

Análise de sensibilidade em modelo de dispersão de efluentes com o Delft3D

Ana Carolina Canossa Becker¹, Wesley Leonel de Souza², Anna Marina do Couto Santos³,
Felipe Laender⁴ & Stella Braga de Andrade⁵

Resumo: O presente estudo teve como objetivo a realização da modelagem de dispersão de efluente industrial para determinação da zona de mistura em um rio hipotético seguindo as recomendações do Manual de Controle Ecotoxicológico de Efluentes Líquidos no Estado de São Paulo. Para o desenvolvimento do modelo hidrodinâmico, foram considerados os valores de ecotoxicidade (CENO) e sulfato. Os resultados do modelo de dispersão de efluentes foram avaliados de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 e com a Resolução CONAMA nº 430/2011. Visando avaliar a sensibilidade das concentrações de sulfato e ecotoxicidade em relação a alterações nas condições de maré, foram desenvolvidos oito cenários com quatro diferentes concentrações do efluente em duas diferentes condições de maré (M1 e M2). Os resultados indicaram facilidade no atingimento dos limites da Classe 2, enquanto para atender aos critérios de ecotoxicidade foram necessárias no mínimo 18 horas para a dispersão do efluente. O comportamento da concentração ao longo do rio nos diferentes horários refletiu a influência da condição de maré, que foi mais favorável para a dispersão do efluente na condição M1, levando em consideração que a concentração de pico foi menor 24h após o lançamento.

Abstract: The present study aimed to conduct the dispersion modeling of industrial effluent to determine the mixing zone in a hypothetical river, following the recommendations of the Ecotoxicological Control Manual for Liquid Effluents in the State of São Paulo. For the development of the hydrodynamic model, ecotoxicity (CENO) and sulfate values were considered. The results of the effluent dispersion model were evaluated according to CONAMA Resolution 357/2005 and Resolution 430/2011. To assess the sensitivity of sulfate and ecotoxicity concentrations in relation to tidal condition changes, eight scenarios were developed with four different effluent concentrations under two different tidal conditions (M1 and M2). The results indicated ease in meeting Class 2 limits, while at least 18 hours were required for effluent dispersion to meet ecotoxicity criteria. The behavior of concentration along the river at different times reflected the influence of tidal conditions, which were more favorable for effluent dispersion under condition M1, considering that the peak concentration was lower 24 hours after discharge.

Palavras-Chave: Zona de Mistura, Ecotoxicidade, Sulfato, Modelagem de Dispersão, Maré

Keywords: Mixing Zone, Ecotoxicity, Sulfate, Dispersion Modeling, Tide

INTRODUÇÃO

Os efluentes industriais são resíduos líquidos gerados durante processos de produção em indústrias que podem conter uma variedade de poluentes, dependendo da natureza da atividade industrial. O descarte inadequado desses efluentes pode causar a contaminação de corpos d'água, solos e afetar negativamente os ecossistemas. Portanto, o atendimento às legislações ambientais, tais como a Resolução CONAMA nº 357/2005 e a Resolução CONAMA nº 430/2011 visam minimizar esses impactos. No presente estudo, as variáveis estudadas foram a concentração de sulfato e a ecotoxicidade (CENO – Concentração de Efeito Não-Observado). Entre as possíveis consequências da concentração elevada de sulfato na água, pode se citar: incrustações em estruturas industriais, corrosão em coletores de esgoto de concreto, especialmente em trechos de baixa

1) HIDROBR/UFPR – ana.becker@hidrobr.com

2) HIDROBR/UFPR – wesley.souza@hidrobr.com

3) HIDROBR – anna.santos@hidrobr.com

4) HIDROBR – felipe.laender@hidrobr.com

5) HIDROBR – stella.andrade@hidrobr.com

declividade e geração do gás sulfídrico, que traz o problema do odor em rede coletora de esgotos, além de exercer efeito tóxico.

Entre os estudos de dispersão de efluentes disponíveis na literatura, poucos apresentam estudos voltados para o sulfato em rios. Dantas et al. (2019), por exemplo, apresentam a modelagem de sulfato no contexto de águas superficiais e subterrâneas em torno de uma barragem de rejeitos, cavas e pilhas de estéril, indicando a obtenção de concentrações em torno de 600 mg/L.

