



IV-199 - UTILIZAÇÃO DA MODELAGEM COMPUTACIONAL PARA AVALIAÇÃO DA ZONA DE NÃO CONFORMIDADE, EM REGIÕES COSTEIRAS, GERADA A PARTIR DO LANÇAMENTO DO EFLUENTE DE UMA ETE

Kátia Muniz Côco⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Centro Federal de Educação Tecnológica do Espírito Santo (CEFET-ES). Mestranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo (PPGEA/UFES).

Daniel Rigo

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Doutor em Engenharia Oceânica pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Professor adjunto da Universidade Federal do Espírito Santo.

Endereço⁽¹⁾: Rua Romualdo Martins, 22A – Alto Laje – Cariacica - ES - CEP: 29151-060 - Brasil - Tel: (27) 3226-8441 - e-mail: katia_coco@yahoo.com.br

RESUMO

A Resolução CONAMA 357/2005, principal instrumento legal brasileiro voltado para a regulação da qualidade de corpos d'água superficiais, estabelece as concentrações para diversos parâmetros de qualidade em função do seu tipo e uso previsto, bem como estabelece as condições de disposição final para os efluentes. Adicionalmente, esta Resolução define como zona de mistura de efluentes a região inicial de diluição do efluente na qual os limites de concentração estabelecidos para o corpo d'água podem ser excedidos.

O presente trabalho relata um estudo de avaliação da abrangência da região na qual os padrões de corpo d'água estabelecidos na resolução CONAMA 357/2005 são desrespeitados (zona de não conformidades), após a disposição final do efluente de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) com características domésticas.

Para isso, avaliou-se a dispersão e o decaimento de coliformes termotolerantes através da modelagem computacional da qualidade da água. Os padrões de escoamento foram simulados e inseridos no modelo de trajetória de partículas do SisBAHIA®. Considerou-se que o efluente poderia passar por três tipos de tratamento: primário, secundário ou desinfecção após tratamento convencional.

Dessa forma, verificou-se que a ferramenta computacional utilizada mostrou ser útil e eficaz para as simulações de qualidade de água realizadas neste trabalho e para a identificação da zona de não conformidades. Adicionalmente, verificou-se que o padrão hidrodinâmico influencia significativamente na determinação desta zona, fazendo com que a pluma delimitada por concentrações maiores que o limite de corpo d'água atingisse locais mais afastados nas marés de sizígia.

PALAVRAS-CHAVE: Zona de Mistura, Hidrodinâmica, Modelos Lagrangeanos, Qualidade de Água, Coliformes Termotolerantes.

INTRODUÇÃO

A água constitui um bem essencial ao desenvolvimento das atividades humanas, podendo receber diferentes usos. Cada uso apresenta uma demanda por um nível de qualidade e quantidade. O uso mais nobre é representado pelo abastecimento doméstico, o qual requer o atendimento de diversos critérios de qualidade, e o uso menos nobre é a simples diluição de despejos, que não depende de nenhum requisito especial de qualidade. Por outro lado, a disposição de efluentes pode afetar negativamente a qualidade do corpo hídrico e, dessa forma, restringir os demais usos (VON SPERLING, 2005).

No Brasil, os padrões de qualidade das águas são estabelecidos pela Resolução 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), editada em 17 de março de 2005. Os padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução são fixados em função da classificação dos corpos d'água e seus respectivos enquadramentos.

O Artigo 2º, da Resolução CONAMA 357/2005, define enquadramento como o “*estabelecimento da meta ou objetivo da qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento do*



corpo de água, de acordo com os usos preponderantes, ao longo do tempo". O enquadramento de um corpo d'água não representa, necessariamente, a qualidade em que este se encontra, mas sim um padrão de qualidade desejado decorrente de uma possível estratégia de planejamento para atendimento às metas de médio e longo prazo, estabelecidas nos planos de recursos hídricos.

Adicionalmente, esta Resolução dividiu as águas do território nacional em águas doces (salinidade igual ou inferior a 0,05%), salobras (salinidade superior a 0,05% e inferior a 3%) e salinas (salinidade igual ou superior a 3%). Em funções dos possíveis usos, foram criadas treze classes para as águas do território nacional. Para cada classe foi estabelecido o nível de qualidade a ser respeitado no corpo d'água.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece ainda que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados após ter recebido devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostas no corpo da Resolução, sendo vetada a autorização de lançamentos de efluentes em desacordo com as condições estabelecidas.

Por outro lado, os padrões para o lançamento de efluentes são menos restritivos que os padrões determinados para o corpo d'água, o que pode acarretar no descumprimento desses valores na região onde ocorre a diluição inicial do despejo. Esta região, de acordo com a referida resolução, é denominada zona de mistura.

O Artigo 33 estabelece que *"na zona de mistura de efluentes, o órgão ambiental competente poderá autorizar, levando em conta o tipo de substância, valores em desacordo com os estabelecidos para a respectiva classe de enquadramento, desde que não comprometam os usos previstos para o corpo de água"*. No entanto, a extensão e as concentrações de substâncias na zona de mistura deverão ser avaliadas por meio de estudos realizados pelo responsável pelo lançamento e aprovado pelo órgão ambiental competente. Sendo assim, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, entende-se por zona de mistura a região do corpo receptor onde ocorre a diluição inicial de um efluente, na qual os critérios de qualidade de água do corpo receptor podem ser desrespeitados.

Diante do fato de que a determinação da zona de mistura é resultado de estudos ambientais que devem ser aprovados pelo órgão ambiental e que a delimitação de sua extensão é um ponto importante para a adoção de medidas como: vazão do efluente, posicionamento do emissário, características físico-químicas do efluente, tipo de tratamento do efluente, dentre outras, adotou-se, neste trabalho, o termo "zona de não conformidade" para se referir à região do curso d'água na qual as concentrações dos parâmetros de qualidade de água estão em desacordo com os limites estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005. Assim, reserva-se o termo "zona de mistura" para aquela região que já tenha sido aprovada pelo órgão ambiental competente.

