por investimentos significativos em setores como higiene doméstica e industrial, agricultura, processamento de alimentos e produtos voltados para cuidados pessoais (Mordor intelligence, 2024).

O alto consumo de surfactantes contribui para o descarte inadequado desses compostos no ambiente. Investigações recentes identificaram concentrações elevadas de surfactantes em águas superficiais, sedimentos, lodo e solos (Alves et al., 2021; Arora et al., 2022; de Sousa et al., 2024). O impacto ambiental causado pela introdução desses resíduos no meio ambiente, proveniente de múltiplas fontes, está diretamente relacionado ao comprometimento da qualidade dos ecossistemas aquáticos e terrestres, com consequências significativas para o meio ambiente (Arruda-Santos et al., 2023; Badmus et al., 2021).

2.2.1.1 Riscos ambientais e toxicidade

No ambiente aquático, os impactos causados pelos surfactantes abrangem uma variedade de processos, entre eles, incluem a formação de espuma em corpos d'água, que dificultam o tratamento em estações de saneamento, redução dos níveis de oxigênio dissolvido, que afetam negativamente o equilíbrio das comunidades planctônicas (Johnson et al., 2021; Arora et al., 2022).

Na superfície da água esses compostos interferem na troca gasosa entre a atmosfera e o meio aquático, limitando a sobrevivência de organismos aeróbicos. Além disso, a retenção de partículas em suspensão reduz a penetração de luz solar, diminuindo a taxa de fotossíntese e afetando o equilíbrio das comunidades aquáticas (Dutta et al., 2022).

Os surfactantes também podem interagir de forma sinérgica com outros poluentes, potencializando seus efeitos negativos, por exemplo, a formação de micelas facilita a mobilização de compostos xenobióticos, como PCBs e HPAs,

presentes nos sedimentos, retardando sua degradação natural (Jena; Dutta; Daverey, 2023).

A elevada estabilidade e solubilidade dos surfactantes dificultam sua remoção por métodos tradicionais de tratamento de efluentes. Como consequência, esses compostos podem alcançar fontes de água destinadas ao consumo humano, representando ameaças significativas à saúde pública e ao equilíbrio dos ecossistemas, com teores acima de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ (CONAMA, 2005; Fung et al., 2023).

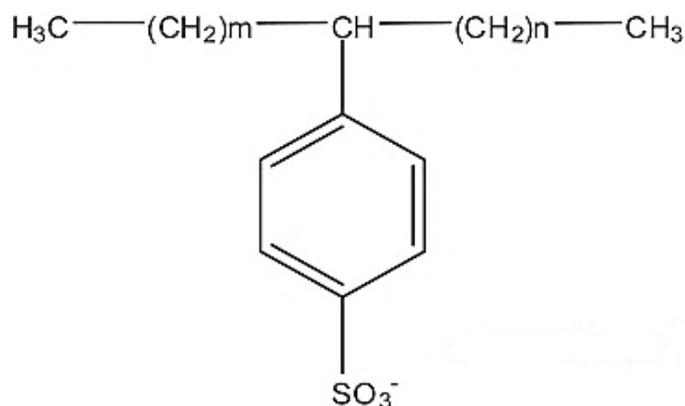
Em concentrações elevadas ($\geq 2 \text{ mg L}^{-1}$), além de comprometer a qualidade da água, causando alterações no sabor, odor, também impactam no funcionamento dos ecossistemas ao longo do tempo promovendo mudanças cumulativas, como redução da biodiversidade e desequilíbrio na cadeia alimentar (Fung et al., 2023). Em organismos vivos, os surfactantes podem penetrar nas membranas celulares e causar toxicidade para peixes, invertebrados de água doce e plantas submersas (Arora et al., 2022; Chai et al., 2021).

2.2.1.2 Surfactante aniônico Alquilbenzeno sulfonato linear (LAS)

Os surfactantes aniônicos são a classe mais abundante, amplamente empregada em grandes volumes na formulação de detergentes domésticos e produtos de limpeza industrial. Entre eles, o alquilbenzeno sulfonato linear (LAS) é o mais empregado devido às suas excelentes propriedades de limpeza e ao custo relativamente baixo (Delforno et al., 2020).

A produção do LAS ocorre em duas etapas principais: a alquilação do benzeno, utilizando o processo de Friedel-Crafts, seguida da sulfonação do alquilbenzeno (Yang; Li; Dong, 2023). Estruturalmente, o LAS tem sua parte hidrofílica formada por um grupo ácido sulfônico altamente polar (SO_3^-) ligado na posição para de um anel aromático e sua parte hidrofóbica é composta por uma cadeia alquila linear ligada em um carbono interno da cadeia, exceto os terminais (Figura 1). Os detergentes comerciais contêm uma mistura de homólogos de LAS, com cadeias alquílicas que variam de 10 a 13 átomos de carbonos (Freeling et al., 2019).

Figura 1 – Estrutura química geral do alquilbenzeno sulfonato linear (LAS)



$$(m + n = 7 \text{ a } 10)$$

Fonte: Murari et al. (2017)

O grupo sulfonato é responsável pela solubilidade em água do LAS, enquanto sua cadeia de hidrocarboneto linear confere maior afinidade com óleos e graxas (Gong et al., 2020). Contudo, seu coeficiente de partição octanol-água ($\log K_{ow} = 2,5$ a $4,5$) destaca seu caráter hidrofóbico moderado e sua capacidade de adsorção em compostos orgânicos suspensos, como o lodo gerado em estações de tratamento de esgoto (Hodges et al., 2019). Essa interação reduz a biodisponibilidade inicial do LAS e retarda sua degradação, especialmente em condições anaeróbicas, prolongando sua persistência no ambiente (Martín et al. 2024).

Embora biodegradável em condições aeróbicas (5-10 dias em sistemas marinhos e estuarinos) (Daulay et al., 2022), com taxas de remoção variando entre 97% e 99% em sistemas de tratamento de águas residuais (Costa; Oliveira; Oliveira Junior, 2020), em condições anaeróbicas, como nos sedimentos, a degradação do LAS ocorre de forma lenta, resultando em seu acúmulo no ambiente (Granatto et al., 2019; Zhu et al., 2019). Em ambientes marinhos e estuarinos, características físico-químicas, como salinidade e temperatura, alteram o processo de degradação, resultando em uma meia-vida que varia entre 10,3 e 11,5 dias nas áreas costeiras (Robert-Peillard et al., 2015).

Os efeitos tóxicos do LAS sobre organismos aquáticos são amplamente documentados. Em 1991, a Dutch Soap Association e o Ministério do Meio Ambiente dos Países Baixos classificaram o LAS como um dos principais compostos tóxicos em sistemas aquáticos (Moneró, 2016) e, além disso,

destaca-se que o aumento no tamanho da cadeia alquílica do LAS eleva sua toxicidade (Cavalcante; Marinho; Barbosa, 2014). Estudos apontam que a exposição ao LAS induz a uma toxicidade aguda moderada e de baixa a alta para peixes e invertebrados de água doce, respectivamente (USEPA, 2006). Outros efeitos sobre diferentes organismos e plantas aquáticas são destacados na Tabela 1.

Tabela 1 – Efeitos tóxicos do LAS sobre diferentes organismos e plantas aquáticas e suas concentrações críticas

Organismo/Planta	Efeito	Concentração crítica de LAS (mg L⁻¹)	Referência
<i>Daphnia magna</i>	Mortalidade	13,50	Hammer et al., 2018
<i>Clarias gariepinus</i> (50%)	Mortalidade	15,16	Mustapha; Bawa-Allah, 2020
<i>Lates calcarifer</i>	Mortalidade	1,58	Daulay et al., 2022
<i>Lithobates catesbeianus</i>	Alterações na função cardíaca	0,50	Jones-Costa et al., 2018
<i>Chirostoma jordan</i>	Mortalidade	17,42	
<i>Cypris sp.</i>	Redução da mobilidade	3,01	Sobrino-Figueroa, 2018
<i>Hyallolela azteca</i>	Mortalidade	0,92	
<i>Chara vulgaris L.</i>	Redução no peso seco	1,00	Liu; Wu, 2018
<i>Potamogeton perfoliatus L.</i>	Danos fisiológicos e de crescimento	10,00	Zhou et al., 2018
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	Crescimento inibido	≥ 5,00	Chai et al., 2021
<i>Alburnus tarichi</i> (50%)	Mortalidade	4,90	Kankaya; Atici, 2023

Fonte: A autora (2025)

Estudos indicam a presença do LAS em corpos d'água, como rios e estações de tratamento de efluentes (ETEs). Um rio na França apresentou concentrações medianas de LAS variando entre 0,71 – 4,6 µg L⁻¹ (Wiest et al., 2021). No Rio Abbasabad, Irã, as concentrações variaram entre 0,11 – 2,65 mg L⁻¹, com uma média de 1,25 mg L⁻¹ (Jafari; Hassanzadeh, 2020). No Rio

Huatanay, Peru, as concentrações de LAS foram de 0,01 – 23,17 mg L⁻¹ durante a estação seca, e de 0,09 – 1,47 mg L⁻¹ no período chuvoso (Choque-Quispe et al., 2021).

Na Alemanha, uma campanha de monitoramento de 33 estações de tratamento de águas residuais convencionais encontrou uma concentração máxima de 47,7 µg L⁻¹, com uma média de 14,4 µg L⁻¹ nos efluentes tratados (Freeling et al., 2019). Apesar da eficiente remoção do LAS pelas ETEs, as concentrações permanecem significativas, o que leva à pseudo persistência desse composto no ambiente (Matthies et al., 2016).

No Brasil, a Resolução nº 357/2005 do CONAMA (2005) estabelece limites de 0,5 mg L⁻¹ para águas doces e 0,2 mg L⁻¹ de substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno para águas salobras e marinhas. Como o LAS é o surfactante predominante no mercado, é aceitável utilizar este valor como limite proposto para o LAS. Os mesmos valores são adotados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2006). Contudo, ainda ocorrem descargas excessivas desse composto em corpos d'água, aumentando o interesse no monitoramento da concentração de LAS em matrizes ambientais. Dessa forma, torna-se necessário o desenvolvimento de métodos confiáveis para sua identificação e quantificação *in situ* de forma rápida e eficaz (Askari; Vahabzadeh; Mardanpour, 2021).

2.2.2 Biossurfactantes

Os biossurfactantes são produzidos por processos biotecnológicos através de microrganismos como bactérias, fungos e leveduras. A parte hidrofílica consiste em um peptídeo, aminoácido, monossacarídeo, dissacarídeo ou polissacarídeo, enquanto a parte hidrofóbica pode ser um ácido graxo linear, ramificado, saturado, insaturado ou hidroxilado (Shekhar; Sundaramanickam; Balasubramanian, 2014).

Eles são classificados em diferentes grupos, conforme a composição química da molécula. Os glicolipídeos são compostos por uma parte lipídica e uma parte glicídica, exemplos desse composto são os ramnolipídeos (produzidos principalmente por *Pseudomonas aeruginosa*), os sofrorolipídeos (produzidos por leveduras, principalmente do gênero *Candida*) e os trealolipídios

(produzidos por diferentes microrganismos, sendo os mais estudados pertencentes à espécie *Rhodococcus erythropolis*). Os lipopeptídeos possuem cadeias de lipídeos e peptídeos, o exemplo mais comum é a surfactina, produzida por *Bacillus subtilis* (Drakontis; Amin, 2020).

Os biossurfactantes oferecem diversas vantagens em comparação com os surfactantes sintéticos. Eles são provenientes de organismos vivos, como microrganismos, e utilizam matérias-primas orgânicas, o que os torna uma opção mais sustentável em comparação com os surfactantes sintéticos, que geralmente dependem de derivados petroquímicos (Vieira et al., 2021).

Outra grande vantagem é sua biodegradabilidade superior, que contribui para a redução do impacto ambiental e para a segurança da saúde humana. Essa característica é especialmente relevante, considerando que muitos surfactantes sintéticos podem causar irritações na pele e ter efeitos adversos em formulações farmacêuticas. Ademais, os biossurfactantes apresentam menor toxicidade, o que diminui os riscos associados ao seu uso (Vieira et al., 2021).

Além disso, esses compostos possuem propriedades físico-químicas favoráveis, mantendo sua eficácia mesmo em condições extremas de pH, temperatura e salinidade, o que os torna competitivos em diversas aplicações industriais (Jimoh; Lin, 2019). Sua versatilidade é um ponto forte, uma vez que podem ser utilizados em uma ampla gama de indústrias, incluindo detergentes, biorremediação, farmacologia e agricultura, atendendo a diferentes necessidades e desafios (Drakontis; Amin, 2020).

Apesar de suas inúmeras vantagens, os biossurfactantes ainda enfrentam desafios significativos, como os altos custos de produção e as dificuldades de otimização. Isso limita, atualmente, sua adoção em larga escala. Contudo, à medida que a demanda por opções mais sustentáveis cresce, os biossurfactantes têm o potencial de desempenhar um papel fundamental na transição para processos industriais mais ecológicos e na promoção de uma sociedade mais sustentável (Dini et al., 2024).

2.3 MÉTODOS ANALÍTICOS PARA DETERMINAÇÃO DE LAS EM ÁGUAS

2.3.1 Tipos de águas e matrizes analisadas

A quantificação de LAS em matrizes aquáticas apresenta desafios analíticos devido à complexidade das amostras ambientais. Os principais tipos de águas são: Água doce, possui baixa salinidade (inferior a 0,5 ppm), geralmente encontrada em rios, lagos, ribeiras, geleiras, neves eternas, águas subterrâneas e solos. Esse tipo de água é utilizado para o consumo humano, a agricultura, a pecuária, a indústria (CETESB, 2017).

Água salobra tem salinidade entre 0,5 e 30 ppm, com aparência turva e possui grande quantidade de substâncias dissolvidas. É encontrada facilmente em regiões de mangue e estuários como o Sistema Estuarino do Rio Capibaribe, e não pode ser consumida pelo ser humano. Água salina possui salinidade igual ou superior a 30 ppm, é o caso da água do mar (CETESB, 2017).

A classificação das águas também pode ser de acordo com o local em que se encontram. As águas superficiais estão localizadas na camada externa da superfície terrestre, encontradas em rios, riachos, lagos, pântanos, mares, entre outros. Devido à sua facilidade de acesso e à ausência de infiltração no solo, elas se configuram como a principal fonte de abastecimento de água. As águas subterrâneas estão abaixo da superfície e podem ser encontradas tanto de forma natural quanto por meio de intervenções humanas. Normalmente, elas se acumulam em espaços porosos existentes entre as rochas, formando os aquíferos, os quais são essenciais para o fornecimento de água em diversas regiões (CETESB, 2017).

Os efluentes são águas residuais domésticas e industriais, geralmente contêm elevados teores de matéria orgânica e outros poluentes, como os surfactantes sintéticos. Eles são descartados tanto na forma líquida, diretamente em ambientes aquáticos, quanto na forma gasosa (ITP, 2022). Embora esses resíduos passem por processos de tratamento para remoção de impurezas, estudos indicam altos níveis de contaminação em corpos d'água, sugerindo que os métodos de tratamento atuais nem sempre são eficazes (Arruda-Santos et al., 2023; Macedo et al, 2007; Maciel et al., 2015, 2016, 2018).

A escolha do método de quantificação de LAS deve levar em consideração as características de cada tipo de água, como salinidade, presença de matéria orgânica e turbidez, que podem afetar os parâmetros analíticos e, conseqüentemente, a confiabilidade dos resultados. Além disso, o caráter polar do LAS e sua alta mobilidade em meio aquoso, torna-o suscetível a fatores como diluição, degradação e interações com outros componentes do ecossistema (Hodges et al., 2019). Para superar esses desafios, são aplicados métodos analíticos sensíveis combinados com etapas de preparação da amostra como extração e pré-concentração para alcançar limites de detecção mais baixos (Ramcharan; Bissessur, 2016).

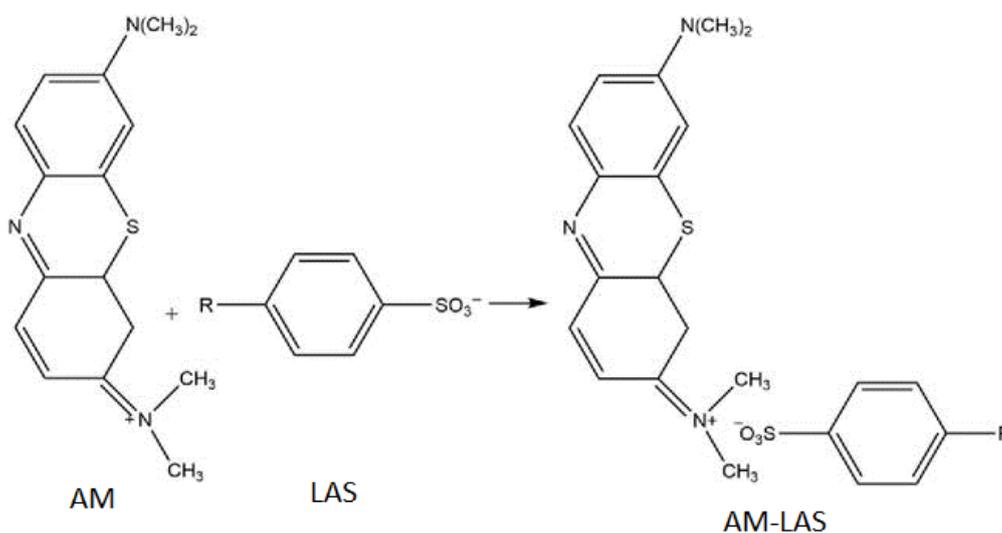
Os métodos mais comuns empregados para a detecção e quantificação de LAS em águas são a Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (HPLC) acoplado a diferentes detectores, como espectrofluorimetria (HPLC-FL) (Larsson et al., 2011), UV-Vis com arranjo de diodos (HPLC-DAD) (Villar et al., 2007) e UV-Vis (Ramcharan; Bissessur, 2016; Wangkarn et al., 2005); Cromatografia Gasosa acoplada à Espectrometria de Massas (GC-MS) (Alzaga et al., 2003), Cromatografia Líquida acoplada a Espectrometria de Massa (LC-MS) (Motteran et al., 2017; Lara-Martín; Gómez-Parra; González-Mazo, 2006), e espectrofotometria UV-Vis, uma técnica mais simples, entre outras (Ramcharan; Bissessur, 2016; Wangkarn et al., 2005).

A metodologia utilizando o HPLC tem se mostrado uma alternativa eficaz, especialmente com a detecção UV (HPLC-UV), que apresenta uma faixa de concentração linear de 6 – 1070 $\mu\text{g L}^{-1}$, com limites de detecção entre 1,5 – 11,5 $\mu\text{g L}^{-1}$, dependendo do isômero e altas taxas de recuperação de 91% - 102% (Wangkarn et al., 2005). A Cromatografia Líquida acoplada à Espectrometria de Massas equipado com uma Interface de eletrospray (LC-MS/ESI) em modo de íon negativo apresenta limites de detecção de 0,1 – 0,5 ng mL^{-1} com recuperação de homólogos de 85% – 123% utilizando extração em fase sólida (SPE) (Lara-Martín; Gómez-Parra; González-Mazo, 2006). Essa técnica também foi acoplada a Espectrometria de Massas em tandem (LC-MS/MS) e alcançou limites de detecção e quantificação de 75 $\mu\text{g de L}^{-1}$ e 200 $\mu\text{g de L}^{-1}$, respectivamente (Motteran et al., 2017). Entretanto, a necessidade de extração SPE torna a preparação e o manuseio de colunas dispendiosos e demorados, principalmente

quando se trabalha com um grande número de amostras, o que pode limitar a aplicabilidade da técnica em estudos de larga escala (Badmus et al., 2021).