Foram também avaliados estudos voltados para modelagem de dispersão em ambientes estuarinos. Chen et al. (2023) estudaram a dispersão de efluentes plásticos flutuantes em um estuário na Nova Zelândia e verificou o efeito da maré no comportamento de dispersão do material. O estudo reforçou a maior importância do comportamento da maré em relação à descarga fluvial e apresentou o resultado de que menos de 20% dos plásticos flutuantes no estuário chegam ao oceano. Silva et al. (2021) avaliaram a dispersão de efluentes na Lagoa dos Patos e os resultados indicaram que a dispersão fora da baía foi menor em comparação ao que permaneceu retido na região.

Esse contexto motiva estudos mais aprofundados relativos à determinação da zona de mistura do lançamento de efluentes, subsidiada pela realização de modelagem hidrodinâmica de lançamento e dispersão de efluentes. O presente estudo teve como objetivo a realização da análise de sensibilidade do modelo em relação à influência das marés no atendimento aos limites legislados.

MÉTODOS

Dispersão de Efluentes

O Manual de Controle Ecotoxicológico de Efluentes Líquidos no Estado de São Paulo (CETESB, 2013) apresenta algumas diretrizes para a realização da modelagem de dispersão de efluentes. Primeiramente, o documento determina que a modelagem deve considerar a vazão mínima (Q_{7,10}) e as condições de maré mais desfavoráveis ao corpo receptor. Além disso, o documento aponta que os dados de entrada e as condições de contorno adotadas deverão estar devidamente justificados.

Os resultados do modelo de dispersão de efluentes foram avaliados de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e com a Resolução 430/2011 (BRASIL, 2011), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Para rios enquadrados na Classe 2, a Resolução CONAMA 357/2005 estabeleceu o valor de referência para sulfato de 250 mg/L. A Resolução CONAMA 430/2011, específica para efluentes, não apresenta valor de referência para essa variável. A título de contextualização, em águas naturais a faixa de concentrações de sulfato é de 2 a 80 mg/L, embora possam exceder a 1000 mg/L em áreas próximas a descargas industriais. A título de exemplificação, o Decreto nº 8468 do Estado de São Paulo, impõe como limite máximo para as descargas de sulfatos em esgotos na rede pública 1000 mg/L.

Quanto à toxicidade, a Resolução CONAMA 430/2011, define a Concentração de Efeito Não Observado (CENO) como a maior concentração do efluente que não causa efeito deletério estatisticamente significativo na sobrevivência e reprodução dos organismos, em um determinado tempo de exposição, nas condições de ensaio.

O ensaio de ecotoxicidade submete organismos-teste a diferentes diluições do efluente líquido por um determinado período. Após o período de exposição, é registrada a porcentagem do efeito tóxico medido em cada uma das diluições (CETESB, 2013). O resultado do ensaio ecotoxicológico se dá pela diluição em que não há mais efeito tóxico nos organismos-teste. Nesse

ensaio, resultados de CENO mais próximos de 100% indicam o rio mais limpo e mais próximos de 6,25% com maior efeito potencialmente tóxico. Uma amostra de rio limpo, por exemplo, não apresentaria efeitos tóxicos mesmo utilizando a amostra em sua integridade (100%). Outra amostra potencialmente tóxica, seguiria apresentando efeitos tóxicos até mesmo em sua diluição mínima (6,25%).

A Resolução CONAMA 430/2011, apresenta a Concentração do Efluente no Corpo Receptor (CECR), também conhecida como Diluição do Efluente no corpo Receptor (DER), expressa em porcentagem, para corpos receptores confinados por calhas. Esse valor pode ser calculado pela Equação 1.

$$CECR = \frac{Vazão\ do\ efluente * 100}{(Vazão\ do\ efluente + Q_{7,10})} \quad (1)$$

Esse cálculo se baseia no conceito de diluição expresso pela Equação 2, na qual Q (m^3/s) é a vazão e c a concentração (mg/L) associada a ela.

$$Q_{mistura} \times c_{mistura} = Q_{efl.} \times c_{efl.} + Q_{rio} \times c_{rio} \quad (2)$$

Supondo a concentração inicial do rio (c_{rio}) nula e a vazão do rio igual à $Q_{7,10}$, é possível obter a Equação 3.

$$c_{mistura} = \frac{Q_{efl.} \times c_{efl.}}{Q_{efl.} + Q_{7,10}} \quad (3)$$

Note que a concentração da mistura ($c_{mistura}$), expressa como percentual da concentração do efluente ($c_{efl.}$) é a Concentração do Efluente no Corpo Receptor (CECR).