Os modelos computacionais apresentam-se como ferramentas a serem utilizadas na avaliação da capacidade de autodepuração e da qualidade de um corpo d'água. Estes modelos simulam condições ambientais e suas respostas a uma dada perturbação ou fenômeno, representando uma importante ferramenta para apoio à tomada de decisões no gerenciamento de um corpo hídrico. Entretanto, os modelos não incorporam todos os fenômenos, mas sim resumem os mais relevantes para o problema em estudo. Adicionalmente, diversas considerações simplificadoras são assumidas quando da sua construção.

A proposta desse estudo é a aplicação de um modelo lagrangeano de partículas para avaliar a qualidade da água, em regiões costeiras, após o lançamento do efluente de uma ETE que trata esgotos sanitários, e dessa forma, delimitar a região na qual os padrões estabelecidos para o corpo d'água na resolução CONAMA 357/2005 são desrespeitados (zona de não conformidade).

MATERIAIS E MÉTODOS

Descrição do modelo

O modelo utilizado neste trabalho faz parte do Sistema de Base Hidrodinâmica e Ambiental (SisBaHiA®), desenvolvido pela Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica do Programa de Engenharia Oceânica da COPPE/UFRJ. O SisBaHiA® é composto por um modelo de circulação hidrodinâmica para corpos d'água rasos com densidade constante, modelos de transporte de contaminantes euleriano e lagrangeano e o modelo de qualidade de água, que inclui reações de transformação.



Para representar o padrão de circulação deste estudo utilizou-se o módulo 2DH do SisBAHIA®. A mecânica que determina o movimento do fluido em regime turbulento é governada pelas equações de Navier-Stokes. Tais equações representam o princípio da conservação da quantidade de movimento que, em conjunto com a equação da continuidade, uma equação de estado e uma equação de transporte para cada constituinte da equação de estado, compõem o modelo matemático fundamental para qualquer corpo d'água (ROSMAN, 2006).

Na atual versão do SisBaHiA®, os contaminantes são considerados passivos, ou seja, não interferem na hidrodinâmica, e reativos, o que significa que são passíveis de sofrer transformações químicas e biológicas no ambiente. Seus modelos utilizam elementos finitos na discretização espacial e diferenças finitas na discretização temporal (ROSMAN, 2006).

De acordo com Rosman (2006), no modelo de transporte lagrangeano a pluma de contaminantes é representada por uma nuvem com inúmeras partículas cuja posição varia no espaço. Como o espaço de posição das partículas é contínuo, a discretização do modelo hidrodinâmico é usada apenas para interpolação do campo de velocidades. As fontes contaminantes são representadas por um dado número de partículas lançadas na região fonte em intervalos de tempos regulares. As partículas são dispostas na região fonte aleatoriamente e são advectadas pelas correntes computadas através do modelo hidrodinâmico. A posição de qualquer partícula no instante seguinte, P^{n+1} , é determinada através da expansão em série de Taylor a partir da posição anterior conhecida P^n .

$$P^{n+1} = P^n + \Delta t \frac{dP^n}{dt} + \frac{\Delta t^2}{2!} \frac{d^2 P^n}{dt^2} \quad \text{equação (1)}$$

As derivadas temporais de P são obtidas a partir do campo de velocidades hidrodinâmico.

Para efluentes saindo de uma fonte, a quantidade de massa, M_a , de uma espécie a , presente em cada partícula, quando essa entra no domínio modelado é dada por:

$$M_a = \frac{QC_a \times \Delta \tau}{N_p} \quad \text{equação (2)}$$

Sendo, Q a descarga proveniente da fonte, C_a a concentração da substância a presente na descarga da fonte, e N_p o número de partículas que entra no domínio pela fonte por passo de tempo $\Delta \tau$. A posição inicial de cada partícula é atribuída aleatoriamente dentro da região fonte. As dimensões da região fonte são de tal forma que a concentração na região da fonte é igual àquela que se observa ao final do processo inicial de diluição, dentro do campo próximo de mistura da pluma de contaminante.

A quantidade de massa de uma dada partícula que pode estar em uma determinada célula i da malha de concentração, cujo centro encontra-se na posição $(x, y, z)_i$, será determinada através da seguinte expressão:

$$m_{ai}(x, y, z) = \frac{M_a R(t_v) f}{\sum_{n=1}^{NP} f_n} \quad \text{equação (3)}$$

Sendo f função de distribuição espacial, $R(t_v)$ uma função de reação cinética, t_v o tempo de vida ou idade da partícula e NP o número de partículas que contribui para a quantidade de massa em uma dada célula da malha de concentrações.

Depois que todas as partículas tiverem suas massas de cada espécie distribuídas pelas células da malha, a concentração de cada substância em uma dada célula torna-se simplesmente a quantidade de massa daquela substância presente na célula, dividida pelo volume da célula.

Deve-se considerar que a concentração na região fonte, C_0 , será função da diluição inicial (S). Assim, se a concentração do contaminante efluente pela fonte for C_e , a concentração na região fonte será $C_0 = C_e / S$. Por outro lado, se uma fonte tiver uma carga QQ/s , e se o intervalo de lançamento de partículas for $\Delta \tau$, a quantidade total que entrará na região fonte por intervalo de lançamento será $QQ/s \times \Delta \tau$. E, portanto, a concentração na região fonte será $C_0 = QQ/s \times \Delta \tau / \forall$, sendo \forall o volume prismático da região fonte. Igualando as duas expressões obtêm-se:

$$\forall = \frac{QQ/s \times \Delta \tau \times S}{C_e} \quad \text{equação (4)}$$



Como a carga da fonte é igual ao produto da vazão efluente, Q_e , pela concentração efluente, isto é $QQ/s = Q_e \times C_e$, pode-se também escrever:

$$V = Q_e \times \Delta\tau \times S \quad \text{equação (5)}$$

A quantidade total, QT , que é liberada por uma dada região fonte em cada intervalo de tempo $\Delta\tau$ pode ser escrita como:

$$QT = QQ/s \times \Delta\tau \quad \text{equação (6)}$$

Se em cada $\Delta\tau$ são lançadas NP partículas, a quantidade inicial de cada partícula m_0 , será:

$$m_0 = \frac{QT}{N_p} = \frac{QQ/s \times \Delta\tau}{N_p} \quad \text{equação (7)}$$