A Cromatografia Gasosa acoplada à Espectrometria de Massas (GC-MS) é uma técnica altamente sensível, com limites de quantificação variando de 0,16 – 0,8 ng mL⁻¹ e boas taxas de recuperação, variando entre 71% - 94% (Alzaga et al., 2003). No entanto, essa técnica requer um processo de derivatização devido à baixa volatilidade do surfactante, o que resulta em maior tempo de análise e menor resolução cromatográfica devido à complexidade estrutural dos isômeros de LAS (Badmus et al., 2021). Por sua vez, a espectrofotometria UV-Vis é uma técnica simples e rápida que se baseia na formação de pares iônicos entre o LAS e o azul de metileno (Figura 2), cuja cor azul na fase orgânica é medida a 652 nm (APHA, 1992). Essa técnica pode ser utilizada para a análise de amostras simples com baixa interferência e sem necessidade de cromatografia, com um custo relativamente baixo.

Figura 2 – Reação entre o LAS e azul de metileno (AM) para formação do par iônico (AM-LAS)



Fonte: Wahyuni (2021)

Embora seja capaz de fornecer limites de detecção adequados ($\mu\text{g L}^{-1}$), a espectrofotometria UV-Vis requer grandes volumes de solventes orgânicos, gerando resíduos tóxicos, além de inviabilizar análises diretas em campo, o que limita sua aplicabilidade (Badmus et al., 2021). Outros métodos de detecção do LAS estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2 – Métodos de detecção de LAS em amostras ambientais

Técnica analítica	Analito ^a	Amostra	LD ^b	Faixa linear	Ref.
HPLC-UV	LAS C ₁₀	Águas residuais	1,5 µg L ⁻¹	6-310 µg L ⁻¹	Wangkarn et al., (2005)
	LAS C ₁₁		8,0 µg L ⁻¹	20-1030 µg L ⁻¹	
	LAS C ₁₂		7,0 µg L ⁻¹	20-1070 µg L ⁻¹	
	LAS C ₁₃		11,5 µg L ⁻¹	20-590 µg L ⁻¹	
HPLC-FL	LAS C ₁₀	Água do rio	5 µg L ⁻¹	5-1000 µg L ⁻¹	Larsson et al., (2011)
	LAS C ₁₁		5 µg L ⁻¹		
	LAS C ₁₂		5 µg L ⁻¹		
	LAS C ₁₃		5 µg L ⁻¹		
LC-ESI-MS ^c	LAS C ₁₀	Efluente de ETE	10 ng L ⁻¹ –	0,2-10 µg L ⁻¹	Riu et al. (2001)
	LAS C ₁₁		1,5 µg L ⁻¹		
	LAS C ₁₂				
	LAS C ₁₃				
GC-MS	LAS C ₁₀	Águas residuais urbanas	0,80 µg L ⁻¹	0,5-200 µg L ⁻¹	Alzaga et al., (2003)
	LAS C ₁₁		0,70 µg L ⁻¹		
	LAS C ₁₂		0,35 µg L ⁻¹		
	LAS C ₁₃		0,16 µg L ⁻¹		
HPLC-DAD ^d	LAS C ₁₀	Lodo de esgoto	0,25 mg kg ⁻¹	0,06-86,1 mg L ⁻¹ 0,16-321 mg L ⁻¹	Villar et al., (2007)
	LAS C ₁₁		1,27 mg kg ⁻¹		
	LAS C ₁₂		2,50 mg kg ⁻¹		
	LAS C ₁₃		1,32 mg kg ⁻¹		
HPLC-FL	LAS C ₁₀		0,33 mg kg ⁻¹	0,15-215,6 mg L ⁻¹ 0,12-163,8 mg L ⁻¹	
	LAS C ₁₁		1,06 mg kg ⁻¹		
	LAS C ₁₂		1,83 mg kg ⁻¹		
	LAS C ₁₃		0,82 mg kg ⁻¹		
HPLC-UV	Total LAS	Águas residuais	0,07 mg L ⁻¹	-	Ramcharan; Bissessur, (2016)
UV-Vis			0,03 mg L ⁻¹	-	Sánchez-Martínez et al. (2005)
IAC-FL ^e	Total LAS	Águas residuais	35 ng mL ⁻¹	0,09-3,0 µg mL ⁻¹	
LC-FLD ^f	LAS C ₁₀	Lodo de esgoto	3,3 µg kg ⁻¹	0,011-50 mg kg ⁻¹	Cantareiro et al. (2011)
	LAS C ₁₁		4,2 µg kg ⁻¹	0,014-50 mg kg ⁻¹	
	LAS C ₁₂		5,4 µg kg ⁻¹	0,018-50 mg kg ⁻¹	
	LAS C ₁₃		4,2 µg kg ⁻¹	0,014-50 mg kg ⁻¹	

^aLAS e o número de carbonos na cadeia; ^bLimite de detecção; ^cCromatografia líquida-ionização por Eletrospray-espectrometria de massa; ^dCromatografia líquida de alto desempenho com detector de matriz de diodos; ^eCromatografia de imunoafinidade-espectrofluorimetria; ^fCromatografia líquida com detecção de fluorescência.

Fonte: de Sousa et al. (2024)

Recentemente, surgiram abordagens alternativas mais práticas, como o método baseado em imagens digitais. Essa técnica possibilita a detecção rápida e econômica e realizar medições *in situ* utilizando pequenas quantidades de reagentes. A utilização dessas abordagens facilita a detecção precoce da contaminação e evita o impacto ambiental em larga escala, permitindo respostas rápidas das autoridades e a implementação de medidas corretivas e preventivas (Benedetti et al., 2015; dos Santos et al., 2019; Franco et al., 2023; Pereira; Rocha, 2013).

2.4 MÉTODO BASEADO EM IMAGENS DIGITAIS

Os métodos baseados em imagens digitais (DIB) envolvem a captura de imagens digitais de reações colorimétricas ou luminescentes, permitindo analisar a intensidade da cor, correlacionando-a com a concentração do analito (da Silva et al., 2020; de Almeida et al., 2022). As imagens são capturadas por aparelhos como smartphones, câmeras digitais, webcams, scanners, etc. A leveza, portabilidade, baixo custo e alta resolução e qualidade das imagens dos smartphones e das câmeras digitais tornaram mais comum o uso desses dois instrumentos (Fan et al., 2021).

A principal vantagem desse método é a combinação de simplicidade, baixo custo, portabilidade e a capacidade de realizar medições diretamente no campo, utilizando pequenas quantidades de amostra e gerando baixos volumes de resíduos o que a torna uma abordagem ecológica (da Silva et al., 2020; de Sousa et al., 2024).

Estudos reportam a aplicação do método DIB em áreas como monitoramento da qualidade de alimentos (Gonçalves; Fernandes; Rocha, 2024; Santos et al., 2023), bebidas (da Silva et al., 2020), saúde (de Almeida et al., 2022; Escobedo et al., 2023), poluição ambiental (de Sousa et al., 2024; Silva et al., 2021) e fins educacionais (dos Santos et al., 2023). O DIB pode ser aplicado para a análise de uma ampla gama de amostras de corpos d'água, incluindo rios, lagos, estuários e oceanos, onde estudos de campo podem ser realizados para identificar o impacto da poluição urbana (Alves et al., 2021; Arruda-Santos et al., 2023). Isso é possível porque sua natureza prática e portátil permite que ele seja

adaptado e usado em diferentes contextos de pesquisa, abrangendo várias áreas de estudo relacionadas à análise e ao monitoramento da qualidade da água (Barzallo et al., 2023).

Essa técnica já foi empregada para a quantificação de parâmetros como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) (de Castro et al., 2023; Nóbrega et al., 2019), coliformes, clorofila, sólidos totais, fosfatos e poluentes emergentes (Barzallo et al., 2023). Essas aplicações evidenciam a versatilidade do método na avaliação de diversas matrizes ambientais.

A aplicação do método DIB requer o uso de plataformas adequadas para o armazenamento das soluções contendo os analitos. Entre os materiais comumente empregados, destacam-se o papel, cubetas convencionais, microplacas de poliestireno e dispositivos auxiliares de polilactato (PLA) (da Silva et al., 2020; Franco et al., 2021). Para assegurar a precisão e reprodutibilidade dos resultados, é essencial o controle rigoroso de certos parâmetros durante a captura das imagens digitais, especialmente com smartphones (Benedetti et al., 2015).

Fatores como a distância de captura entre a câmera e a amostra, a área de interesse, a abertura da lente e as condições de iluminação podem afetar significativamente os resultados obtidos (Soares et al., 2020). Vale ressaltar que uma iluminação mais intensa não implica, necessariamente, uma melhor qualidade das imagens. Para garantir a exatidão e a precisão das medições, o ideal é que a cor da reação seja registrada sob condições de iluminação controladas (Fan et al., 2021).

Para minimizar esses fatores, podem ser utilizados dispositivos como caixas de iluminação controlada, equipadas com luzes LED, que garantem uma iluminação constante, além de permitir o posicionamento fixo do smartphone e uma distância de captura definida (da Silva et al., 2020; dos Santos et al., 2019; Santos et al., 2023). Além disso, as câmeras de smartphones possuem recursos como foco automático e controle de exposição, os quais podem ser ajustados para garantir condições constantes durante uma série de medições (Fan et al., 2021).

2.4.1 Sistema de cores e processamento de imagens

Após a captura da imagem, a quantificação da cor é realizada por meio de softwares e aplicativos específicos de processamento de imagens, como ImageJ, Color Grab e PhotoMetrix, entre outros. O ImageJ, desenvolvido na linguagem Java é uma ferramenta multiplataforma que oferece uma variedade de plug-ins para edição e manipulação de imagens em diversos formatos (Fan et al., 2021). O Color Grab é um aplicativo de smartphone que permite a captura de cores usando a câmera do celular, oferecendo informações detalhadas sobre tonalidades em diferentes sistemas de cores, como RGB e CMYK (LOOMATIX, 2025). O PhotoMetrix é um aplicativo para smartphone que realiza a captura e análise de imagens digitais utilizando modelos matemáticos univariados e multivariados, como Análise de Componentes Principais (PCA), Análise de Agrupamento Hierárquico (HCA) e regressão por Quadrados Mínimos Parciais (PLS) (Helfer et al., 2016).

Estes softwares e aplicativos são empregados para converter as informações de cor em valores numéricos, utilizando diferentes modelos de cor para criar uma especificação padronizada que define um espaço tridimensional de coordenadas, no qual cada cor é representada por um ponto único. Entre os modelos de cor mais comumente utilizados estão RGB, CMYK, XYZ, $L^*a^*b^*$, HSV, modelo Gray, entre outros. Isso possibilita o estabelecimento de uma correlação entre os dados de imagens quantificadas e a concentração do analito (Fan et al., 2021).

O modelo RGB, por sua simplicidade, é o mais utilizado, pois replica a visão humana, combinando os componentes vermelho, verde e azul para representar o espectro visível da radiação eletromagnética (Soares et al., 2020). Cada componente de cor no sistema RGB é representado em 256 níveis, variando de 0 a 255, o que possibilita 16,7 milhões de combinações possíveis de cores (256^3). O valor 0 para cada canal de cor corresponde à cor preta, enquanto o valor 255 representa o branco (Franco et al., 2023).

Esse modelo se baseia nas cores complementares das espécies absorventes, onde a intensidade da radiação refletida é inversamente proporcional à intensidade da cor, o que, por sua vez, está relacionado à concentração do analito (Silva et al., 2021). Para calcular uma resposta analítica

(RA) que seja diretamente proporcional à concentração do analito, o valor obtido para a amostra ou padrão (R_s , G_s , B_s) deve ser subtraído do valor referente ao branco analítico (R_b , G_b , B_b) (Equação 1) ou ao valor máximo de reflexão (255), que corresponde à absorção total da radiação (Equação 2) (Benedetti et al., 2015).

$$RA = R_b - R_s \text{ ou } G_b - G_s \text{ ou } B_b - B_s \quad (1)$$

$$RA = 255 - R_s \text{ ou } 255 - G_s \text{ ou } 255 - B_s \quad (2)$$

Em muitas aplicações, observa-se uma linearidade entre a intensidade da radiação refletida e a concentração do analito. Seguindo a Lei de Lambert-Beer é possível estabelecer esta relação mais linear como descrito pela Equação 3 – 5 (Franco et al., 2023).

$$RAR = -\log \frac{R_b}{R_s} \quad (3)$$

$$RAG = -\log \frac{G_b}{G_s} \quad (4)$$

$$RAB = -\log \frac{B_b}{B_s} \quad (5)$$

Em algumas situações, a refletância pode ser representada por um vetor (Equação 6), integrando as contribuições dos três canais de cor. Esta abordagem vetorial oferece uma análise mais robusta, principalmente em amostras complexas, ao considerar simultaneamente as informações de todos os canais de cor (da Silva et al., 2020).

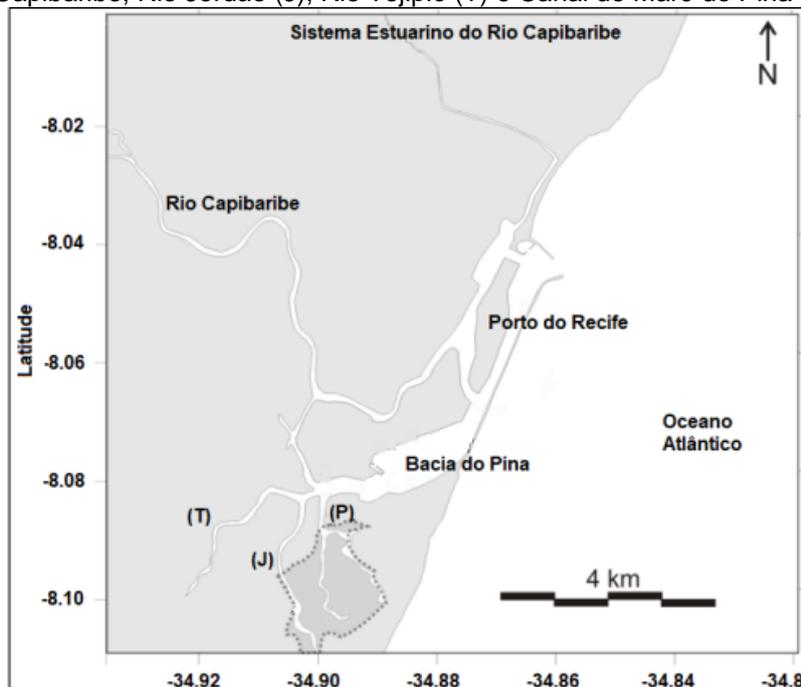
$$Vetor = \sqrt{(R_s - R_b)^2 + (G_s - G_b)^2 + (B_s - B_b)^2} \quad (6)$$

2.5 SISTEMA ESTUARINO DO RIO CAPIBARIBE

O Sistema Estuarino do Capibaribe (SERC) localiza-se na zona urbana de Recife e inclui o Rio Capibaribe e a Bacia do Pina (Figura 3). Com uma bacia de drenagem de 7.454,88 km² e cerca de 250 km de extensão, o Rio Capibaribe

é a principal fonte de água doce, atravessando 43 municípios antes de desaguar na região metropolitana de Recife. Próximo à sua foz, o Rio Capibaribe contribui para a formação da Bacia do Pina, com 32 km². O SERC também recebe contribuição dos Rios Jordão, Tejipió e pelo Canal de Maré do Pina (APAC, 2024), que atravessam a região metropolitana do Recife e servem de receptores para uma grande quantidade de efluentes domésticos e industriais (dos Santos et al., 2009; Almeida, 2021).

Figura 3 – Sistema Estuarino do Rio Capibaribe (SERC) e seus principais contribuintes: Rio Capibaribe, Rio Jordão (J), Rio Tejipió (T) e Canal de Maré do Pina (P)



Fonte: adaptado de Maciel et al. (2016)

A Bacia do Pina flui paralelamente ao canal do Capibaribe e do Oceano Atlântico e antes da sua foz, abriga o Porto do Recife, um dos mais importantes do Brasil. Essa região é caracterizada por intensas atividades marinhas e locais de reparos e manutenção de barcos menores. Esse fluxo considerável de embarcações configura potenciais fontes de contaminação local (Mattos et al., 2017; Almeida 2021). Além disso, a região é caracterizada pela quantidade de palafitas e casas irregulares nas margens deste corpo d'água, cujos moradores lançam seus efluentes diretamente nas águas (Zanardi-Lamardo et al., 2016).

O SERC, receptor da drenagem urbana da região metropolitana de Recife, é um receptor significativo de efluentes domésticos e industriais. Dados

da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) indicam que 75% dos efluentes gerados no Recife e 44% da região metropolitana passam por coleta e tratamento antes de serem descartados nos corpos d'água (COMPESA, 2020 *apud* Almeida, 2021). No entanto, os 56% restantes, que não passam por tratamento, contribuem significativamente para a poluição do estuário, especialmente nas áreas mais próximas à foz, onde o esgoto é despejado de forma irregular (Arruda-Santos et al., 2023; Zanardi-Lamardo et al., 2016).

Embora impactado por altos níveis de poluição, o SERC possui relevância ecológica e socioeconômica. Esse ambiente é um viveiro para diversas espécies aquáticas e constitui uma importante fonte de recursos alimentares, como peixes e moluscos, para as comunidades locais, além de oferecer oportunidades socioeconômicas significativas, relacionadas à pesca e ao turismo (Oliveira et al., 2014). Estudos realizados na área relatam a presença de diversos poluentes, como metais potencialmente tóxicos, hidrocarbonetos alifáticos (HAs), HPAs, compostos organoclorados, hidrocarbonetos de petróleo (Macedo et al, 2007; Maciel et al., 2015, 2016, 2018; Yogui et al., 2018) e alquilbenzenos lineares (LABs) (Arruda-Santos et al., 2023). Também foram reportadas alterações ecológicas em comunidades bióticas presentes na região (Valença, 2009), consequências do impacto da contaminação ambiental.

A Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração de Recursos Hídricos classifica o estuário como muito poluído (CPRH, 2025). Isto reforça a necessidade de um estudo contínuo em campo, de forma rápida e eficaz para controlar e mitigar os impactos da poluição sofrida no SERC.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Desenvolver um método analítico para quantificação de alquilbenzeno sulfonato linear (LAS) em recursos hídricos utilizando método baseado em imagens digitais capturadas com smartphone e aplicá-lo para análise da contaminação ambiental.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Validar o método DIB através de parâmetros de desempenho, como precisão, exatidão, linearidade e outros;
- Avaliar a eficiência do método em comparação com método de referência de quantificação de LAS, com ênfase na praticidade, custo e sustentabilidade;
- Aplicar o método desenvolvido para monitorar a contaminação por LAS no Estuário do Rio Capibaribe, avaliando sua viabilidade em condições ambientais reais;
- Realizar uma análise estatística para correlacionar os dados obtidos com as concentrações de LAS em diferentes pontos do Sistema Estuarino do Rio Capibaribe.