Modelagem do descarte de efluentes

A modelagem hidrodinâmica de qualidade da água consiste no equacionamento dos processos físicos envolvidos no transporte do efluente ao longo do corpo hídrico. De acordo com Chapra (2008), o movimento dentro do sistema hídrico pode ser dividido em duas principais categorias: advecção e dispersão. A advecção resulta da vazão unidirecional e não muda a identidade da substância que está sendo transportada. Esse processo move a matéria de uma posição no espaço para outra. Já a difusão se refere ao movimento de massa devido à mistura da água. Esse transporte causado pelo espalhamento ao longo do tempo tem pouca influência no centro de massa, que não apresenta grandes alterações ao longo do espaço.

O módulo de qualidade da água do Delft3D (Delft3D-WAQ) pode ser utilizado para simular uma ampla gama de substâncias e processos. Nesse caso específico, foram simulados os processos físicos de advecção e dispersão. Destaca-se que não foram considerados os processos de oxidação e sedimentação do sulfato, visando simular o caso mais desfavorável à dispersão do efluente. Além disso, esses processos são influenciados pela biodisponibilidade e interação com outras variáveis de qualidade da água, o que acrescentaria incertezas aos resultados da modelagem.

Coeficiente de Dispersão

A determinação do coeficiente de dispersão (Equação 4) foi realizada conforme Elder (1959), e indicado por Fisher et al. (1979). Esta equação tem como premissa física a ocorrência de perfil de velocidade logarítmico e um plano inclinado com largura infinita.

$$D_L = 5,93 H U_* \quad (4)$$

Sendo D_L o coeficiente de dispersão longitudinal, H a profundidade do rio e U_* a velocidade de corte ou atrito. A velocidade de corte por sua vez é dada pela Equação 5.

$$U_* = \sqrt{\tau_0/\rho} \quad (5)$$

Sendo ρ a massa específica da água e τ_0 a tensão de cisalhamento, dada pela Equação 6.

$$\tau_0 = \rho g \sin \theta \quad (6)$$

Sendo g a aceleração da gravidade ($9,81 \text{ m/s}^2$) e θ a inclinação do corpo hídrico. A Tabela 1 apresenta o valor do coeficiente de dispersão obtido, bem como os valores intermediários utilizados para o cálculo.

Tabela 1– Determinação do coeficiente de dispersão

Propriedade	Valor
Altura do rio - H (m)	3,00
Declividade	0,0019
Ângulo - θ (rad)	0,0019
τ_0/ρ	0,06
Velocidade de atrito - u^* (m/s)	0,24
Coeficiente de Dispersão Longitudinal – D_L (m^2/s)	4,21

O valor do coeficiente de dispersão longitudinal de $4,21 \text{ m}^2/\text{s}$ se apresentou em ordem de grandeza semelhante ao encontrado por Lima (2023), que obteve D_L de $5,46 \text{ m}^2/\text{s}$, com desvio padrão de $1,80 \text{ m}^2/\text{s}$, para o rio Barigui, no estado do Paraná.

Modelo hidrodinâmico

O modelo hidrodinâmico foi construído para um rio hipotético, com 4,5 km de extensão que deságua em uma região estuarina. Esse rio recebe descarga de um efluente industrial com elevada concentração de sulfato e apresenta ecotoxicidade CENO de 12,5%. Foram testadas quatro diferentes concentrações do efluente, sendo elas 1000 mg/l, 750 mg/l, 500 mg/l e 250 mg/l, respectivamente correspondentes a 4x, 3x, 2x e 1x o limite da Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para sulfato. Essas concentrações são associadas à vazão do efluente de $0,111 \text{ m}^3/\text{s}$. A vazão do rio antes do recebimento do efluente industrial corresponde a $Q_{7,10}$ do corpo hídrico, de $0,309 \text{ m}^3/\text{s}$, associada a uma concentração inicial de 0 mg/L. A Concentração de Efeito Não-Observado (CENO) foi considerada de 12,5% para todos os cenários.