O SisBaHiA®, admite que ao longo do tempo, a quantidade remanescente em cada partícula, $m(t_v)$, seja função de seu tempo de vida, t_v . Isto é, podem-se especificar reações cinéticas, $R(t_v)$, que alterem a quantidade inicial de cada partícula da seguinte forma:

$$m(t_v) = m_0 R(t_v) \quad \text{equação (8)}$$

Reações cinéticas de primeira ordem, tipo exponencial, por ser um tipo de reação cinética bastante comum, podem ser especificadas através da prescrição do parâmetro T_{90} , o tempo de vida necessário para decaimento de 90% do valor inicial. Dessa forma a reação cinética é escrita como:

$$R(t_v) = \exp(-K_d t_v) \quad \text{equação (9)}$$

Sendo que a constante de reação, K_d , é calculada em função do T_{90} como:

$$K_d = -\ln\left(\frac{0,1}{T_{90}}\right) \quad \text{equação (10)}$$

Caracterização da região de estudo

A Baía de Guarapari, pertencente à Região da Grande Vitória, Estado do Espírito Santo - Brasil, é influenciada pela maré em sua extremidade leste (Figura 1). Também recebe contribuições fluviais de pequenos rios, principalmente os rios Jabuti e Aldeia Velha. Diversas contribuições que alteram a qualidade de suas águas podem ser encontradas ao longo de sua extensão. Um exemplo é o lançamento dos efluentes da ETE-Aeroporto, que trata os efluentes sanitários da porção nordeste da cidade de Guarapari. A região do Centro de Guarapari, até a data deste estudo, não possui rede de coleta de esgotos domésticos com ampla cobertura, nem tampouco estação de tratamento para seus efluentes, sendo estes, em sua maioria, lançados sem tratamento na Baía de Guarapari.

Dessa forma pretendeu-se neste trabalho avaliar a qualidade da água da Baía de Guarapari, para determinar a extensão da zona de não conformidade, uma vez que esta poderá receber os efluentes provenientes de uma ETE que atenderá o centro de Guarapari (ETE-Guarapari).

Levantamento de dados

A implementação dos modelos necessita da inclusão de dados ambientais da região de estudo. A descrição desses dados encontra-se a seguir:

- A batimetria utilizada para reproduzir o relevo marinho foi obtida por GEARH (2008). Depois de interpolados a batimetria pode ser vista em formato de mapa batimétrico (Figura 1).
- Estabeleceu-se, neste estudo de caso, condições de contorno fechadas (terra) e abertas. Nos contornos abertos foi introduzida a elevação de maré com defasagem variando linearmente de norte para sul. Já nos contornos fechados admitiu-se que não existe fluxo através da fronteira sendo as velocidades normal e tangencial nulas.
- A elevação da maré foi calculada com base nas análises harmônicas da série de observações maregráficas disponibilizadas pela Fundação de Estudos do Mar (FEMAR) para a estação de Guarapari (Enseada) - ES, código 165. A previsão foi feita para uma maré com 11 dias de duração.



- Admitiu-se uma rugosidade de fundo de 0,030 m considerando que no leito da baía ocorre transporte de sedimentos.
- Na implementação do modelo lagrangeano de partículas admitiu-se que ao atingir a fronteira de terra as partículas retornariam para o domínio modelado sem sofrer qualquer tipo de perda de massa. Já nos contornos abertos, quando uma partícula atravessa um segmento de contorno, a mesma sai do domínio modelado, sem retornar.

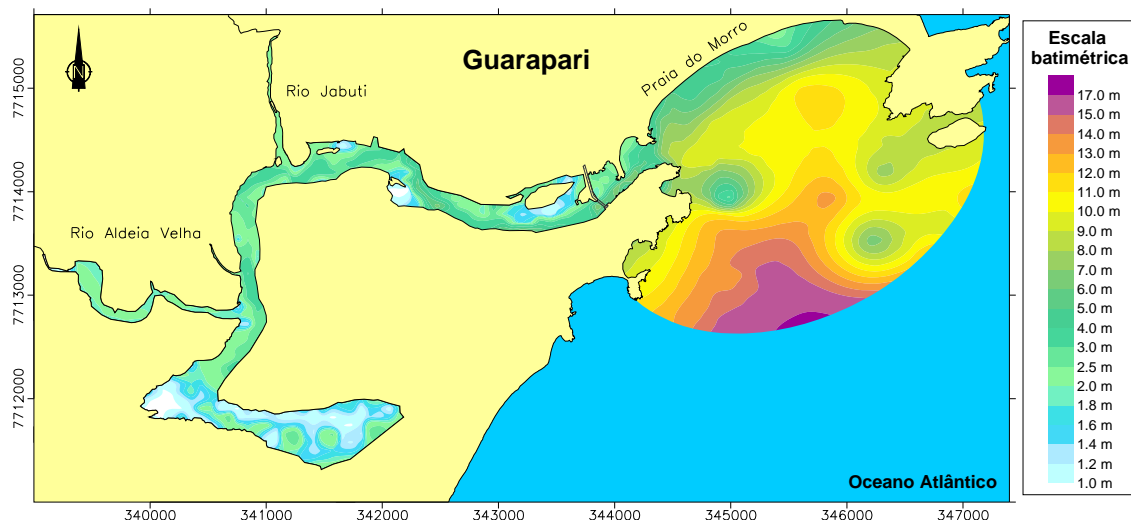


Figura 1: Mapa batimétrico da área de estudo e proximidades.

Para representar o domínio a ser modelado, confeccionou-se no aplicativo ArgusOne® uma malha com células quadrangulares de comprimentos irregulares se adequando ao contorno, totalizando uma área de 880.4130 m² (Figura 2). Considerando que as dimensões das células da malha computacional devem possuir tamanho que possibilite a obtenção de detalhes, refinou-se a malha em determinados locais para se conseguir uma melhor reprodução da geometria da baía.