4 METODOLOGIA

4.1 MATERIAL E REAGENTES

Todos os reagentes utilizados foram de grau analítico e todas as soluções foram preparadas com água deionizada (resistividade > 18,0 MΩ cm) obtida de um sistema Millipore Milli-Q (EUA). Azul de metileno hidratado e clorofórmio foram fornecidos pela Neon (Brasil), cloreto de sódio, cloreto de bário, cloreto de cálcio e ácido sulfúrico foram fornecidos pela Vetec (Brasil), nitrato de potássio foi obtido pela Fmaia (Brasil), sulfato de magnésio foi adquirido pela Nuclear (Brasil), sulfato de sódio foi adquirido pela Reagen (Brasil), di-hidrogenofosfato de sódio monohidratado foi fornecido pela Dinâmica (Brasil) e docebilbenzenossulfonato de sódio (C₁₂-LAS, pureza > 80%) foi adquirido pela Aldrich (Brasil).

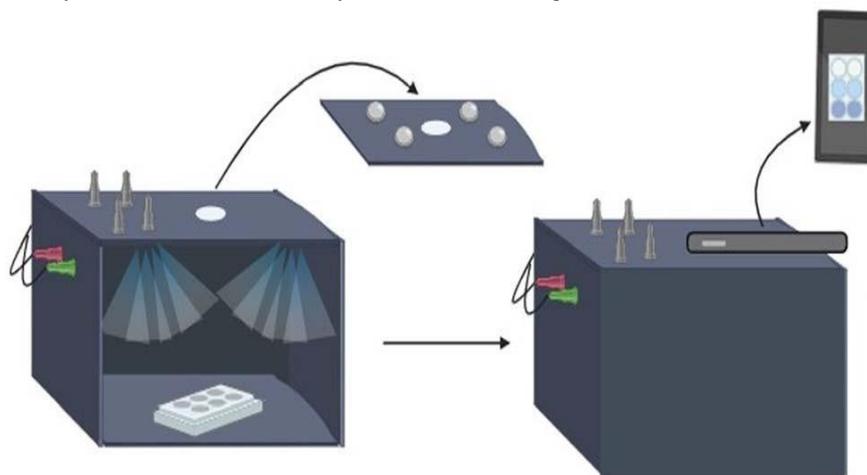
A solução de azul de metileno (0,5 g L⁻¹) foi preparada dissolvendo 0,0500 g de azul de metileno hidratado (C₁₆H₁₈ClN₃S.xH₂O), 2,8300 g de di-hidrogenofosfato de sódio monohidratado (NaH₂PO₄.H₂O), e 680 µL de ácido sulfúrico concentrado em água ultra pura e completado o volume até 100 mL (Pereira; Rocha, 2013). A solução de lavagem foi preparada dissolvendo 5,000 g de di-hidrogenofosfato de sódio monohidratado e 680 µL de ácido sulfúrico concentrado e avolumado em balão volumétrico de 100 mL com água ultra pura. A solução estoque de LAS (10 mg L⁻¹) foi preparada pela dissolução de 1,000 mg de dodecilbenzeno sulfonato de sódio em 100 mL de água ultra pura. Os volumes citados foram preparados para a aplicação do método espectrofotométrico, conforme as recomendações do CONAMA e USEPA. Para a aplicação do método DIB, foi utilizado 100 vezes menor.

4.2 APARATO E INSTRUMENTAÇÃO

Para o armazenamento dos extratos foram utilizadas placas de porcelana com 6 e 9 cavidades. Para capturar as imagens, foi projetada uma caixa preta de ácido polilático (PLA) com dimensões de 21×15×7 cm construída usando uma impressora 3D com quatro LEDs de luz branca como fonte de luz, com intensidades controladas por quatro potenciômetros que variam de 10 a 100 mA

e uma abertura para a câmera do smartphone (Figura 4) (de Sousa et al., 2024). Esses LEDs emitem radiação no intervalo de comprimento de onda de 400 a 800 nm, com o objetivo de minimizar a influência da luz externa, simplificar as abordagens descritas em estudos anteriores e possibilitar a aplicação imediata do método (Benedetti et al., 2015; Resque; Santos; Suarez, 2019).

Figura 4 – Aparelho desenvolvido para a determinação de LAS usando o método DIB



Fonte: de Sousa et al. (2024)

No processo de validação do método foi utilizado um smartphone Xiaomi Redmi Note 9S, com resolução de 8000 x 6000 pixels. Para a análise da contaminação no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe, foi empregado o smartphone Apple iPhone 13, com resolução de 4000x3000 pixels.

Ambos os dispositivos foram calibrados e validados antes de sua utilização nos procedimentos utilizando 9 réplicas, com concentração fixa de 0,9 mg L⁻¹ de LAS, extraído e armazenado em cada poço da placa de porcelana, com volume fixo de 700 µL. O posicionamento da placa na caixa e a intensidade dos LEDs foram ajustados de forma a minimizar ao máximo a ocorrência de brilho excessivo ou sombras nas imagens (Benedetti et al., 2015; Resque; Santos; Suarez, 2019). As funções de autofocus e flash foram desativadas nos smartphones para garantir maior controle sobre as condições de captura e assegurar a precisão nas medições.

4.3 LOCAL DE COLETA

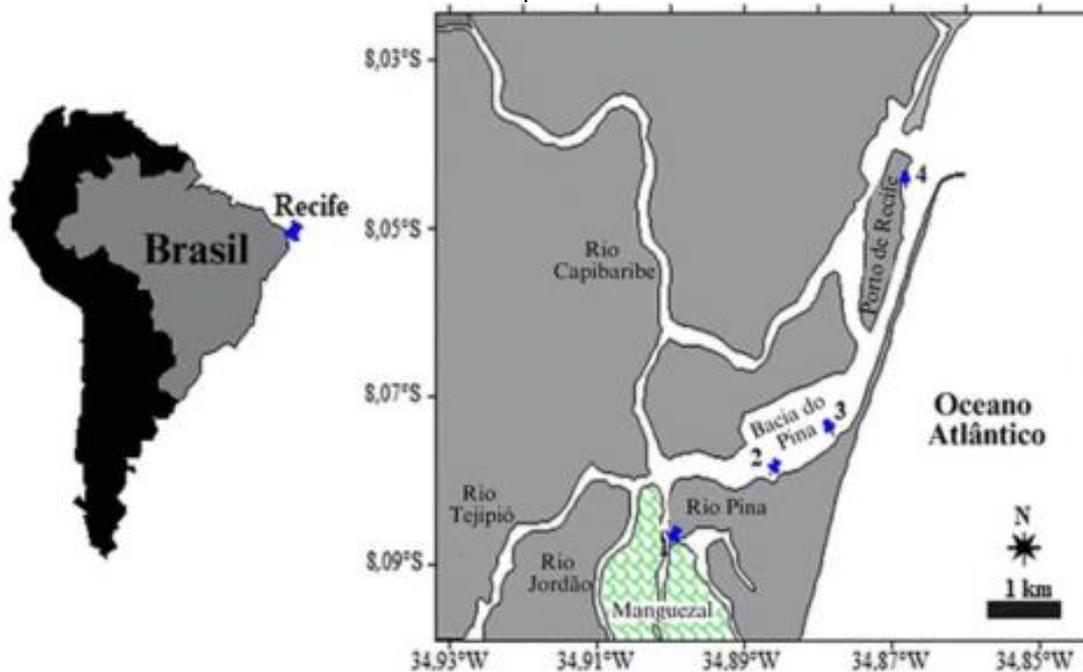
As campanhas para investigação ambiental ocorreram em diferentes períodos e estações ao longo do SERC, definidas com base em um estudo anterior realizado na área que avaliou os compostos de alquilbenzenos lineares (LABs) em sedimentos, também identificados como bons indicadores de esgoto doméstico (Arruda-Santos et al., 2023). A primeira campanha, realizada para validação da metodologia, coletou amostras de água em 4 estações diferentes, em agosto de 2023, durante a maré vazante. A St. #1 está localizado na parte interna do SERC no Rio Pina; a St. #2 está no lado oposto de uma estação de tratamento de esgoto com plumas visíveis na água; a St. #3 está próximo ao esgoto bruto clandestino, cenário típico de urbanização desordenada, como ilustrado na Figura 5, onde são observadas residências despejando efluentes diretamente no rio; e a St. #4 foi amostrada em frente ao Porto de Recife (Figura 6).

Figura 5 - Residências à margem do Rio Capibaribe, com lançamento irregular de esgoto, próximo ao ponto de coleta St. #3



Fonte: A autora (2025)

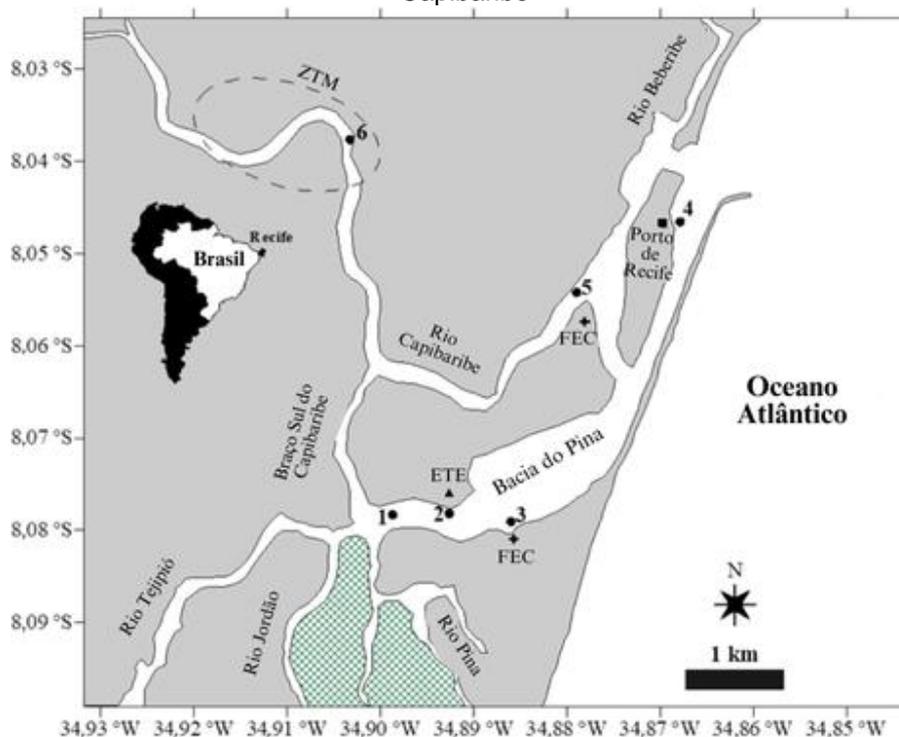
Figura 6 – Estações de amostragem da primeira campanha no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe



Fonte: de Sousa et al. (2023)

Depois de validada a metodologia, foi realizada a segunda estratégia amostral, que consistiu em coletas durante 4 semanas consecutivas na maré baixa, incluindo os períodos da maré de quadratura e sizígia, em abril de 2024. Foram selecionadas 6 estações, incluindo a St. #4 investigada na campanha anterior. A St. #1 está localizada na confluência dos rios que formam a Baía do Pina; a St. #2 está próxima à descarga da estação de tratamento do Cabanga; as Sts. #3 e #5, estão próximas a fontes de esgoto bruto clandestino; e a St. #6 está dentro da Zona de Máxima Turbidez Estuarina (Figura 7).

Figura 7 – Estações de amostragem da segunda campanha no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe



Área hachurada: Parque dos Manguezais. ZTM = Zona de Turbidez Estuarina Máxima; ETE = Estação de Tratamento de Esgoto; FEC = Fonte de Esgoto Clandestino

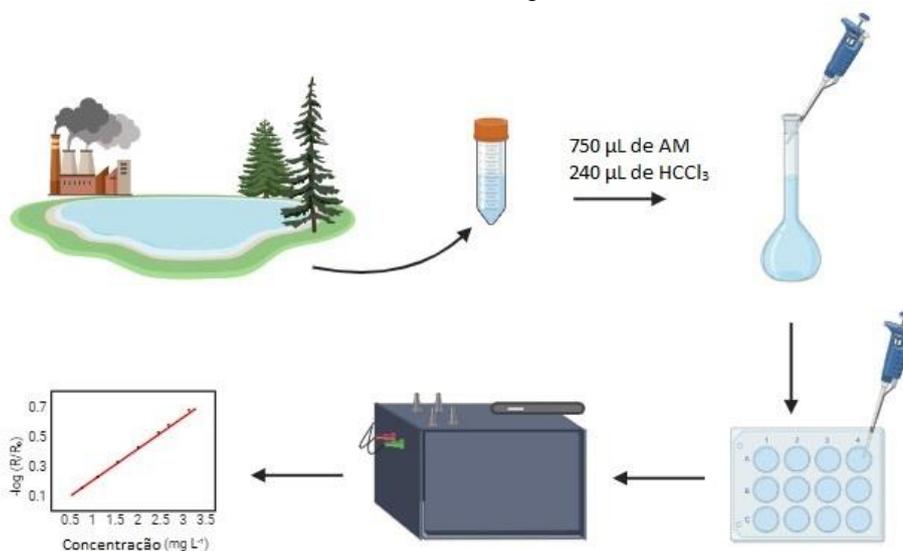
Fonte: adaptado de Arruda-Santos et al. (2023)

As amostras de água foram coletadas em triplicatas a um metro de profundidade, armazenadas em frascos âmbar com capacidade de 1 L, previamente esterilizados e identificados. Após a coleta, os frascos foram acondicionados em recipientes térmicos contendo gelo para garantir a conservação. No término das coletas, as amostras foram transportadas para o laboratório, onde passaram por filtração utilizando filtros de fibra de vidro (GF/C, 47 mm, Whatman). Em seguida, foram mantidas sob refrigeração (- 4°C) para preservar os analitos de interesse até a realização dos processos de extração e análise (Rice, Baird; Eaton, 2017). Para o método de referência foi utilizado um espectrofotômetro digital UV-Vis - modelo IL - 227 Kasuaki com leitura dos extratos em $\lambda = 655 \text{ nm}$. Para o método de referência, 300 mL de amostras de águas foram utilizados, já para o método DIB foram necessários apenas 9 mL.

4.4 PROCEDIMENTO ANALÍTICO PARA QUANTIFICAÇÃO DE LAS USANDO O MÉTODO DIB

Da amostra filtrada, 9 mL foram adicionados a um balão volumétrico de 10 mL, juntamente com 750 μL de solução de azul de metileno e 250 μL de clorofórmio; a mistura foi então agitada por 1 min e deixada em repouso por 5 min para a separação das fases. O sobrenadante foi descartado e 1,60 mL de solução de lavagem foi adicionado à fase orgânica, agitada por 1 min e o sobrenadante foi descartado. Por fim, 830 μL de clorofórmio foram adicionados à mistura (APHA,1992). Após a extração, 700 μL dos extratos orgânicos foram armazenados em poços de placa de porcelana, posicionados dentro da câmara DIB, e as imagens foram registradas. As imagens obtidas foram decompostas usando o software ImageJ no notebook e usando aplicativos (Golor Grab) e smartphone (Figura 8) (de Sousa et al., 2024).

Figura 8 – Ilustração esquemática simples do método DIB usado para quantificação de LAS em amostras de água



Fonte: de Sousa et al. (2024)

A área da imagem a ser tratada foi selecionada e o software forneceu valores para cada canal RGB, bem a quantidade de pixels, o desvio padrão e os valores médios. A resposta analítica usada para os cálculos foi obtida com base nas Equações 3 - 5.

4.5 VALIDAÇÃO DO MÉTODO ANALÍTICO

4.5.1 Sensibilidade, LD, LQ

Foram construídas curvas analíticas a partir da solução de LAS (10 mg L⁻¹) nas concentrações de 0,15, 0,3, 0,6, 0,9, 1,2, 3,0, e 4,5 mg L⁻¹. O processo de extração e obtenção das imagens ocorreu nas mesmas condições citadas anteriormente. O canal que apresentou o melhor resultado de coeficiente de determinação (R²) foi considerado o mais sensível e utilizado ao longo das análises. Os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) do método foram determinados utilizando as relações $LD = (3 \times s)/a$ e $LQ = LD \times 3,3$, onde, s é o desvio padrão da resposta do branco ($n = 3$) e a é a inclinação da curva analítica.

4.5.2 Precisão e exatidão

A precisão do método foi verificada através da repetibilidade onde os mesmos testes foram realizados utilizando o mesmo procedimento, instrumento, local e analista, com repetição por 3 dias utilizando soluções padrões com dois níveis de concentração (0,15 mg L⁻¹ e 0,9 mg L⁻¹) em triplicata. A análise foi com base nos valores de coeficiente de variação (CV) calculados pela Equação 7, onde DP é desvio padrão e CMD é a concentração média determinada.

$$CV(\%) = \left(\frac{DP}{CMD} \right) \times 100\% \quad (7)$$

A exatidão do método DIB foi avaliada em comparação com o método espectrofotométrico utilizando o espectrofotômetro modelo Agilent 8453. As análises foram realizadas em triplicata, aplicando-se ambos os métodos separadamente às mesmas amostras, cobrindo toda a faixa de concentrações proposta. Foi utilizado o teste F , com o objetivo de verificar se as variâncias dos dois métodos são estatisticamente iguais ou diferentes. Adicionalmente, o teste t de Student foi aplicado para determinar se as médias dos resultados obtidos pelos dois métodos podem ser consideradas estatisticamente equivalentes (INMETRO, 2020).

4.5.3 Adição e recuperação

A recuperação de LAS foi estimada pela análise das amostras do SERC fortificadas com quantidades conhecidas do analito em duas diferentes concentrações (0,15 mg L⁻¹ e 0,9 mg L⁻¹). A taxa de recuperação foi calculada pela Equação 8 (Franco et al., 2023).

$$\text{Recuperação (\%)} = \left(\frac{C_1 - C_2}{C_3} \right) \times 100\% \quad (8)$$

Onde C₁ é a concentração do analito na amostra fortificada; C₂ é a concentração do analito na amostra não fortificada; C₃ é a concentração do analito adicionado à amostra fortificada.

4.5.4 Teste de interferência de íons

O teste de interferentes analisou possíveis íons que pudessem estar presentes em amostras de água do sistema estuarino, visando avaliar sua influência na reação do LAS com azul de metileno. O teste envolveu dois níveis de concentração LAS:interferente (1:1 e 1:10) utilizando soluções preparadas a partir de sais do respectivo íon comumente encontrado em amostras de água e concentração fixa de 0,9 mg L⁻¹ de LAS (INMETRO 2020).

4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A normalidade e a homogeneidade das variâncias dos dados foram avaliadas pelos testes de Shapiro-Wilk e Barlett, respectivamente, e os dados foram analisados por meio da ANOVA. Os tratamentos foram comparados com o teste Post Hoc de Tukey. Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente R (R Core Team, 2023), com um nível de significância de p<0,05.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Artigo - Um novo método *in situ* para quantificação de alquilbenzeno sulfonato linear em amostras ambientais usando um método baseado em imagem digital

Esta pesquisa reporta a otimização e validação do método DIB para quantificação de LAS em campo, utilizando smartphone. O artigo foi publicado na revista *Analytical Methods* em março de 2024, DOI: 10.1039/d4ay00073k. A seção a seguir apresenta uma adaptação do artigo original, traduzido do inglês para o português, e inclui apenas os capítulos de Resultados, Discussão e Conclusão.