As condições de contorno de jusante, determinadas por diferentes condições de maré, foram apresentadas na Figura 1. Os valores máximos, mínimos e intermediários utilizados para a elaboração da série de níveis foram selecionados com base na consulta da tábua de maré da estação Porto de Santos – código 50225 (Marinha do Brasil, 2008) e apoio nos dados da estação de Praticagem – código 50227 (Marinha do Brasil, 2017) para ajuste dos níveis para o referencial Imbituba pela metodologia apresentada em Gunnewiek et al. (2021), visando compatibilização com o sistema associado aos dados de batimetria do rio.

A Figura 2a apresenta a malha hidrodinâmica desenvolvida com células de aproximadamente 2 m x 2 m, sendo 1800 células na orientação longitudinal do rio e 22 células na orientação transversal. A Figura 2b apresenta a batimetria do rio. Foram modelados oito cenários, variando a concentração do efluente e a condição de maré. As características de cada cenário foram apresentadas na Tabela 2.

O modelo simulou o total de 24h, com descarte de efluente nas primeiras 8h. A partir da oitava hora, foi avaliado o comportamento da tendência de retorno do rio à sua condição inicial. Além disso, foram simuladas 4h de aquecimento do modelo com nível estabilizado no nível correspondente à hora 0.

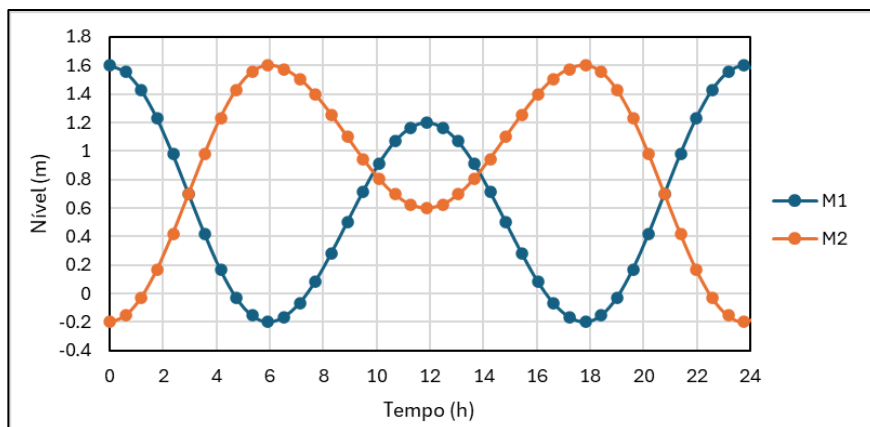


Figura 1 – Diferentes condições maregráficas para a condição de contorno de jusante

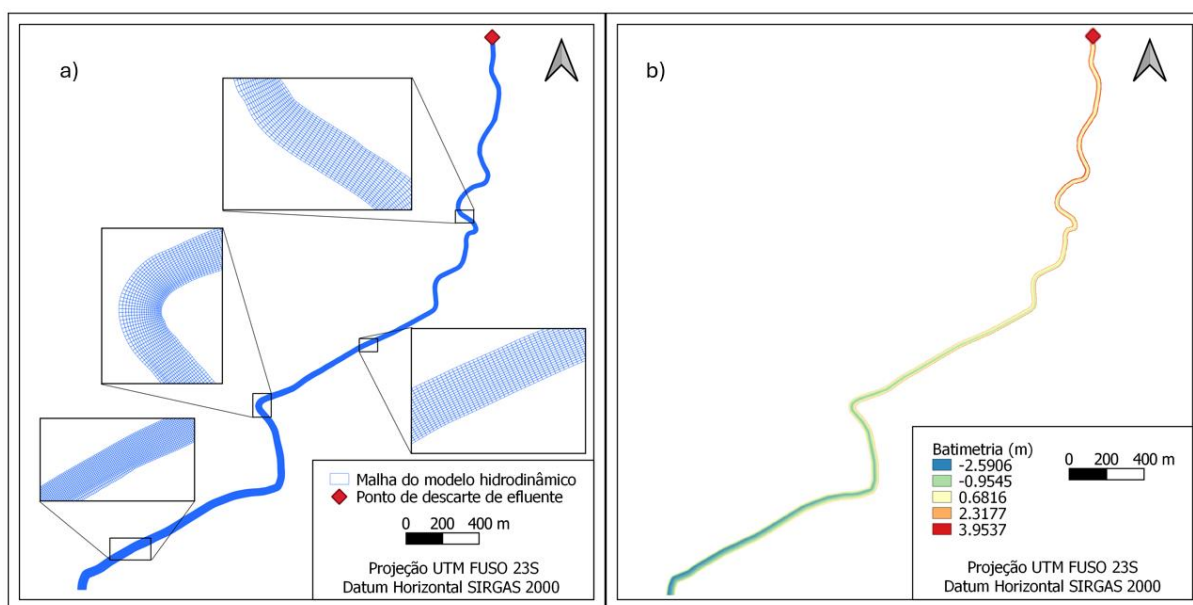


Figura 2 – Malha hidrodinâmica (a) e batimetria do rio (b)