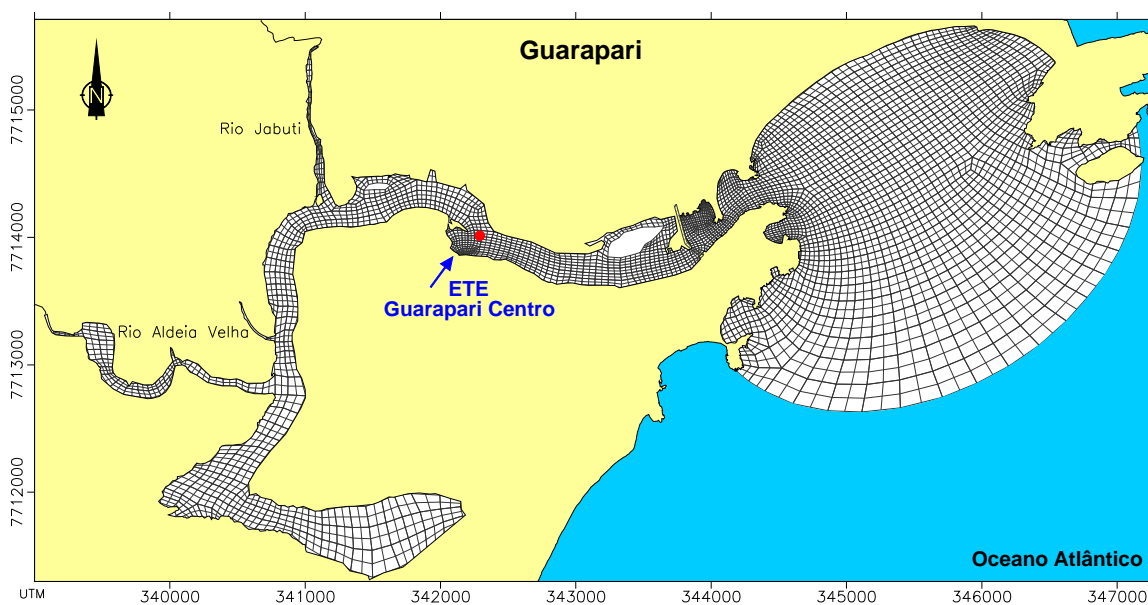


Figura 2: Malha de discretização da região de estudo.



Descrição dos cenários

Para avaliar a extensão da zona de não conformidade na Baía de Guarapari, ocasionada pelo lançamento do efluente da ETE-Guarapari, simulou-se a qualidade da água para o parâmetro coliformes termotolerantes. Para isso, considerou-se que uma ETE pode ser projetada visando diversos níveis de tratamento, tais como tratamento preliminar, primário, secundário ou terciário. O nível de tratamento adotado para uma ETE é extremamente depende da quantidade de recursos financeiros que se pretende aplicar e quanto mais avançado for o nível do tratamento maior será o custo com implantação e manutenção do sistema.

De acordo com Von Sperling (2005) o tratamento primário convencional ou com tanques sépticos geram efluentes com concentração de coliformes termotolerantes que variam de 10^7 a 10^8 NMP/100mL. Níveis de tratamento secundários, como lagoa facultativa, lodos ativados e UASB operando conjuntamente com lodos ativados, filtro anaeróbio ou biofiltro areado submerso possuem efluentes com coliformes termotolerantes variando entre 10^6 a 10^7 . Já unidades que possuem pós-tratamento com desinfecção por cloração, ozonização ou radiação UV produzem efluentes com colimetria menor que 10^3 .

Dessa forma, utilizaram-se os limites superiores dos intervalos de coliformes termotolerantes sugeridos por Von Sperling (2005) como as concentrações apresentadas nos efluentes para os tipos de tratamento citados. Considerou-se, também, que a concentração de coliformes termotolerantes na Baía de Guarapari antes dos lançamentos é nula, para efeito de comparação entre os cenários.

Estimou-se, através de dados populacionais, a vazão média para o ano de 2025, a qual foi adotada como vazão da ETE (200 L/s). Admitiu-se que os coliformes termotolerantes decaem com um T_{90} de seis horas e que as contribuições fluviais aportadas para a região não são significativas para sua hidrodinâmica. O ponto de disposição dos efluentes da ETE Guarapari pode ser visualizado na Figura 2.

Diante dessas informações a simulação da qualidade da água foi analisada para os seguintes cenários:

Cenários 1: Lançamento de um efluente que sofreu tratamento primário (concentração de coliformes termotolerantes igual a 10^8 NMP/100mL).

Cenários 2: Lançamento de um efluente que sofreu tratamento secundário (concentração de coliformes termotolerantes igual a 10^7 NMP/100mL).

Cenários 3: Lançamento de um efluente que sofreu desinfecção após tratamento convencional (concentração de coliformes termotolerantes igual a 10^3 NMP/100mL).

Considerou-se que o corpo d'água em estudo possui água salina e está enquadrado como classe 2, ou seja, suas águas podem ser destinadas a pesca amadora e a recreação de contato secundário. Essa classificação, de acordo com a resolução CONAMA 357/2005, requer que a concentração de coliformes termotolerantes para o corpo d'água não seja excedida a um limite 2.500 NMP/100mL.

RESULTADOS

Resultados do modelo hidrodinâmico

Para a modelagem hidrodinâmica foi feita uma simulação da maré para 11 dias com passo de tempo de 10 segundos. A elevação da maré, estimada via constantes harmônicas e inserida como condição de contorno, para todo o intervalo de tempo modelado, pode ser visualizada na Figura 3. Na Figura 4 podem ser observadas as velocidades no ponto central do lançamento do efluente da ETE Guarapari.