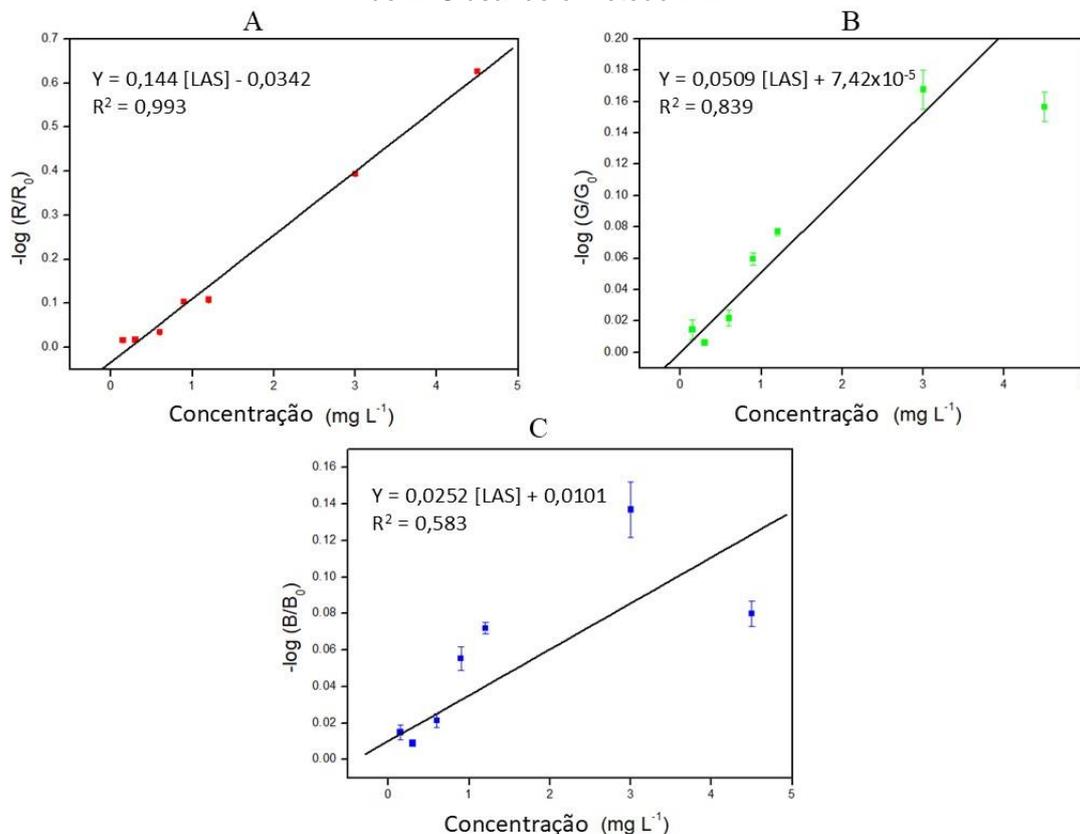
5.1 OTIMIZAÇÃO DO SISTEMA DE GERAÇÃO DE IMAGENS

O aparelho de iluminação foi calibrado para homogeneizar a intensidade da luz emitida pelos LEDs, de modo a garantir uma boa repetibilidade do teste e um menor desvio padrão para as imagens tratadas. A melhor conformação obtida, ajustando os potenciômetros, teve um coeficiente de variação de < 3,6%; essa configuração eliminou possíveis áreas de brilho excessivo ou sombras, evitando possíveis erros nos dados coletados. O uso de LEDs ajuda na compactação do aparato e diminui o consumo de eletricidade, tornando-o adequado para aplicações em campo (Benedetti et al., 2015).

As curvas analíticas foram construídas usando a solução LAS para verificar a linearidade da faixa de concentração para os diferentes canais de cores R, G e B. As amostras exibiram uma cor próxima ao ciano/azul quando vistas a olho nu; essa é a cor complementar da radiação absorvida e, portanto, o canal vermelho é mais adequado. Os resultados obtidos corroboram essa definição, pois o canal com maior linearidade foi o R, com uma faixa linear de 0,15 mg L⁻¹ a 4,5 mg L⁻¹ e um coeficiente de determinação (R²) de 0,993 (Figura 9); essencialmente, isso explica por que o canal R foi o mais sensível à variação de concentração. Assim, o canal R foi selecionado como a melhor resposta analítica e usado nos cálculos subsequentes. O vetor usando todos os canais foi usado, Fig. S1 na seção de material suplementar (Anexo A), mas os resultados não foram melhores do que para o canal R, principalmente para R². O cálculo do

vetor já foi usado várias vezes por nosso grupo de pesquisa (da Silva et al., 2020; de Almeida et al., 2022; Resque; Santos; Suarez, 2019).

Figura 9 – Curvas analíticas dos canais vermelho (A), verde (B) e azul (C) para determinação de LAS usando o método DIB



Condições experimentais: capacidade de 700 μL ; concentração de LAS na faixa de 0,15 a 4,5 mg L^{-1}

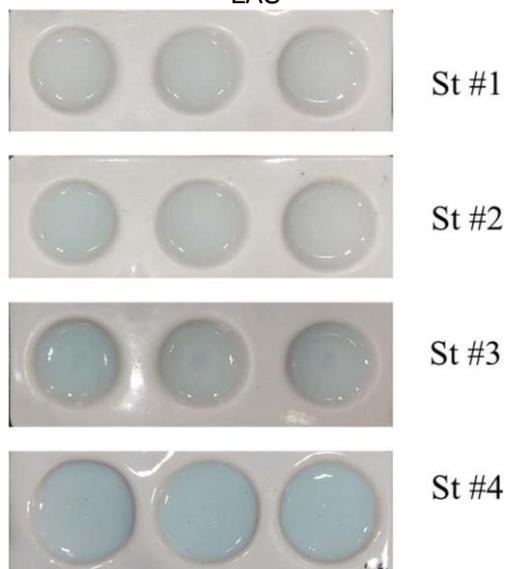
Fonte: de Sousa et al. (2024)

Para o canal R, os valores de LD e LQ obtidos foram 6 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ de LAS, respectivamente; esses limites foram de 100 vezes menores do que os exigidos pelo CONAMA (2005) e pela USEPA (2006) quando se trata de medir LAS em corpos d'água. A precisão do método proposto foi avaliada por meio de testes de repetibilidade realizados no mesmo dia, nos quais o desvio padrão relativo obtido variou de 0,091% a 2,95% em diferentes concentrações. Para os testes entre dias, o coeficiente de variação foi inferior a 1,92% para concentrações de LAS de 0,15 e 0,9 mg L^{-1} . Esses resultados apontam para a boa precisão do método DIB quando aplicado à quantificação de LAS.

5.2 APLICAÇÃO DO MÉTODO DIB PARA ANÁLISE DE AMOSTRAS AMBIENTAIS

A concentração de LAS foi determinada em quatro amostras de água do SERC usando o método DIB (Figura 10) e o método de referência (espectrofotometria). Os dois métodos registraram resultados semelhantes, com um erro relativo de <15% (Tabela 3). Os dois métodos foram comparados estatisticamente usando o *teste T* e o *teste F* em um nível de confiança de 95%. Para todas as amostras avaliadas, o $t_{calculado}$ foi menor que o $t_{crítico}$ (4,303) e o $F_{calculado}$ foi menor que o $F_{crítico}$ (19,00); esse resultado mostra que não há diferença significativa entre os dois métodos em um nível de confiança de 95%. Assim, o método DIB pode ser considerado preciso e exato para quantificar o LAS em amostras de água.

Figura 10 – Imagem digital obtida para amostras coletadas no SERC após a quantificação do LAS



Condições experimentais: capacidade de 700 μ L; tempo de captura de imagem de 10 s.
Fonte: de Sousa et al. (2024)

Tabela 3 – Salinidade e concentração de LAS determinadas pelos métodos de espectrofotometria DIB e UV-Vis em amostras do SERC

Amostra	Salinidade	DIB/ (mg L ⁻¹)	UV-Vis/ (mg L ⁻¹)	RSD/ (%)	t-test	F-test
St. #1	14	0,18±0,01	0,18±0,01	1,22	0,49	5,86
St. #2	16	0,25±0,01	0,23±0,01	10,9	1,03	1,79
St. #3	25	0,35±0,03	0,33±0,02	7,75	0,86	1,34
St. #4	36	0,79±0,04	0,78±0,10	0,95	0,21	3,35

Condições experimentais: capacidade de 700 µL; tempo de captura de imagem de 10 s.

Fonte: de Sousa et al. (2024)

As concentrações de LAS foram encontradas na faixa de $0,18 \pm 0,01$ mg L⁻¹ (St. #1) a $0,79 \pm 0,04$ mg L⁻¹ (St. #4), aumentando da parte interna do SERC em direção à foz do estuário. Uma vez que a amostragem foi realizada durante a maré baixa, verificou-se que a maior contribuição de água era originária de rios com pouca influência de água marinha. Assim, pode-se concluir que as concentrações observadas provavelmente estavam mais relacionadas à proximidade do lançamento de esgoto (principalmente no St. #2 e #3) do que à dispersão por forças hidrodinâmicas. A distribuição de LABs (também associados a efluentes de esgoto) em sedimentos do SERC também foi relacionada à proximidade do lançamento/descarte de esgoto em uma área de baixa atividade hidrodinâmica (Arruda-Santos et al., 2023). A amostra coletada no St. #4 (salinidade 36), em frente ao Porto de Recife (Figura 5), exibiu a maior concentração de LAS, provavelmente refletindo a água de lavagem dos tanques dos navios.

No Brasil, a concentração máxima de tensoativos aniônicos legalmente permitida em água doce é de $0,5$ mg L⁻¹, enquanto em águas salobras e salinas, o limite de concentração é de $0,2$ mg L⁻¹ (CONAMA 2005). Limites semelhantes também são adotados pela USEPA (2006). Com exceção da amostra 4, a concentração de LAS no SERC foi inferior ao limite estipulado por lei, embora estivesse na mesma faixa que o relatado para alguns corpos d'água brasileiros poluídos como o estuário de Santos ($0,11$ - $0,97$ mg L⁻¹) (Silveira; Pereira; Tommasi, 1982) e o rio Macacu ($0,01$ - $0,16$ mg L⁻¹) (Eichhorn et al., 2002); isso coloca o SERC na posição de um nível de contaminação moderado a alto.

Os resultados obtidos fornecem um alerta sobre a qualidade da água e os impactos ambientais que podem afetar a biota aquática do local e a saúde da população que depende do estuário. Eles demonstram a urgência de ações efetivas para o controle do lançamento de esgoto e efluentes no SERC, com estratégias efetivas que garantam a preservação deste recurso hídrico.

5.3 TESTE DE POSSÍVEIS INTERFERÊNCIAS

A interferência de possíveis espécies aniônicas e catiônicas na determinação de LAS foi avaliada usando uma solução com uma concentração de LAS de $0,9 \text{ mg L}^{-1}$ em dois níveis de proporção: 1:1 e 1:10 (analito/interferente). Informações detalhadas sobre esse teste de interferência podem ser encontradas na Tabela 4. Com base nos valores de recuperação, o método DIB demonstrou seletividade na presença de todos os interferentes em potencial, exceto em condições de altas concentrações de Na^+ . Espera-se que a interferência catiônica ocorra em condições de alta concentração de Na^+ devido à formação difícil de pares iônicos entre o LAS e o azul de metileno (APHA, 1992). Os outros surfactantes semelhantes ao LAS, como os etoxilatos de alquila (AE - alkyl ethoxylates) e o etóxi sulfato de alquila (AES – Alky Ethoxy Sulfate), são biodegradáveis e apresentam um tempo de vida baixo de algumas horas, ou seja, $1,9\text{--}3,7 \text{ h}^{-1}$. Assim, não há interferência potencial para medir o LAS usando a metodologia empregada aqui (Menzies et al., 2016), uma vez que o LAS foi medido em dias ou meses em contato com a água do rio.

Tabela 4 – Estudo de seletividade para quantificação de LAS ($n = 3$)

Interferente	Razão LAS:interferente	Erro relativo (%)
K ⁺	1:1	-7,90
	1:10	-7,30
Na ⁺	1:1	+0,56
	1:10	+27,2
Ca ²⁺	1:1	-8,70
	1:10	-2,90
Mg ²⁺	1:1	-5,30
	1:10	-8,90
Cl ⁻	1:1	-7,90
	1:10	-7,30
NO ₃ ⁻	1:1	-6,00
	1:10	-3,00
SO ₄ ²⁻	1:1	-5,27
	1:10	-8,9

Condições experimentais: capacidade de 700 µL; tempo de captura de imagem de 10 s.
 Fonte: de Sousa et al. (2024)

5.4 RECUPERAÇÃO

Os ensaios de recuperação foram realizados para avaliar a presença de qualquer efeito de matriz na amostra. As de recuperação obtidas variaram de 82,69% a 114,3%, o que mostra que não há efeito de matriz significativo quando o método DIB é aplicado para a quantificação de LAS (Tabela 5).

Tabela 5 – Porcentagem de LAS recuperado nas amostras analisadas ($n = 3$)

Amostra	Adicionado/ (mg L⁻¹)	Encontrado/ (mg L⁻¹)	Recuperação/ (%)
St. #1	0,15	0,42	110
	0,90	1,20	107
St. #2	0,15	0,42	114
	0,90	1,30	114
St. #3	0,15	0,31	82,7
	0,90	1,00	94,6
St. #4	0,15	0,34	101
	0,90	0,96	86,7

Condições experimentais: capacidade de 700 μ L; concentração de 0,15 e 0,9 mg L⁻¹ de LAS; tempo de captura de imagem de 10 s.

Fonte: de Sousa et al. (2024)

Embora o método DIB/smartphone proposto neste estudo para a determinação *in situ* de LAS seja o primeiro desse tipo relatado na literatura, um estudo anterior empregou o método DIB para quantificar surfactantes aniônicos em água, em que a principal novidade envolveu a substituição do clorofórmio por espuma de poliuretano (Feiteira et al., 2015). Entre as principais limitações da técnica aplicada no estudo anterior estão os custos operacionais mais altos, LD e LQ mais altos (em comparação com os exigidos em nossa técnica proposta) e a falta de portabilidade, já que ela empregou um scanner de bancada e um misturador de rolos horizontal, o que a torna inadequada para aplicações *in situ*. Além disso, a metodologia aplicada no estudo anterior (Feiteira et al., 2015) não incorpora o controle de iluminação, e isso pode ter um impacto significativo na qualidade dos resultados, pois a luz alta emitida pelo scanner pode saturar a imagem, levando a uma diminuição da sensibilidade do método em comparação com o smartphone usado em nosso método. Também vale a pena observar que a quantidade de amostra usada em nosso método proposto é de apenas 700 μ L, em oposição aos 30 mL usados pelo estudo anterior (Feiteira et al., 2015); isso mostra claramente que o método proposto em nosso presente estudo envolve o uso de uma quantidade substancialmente menor de solvente e produz uma quantidade menor de resíduos, tornando-o, portanto, muito mais amigável ao meio ambiente.

Além disso, o baixo custo e a simplicidade do método proposto neste trabalho permitem a realização de análises no local, o que possibilita o monitoramento em tempo real da área usando um método simples que requer apenas uma caixa com LEDs e o smartphone do próprio analista. Além disso, o método que utiliza imagens digitais pode ser usando quadros de um filme, e cada quadro em um determinado momento pode ser usado. No entanto, foi utilizado um tempo de 10 s para tornar o método rápido, uma característica interessante do método analítico, uma vez que o rendimento analítico pode ser importante para reduzir o tempo e o custo da análise, principalmente para análises de rotina (da Silva et al., 2020; de Almeida et al., 2022; Resque; Santos; Suarez, 2019; Santos et al., 2023).

5.5 CONCLUSÕES

Este artigo relatou o desenvolvimento e a aplicação de um método DIB altamente eficiente para a detecção e quantificação de LAS, um importante marcador de poluição urbana em corpos d'água, usando um smartphone. Os resultados obtidos com a aplicação do método proposto foram considerados bastante satisfatórios, pois permitiram a quantificação precisa de LAS em uma baixa concentração de $6,0 \mu\text{g L}^{-1}$. Além disso, o método mostrou-se rápido, prático, fácil de executar e economicamente viável, exigindo uma quantidade mínima de reagentes ($700 \mu\text{L}$ por análise/10 min). O método apresentou um limite de quantificação 100 vezes menor do que o descrito pelos limites atuais legalmente estipulados pelo CONAMA/Brasil e pela USEPA. O método proposto permite investigar e monitorar contaminação de rios, acelerando a implementação de ações corretivas antes que a poluição atinja níveis críticos. Devido à sua eficiência e praticidade, a técnica de detecção de DIB surgiu como uma ferramenta promissora para o monitoramento da contaminação por agências de controle ambiental e órgãos de vigilância sanitária. A acessibilidade operacional e a viabilidade econômica do método DIB o tornam um aliado adequado quando se trata de aumentar a conscientização ambiental e de saúde pública.

Os resultados das análises realizadas no Sistema Estuarino do Capibaribe apontaram evidências claras de poluição, embora as concentrações de LAS tenham sido inferiores aos limites legalmente estabelecidos pelas autoridades reguladoras no Brasil e nos EUA (com exceção da amostra 4). Os resultados deste estudo destacam a necessidade de implementar políticas públicas destinadas a melhorar a capacidade de tratamento de efluentes domésticos para reduzir a contaminação de ambientes aquáticos. Este estudo também enfatiza a importância de elaborar e implementar medidas preventivas destinadas a preservar a qualidade dos recursos hídricos e proteger a saúde pública.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Artigo – Investigação da poluição por esgoto ao longo do Sistema Estuarino do Rio Capibaribe (Nordeste do Brasil) usando uma nova metodologia analítica baseada em imagens digitais

Esta pesquisa relata a avaliação da concentração de LAS no SERC utilizando o método DIB/smartphone além de identificar os principais pontos de poluição e a influência da maré na dispersão/distribuição desse contaminante dentro do estuário. Este artigo será submetido a revista *Marine Pollution Bulletin*, e sua versão final está sujeita a alterações. A seção a seguir é uma adaptação do artigo original e inclui apenas os capítulos de Resultados, Discussão e Conclusão.