Tabela 2– Cenários da modelagem hidrodinâmica

Cenário	Concentração do efluente (mg/L)	Vazão do efluente (m³/s)	CENO (%)	Maré
1	1000	0,111	12,5	M1
2	750	0,111	12,5	M1
3	500	0,111	12,5	M1
4	250	0,111	12,5	M1
5	1000	0,111	12,5	M2
6	750	0,111	12,5	M2
7	500	0,111	12,5	M2



Cenário	Concentração do efluente (mg/L)	Vazão do efluente (m³/s)	CENO (%)	Maré
8	250	0,111	12,5	M2

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As concentrações ao longo do rio para os oito cenários para os tempos 8h, 10h, 14h, 18h e 24h foram apresentadas na Figura 3.

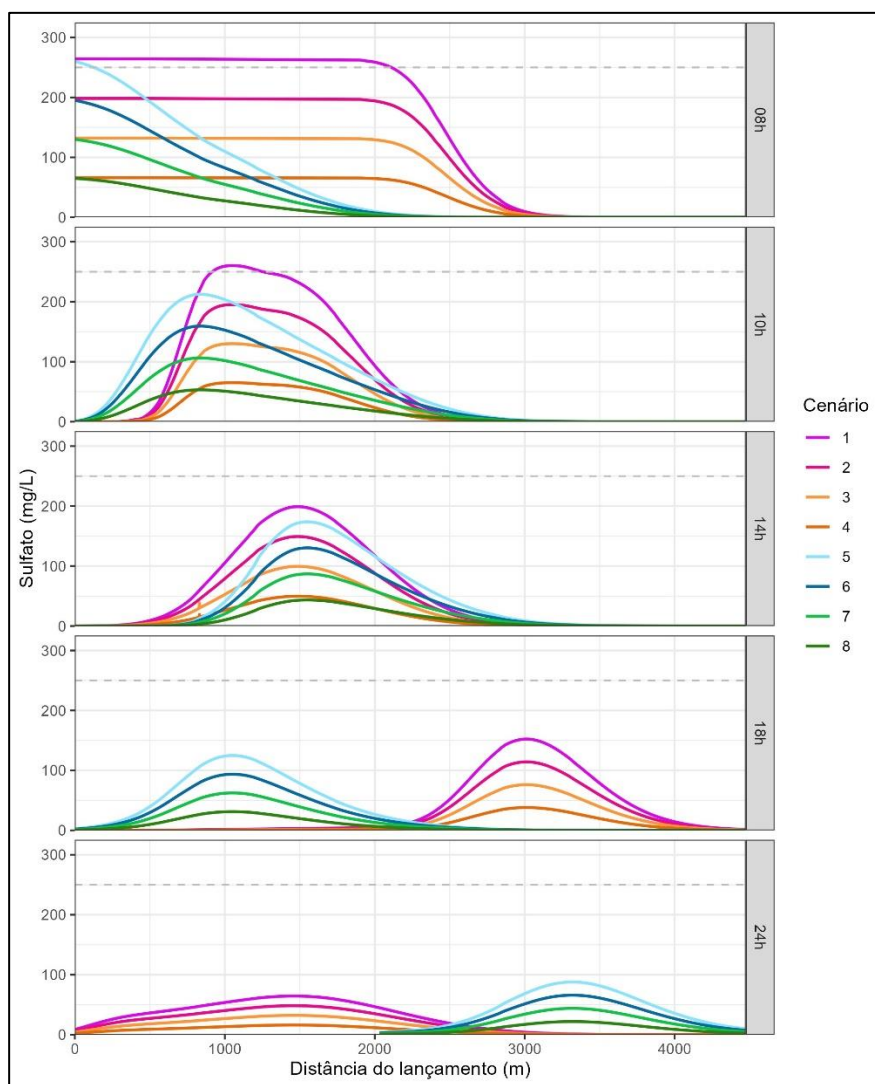


Figura 3 – Concentração de sulfato ao longo do rio nos tempos 8h, 10h, 14h, 18h e 24h. A linha tracejada representa o limite da Classe 2.