Durante os ciclos de sizígia as correntes no ponto central do lançamento de efluente da ETE-Guarapari variaram de 0,05 a 0,36 m/s. Já nos ciclos de quadratura, variam de 0,001 a 0,16 m/s. Nas figuras 5 e 6 podem ser visualizados os padrões de corrente, para região próxima ao ponto de disposição dos efluentes da ETE, no instante de velocidades máximas da enchente ($t=75.600$ s) e da vazante ($t=79.200$ s) durante ciclo de sizígia. As setas em preto indicam a intensidade e direção das correntes, já a escala de cores indica a elevação da maré ao longo da Baía de Guarapari.



Comparando os dados dos campos de velocidade obtidos na maré de quadratura com os encontrados durante a sizígia, pode-se dizer que os padrões gerais de escoamento em pouco diferem. No entanto, percebe-se uma diminuição na magnitude dos fenômenos que, para a maré de quadratura, apresentam menores velocidades para todas as regiões.

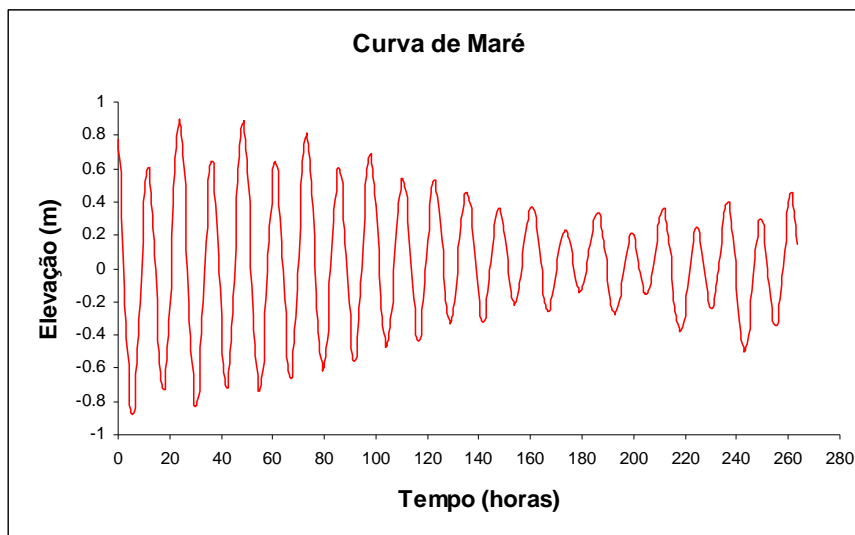


Figura 3: Maré utilizada como condição de contorno na fronteira aberta.

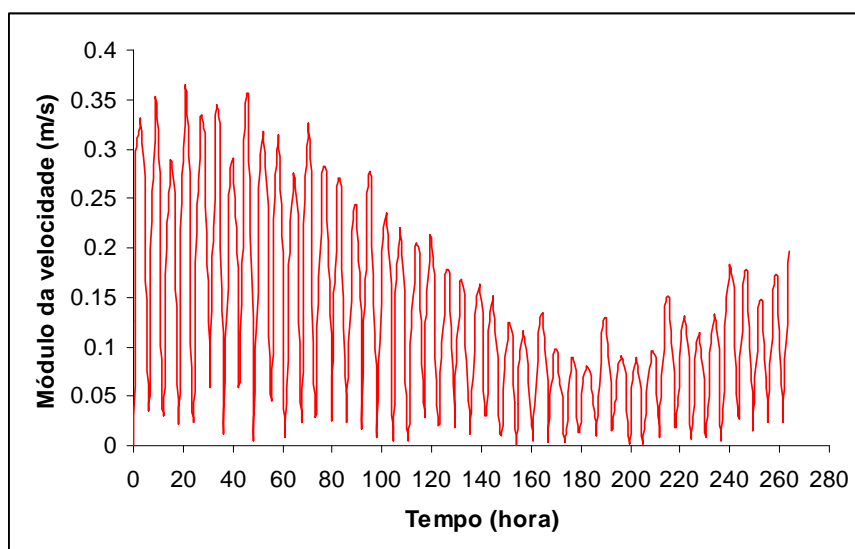


Figura 4: Velocidades simuladas na proximidade do lançamento da ETE Guarapari.

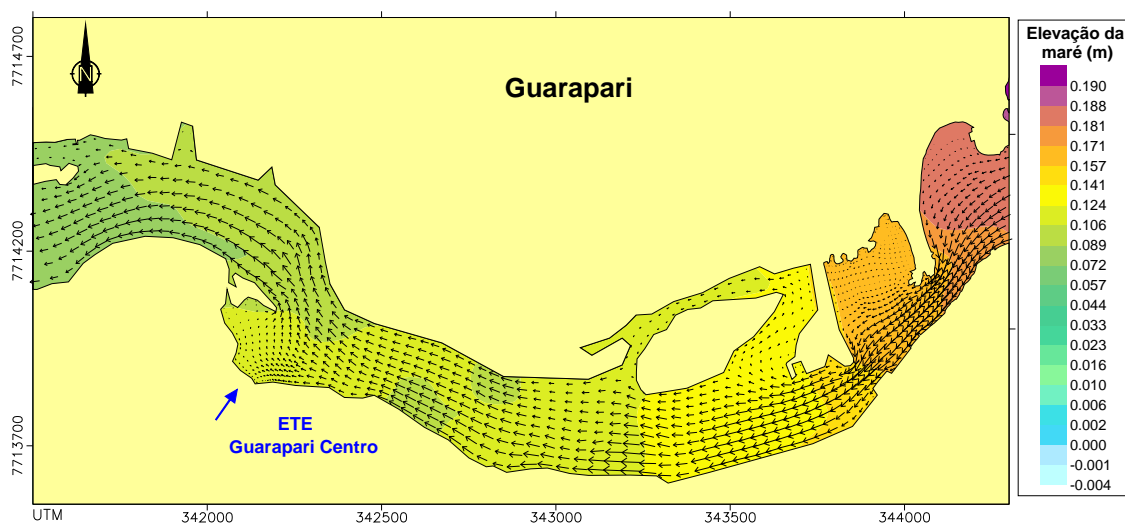


Figura 5: Campo de velocidades obtido para a maré enchente de sizígia no instante $t = 75.600$ s