6.1 CALIBRAÇÃO DO APARATO PARA OBTENÇÃO DAS IMAGENS

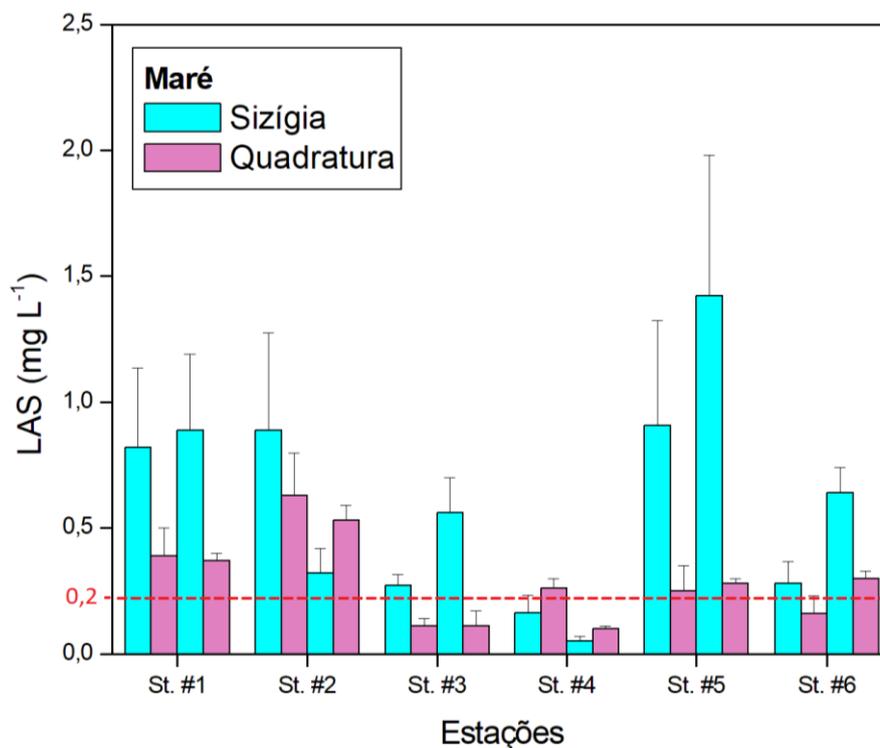
Após a calibração da câmara, a melhor configuração obteve um coeficiente de variação de <5%. O canal R foi selecionado como a melhor resposta analítica e usado nos cálculos subsequentes com um coeficiente de determinação (R^2) de 0,9996 com uma equação de linha reta de $y = 0,0383x - 0,0004$. A boa linearidade do canal vermelho é explicada pelo fato de que essa é a cor refletida complementar ao azul/ciano, a cor das amostras vistas a olho nu (de Sousa et al., 2024).

Para avaliar a eficácia do método de imagem digital, as amostras também foram analisadas pelo método tradicional UV-Vis (Tabela S1 – Apêndice B). Uma curva analítica foi preparada na faixa de 0,6 a 4,5 mg L⁻¹ de LAS e usada para ambas as metodologias empregadas. A correlação entre as concentrações calculadas pelos dois métodos foi muito boa e igual a 0,998, indicando uma forte relação linear positiva entre os dois métodos. O teste t mostrou que não há diferença significativa entre as concentrações calculadas e o teste F mostrou que as variâncias dos dois métodos são iguais (Tabela S2 – Apêndice B). Essa concordância entre os dois métodos já havia sido relatada anteriormente (de Souza et al., 2024). Todos os valores apresentados a seguir foram determinados utilizando o método DIB.

6.2 ANÁLISE DAS AMOSTRAS AMBIENTAIS

As concentrações médias de LAS foram calculadas para cada estação/período amostrado e variaram de $0,06 \pm 0,02$ a $1,43 \pm 0,56$ mg L⁻¹ (Tabela 6, Figura 11). O coeficiente de variação (desvio padrão / média) foi relativamente alto (8 - 51%), provavelmente porque a matriz é muito dinâmica e as concentrações variam naturalmente, mas ainda se enquadram em valores aceitáveis (Nikinmaa; Anttila, 2019).

Figura 11 – Concentrações de LAS e desvio padrão obtidas pelo método DIB em 4 semanas consecutivas, nas marés de quadratura e sizígia, durante a maré vazante



Fonte: A autora (2025)

As concentrações observadas nas Sts. #1, #2 e #5 figuraram entre as mais altas, principalmente na maré de sizígia (Tabela 6), sugerindo que esses compostos foram trazidos principalmente pelos rios, como observado anteriormente para outros contaminantes (Favrod, 2012; Maciel et al., 2015, 2016). A St. #1, localizado na confluência dos rios Tejió e Jordão, e do braço Sul do Capibaribe (Figura 6), reflete a condição poluída desses corpos hídricos que atravessam a cidade do Recife carregando esgoto doméstico sem tratamento e efluentes industriais (Arruda-Santos et al., 2023). A St. #2 recebe

efluentes tratados da ETE Cabanga, que é responsável pela disposição final dos esgotos gerados na cidade do Recife. Embora o esgoto passe por tratamento, as altas concentrações de LAS indicam que o processo não é totalmente eficaz na remoção do surfactante. A St. #5 é caracterizado por receber fontes difusas, como o lançamento direto irregular de efluentes domésticos, que muitas vezes contêm altos níveis de surfactantes, e recebe águas do Capibaribe (Arruda-Santos et al., 2023). As Sts. #3 e #6 apresentaram concentrações relativamente similares, principalmente na maré de sizígia, embora sejam locais distantes e com características diferentes. A St. #6 é a porção estuarina mais interna estudada, localizada na região de máxima turbidez do Sistema Estuarino do Capibaribe. Essa área tem sido investigada em alguns estudos e é caracterizada pela capacidade de retenção de contaminantes, principalmente aqueles associados ao material particulado em suspensão (Schettini et al., 2016; Arruda-Santos et al., 2023; Cabral, 2014). A St. #3 está localizada na parte superior do estuário e perto de uma descarga clandestina de esgotos. As concentrações nestas estações são relativamente mais baixas do que as Sts. #1, #2, e #5, mas ainda acima dos limites permitidos (CONAMA, 2005; USEPA, 2006).

A St. #4 apresentou as menores concentrações de todos os locais estudados, e é a mais próxima do oceano. As baixas concentrações de contaminantes nas águas oceânicas e a maior influência das marés e correntes marinhas neste local certamente proporcionaram a diluição e dispersão de eventuais contaminantes presentes na área (Nguyen et al., 2019). Esta influência é corroborada pela elevada salinidade registrada no St. #4 durante todas as amostragens realizadas (Tabela 6).

Tabela 6 – Concentração de LAS determinada pelo método DIB durante 4 semanas consecutivas, incluindo marés de sizígia (semanas 1 e 3) e de quadratura (semanas 2 e 4), sempre durante o período de vazante. A salinidade é apresentada entre parênteses

	LAS (mg L⁻¹)			
	(Salinidade)			
	Semana 1	Semana 2	Semana 3	Semana 4
St. #1	0,82±0,31 (0)	0,39±0,11 (0)	0,90±0,30 (0)	0,37±0,03 (2)
St. #2	0,89±0,39 (0)	0,63±0,17 (0)	0,34±0,10 (0)	0,48±0,14 (1)
St. #3	0,27±0,04 (15)	0,11±0,03 (10)	0,58±0,14 (2)	0,11±0,06 (0)
St. #4	0,16±0,07 (20)	0,26±0,04 (15)	0,06±0,02 (25)	0,10±0,01 (10)
St. #5	0,91±0,42 (0)	0,25±0,10 (0)	1,43±0,56 (0)	0,28±0,02 (0)
St. #6	0,28±0,09 (0)	0,16±0,07 (0)	0,66±0,11 (0)	0,30±0,03 (0)

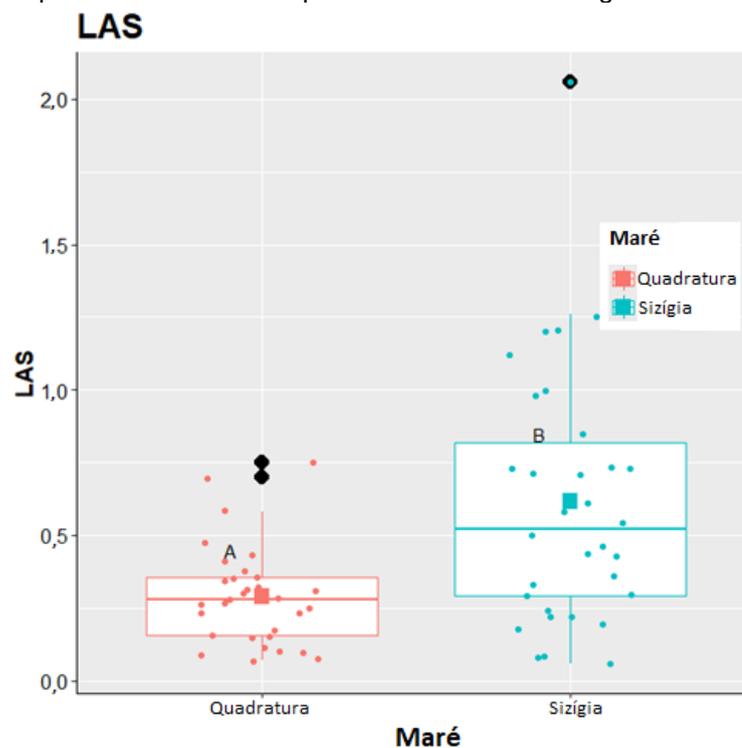
Fonte: A autora (2025)

Fatores, como fluxo das águas do rio, o pH e a influência das marés, podem alterar significativamente a dispersão de contaminantes no ambiente aquático gerados por atividades humanas. Durante os períodos de alta vazão, o aumento do volume de água pode diluir os contaminantes, ao contrário dos períodos de baixo vazão, com capacidade de diluição reduzida, resultando em concentrações mais altas de contaminantes (Iglesias et al., 2019). Por outro lado, durante as estações chuvosas, as áreas vizinhas aos corpos d'água podem ser lixiviadas pela água da chuva, contribuindo com mais poluentes. A interação do rio com o mar, por meio da intrusão salina, também pode alterar a concentração de contaminantes (Nguyen et al., 2019). Durante as marés de sizígia, a maior amplitude pode levar a uma maior dispersão de poluentes; enquanto durante as marés de quadratura, a menor amplitude pode resultar em uma menor diluição de poluentes em pontos específicos. Essa dinâmica é totalmente dependente da geografia e da hidrodinâmica locais (Park; Song, 2018; Chi et al., 2020).

Alguns estuários, como relatado para o SERC, têm uma grande capacidade de reter contaminantes e o movimento das marés é uma parte importante desse processo (Maciel et al., 2015; 2016). Este fenômeno foi observado durante este estudo. Todas as amostras foram coletadas durante as

marés vazantes e a dominância de água doce é notável através da baixa salinidade (zero - 2), exceto Sts. #3 (semanas 1 e 2) e #4 (sob influência marinha direta) (Tabela 6). A concentração de LAS é significativamente mais elevada durante a maré sizígia ($t_{0,05; 43} = 3,99$; $p = 0,00025$) (Figura 12). Foi encontrada uma correlação significativa e negativa entre a concentração média de LAS em cada estação e a salinidade ($r = -0,469$; $t_{(0,05;22)} = -2,488$, $p\text{-valor} = 0,0209$); mas a salinidade explicou apenas 22% da variação do LAS ($r^2 = 0,22$). Estas variações reforçam a ideia de que a dinâmica das marés é um fator crítico na distribuição espacial e temporal das concentrações de LAS no SERC. Além disso, deve-se considerar os outros aportes fluviais que acarretam esses contaminantes para dentro do estuário (Araujo et al., 2013).

Figura 12 – Box-plot dos valores de LAS, obtidos no estuário do Rio Capibaribe, durante os períodos de maré de quadratura e maré de sizígia

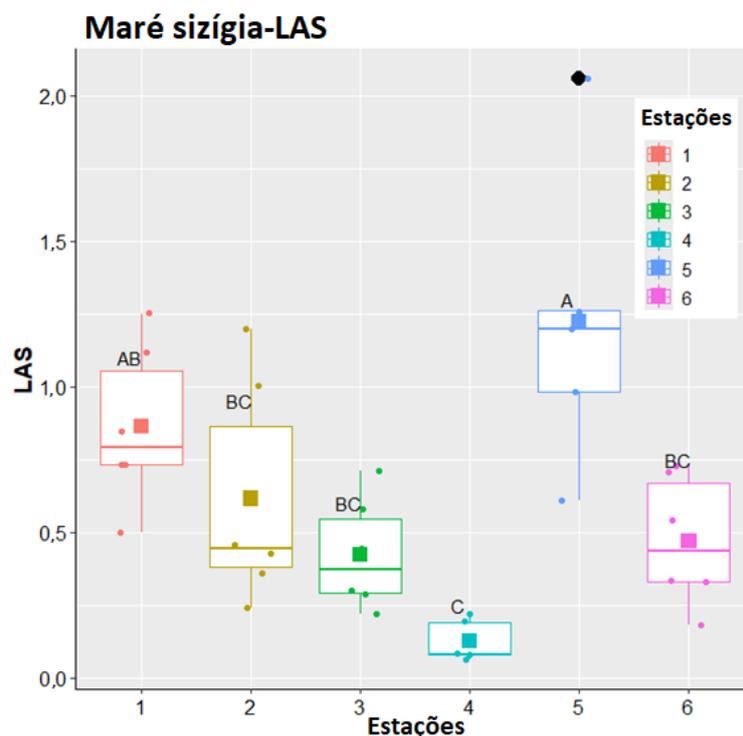


Fonte: A autora (2025)

As concentrações de LAS foram significativamente diferentes entre os seis locais durante a maré sizígia ($F_{(0,05; 5; 28)} = 7,7$; $p = 0,00012$). O local com as concentrações mais elevadas foi a St. #5, que apresentou valores significativamente mais elevados do que os observados nas St. #2, #3, #4 e #6 (Figura 13). Essa variação reflete a presença de fontes poluidoras próximas a

esse ponto, como descargas de esgoto, que aumentam a carga de surfactante no estuário, principalmente nas marés de sizígia. Além disso, é um ponto de confluência, recebendo águas poluídas da porção estuarina superior do Capibaribe e do Rio Beberibe (Maciel et al., 2015; Arruda-Santos et al., 2023). Por outro lado, a St. #4, localizada na parte inferior do estuário, apresentou as menores concentrações, sendo significativamente diferente das estações #1 e #5.

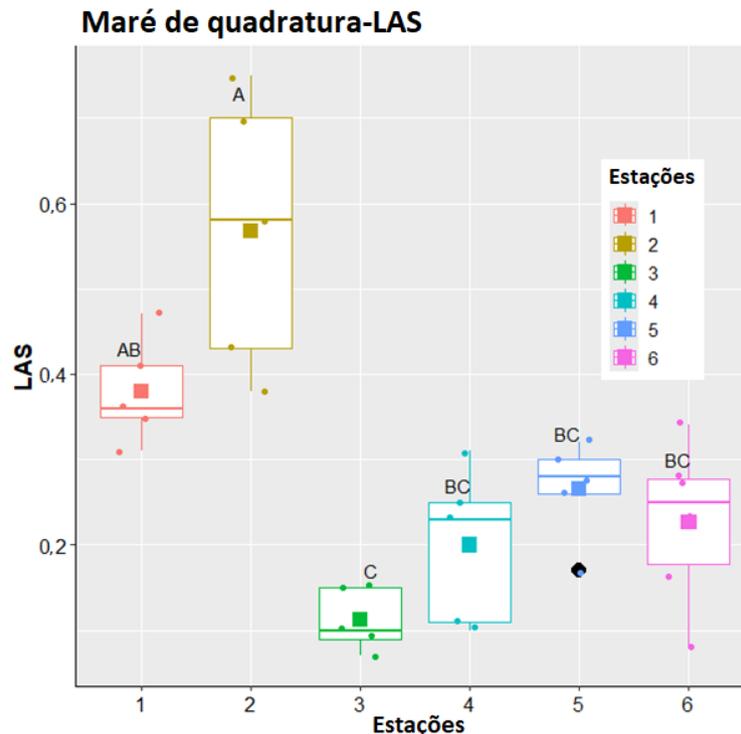
Figura 13 – Box-plot dos valores de LAS observadas ao longo do SEC em cada estação, durante as marés de sizígia



Letras iguais indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos
 Fonte: A autora (2025)

Na análise das marés de quadratura, também foram encontradas diferenças significativas entre os locais de coleta ($F_{(0,05; 5; 25)} = 15,1; p < 0,0001$), embora o padrão de concentração (Figura 14) tenha variado em relação ao observado na maré sizígia. Durante a maré de quadratura, a St. #2 foi o local com os valores mais elevados de LAS, significativamente mais elevados do que os outros pontos. Em contraste, a St. #3 apresentou as menores concentrações, o que sugere que, em marés mais baixas, a dispersão de surfactantes pode ser menos intensa, influenciando a retenção de poluentes em locais específicos (Gu et al., 2024).

Figura 14 – Box-plot dos valores de LAS observadas ao longo do SEC em cada estação, durante as marés de quadratura



Letras iguais indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos
 Fonte: A autora (2025)

A presença de LAS em ambientes estuarinos tem sido registrada em estudos científicos globais, revelando uma variação significativa nas concentrações entre diferentes locais. Num cenário global, o SERC apresentou níveis de LAS significativamente mais elevados quando comparado com vários sistemas estuarinos, incluindo o estuário de Long Island (Nova York), os rios Llobregat e Besòs (Espanha), o estuário do Rio Barbate (Espanha) e os portos de Almería, Tarragona e Barcelona (Espanha). Por outro lado, foram observados níveis semelhantes de LAS na Baía de Cádiz, na Costa Ibérica (Espanha), na Baía de El-Mex (Egito), na Lagoa do Mar Menor (Espanha) e no Rio Almiros (Grécia) (Tabela 7). Assim como o SERC, estas regiões são predominantemente massas de água semi-fechadas, o que limita a troca de água com o mar aberto e pode resultar numa maior retenção de poluentes. Além disso, a densidade populacional nas proximidades destas áreas é geralmente elevada, resultando numa significativa carga de efluentes proveniente das atividades urbanas e industriais. É notável que, de todos os estuários analisados, apenas o Rio Guadalete (Espanha) apresentou concentrações de LAS superiores às registradas no Sistema estuarino do Rio Capibaribe (Tabela 7). Essa análise

sugere que o SERC mantém níveis relativamente altos de LAS quando contextualizado no cenário global, posicionando-o entre os estuários com as maiores concentrações desse contaminante.

Tabela 7 – Concentrações de LAS ($\mu\text{g L}^{-1}$) em amostras estuarinas em diferentes locais

Local	Concentração (min. – máx.) ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Ref.
Baía de Cádiz, Espanha	3,4 – 276,7	González-Mazo et al., 1997
Estuário do Rio Barbate, Espanha	6,1 – 9,8	
Litoral Ibérico, Espanha	<50,0 – >500,0	González-Mazo et al., 2002
Portos de Tarragona, Espanha	2,4 – 70,0	Petrovic et al., 2002
Portos de Almería, Espanha	4,1 – 19,0	
Portos de Barcelona, Espanha	2,5 – 92,0	
Rios Llobregat e Besòs e porto de Tarragona, Espanha	0,67 – 26,0	González; Petrovic; Barceló, 2004
Rio Guadalete, Espanha	15,0 – 2.766,0	Corada-Fernández et al., 2011
Estuário Long Island, Nova York	0,83	Lara-Martín; González-Mazo; Brownawell, 2011
Baía de El-Mex, Egito	30,0 – 180,0	Okbah; Ibrahim; Gamal, 2012
Lagoa Mar Menor, Espanha	18,9 – 139,2	Traverso-Soto et al., 2015
Rio Almiros, Grécia	3,6 – 124,3	Kotti et al., 2018
Sistema Estuarino do Rio Capibaribe	60,0 – 1.430,0	Este estudo

Fonte: A autora (2025)

As concentrações relativamente altas de LAS detectadas em quase todos os pontos analisados, exceto na St. #4 do SERC, ultrapassaram significativamente o limite estabelecido pelo CONAMA e USEPA ($0,2 \text{ mg L}^{-1}$) para águas salobras e marinhas, indicando que o Sistema Estuarino do Capibaribe está sob significativa contaminação, independentemente dos alertas já feitos por estudos anteriores (Macedo et al., 2007; Maciel et al., 2015; 2016; Xavier et al., 2017; Alves et al., 2021; Arruda-Santos et al., 2023). Estes resultados refletem a continuidade das fontes de poluição, principalmente a descarga de águas residuais mal tratadas e/ou não tratadas. Esta situação destaca a urgência de abordar as práticas de gestão de resíduos na região, uma vez que a poluição por surfactantes não só compromete a qualidade da água, mas também gera impactos adversos na biodiversidade e na saúde humana (Badmus et al., 2021).