A Figura 3 indica que as 08h, todos os cenários mostram uma alta concentração de sulfato próxima ao ponto de lançamento, que diminui ao longo da extensão do rio. Às 10h, os cenários 1-4, com a condição de maré M1, apresentam picos mais elevados (máximo de 260 mg/L – cenário 1), porém avançados em relação à distância do ponto de lançamento. Essa tendência muda às 14h, quando os picos de todos os cenários passam a ocorrer na mesma distância. Esse comportamento reflete a influência da condição de maré, que nesse horário apresenta o mesmo nível tanto em M1 quanto em M2. Às 18h, os cenários 1-4, associados à M1, voltam a apresentar pico de 152 mg/L (cenário 1) mais a jusante, a 3km do ponto de lançamento. Após 24h do início do lançamento, os cenários associados a M2 apresentam valores mais elevados, com o pico (87,9 mg/L – cenário 5)



mais a jusante do que nos horários anteriores, refletindo o decaimento do nível na condição M2 nas últimas horas modeladas. Apesar desse último avanço nas últimas horas, por conta do pico de concentrações ter sido mais elevado para os cenários 5-8 no final do dia, considerou-se que a condição M1 foi mais favorável para a dispersão do efluente, exemplificado pelo cenário 1 que apresentou pico de 64,5 mg/L.

Em relação à conformidade com o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005, todos os cenários, exceto o cenário 1, apresentaram conformidade já no momento da mistura do efluente com o rio, seguida pela redução das concentrações ao longo do rio. O cenário 1 passa a atender o limite a partir de 2 km a jusante do ponto de lançamento.

No entanto, avaliando os resultados de acordo com os padrões de ecotoxicidade conforme indicado pela Resolução CONAMA nº 430/2011, o corpo hídrico passa a apresentar conformidade com o limite de ecotoxicidade CENO de 12,5% entre as 18h e 24h na condição M1 e às 18h na condição M2. Na Figura 4 foram apresentados os resultados da CECR e a comparação com o critério de ecotoxicidade para as diferentes concentrações de maré. Por conta da equivalência das concentrações, os cenários com a mesma condição de maré apresentaram os mesmos resultados de CECR. Às 08h, 10h, 14h e 18h, a condição de maré M1 se mostrou mais desfavorável para a dispersão do efluente e atendimento do critério de ecotoxicidade. Entretanto, ao final das 24h modeladas, a condição M2 se apresentou mais desfavorável à dispersão, com o pico de 8,79 mg/L, 36% superior ao pico da condição M1 de 6,45 mg/L.

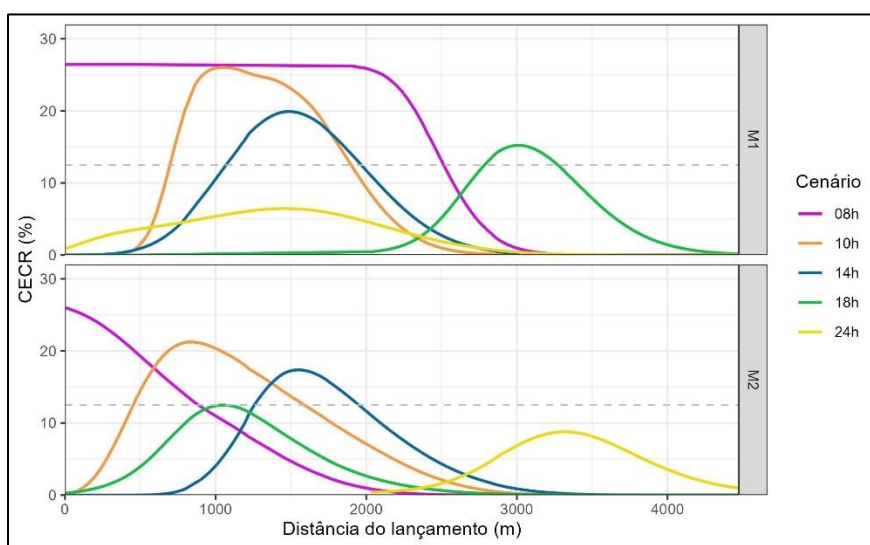


Figura 4 – Concentração do Efluente no Corpo Receptor (CECR) para as duas condições de marés em cinco horários diferentes. A linha tracejada corresponde ao critério de ecotoxicidade CENO de 12,5%.