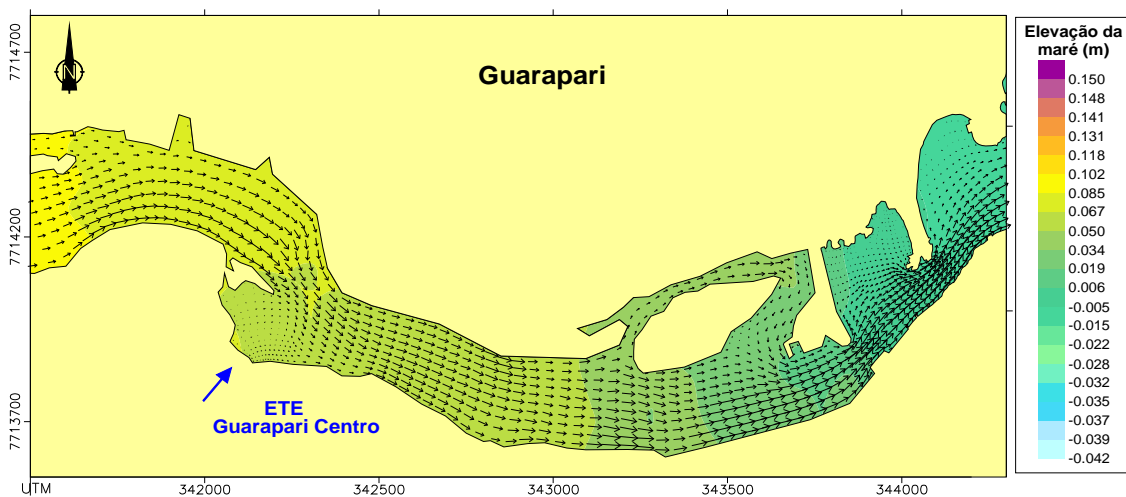


Figura 6: Campo de velocidades obtido para a maré vazante de sizígia no instante $t = 97.200$ s

Resultados do modelo de qualidade de água

Os resultados das simulações de coliformes termotolerantes presentes no lançamento dos efluentes da ETE-Guarapari, com a utilização do modelo de transporte lagrangeano de partículas, para os diferentes cenários, serão mostrados nesta seção. As partículas começaram a serem lançadas no instante inicial, e o lançamento durou até 950.400 segundos, o que equivale aos 11 dias no qual o perfil de escoamento do modelo hidrodinâmico foi gerado.

Cenário 1

Para a situação em que se adotaria uma ETE com tratamento primário são apresentadas as figuras 7 e 8, nas quais podem ser observadas isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante no qual a pluma atingiu máxima extensão durante a enchente ($t=86.400$ s) e vazante ($t=109.800$ s), respectivamente. A escala de cores indica a concentração de coliformes termotolerantes. A linha demarcada em preto representa a isolinha de coliformes para o limite de corpo d'água salino classe 2 (2.500 NMP/100mL). Já o gráfico no canto inferior direito indica o instante no ciclo de maré no qual o gráfico foi construído.

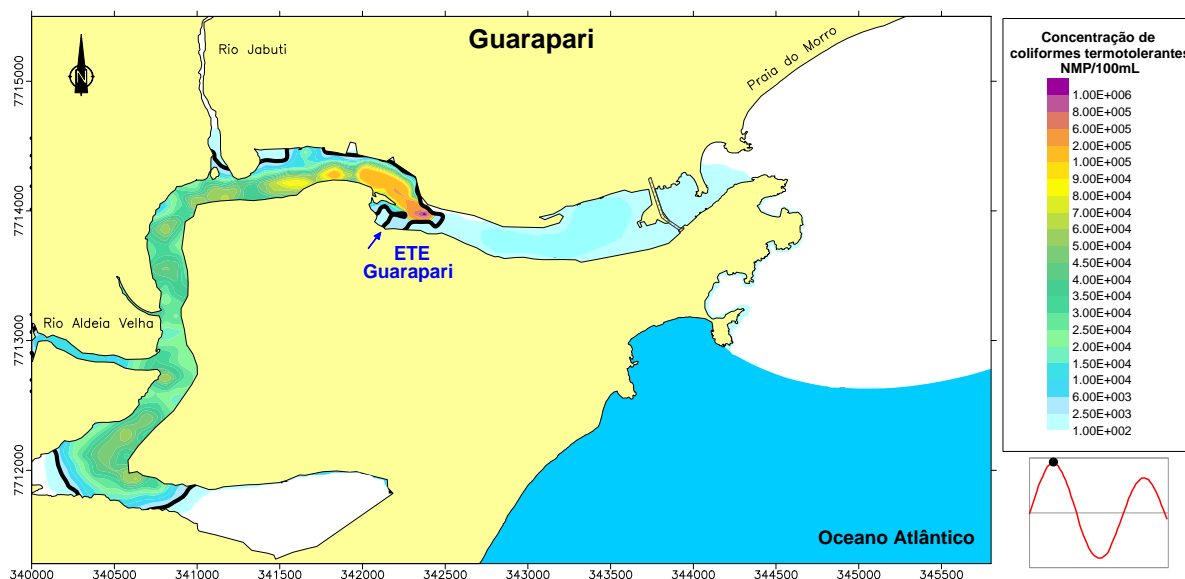


Figura 7: Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes representando a extensão máxima da pluma de contaminantes na maré enchente ($t = 86.400$ s) para um efluente com tratamento primário.