Estudos relataram que o LAS causou mortalidade em peixes de água salobra, com uma concentração letal (LC_{50}) de $1,58 \text{ mg L}^{-1}$ para espécies jovens de barramundi (*Lates calcarifer*) (Daulay et al., 2022), e $17,42 \pm 8,67 \text{ mg L}^{-1}$ para *Chirostoma jordani* (Sobrinho-Figueroa, 2018). Efeitos adversos do LAS também foram observados em estudos com crustáceos como *Cypris sp.* e *Hyallela azteca*, levando à redução da mobilidade, crescimento prejudicado e mortalidade com valores de LC_{50} de $3,01 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,92 \text{ mg L}^{-1}$ de LAS, respectivamente (Sobrinho-Figueroa, 2018). Em plantas como *Chara vulgaris L.*, concentrações de $\leq 1,0 \text{ mg L}^{-1}$ de LAS resultaram em alterações nas enzimas responsáveis pelos mecanismos de defesa antioxidante (Liu; Wu, 2018).

Estes resultados levantam preocupações sobre riscos potenciais semelhantes para a biodiversidade do SERC, uma vez que as concentrações detectadas neste estudo estão próximas ou excedem os limites letais para peixes e crustáceos, indicando um impacto significativo na fauna aquática. Além do risco para a sobrevivência, estas concentrações poderão ter implicações na vegetação, comprometendo o equilíbrio ecológico do estuário. Esses dados reforçam a urgência da implementação de práticas eficazes para reduzir a poluição por esgoto, evitando consequências ainda mais graves para o ecossistema e para a saúde pública.

6.3 CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou a eficácia do método baseado em imagem digital (DIB) na análise da poluição por alquilbenzeno sulfonato linear (LAS) no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe. Os resultados comprovaram que é possível obter informações essenciais para a investigação da poluição através de um método simples, de baixo custo e eficaz, com um mínimo de resíduos.

As concentrações relativamente altas de LAS quantificadas, ultrapassando os limites estabelecidos pelas diretrizes do CONAMA e da USEPA, evidenciam a gravidade da poluição ambiental resultante do lançamento de esgotos tratados e não tratados na região. Os níveis observados podem colocar em risco a biota local.

A hidrodinâmica no CES desempenha um papel essencial nos processos de transporte, dispersão e retenção das concentrações de surfactantes no interior do estuário. Esses achados corroboram a complexidade inerente ao pleno entendimento dos ecossistemas estuarinos.

Os resultados obtidos reforçam a necessidade urgente de implementação de políticas públicas voltadas à gestão adequada dos resíduos e ao tratamento eficiente do esgoto. Além disso, a adoção de práticas sustentáveis e o incentivo a ações de conscientização são essenciais para proteger a qualidade da água, preservar o equilíbrio ecológico do estuário e garantir a saúde das comunidades que dependem desses recursos hídricos. Por fim, a integração de uma metodologia inovadora como o método DIB com a análise da dinâmica ambiental e o desenvolvimento de políticas públicas robustas representa uma abordagem promissora para a conservação do Sistema Estuarino do Rio Capibaribe e a promoção do desenvolvimento sustentável na região.

Espera-se que tais informações auxiliem os ambientalistas a avaliar o impacto sobre os organismos locais e contribuam para medidas mitigadoras voltadas para a preservação do meio ambiente e dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelo estuário.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A eficácia do método DIB ressalta sua relevância como uma ferramenta inovadora para a quantificação de alquilbenzeno sulfonato linear (LAS) em ambientes aquáticos. A validação do método apresentou resultados comparáveis aos de técnicas convencionais, reforçando sua confiabilidade e eficácia. A capacidade de detectar concentrações tão baixas, com um limite de quantificação significativamente inferior aos padrões estabelecidos, demonstra sua sensibilidade e precisão. Além disso, a rapidez do processo analítico e a utilização de equipamentos simples, como um smartphone e uma caixa com LEDs, tornam o método acessível e prático para uso em campo. Com essas características, o DIB se apresenta como uma alternativa viável aos métodos tradicionais para quantificação de LAS (Tabela 8).

Tabela 8 – Comparação entre os métodos DIB e UV-Vis

	DIB	UV-Vis
Tempo de análise / min	10	> 25
Volume de amostra / mL	9	300
Volume de extrato / mL	0,7	10
Resíduos gerados / mL	11,35	375

Fonte: Autora (2025)

A implementação desse método no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe (SERC) demonstrou alta eficiência para monitorar as variações nas concentrações de LAS, permitindo a detecção em tempo real e em diferentes condições ambientais. Entretanto, os altos níveis de contaminação do SERC destacam a situação crítica que o ecossistema sofre devido à poluição proveniente do despejo de esgotos domésticos e efluentes industriais. Além dessas fontes de poluição, deve-se considerar também a complexa interação entre os fatores naturais, como ação das marés, proximidade com mar, na dispersão do poluente.

Os impactos ambientais e sociais decorrentes da contaminação por LAS no SERC são preocupantes e exigem atenção urgente. A poluição do corpo

d'água, principalmente devido ao lançamento de esgoto tratado e não tratado, compromete a qualidade da água, afetando a biodiversidade aquática e a saúde dos ecossistemas. Além disso, a contaminação por LAS pode ter repercussões diretas na saúde humana, uma vez que muitas comunidades dependem desses corpos d'água para abastecimento, pesca e recreação. Este impacto certamente refletirá na sustentabilidade das populações ribeirinhas, que garantem seu sustento através dos serviços ecossistêmicos providos pelo estuário.

Um caminho promissor para mitigar os efeitos negativos dos surfactantes sintéticos consiste na sua substituição por alternativas sustentáveis, como os biosurfactantes, que apresentam maior biodegradabilidade e menor toxicidade. Além disso, a incorporação de processos inovadores de tratamento de efluentes, como a biorremediação, utilização de membranas e abordagens eletroquímicas, que podem aumentar significativamente a eficiência na remoção dos poluentes antes do descarte, contribuindo para a preservação da qualidade das águas.

Nesse contexto, o método DIB surge como uma ferramenta valiosa para mitigar esses impactos. Sua capacidade de realizar análises rápidas e precisas em campo permite um monitoramento contínuo da qualidade da água, possibilitando a detecção precoce de contaminações. Os dados obtidos por meio do DIB podem ajudar a direcionar esforços para áreas mais afetadas e a priorizar ações de remediação. O DIB é especialmente útil em áreas onde o acesso a laboratórios é limitado, permitindo que comunidades locais e gestores ambientais realizem avaliações da qualidade da água de forma acessível e econômica.

Cabe destacar que o artigo apresentado nesta dissertação (Capítulo 5) figurou na capa da revista *Analytical Methods* em abril de 2024 e foi tema de diversas reportagens e matérias em jornais, evidenciando a relevância e o impacto social dos resultados alcançados. Ademais, o escopo da pesquisa foi ampliado por trabalhos correlacionados. Um desses estudos realizou a substituição do clorofórmio por solvente eutético profundo natural hidrofóbico para quantificação de LAS utilizando método DIB; esse artigo foi publicado, apresentado em congresso, figurou na capa da revista *Sensors & Diagnostics* em setembro de 2024 e foi reconhecido como o artigo mais lido da revista em janeiro de 2025. Todas essas publicações e seus respectivos materiais gráficos encontram-se disponíveis no apêndice D e anexos A e B.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA (Recife) (org.). **Bacia do Rio Capibaribe**. 2024. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/bacias-hidrograficas-rio-capibaribe/162-bacias-hidrograficas-rio-capibaribe/193-bacia-do-rio-capibaribe>. Acesso em: 20 maio 2024.

ALMEIDA, Júlia Cintra. **Biocidas de terceira geração no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe (SERC), Recife – Pernambuco**. 2021. 98 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Oceanografia, Departamento de Oceanografia, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2021

ALVES, Romulo Nepomuceno *et al.* Contamination and Toxicity of Surface Waters Along Rural and Urban Regions of the Capibaribe River in Tropical Northeastern Brazil. **Environmental Toxicology And Chemistry**, [S.L.], v. 40, n. 11, p. 3063-3077, 29 jul. 2021. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1002/etc.5180>.

ALZAGA, Roberto *et al.* Determination of linear alkylbenzenesulfonates in aqueous matrices by ion-pair solid-phase microextraction–in-port derivatization–gas chromatography–mass spectrometry. **Journal Of Chromatography A**, [S.L.], v. 999, n. 1-2, p. 51-60, maio 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0021-9673\(03\)00493-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0021-9673(03)00493-x)

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **METHOD 5540**: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18 ed. Washington: American Public Health Association, 1992. 13 p. Disponível em: <https://law.resource.org/pub/us/cfr/ibr/002/apha.method.5540.1992.pdf>. Acesso em: 03 maio 2023.

ARAUJO, Moacyr *et al.* Nutrient Input and CO₂ Flux of a Tropical Coastal Fluvial System with High Population Density in the Northeast Region of Brazil. **Journal Of Water Resource And Protection**, [S.L.], v. 05, n. 03, p. 362-375, 2013. Scientific Research Publishing, Inc.. <http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2013.53a037>.

ARORA, Jayati *et al.* Surfactant pollution, an emerging threat to ecosystem: approaches for effective bacterial degradation. **Journal Of Applied Microbiology**, [S.L.], v. 133, n. 3, p. 1229-1244, 1 set. 2022. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1111/jam.15631>.

ARRUDA-SANTOS, Roxanny Helen de *et al.* Sewage contamination assessment in an urbanized tropical estuary in Northeast Brazil using elemental, isotopic and molecular proxies. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 317, p. 120726, jan. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120726>.

ASKARI, Anis; VAHABZADEH, Farzaneh; MARDANPOUR, Mohammad Mahdi. Quantitative determination of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) concentration and simultaneous power generation in a microbial fuel cell-based

biosensor. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 294, p. 126349, abr. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126349>.

BADMUS, Suaibu O. *et al.* Environmental risks and toxicity of surfactants: overview of analysis, assessment, and remediation techniques. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 28, n. 44, p. 62085-62104, 29 set. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-16483-w>.

BARBIER, Edward B.. Marine ecosystem services. **Current Biology**, [S.L.], v. 27, n. 11, p. 507-510, jun. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2017.03.020>.

BARLETTA, Mário; LIMA, André R.A.; COSTA, Monica F.. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 651, p. 1199-1218, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>.

BARZALLO, Diego *et al.* Multifunctional Portable System Based on Digital Images for In-Situ Detecting of Environmental and Food Samples. **Molecules**, [S.L.], v. 28, n. 6, p. 2465, 8 mar. 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/molecules28062465>.

BENEDETTI, Luzia Pires dos Santos *et al.* A digital image-based method employing a spot-test for quantification of ethanol in drinks. **Analytical Methods**, [S.L.], v. 7, n. 10, p. 4138-4144, 2015. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/c5ay00529a>.

BERTOCCI, Iacopo. *et al.* Multiple human pressures in coastal habitats: variation of meiofaunal assemblages associated with sewage discharge in a post-industrial area. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 655, p. 1218-1231, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.121>.

CABRAL, Carolina Barbosa. **Variabilidade longitudinal e mareal das concentrações de hidrocarbonetos de petróleo no estuário do Rio Capibaribe**. 2014. 50 f. TCC (Graduação) - Curso de Ciências Biológicas, Centro de Ciências Biológicas/Ambientais, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014.

CANTARERO, Samuel *et al.* Matrix effect study in the determination of linear alkylbenzene sulfonates in sewage sludge samples. **Environmental Toxicology And Chemistry**, [S.L.], v. 30, n. 4, p. 813-818, 1 abr. 2011. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1002/etc.447>.

CAVALCANTE, Reinaldo Fontes; MARINHO, Glória Maria; BARBOSA, Barbara Chaves A. Impactos Ambientais do Alquil benzeno Sulfonado Linear. **Holos**, [S.L.], v. 4, p. 135-143, 2 ago. 2014. Instituto Federal de Educacao, Ciencia e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN). <http://dx.doi.org/10.15628/holos.2014.1247>

CHAI, Lulu *et al.* Growth and antioxidant response in *Spirodela polyrrhiza* under linear alkylbenzene sulfonate, naphthalene and their joint stress. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 28, n. 43, p. 61115-61127, 25 jun. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-14452-x>.

CHI, Wanqing *et al.* Impact of tidally induced residual circulations on chemical oxygen demand (COD) distribution in Laizhou Bay, China. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 151, p. 110811, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110811>

CHOQUE-QUISPE, David *et al.* Study of the pollution by surfactants in a river of a high Andean micro basin. **Dyna**, [S.L.], v. 88, n. 217, p. 9-12, 10 maio 2021. Universidad Nacional de Colombia. <http://dx.doi.org/10.15446/dyna.v88n217.90795>.

COMETTI, José Luís Said *et al.* Water quality and prospects for revitalization of an urban stream in Recife, Brazil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [S.L.], v. 11, n. 5, p. 284-294, 5 jun. 2020. Companhia Brasileira de Producao Cientifica. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2020.005.0027>.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Conheça os diferentes tipos de água**. 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/blog/2017/03/20/conheca-os-diferentes-tipos-de-agua/#:~:text=%C3%81gua%20doce%3A%20%C3%A1guas%20com%20salinidade,por%20um%20processo%20de%20tratamento..> Acesso em: 14 mar. 2025

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE CONTROLE DA POLUIÇÃO AMBIENTAL E DE ADMINISTRAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS. Agência Estadual do Meio Ambiente. **Bacia do Rio Capibaribe**. 2025. Disponível em: <https://www2.cprh.pe.gov.br/bacia-do-rio-capibaribe/>. Acesso em: 11 jan. 2025.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário oficial da União**: seção 1, Brasília, 17 maio 2005.

CORADA-FERNÁNDEZ, Carmen *et al.* Tracking sewage derived contamination in riverine settings by analysis of synthetic surfactants. **Journal Of Environmental Monitoring**, [S.L.], v. 13, n. 7, p. 2010, 2011. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/c1em10150a>.

CORADA-FERNÁNDEZ, Carmen; GONZÁLEZ-MAZO, Eduardo; LARA-MARTÍN, Pablo A. Evaluation of the anaerobic biodegradation of linear alkylbenzene sulfonates (LAS) using OECD 308 water/sediment systems. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 360, p. 24-31, out. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.087>

COSTA, Mayara Franco; OLIVEIRA, Ana Maria de; OLIVEIRA JUNIOR, Enio Nazaré de. Biodegradation of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) by *Penicillium chrysogenum*. **Bioresource Technology Reports**, [S.L.], v. 9, p. 100363, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100363>.

DA SILVA, Emelle K.N. *et al.* A fluorescence digital image-based method using a 3D-printed platform and a UV-LED chamber made of polyacid lactic for quinine quantification in beverages. **Microchemical Journal**, [S.L.], v. 157, p. 104986, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2020.104986>.

DAULAY, Anggi Mayulina *et al.* Toxicity test of LC-50 (Lethal Concentration) surfactant LAS (Linear Alkylbenzene Sulfonate) against white snapper (*Lates calcarifer*) fingerlings on a laboratory scale. **Acta Aquatica: Aquatic Sciences Journal**, [S.L.], v. 9, n. 3, p. 133, 6 dez. 2022. LPPM Universitas Malikussaleh. <http://dx.doi.org/10.29103/aa.v9i3.9503>.

DE ALMEIDA, João Paulo Barbosa *et al.* A fluorescence digital image-based method using carbon quantum dots to evaluate the compliance of a biocidal agent. **Analytical Methods**, [S.L.], v. 14, n. 26, p. 2631-2641, 2022. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/d2ay00678b>.

DE CASTRO, Cláudio M. de *et al.* Environmental application of a cost-effective smartphone-based method for COD analysis: applicability in the electrochemical treatment of real wastewater. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 855, p. 158816, jan. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158816>.

DE SOUSA, Helayne S. *et al.* A novel in situ method for linear alkylbenzene sulfonate quantification in environmental samples using a digital image-based method. **Analytical Methods**, [S.L.], v. 16, n. 14, p. 2009-2018, 2024. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/d4ay00073k>.

DELFORNO, Tiago Palladino *et al.* Anaerobic reactor applied to laundry wastewater treatment: unveiling the microbial community by gene and genome-centric approaches. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [S.L.], v. 149, p. 104916, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2020.104916>.

DOS SANTOS, Tathiane Galdino *et al.* Dinâmica da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais em um estuário tropical (Bacia do Pina, Recife, PE). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, São Luis, v. 4, n. 1, p. 95-109, abr. 2009. <https://doi.org/10.18817/repesca.v4i1.133>

DOS SANTOS, Vagner B. dos *et al.* Determination of Thermodynamic Parameters Using Digital Image-Based Method. **Journal Of Chemical Education**, [S.L.], v. 100, n. 11, p. 4488-4495, 1 nov. 2023. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.jchemed.3c00785>.

DOS SANTOS, Vagner Bezerra dos *et al.* Low cost in situ digital image method, based on spot testing and smartphone images, for determination of ascorbic acid in Brazilian Amazon native and exotic fruits. **Food Chemistry**, [S.L.], v.

285, p. 340-346, jul. 2019. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.01.167>.

DRAKONTIS, Constantina Eleni; AMIN, Samiul. Biosurfactants: formulations, properties, and applications. **Current Opinion In Colloid & Interface Science**, [S.L.], v. 48, p. 77-90, ago. 2020. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.cocis.2020.03.013>.

DUTTA, Dhiraj *et al.* A Review on the Degradation of Ionic and Non Ionic Surfactants in Water. **Defence Life Science Journal**, [S.L.], v. 7, n. 2, p. 103-117, 17 jun. 2022. Defence Scientific Information and Documentation Centre.
<http://dx.doi.org/10.14429/dlsj.7.17309>.

EFFENDI, Irwan. *et al.* Detergent Disposal into Our Environment and Its Impact on Marine Microbes. **Iop Conference Series: Earth and Environmental Science**, [S.L.], v. 97, p. 012030, dez. 2017. IOP Publishing.
<http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/97/1/012030>.

EICHHORN, Peter *et al.* Incomplete degradation of linear alkylbenzene sulfonate surfactants in Brazilian surface waters and pursuit of their polar metabolites in drinking waters. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 284, n. 1-3, p. 123-134, fev. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697\(01\)00873-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(01)00873-7).

ELLIOTT, Michael; QUINTINO, Victor. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 54, n. 6, p. 640-645, jun. 2007. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.02.003>.

ESCOBEDO, Pablo *et al.* QRsens: dual-purpose quick response code with built-in colorimetric sensors. **Sensors And Actuators B: Chemical**, [S.L.], v. 376, p. 133001, fev. 2023. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.snb.2022.133001>

FAN, Yajun *et al.* Digital image colorimetry on smartphone for chemical analysis: a review. **Measurement**, [S.L.], v. 171, p. 108829, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.measurement.2020.108829>.