Os resultados apontaram a maré como fator determinante para a dispersão do efluente no ambiente estuarino, tal como obtido por Chen et al. (2023) e Silva et. al. (2001).

CONCLUSÃO

O presente estudo teve como objetivo a realização da modelagem de dispersão do sulfato, considerando a vazão mínima obtida no estudo hidrológico (0,309 m³/s). Para o desenvolvimento do modelo hidrodinâmico, foram considerados os valores de ecotoxicidade (CENO) e sulfato. Os resultados do modelo de dispersão de efluentes foram avaliados de acordo com a legislação.

A modelagem indicou que a concentração de sulfato já atende ao limite legislado no ponto de lançamento de efluente para a maioria dos cenários. O comportamento da concentração ao longo do rio nos diferentes horários refletiu a influência da condição de maré, que foi mais favorável para

a dispersão do efluente na condição M1, levando em consideração que a concentração de pico foi menor após 24h.

O critério de ecotoxicidade se mostrou mais restritivo do que o limite de 250 mg/L da Classe 2, indicando a importância da avaliação ecotoxicológica em corpos hídricos.

AGRADECIMENTOS

À HIDROBR pelo suporte e colaboração nesse estudo.

REFERÊNCIAS

- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 mai. 2011.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Controle Ecotoxicológico de Efluentes Líquidos no Estado de São Paulo**. 2013.
- CHAPRA, S.C. **Surface Water-Quality Modeling**. Waveland Press, 2008.
- CHEN, Z.; LI, G.; BOWEN, M.; COCO, G. Retention of buoyant plastic in a well-mixed estuary due to tides, river discharge and winds. **Marine Pollution Bulletin**, 194, 115395. 2023.
- CHOW, V.T. **Open Channel Hydraulics**. McGraw-Hill Book Company, New York. 1959.
- DANTAS, J. C. M.; BERTACHINI, A. C.; PEREIRA, B. A.; ROBBIN, J. RIBEIRO, C. L. R. **Estudo de caso: Modelagem do transporte de sulfato nas águas superficiais e subterrâneas da mina de Santa Rita**. VI Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo. Belo Horizonte, 2019.
- DELTARES. **Delft3D-FLOW: Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments – User Manual**. 2024.
- ELDER, J. W. **The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow**. *J Fluid Mech.* 5, 544-560. 1959.
- FISCHER H. B.; LIST, E. J.; KOH, R. C. Y.; IMBERGER, J.; BROOKS, N. H. **Mixing in Inland and Coastal Waters**. Academic Press Inc Elsevier: San Diego, California. 1979.
- GUNNEWIEK, A. F. K.; GARCIA, P. D.; GIRELI, T. Z.; TRABANCO, J. L. A. Referenciais Verticais Baseados no Nível Médio da Água do Mar e seus Impactos nas Zonas Costeiras Brasileiras – Estudo de Caso: Santos, Brasil. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**. 2021.
- LIMA, M. F. D. S. **Estudos de determinação experimental dos coeficientes de reaeração e de dispersão longitudinal em rios**. Dissertação Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Paraná. 2023.
- MARINHA DO BRASIL. **Centro de Hidrografia da Marinha: Acesso aos Dados e Produtos**. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/chm/bndo/acesso>. Acesso em: fev/2024.
- MARINHA DO BRASIL. **Descrição de estação Maregráfica. F-41. Porto de Santos 50225**. Versão 1/2008. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/chm/bndo/acesso>. Acesso em: fev/2024.
- MARINHA DO BRASIL. **Descrição de estação Maregráfica. F-41. Praticagem Santos 50227**. Versão 1/2017. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/chm/bndo/acesso>. Acesso em: fev/2024.
- SÃO PAULO. Decreto nº 8.468, de 08 de setembro de 1976. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP, 08 set. 1976.
- SILVA, M.C.; KIRINUS, E. P.; BENDÔ, A.R.R.; MARQUES, W.C.; VARGAS, M.M.; LEITE, L.R.; JUNIOR, O.O.M.; PERTILLE, J. Dynamic modeling of effluent dispersion on Mangueira bay – Patos Lagoon (Brazil). **Regional Studies in Marine Science**. Volume 41, id. 101544. 2021.