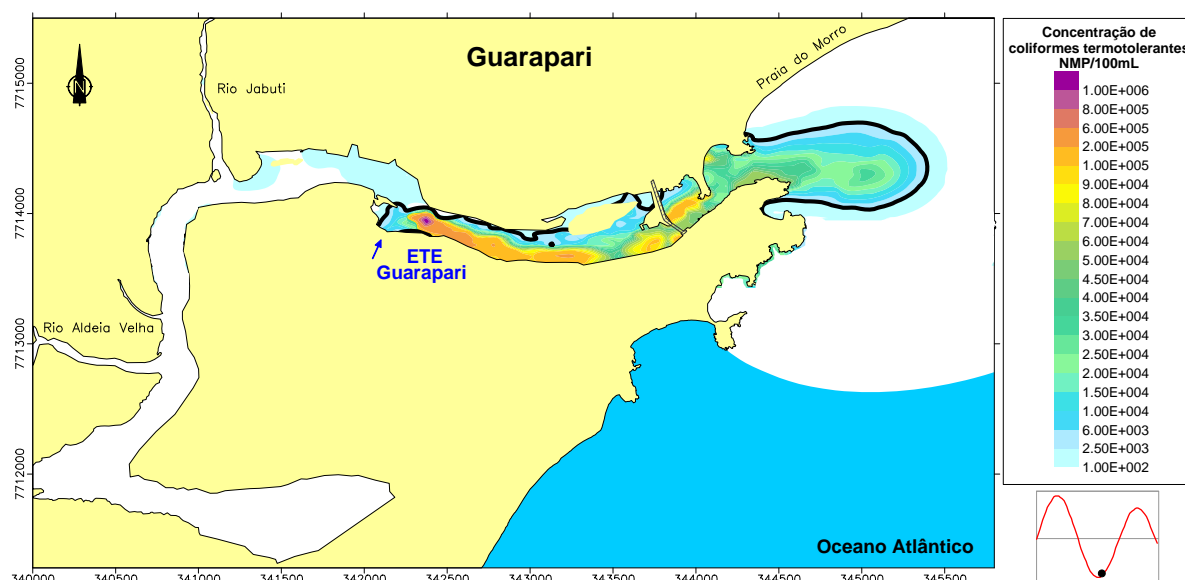


Figura 8: Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes representando a extensão máxima da pluma de contaminantes na maré vazante ($t = 109.800$ s) para um efluente com tratamento primário.

No cenário 1 pode-se observar que a demarcação para o limite de corpo d'água para coliformes termotolerantes ultrapassa o ponto de confluência do rio Aldeia Velha com a Baía de Guarapari, quase atingindo o extremo da baía, no final da enchente. No final da vazante a pluma atinge a região da costa em frente à Praia do Morro. Cabe ressaltar que a extensão máxima da pluma ocorreu durante a sizígia no instante em que a maré muda de sentido, ou seja, inverte de enchente para vazante e vice-versa.

Foram construídas curvas representando a probabilidade da concentração de coliformes ser maior que o limite permissível para águas salinas classe 2 (2.500 NMP/100mL) para todo o período modelado (Figura 9). Para a construção dessas curvas são necessários os resultados do modelo lagrangeano de qualidade de água durante os 11 dias de simulação. Esses dados são reunidos e incluídos no módulo probabilístico do SisBaHia® que analisa espacialmente as informações para determinar, em cada parcela da região, qual a porcentagem de dados que é superior ao valor fornecido. Após esses cálculos os resultados são interpolados para toda a região modelada.

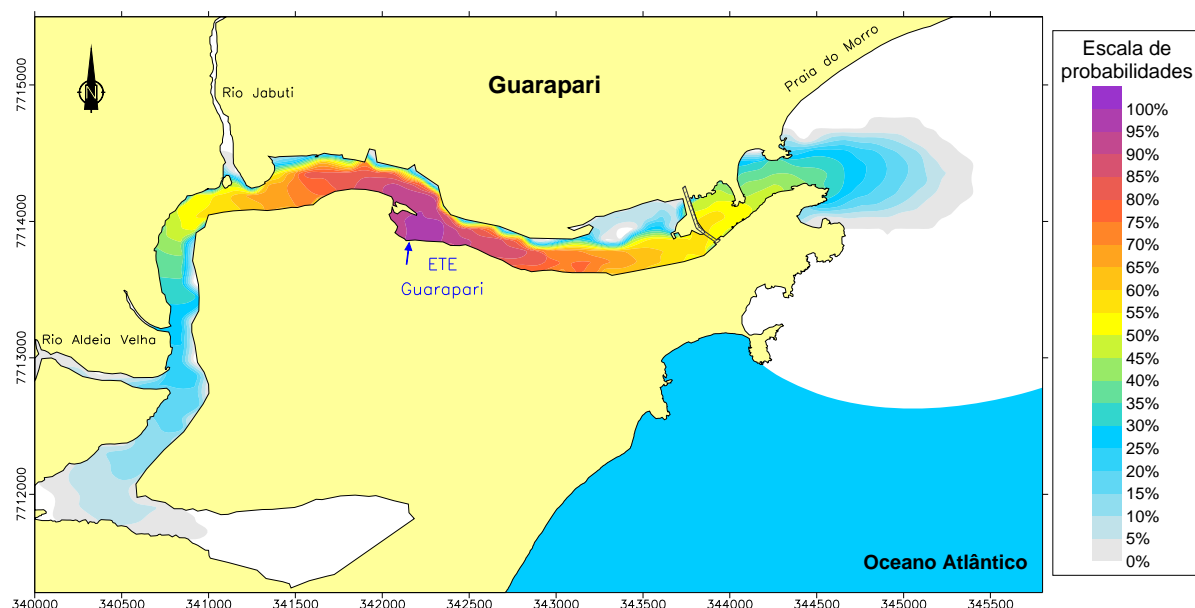


Figura 9: Curvas de probabilidade da concentração de coliformes ser maior que o limite do corpo d'água durante todo o período modelado para o tratamento primário.

A partir das curvas mostradas na Figura 9 pode-se observar que a probabilidade da concentração de coliformes ser maior que o limite do corpo d'água decresce quando se distancia do local do emissário. A probabilidade de esta pluma atingir a extremidade final da baía é praticamente nula, dentro das condições consideradas neste estudo. Outro fato importante é que a pluma com concentração maior que 2.500 NMP/100mL não atinge a Praia do Morro. No entanto, deve-se verificar se o enquadramento desta região está adequado, uma vez que esse local é destinado, atualmente, para recreação de contato primário e seu limite de corpo d'água é estabelecido pela resolução CONAMA 274/2000, que trata dos padrões estabelecidos para balneabilidade.