FAVROD, Nicole. **Determinação de hidrocarbonetos do petróleo dissolvidos e / ou dispersos nas águas do complexo estuarino da Baía do Pina – Baía portuária (Porto do Recife)**. 2012. 32 f. TCC (Graduação) - Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012.

FEITEIRA, Fernanda N. *et al.* Solventless determination of total anionic surfactants in waters using polyurethane foam as support and analysis of digital images. **Microchemical Journal**, [S.L.], v. 119, p. 44-50, mar. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2014.11.002>.

FRANCO, Mathews de O.K. *et al.* A novel digital image method for determination of reducing sugars in aged and non-aged cachaças employing a

smartphone. **Food Chemistry**, [S.L.], v. 338, p. 127800, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2020.127800>.

FRANCO, Mathews de Oliveira Krambeck *et al.* Using colorimetric spot test and digital imaging-based technique for volatile acidity determination in cachaça with the aid of a smartphone. **Microchemical Journal**, [S.L.], v. 187, p. 108416, abr. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2023.108416>

FREELING, Finnian *et al.* Occurrence and potential environmental risk of surfactants and their transformation products discharged by wastewater treatment plants. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 681, p. 475-487, set. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.445>.

FUNG, Karen C. L. *et al.* From Wastewater Treatment Plants to the Oceans: a review on synthetic chemical surfactants (scss) and perspectives on marine-safe biosurfactants. **Sustainability**, [S.L.], v. 15, n. 14, p. 11436, 24 jul. 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su151411436>

GOMES, Bruna *et al.* Evaluation of sediment contamination by urban sewage in a stretch of Capibaribe River, Pernambuco, Brazil. **Química Nova**, [S.L.], v. 45, n. 10, p. 1205-1213, ago. 2022. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170934>.

GONÇALVES, Isabela C.; FERNANDES, Gabriel M.; ROCHA, Fábio R.P. Exploiting digital images and videos for urea determination in milk based on enzymatic hydrolysis monitoring. **Journal Of Food Composition And Analysis**, [S.L.], v. 125, p. 105745, jan. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jfca.2023.105745>.

GONG, Lingyan *et al.* Oil solubilization in sodium dodecylbenzenesulfonate micelles: new insights into surfactant enhanced oil recovery. **Journal Of Colloid And Interface Science**, [S.L.], v. 569, p. 219-228, jun. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jcis.2020.02.083>.

GONZÁLEZ, Susana; PETROVIC, Mira; BARCELÓ, Damiá. Simultaneous extraction and fate of linear alkylbenzene sulfonates, coconut diethanol amides, nonylphenol ethoxylates and their degradation products in wastewater treatment plants, receiving coastal waters and sediments in the Catalonian area (NE Spain). **Journal Of Chromatography A**, [S.L.], v. 1052, n. 1-2, p. 111-120, out. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chroma.2004.08.047>

GONZÁLEZ-MAZO, Eduardo *et al.* Occurrence and distribution of linear alkylbenzene sulfonates and sulfophenylcarboxylic acids in several Iberian littoral ecosystems. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 288, n. 3, p. 215-226, abr. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697\(01\)00971-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(01)00971-8).

GONZÁLEZ-MAZO, Eduardo. *et al.* Levels of linear alkylbenzenesulfonate (LAS) in waters and sediments of the coastal ecosystems of the Gulf of Cadiz. **Toxicological & Environmental Chemistry**, [S.L.], v. 59, n. 1-4, p. 77-

87, mar. 1997. Informa UK Limited.
<http://dx.doi.org/10.1080/02772249709358426>.

GRANATTO, Caroline Fabiane *et al.* Scale-up evaluation of anaerobic degradation of linear alkylbenzene sulfonate from sanitary sewage in expanded granular sludge bed reactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [S.L.], v. 138, p. 23-32, mar. 2019. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2018.12.010>.

GU, Bon-Ho *et al.* Case Study of Contaminant Transport Using Lagrangian Particle Tracking Model in a Macro-Tidal Estuary. **Water**, [S.L.], v. 16, n. 4, p. 617, 19 fev. 2024. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w16040617>.

HAMMER, Jort. *et al.* Solubility Constraints on Aquatic Ecotoxicity Testing of Anionic Surfactants. **Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology**, [S.L.], v. 101, n. 1, p. 99-104, 1 jun. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-018-2361-1>.

HELPER, Gilson A. *et al.* PhotoMetrix: an application for univariate calibration and principal components analysis using colorimetry on mobile devices. **Journal Of The Brazilian Chemical Society**, [S.L.], v. 28, n. 2, p. 328-335, 2016. Sociedade Brasileira de Química (SBQ).
<http://dx.doi.org/10.5935/0103-5053.20160182>.

HODGES, Geoff *et al.* A comparison of log Kow (n-octanol–water partition coefficient) values for non-ionic, anionic, cationic and amphoteric surfactants determined using predictions and experimental methods. **Environmental Sciences Europe**, [S.L.], v. 31, n. 1, p. 1, 9 jan. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1186/s12302-018-0176-7>.

IGLESIAS, Isabel. *et al.* Linking contaminant distribution to hydrodynamic patterns in an urban estuary: the douro estuary test case. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 707, p. 135792, mar. 2020. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135792>.

INSTITUTO DE TECNOLOGIA E PESQUISA (Sergipe). **Caracterização de efluentes: o que é e como funciona?** 2022. Disponível em:
<https://www.itp.org.br/leitura/229>. Acesso em: 14 mar. 2025.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA. **DOQ-CGCRE-008**: Orientação sobre validação de métodos analíticos. [S.L.], 2020. 30 p.

JAFARI, Faezeh; HASSANZADEH, Nasrin. The Use of Linear Alkylbenzene Sulphonates as a Molecular Marker for Tracing Urban Sewage Pollution in Abbasabad River (Hamadan) in 2019: a descriptive study. **Journal Of Rafsanjan University Of Medical Sciences**, [S.L.], v. 19, n. 5, p. 431-446, 1 ago. 2020. CMV Verlag. <http://dx.doi.org/10.29252/jrums.19.5.431>.

JENA, Gyanaranjan; DUTTA, Kasturi; DAVEREY, Achlesh. Surfactants in water and wastewater (greywater): environmental toxicity and treatment

options. **Chemosphere**, [S.L.], v. 341, p. 140082, nov. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140082>

JIMOH, Abdullahi Adekilekun; LIN, Johnson. Biosurfactant: a new frontier for greener technology and environmental sustainability. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 184, p. 109607, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109607>

JOHNSON, Phillip *et al.* Effect of synthetic surfactants on the environment and the potential for substitution by biosurfactants. **Advances In Colloid And Interface Science**, [S.L.], v. 288, p. 102340, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cis.2020.102340>.

JONES-COSTA, Monica *et al.* Cardiac biomarkers as sensitive tools to evaluate the impact of xenobiotics on amphibians: the effects of anionic surfactant linear alkylbenzene sulfonate (las). **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 151, p. 184-190, abr. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.01.022>.

KANKAYA, Ertuğrul; ATICI, Ataman Altuğ. Toxicity of Linear Alkyl Benzene Sulfonate to Larvae of Tarek, *Alburnus tarichi*. *Tarım Bilimleri Dergisi*, [S.L.], p. 317-324, 23 nov. 2023. Ankara University Faculty of Agriculture. <http://dx.doi.org/10.15832/ankutbd.1352224>.

KENNISH, Michael J.. Environmental threats and environmental future of estuaries. **Environmental Conservation**, [S.L.], v. 29, n. 1, p. 78-107, mar. 2002. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0376892902000061>.

KOTTI, Melina *et al.* Characterization of water quality of Almiros river (Northeastern Crete, Greece): physicochemical parameters, polycyclic aromatic hydrocarbons and anionic detergents. **Modeling Earth Systems And Environment**, [S.L.], v. 4, n. 4, p. 1285-1296, 4 ago. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40808-018-0504-3>.

LARA-MARTÍN, Pablo A.; GÓMEZ-PARRA, Abelardo; GONZÁLEZ-MAZO, Eduardo. Simultaneous extraction and determination of anionic surfactants in waters and sediments. **Journal Of Chromatography A**, [S.L.], v. 1114, n. 2, p. 205-210, maio 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chroma.2006.03.014>.

LARA-MARTÍN, Pablo A.; GONZÁLEZ-MAZO, Eduardo; BROWNAWELL, Bruce J. Multi-residue method for the analysis of synthetic surfactants and their degradation metabolites in aquatic systems by liquid chromatography–time-of-flight-mass spectrometry. **Journal Of Chromatography A**, [S.L.], v. 1218, n. 30, p. 4799-4807, jul. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chroma.2011.02.031>.

LARSSON, Niklas *et al.* Liquid Phase Micro-Extraction of Linear Alkylbenzene Sulfonate Anionic Surfactants in Aqueous Samples. **Membranes**, [S.L.], v. 1, n.

4, p. 299-313, 13 out. 2011. MDPI AG.
<http://dx.doi.org/10.3390/membranes1040299>.

LI, Xiaolin *et al.* Distribution and diagenetic fate of synthetic surfactants and their metabolites in sewage-impacted estuarine sediments. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 242, p. 209-218, nov. 2018. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.064>.

LIU, Nian; WU, Zhonghua. Toxic effects of linear alkylbenzene sulfonate on *Chara vulgaris* L. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 25, n. 5, p. 4934-4941, 4 dez. 2017. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-0883-4>

LOOMATIX, Color Grab, 2025.
<https://colorgrab.br.uptodown.com/android/download>.

MACEDO, S. J. *et al.* Heavy metal concentrations in sediments of the Capibaribe River Estuary in the Metropolitan Region of Recife, Pernambuco-Brazil. **Wit Transactions On Ecology And The Environment, Vol 102**, [S.L.], v. , p. 357-365, 5 abr. 2007. WIT Press. <http://dx.doi.org/10.2495/sdp070341>.

MACHADO, Anderson Abel de Souza *et al.* Metal fate and effects in estuaries: a review and conceptual model for better understanding of toxicity. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 541, p. 268-281, jan. 2016. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.045>.

MACIEL, Daniele Claudino *et al.* Assessment of organotins and imposex in two estuaries of the northeastern Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 126, p. 473-478, jan. 2018. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.061>

MACIEL, Daniele Claudino *et al.* Hydrocarbons in sediments along a tropical estuary-shelf transition area: sources and spatial distribution. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 113, n. 1-2, p. 566-571, dez. 2016. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.048>.

MACIEL, Daniele Claudino *et al.* Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in a an urbanized tropical estuary and adjacent shelf, Northeast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 101, n. 1, p. 429-433, dez. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.051>.

MARTÍN, Julia *et al.* Quantification of linear alkylbenzene sulphonates in complex sludge samples: influence of matrix effects in calibration methods. **Microchemical Journal**, [S.L.], v. 204, p. 111089, set. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2024.111089>.

MATTHIES, Michael *et al.* The origin and evolution of assessment criteria for persistent, bioaccumulative and toxic (PBT) chemicals and persistent organic pollutants (POPs). **Environmental Science: Processes & Impacts**, [S.L.], v. 18, n. 9, p. 1114-1128, 2016. Royal Society of Chemistry (RSC).
<http://dx.doi.org/10.1039/c6em00311g>.

MATTOS, Yasna *et al.* Butyltin contamination in Northern Chilean coast: is there a potential risk for consumers?. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 595, p. 209-217, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.264>.

MENZIES, Jennifer Z. *et al.* Biodegradation of nonionic and anionic surfactants in domestic wastewater under simulated sewer conditions. **Biodegradation**, [S.L.], v. 28, n. 1, p. 1-14, 23 set. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10532-016-9773-6>.

MITRA, Abhijit; ZAMAN, Sufia. Marine Ecosystem: an overview. **Basics Of Marine And Estuarine Ecology**, [S.L.], p. 1-19, 2016. Springer India. http://dx.doi.org/10.1007/978-81-322-2707-6_1.

MONERÓ, Tatiana Oliveira. **Aplicação do GHS na indústria de saneantes: Roteiro para classificação de produtos saneantes**. 2016. 140 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ambiente, Saúde e Sustentabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

MORDOR INTELLIGENCE. **Análise de tamanho e participação do mercado de surfactantes - Tendências e previsões de crescimento (2024 - 2029)**. 2024. Disponível em: <https://www.mordorintelligence.com/pt/industry-reports/surfactants-market..> Acesso em: 26 nov. 2024.

MOTTERAN, Fabrício *et al.* Simultaneous determination of anionic and nonionic surfactants in commercial laundry wastewater and anaerobic fluidized bed reactor effluent by online column-switching liquid chromatography/tandem mass spectrometry. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 580, p. 1120-1128, fev. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.068>.

MURARI, Gabriella Frade *et al.* Use of aqueous two-phase PEG-salt systems for the removal of anionic surfactant from effluents. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 198, p. 43-49, ago. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.046>.

MUSTAPHA, Doyinsola Suliat; BAWA-ALLAH, Kafilat Adebola. Differential toxicities of anionic and nonionic surfactants in fish. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 27, n. 14, p. 16754-16762, 4 mar. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-08212-6>

NGUYEN, Tong Xuan *et al.* The interactive effect of the season and estuary position on the concentration of persistent organic pollutants in water and sediment from the Cua Dai estuary in Vietnam. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 26, n. 11, p. 10756-10766, 18 fev. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-04238-7>.

NIKINMAA, Mikko; ANTTILA, Katja. Individual variation in aquatic toxicology: not only unwanted noise. **Aquatic Toxicology**, [S.L.], v. 207, p. 29-33, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.11.021>.

NÓBREGA, Eryka Thamyris Damascena *et al.* A low-cost sensor based on silver nanoparticles for determining chemical oxygen demand in wastewater via image processing analysis. **Analytical Methods**, [S.L.], v. 11, n. 43, p. 5577-5583, 2019. Royal Society of Chemistry (RSC).
<http://dx.doi.org/10.1039/c9ay01755k>.

OKBAH, Mohamed. A.; IBRAHIM, Azza. M. A.; GAMAL, M. N. M. Environmental monitoring of linear alkylbenzene sulfonates and physicochemical characteristics of seawater in El-Mex Bay (Alexandria, Egypt). **Environmental Monitoring And Assessment**, [S.L.], v. 185, n. 4, p. 3103-3115, 1 ago. 2012. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10661-012-2776-9>.

OLIVEIRA, Deolar D. *et al.* Toxicity of sediments from a mangrove forest patch in an urban area in Pernambuco (Brazil). **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 104, p. 373-378, jun. 2014. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.02.004>.

OLIVEIRA, Felipe Lorena de; CÁSSIA, Dias Sandra de. Surfactantes sintéticos e biossurfactantes: vantagens e desvantagens. **Química Nova na Escola**, [S.L.], v. 39, n. 3, p. 228-236, 2017. Sociedade Brasileira de Química (SBQ).
<http://dx.doi.org/10.21577/0104-8899.20160079>

PARK, Inhwan; SONG, Chang Geun. Analysis of two-dimensional flow and pollutant transport induced by tidal currents in the Han River. **Journal Of Hydroinformatics**, [S.L.], v. 20, n. 3, p. 551-563, 11 dez. 2017. IWA Publishing.
<http://dx.doi.org/10.2166/hydro.2017.118>

PEREIRA, Andréia C.; ROCHA, Fábio R. P. A multicommuted flow system with liquid-liquid microextraction for determination of anionic surfactants in freshwaters. **Analytical Methods**, [S.L.], v. 5, n. 8, p. 2104, 2013. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/c3ay26335e>.

PETROVIC, Mira *et al.* Occurrence and distribution of nonionic surfactants, their degradation products, and linear alkylbenzene sulfonates in coastal waters and sediments in Spain. **Environmental Toxicology And Chemistry**, [S.L.], v. 21, n. 1, p. 37-46, 1 jan. 2002. Oxford University Press (OUP).
<http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620210106>.

PINHEIRO, L.M. *et al.* The fate of plastic litter within estuarine compartments: an overview of current knowledge for the transboundary issue to guide future assessments. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 279, p. 116908, jun. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116908>.

PRADHAN, Ambika; BHATTACHARYYA, Amitabha. Quest for an eco-friendly alternative surfactant: surface and foam characteristics of natural surfactants. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 150, p. 127-134, maio 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.013>.

R Core Team (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.

RAMCHARAN, Terelle; BISSESSUR, Ajay. Analysis of Linear Alkylbenzene Sulfonate in Laundry Wastewater by HPLC–UV and UV–Vis Spectrophotometry. **Journal Of Surfactants And Detergents**, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 209-218, 22 dez. 2015. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1007/s11743-015-1763-x>.

RESQUE, Ian S.; SANTOS, Vagner B. dos; SUAREZ, Willian T.. An environmentally friendly analytical approach based on spot test and digital image to evaluate the conformity of bleaching products. **Chemical Papers**, [S.L.], v. 73, n. 7, p. 1659-1668, 19 fev. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11696-019-00717-w>.

RICE, Eugene W.; BAIRD, Rodger B.; EATON, Andrew D. (ed.). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington: Yabesh.Ir, 2017. 40 p.

RIU, Jordi. *et al.* LC–MS determination of linear alkylbenzene sulfonates and their carboxylic degradation products in influent and effluent water samples and sludges from sewage-treatment plants. **Fresenius' Journal Of Analytical Chemistry**, [S.L.], v. 371, n. 4, p. 448-455, out. 2001. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s002160101052>.

ROBERT-PEILLARD, F. *et al.* Occurrence and fate of selected surfactants in seawater at the outfall of the Marseille urban sewerage system. **International Journal Of Environmental Science And Technology**, [S.L.], v. 12, n. 5, p. 1527-1538, 9 abr. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-014-0577-0>.

SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, M.L. *et al.* Determination of linear alkylbenzenesulfonates in water samples by immunoaffinity chromatography with fluorescence detection. **Analytica Chimica Acta**, [S.L.], v. 553, n. 1-2, p. 93-98, nov. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aca.2005.08.015>.

SANTOS, Vagner Bezerra dos *et al.* Fluorescence digital image-based method to measure biogenic amines in Buffalo Mozzarella and other cheeses produced in Brazil. **Microchemical Journal**, [S.L.], v. 189, p. 108508, jun. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2023.108508>

SAQUETE, María Dolores *et al.* Modelling the Fate of Linear Alkylbenzene Sulfonate in Agricultural Soil Columns during Inflow of Surfactant Pulses from Domestic Wastewaters. **Water**, [S.L.], v. 16, n. 14, p. 2068, 22 jul. 2024. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w16142068>.

SCHETTINI, Carlos Augusto França *et al.* Observation of an Estuarine Turbidity Maximum in the Highly Impacted Capibaribe Estuary, Brazil. **Brazilian Journal Of Oceanography**, [S.L.], v. 64, n. 2, p. 185-190, jun. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1679-87592016115006402>.

SHEKHAR, Sudhanshu; SUNDARAMANICKAM, Arumugam; BALASUBRAMANIAN, Tangavel. Biosurfactant Producing Microbes and their Potential Applications: a review. **Critical Reviews In Environmental Science And Technology**, [S.L.], v. 45, n. 14, p. 1522-1554, 26 set. 2014. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10643389.2014.955631>

SILVA, Anna Flavia S.; ROCHA, Fábio R.P. A novel approach to detect milk adulteration based on the determination of protein content by smartphone-based digital image colorimetry. **Food Control**, [S.L.], v. 115, p. 107299, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodcont.2020.107299>.

SILVA, Wenderson R. F. *et al.* Multifunctional Webcam Spectrophotometer for Performing Analytical Determination and Measurements of Emission, Absorption, and Fluorescence Spectra. **Journal Of Chemical Education**, [S.L.], v. 98, n. 4, p. 1442-1447, 4 fev. 2021. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.jchemed.0c01085>.

SILVEIRA, Maria Angela Valin da; PEREIRA, Norival; TOMMASI, Luiz Roberto. Resultados preliminares sobre os teores de detergentes aniônicos na Baía e Estuário de Santos. Boletim do Instituto Oceanográfico, [S.L.], v. 31, n. 2, p. 95-99, 1982. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0373-55241982000200010>

SOARES, Samara *et al.* Spot test exploiting smartphone-based digital images for determination of biodiesel in diesel blends. **Microchemical Journal**, [S.L.], v. 152, p. 104273, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2019.104273>.

SOBRINO-FIGUEROA, Alma. Toxic effect of commercial detergents on organisms from different trophic levels. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 25, n. 14, p. 13283-13291, 18 out. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7861-0>.

TELESH, Irena V.; KHLEBOVICH, Vladislav V.. Principal processes within the estuarine salinity gradient: a review. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 61, n. 4-6, p. 149-155, 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.02.008>.

TRAVERSO-SOTO, Juan M. *et al.* Distribution of anionic and nonionic surfactants in a sewage-impacted Mediterranean coastal lagoon: inputs and seasonal variations. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 503-504, p. 87-96, jan. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.107>

TUHOLSKE, Cascade *et al.* Mapping global inputs and impacts from of human sewage in coastal ecosystems. **Plos One**, [S.L.], v. 16, n. 11, e0258898, 10 nov. 2021. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0258898>.

UNITED STATES OF AMERICA. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Reregistration Eligibility Decision for Alkylbenzene Sulfonates**. Washington, 2006. 92 p.

VALENÇA, Ana Paula Maria Cavalcanti. **As comunidades macrobentônicas na avaliação da qualidade ambiental de áreas estuarinas de Pernambuco**. 2009. 70 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Oceanografia, Departamento de Oceanografia, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009

VIEIRA, Isabela Maria Monteiro *et al.* An overview of current research and developments in biosurfactants. **Journal Of Industrial And Engineering Chemistry**, [S.L.], v. 100, p. 1-18, ago. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jiec.2021.05.017>.

VILLAR, Mercedes *et al.* Optimization and validation of a new method for analysis of linear alkylbenzene sulfonates in sewage sludge by liquid chromatography after microwave-assisted extraction. **Analytica Chimica Acta**, [S.L.], v. 599, n. 1, p. 92-97, set. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aca.2007.07.065>.

WAHYUNI, Endang Tri. Photo-Processes as Effective and Low-Cost Methods for Laundry Wastewater Treatment. **Promising Techniques For Wastewater Treatment And Water Quality Assessment**, [S.L.], p. 1-19, 1 dez. 2021. IntechOpen. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.94336>.

WANGKARN, Sunanta *et al.* Determination of linear alkylbenzene sulfonates in water samples by liquid chromatography–UV detection and confirmation by liquid chromatography–mass spectrometry. **Talanta**, [S.L.], v. 67, n. 4, p. 686-695, 15 out. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.talanta.2005.03.011>.

WIEST, Laure *et al.* A multi-family offline SPE LC-MS/MS analytical method for anionic, cationic and non-ionic surfactants quantification in surface water. **Talanta**, [S.L.], v. 232, p. 122441, set. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.talanta.2021.122441>.

XAVIER, Diego de Arruda *et al.* Determination of geochemical background values on a tropical estuarine system in a densely urban area. Case study: capibaribe estuary, northeastern brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 123, n. 1-2, p. 381-386, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.007>.

YANG, Yarou; LI, Xu; DONG, Jinxiang. CuCl₂-modified ionic liquids for alkylation of benzene with 1-dodecene. **Tenside Surfactants Detergents**, [S.L.], v. 60, n. 4, p. 368-375, 8 jun. 2023. Walter de Gruyter GmbH. <http://dx.doi.org/10.1515/tsd-2022-2493>.

YEKEEN, Nurudeen *et al.* Influence of surfactant and electrolyte concentrations on surfactant Adsorption and foaming characteristics. **Journal Of Petroleum Science And Engineering**, [S.L.], v. 149, p. 612-622, jan. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.petrol.2016.11.018>.

YOGUI, Gilvan Takeshi *et al.* The legacy of man-made organic compounds in surface sediments of Pina Sound and Suape Estuary, northeastern Brazil. **Brazilian Journal Of Oceanography**, [S.L.], v. 66, n. 1, p. 58-72, mar.

2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1679-87592018148206601>.

YUNUSA, Muzzammil Abdullahi; IGWE, Earnest Chukwusoro; MOFOLUKE, Alalade Olajoke. Heavy metals contamination of water and fish- A review. **Fudma Journal Of Sciences**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 110-118, 28 fev. 2023. Federal University Dutsin-Ma. <http://dx.doi.org/10.33003/fjs-2023-0701-1255>.

ZANARDI-LAMARDO, Eliete *et al.* Fontes e níveis de contaminação do sistema estuarino do rio Capibaribe (Pernambuco/Brasil). **Tropical Oceanography**, [S.L.], v. 44, n. 2, p. 118-131, 30 nov. 2016. Tropical Oceanography. <http://dx.doi.org/10.5914/tropocean.v44i2.8296>.

ZHANG, Fanglei *et al.* Adsorption of different types of surfactants on graphene oxide. **Journal Of Molecular Liquids**, [S.L.], v. 276, p. 338-346, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.molliq.2018.12.009>.

ZHOU, Jianan *et al.* Toxicity of linear alkylbenzene sulfonate to aquatic plant *Potamogeton perfoliatus* L. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 25, n. 32, p. 32303-32311, 18 set. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-3204-7>.

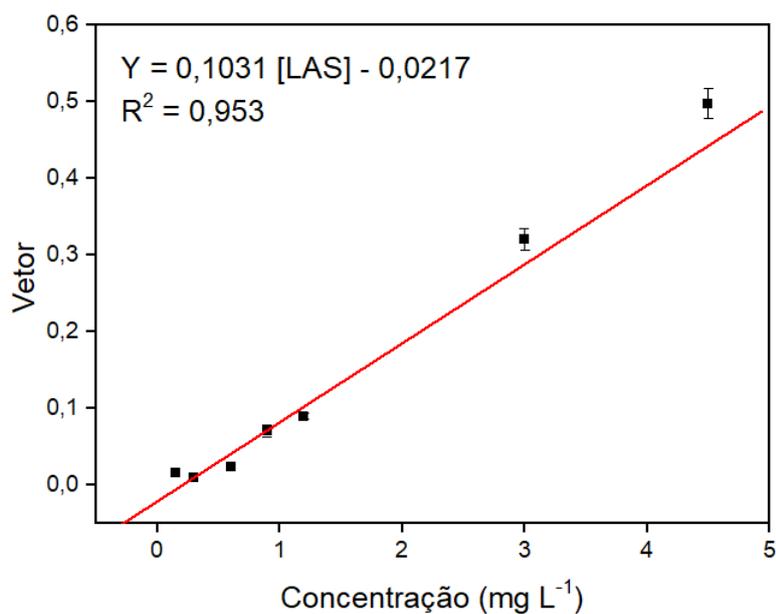
ZHU, Kongyun *et al.* Anaerobic digestion of surfactant and lipid co-existing organic waste: focusing on the antagonistic enhancement. **Chemical Engineering Journal**, [S.L.], v. 371, p. 96-106, set. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2019.04.033>.

APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR DA SEÇÃO 5

O vetor foi calculado utilizando a equação:

$$Vetor = \sqrt{\left(-\log \left(\frac{R}{R_0}\right)\right)^2 + \left(-\log \left(\frac{G}{G_0}\right)\right)^2 + \left(-\log \left(\frac{B}{B_0}\right)\right)^2}$$

Figura S1 – Curva analítica do vetor para determinação de LAS com DIB



Condições experimentais: capacidade de 700 µL; concentração de 0,15 a 4,5 mg L⁻¹; tempo de captura de imagem de 10 s.

Fonte: de Sousa et al. (2024)

APÊNDICE B - MATERIAL SUPLEMENTAR DA SEÇÃO 6

Tabela S1 – Concentração de LAS determinada em espectrofotômetro UV-Vis durante 4 semanas consecutivas, incluindo marés de primavera e de sizígia, sempre durante o período de vazante.

	LAS (mg L ⁻¹)			
	Semana 1	Semana 2	Semana 3	Semana 4
St. #1	0,96±0,45	0,40±0,16	0,99±0,22	0,44±0,05
St. #2	1,05±0,57	0,72±0,21	0,30±0,12	0,42±0,07
St. #3	0,28±0,07	0,15±0,07	0,65±0,15	0,13±0,05
St. #4	0,17±0,09	0,29±0,11	0,06±0,03	0,11±0,03
St. #5	1,13±0,65	0,22±0,13	1,67±0,69	0,27±0,08
St. #6	0,27±0,08	0,18±0,04	0,82±0,10	0,32±0,07

Fonte: A autora (2025)

Tabela S2 – Análise estatística, com teste t, teste F e erro relativo, das concentrações de LAS calculadas com os métodos DIB e UV-Vis

Semana 1						
	St. #1	St. #2	St. #3	St. #4	St. #5	St. #6
Erro relativo	-15%	-16%	-3%	-3%	-20%	4%
Teste t	0,51	0,49	0,33	0,22	0,47	0,32
Test F	1,44	1,48	1,67	1,24	1,56	1,08
Semana 2						
	St. #1	St. #2	St. #3	St. #4	St. #5	St. #6
Erro relativo	-2%	-13%	-24%	-11%	12%	-13%
Teste t	0,19	0,60	0,64	0,51	0,36	0,62
Test F	1,44	1,24	2,29	2,73	1,27	1,92
Semana 3						
	St. #1	St. #2	St. #3	St. #4	St. #5	St. #6
Erro relativo	-10%	8%	-14%	-15%	-15%	-21%
Teste t	0,57	1,19	0,69	0,47	0,55	1,17
Test F	1,34	1,20	1,10	1,50	1,22	1,10
Semana 4						
	St. #1	St. #2	St. #3	St. #4	St. #5	St. #6
Erro relativo	-14%	29%	-6%	-4%	8%	-4%
Teste t	1,02	2,00	0,28	0,30	0,47	0,40
Test F	1,62	1,08	1,20	3,12	3,86	2,08

Fonte: A autora (2025)

APÊNDICE C - RESUMO SIMPLIFICADO ESTILO NOTA DE IMPRENSA

Esta pesquisa trata-se da dissertação de mestrado de Helayne Santos de Sousa, realizada no Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal de Pernambuco sob orientação do Professor Dr. Vagner Bezerra dos Santos e coorientação da Professora Dra. Eliete Zanardi-Lamardo, do Departamento de Oceanografia da UFPE, com financiamento de bolsas da CAPES. A dissertação aborda a crescente preocupação com a poluição dos ecossistemas aquáticos causada por surfactantes como o alquilbenzeno sulfonato linear (LAS). Este composto, muito utilizado em produtos domésticos e industriais, pode prejudicar a qualidade da água, afetar organismos aquáticos e trazer prejuízos à saúde humana. A pesquisa propôs um método inovador, utilizando smartphone para a detectar e quantificar LAS em água. Essa técnica se destaca por sua eficiência, baixo custo, menor geração de resíduos e permite análises feitas diretamente no local, sem necessidade de equipamentos de laboratório complexos. O método foi aplicado ao Sistema Estuarino do Rio Capibaribe, uma área impactada por despejos de esgoto. Os resultados apresentaram altos níveis de contaminação, destacando a necessidade de medidas urgentes para redução da poluição na área. Além de representar um avanço significativo na investigação da qualidade da água e na proteção dos ecossistemas aquáticos, esta pesquisa contribui para elaboração de medidas de mitigação dos impactos ambientais e de saúde pública.

APÊNDICE D – REPORTAGENS E MATERIAIS DE JORNAIS

Método para medir poluição da água com smartphones é desenvolvido por pesquisadores da UFPE. **ASCOM – UFPE**. Disponível em:

<https://www.ufpe.br/en/ascom/noticias/->

[/asset_publisher/O3Odar12gQTr/content/metodo-para-medir-poluicao-da-agua-com-smartphones-e-desenvolvido-por-pesquisadores-da-ufpe/40615](https://www.ufpe.br/en/ascom/noticias/-/asset_publisher/O3Odar12gQTr/content/metodo-para-medir-poluicao-da-agua-com-smartphones-e-desenvolvido-por-pesquisadores-da-ufpe/40615)



Imagens digitais são utilizadas para monitoramento de contaminação da água no Rio Capibaribe. **Diário de Pernambuco**. Disponível em:

<https://www.diariodepernambuco.com.br/noticia/vidaurbana/2024/08/imagens-digitais-sao-utilizadas-para-monitorar-poluicao-no-capibaribe.html>

Reportagem da TV Globo – NE2. Disponível em:

<https://globoplay.globo.com/v/12926917/>

Reportagem da TV Guararapes. Disponível em:

<https://www.youtube.com/live/v8SI3womrOM>

ANEXO A – CAPA DA REVISTA ANALYTICAL METHODS

Analytical Methods

Volume 16
Number 14
14 April 2024
Pages 1959–2154

rsc.li/methods



ISSN 1759-9679

 ROYAL SOCIETY
OF CHEMISTRY

PAPER

Vagner Bezerra dos Santos *et al.*
A novel *in situ* method for linear alkylbenzene sulfonate
quantification in environmental samples using a digital
image-based method

Indexed in
Medline!

ANEXO B – ESTUDO CORRELACIONADO: ARTIGO, APRESENTAÇÃO EM CONGRESSO E CAPA DA REVISTA

Sensors & Diagnostics



PAPER

View Article Online
View Journal



Cite this: DOI: 10.1039/d4sd00196f

Detection of surfactants using a hydrophobic natural deep eutectic solvent and smartphone†

Vagner Bezerra dos Santos,^{*ab} Lucas B. Ayres,^{id b} Helayne Santos de Sousa,^a Carlos D. Garcia^{id *b} and Willian Toito Suarez^{id c}

We report on the advantages of a green method to detect surfactants in environmental water samples. The approach is based on the use of a hydrophobic natural deep eutectic solvent (NADES) to extract the complexes formed by the surfactants and methylene blue. The concentration of the surfactant is then determined by measuring the color intensity in the organic phase using a smartphone. Under optimized conditions, an aliquot of 3 mL of the NADES was mixed with 15 mL of water, and then allowed to settle (to enable the separation of the two phases) for 5 min. The procedure allowed quantification of sodium dodecyl sulfate (SDS), as a proxy for alkyl surfactants in the range from 0.010 mg L⁻¹ to 0.600 mg L⁻¹, with a detection limit of 2.0 µg L⁻¹. Besides being a simple alternative to the traditional method (which requires chloroform and a spectrophotometer), the proposed approach offers low waste generation, low power-consumption, and fast analysis time, and is fully compatible with the plastic supplies (e.g. cuvettes, pipettes, tips, etc.) typically used for on-site analysis. The applicability of the approach was demonstrated by measuring various surface water samples and the overall green score of the method was calculated to be 96%.

Received 14th June 2024,
Accepted 22nd July 2024

DOI: 10.1039/d4sd00196f

rsc.li/sensors

1. Introduction

Surfactants are a widespread class of chemical compounds¹ with pivotal technological applications² and have widespread use across various products such as pesticides,³ gasoline,⁴ detergents,⁵ shampoos,⁶ cosmetics,⁷ foods,⁸ and some pharmaceuticals.⁹ Given their extensive use, surfactants are commonly present in wastewater and natural aquatic environments, raising significant environmental concerns,¹⁰ as these compounds can disrupt aquatic life¹¹ and contribute to broader ecological imbalances.^{10,12} Indeed, the presence of anionic surfactants at concentrations higher than 2 mg L⁻¹ in water can increase the biochemical oxygen demand and ultimately affect the survival of animals and plants.¹³ Some studies have reported that surfactant concentrations in the 5–15 mg L⁻¹ range can cause the death of around 50% of larvae fish, fish, and crustaceans.^{14,15} According to Hammer *et al.*¹⁵ not only the concentration but also the structure of the surfactant is critical, as there is an increase in ecotoxicity by a factor of 4.5

for each additional hydrocarbon present in the alkyl chain of the surfactant – an aspect that is correlated with the surfactant's affinity for cellular membranes and its ability to inhibit enzymes.¹⁶ As expected, high concentrations of surfactants in drinking water can also negatively impact human health,¹⁷ highlighting the importance of developing robust analytical methods to detect them.

Several methods have been reported for the quantification of surfactants in environmental waters, including those based on high-performance liquid chromatography and capillary electrophoresis coupled with UV-vis detection^{12,18} and gas chromatography coupled with mass spectrometry.¹⁸ In addition to fluorescence,¹⁹ UV-vis spectrophotometry has been used due to its low cost and simplicity.^{18,20–22} However, this method (often referred to as the methylene blue active substance assay, MBAS^{21–23}) typically requires a large volume of chloroform (up to 100 mL per sample) during the extraction step, representing a serious risk due to its high toxicity.^{20,21} Among other alternatives, the use of deep eutectic solvents (DESS)^{24–26} seems to be one of the most convenient avenues to remove chloroform.¹⁶ DESSs are formed by a mixture of two or three solid compounds that often lead to a stable liquid at room temperature^{27,28} and that present a wide range of physico-chemical properties (density, viscosity, polarity, etc.). As a subclass of DESSs, natural deep eutectic solvents (NADESs) are formed with components of natural origin and represent one of the most attractive options to replace traditional organic solvents due to their low vapor pressure and low toxicity.^{29,30}

^a LIA³ (Laboratório de Instrumentação e Automação em Analítica Aplicada), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brazil.

E-mail: vagner.bsantos@ufpe.br

^b Department of Chemistry, Clemson University, 211 S. Palmetto Blvd, Clemson, SC, 29634, USA. E-mail: edgarci@clemson.edu

^c Departamento de Química, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brazil

† Electronic supplementary information (ESI) available. See DOI: <https://doi.org/10.1039/d4sd00196f>





We hereby certify that

Vagner Bezerra dos Santos; Thomas Tributino dos Santos; Lucas Ayres; Helayne Santos; Carlos Garcia ; Willian Toito Suarez

has presented the work "Detection of Surfactants using a Hydrophobic Natural Deep Eutectic Solvent and a Digital Image-Based Method" as Poster Presentation during the 21st Brazilian Meeting on Analytical Chemistry and 9th Ibero-American Congress of Analytical Chemistry from September 15 to 18th, 2024.

Belém City (Pará State, Brazil), September 18th, 2024.

Kelly das Graças Fernandes Dantas
Chairwoman of the 21st ENQA



Este certificado pode ser validado no endereço abaixo. Leia o código apontando a câmera do seu celular.



Devido a Lei Geral de Proteção de Dados, este certificado ficará disponível para validação pelo prazo de 2 anos.

Sensors & Diagnostics

Volume 3
Number 9
September 2024
Pages 1361-1580

rsc.li/sensors



ISSN 2635-0998



ROYAL SOCIETY
OF CHEMISTRY

PAPER

Vagner Bezerra dos Santos, Carlos D. Garcia *et al.*
Detection of surfactants using a hydrophobic natural deep
eutectic solvent and smartphone