Cenário 2

Para a situação em que se adotaria uma ETE com tratamento secundário são apresentadas as figuras 10 e 11, nas quais podem ser observadas isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante no qual a pluma atingiu máxima extensão durante a enchente ($t=752.400$ s) e vazante ($t=729.000$ s), respectivamente.

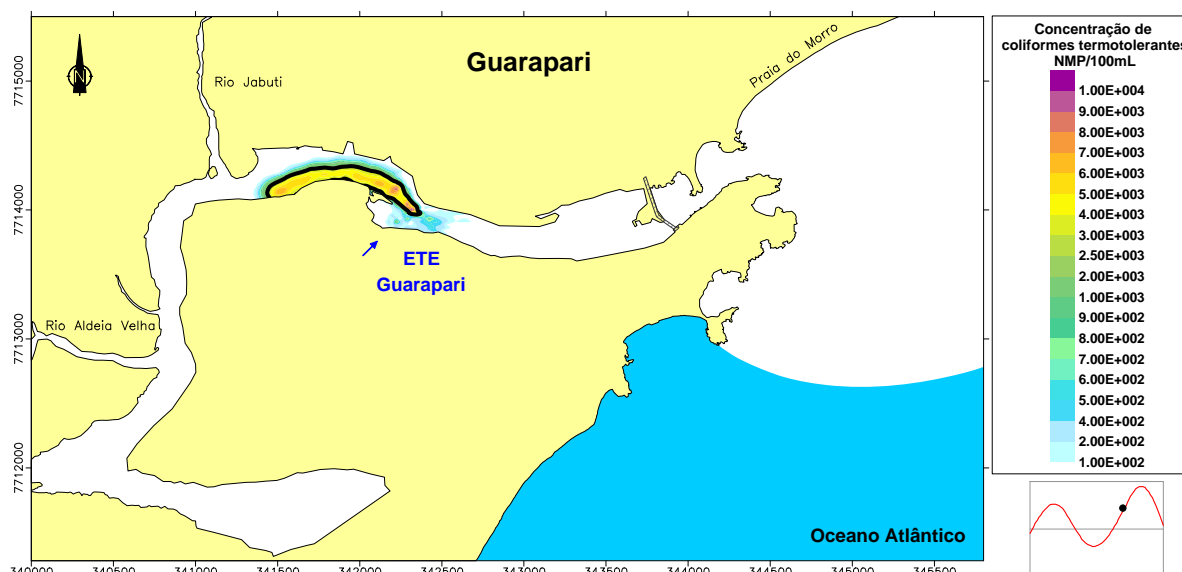


Figura 10: Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes representando a extensão máxima da pluma de contaminantes na maré enchente ($t = 752.400$ s) para um efluente com tratamento secundário.

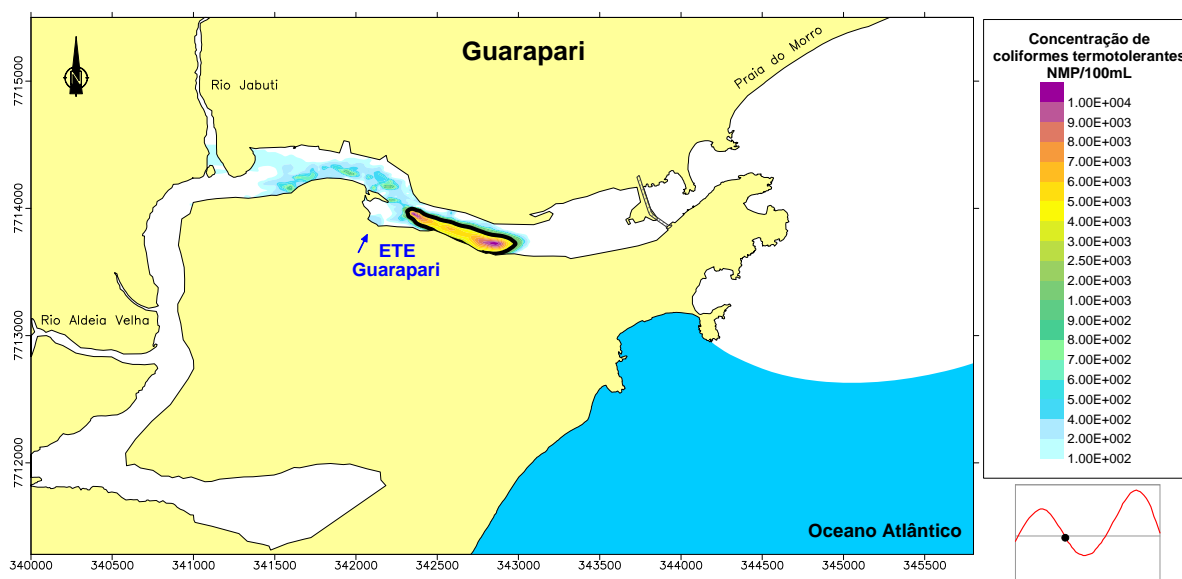


Figura 11: Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes representando a extensão máxima da pluma de contaminantes na maré vazante ($t = 729.000$ s) para um efluente com tratamento secundário.

Observa-se no cenário 2 que a extensão da pluma com concentração de coliformes menor que 2.500 NMP/100mL tende a diminuir, o que era de se esperar, uma vez que as concentrações do efluente da ETE Guarapari são menores que as encontradas no efluente lançado do cenário 1. A extensão máxima obtida não chega a atingir o ponto de confluência do rio Jabuti, durante a enchente, e a ponte de Guarapari, durante a vazante. Outro fato importante é que neste cenário as extensões máximas da pluma foram obtidas durante quadratura no instante de velocidade máxima e não no instante no qual a maré inverte seu fluxo, como ocorreu no cenário 1.

As curvas de probabilidade da concentração de coliformes termotolerantes ser maior que o limite permissível, para o caso em que o efluente sofreu tratamento secundário podem ser visualizadas na Figura 12.

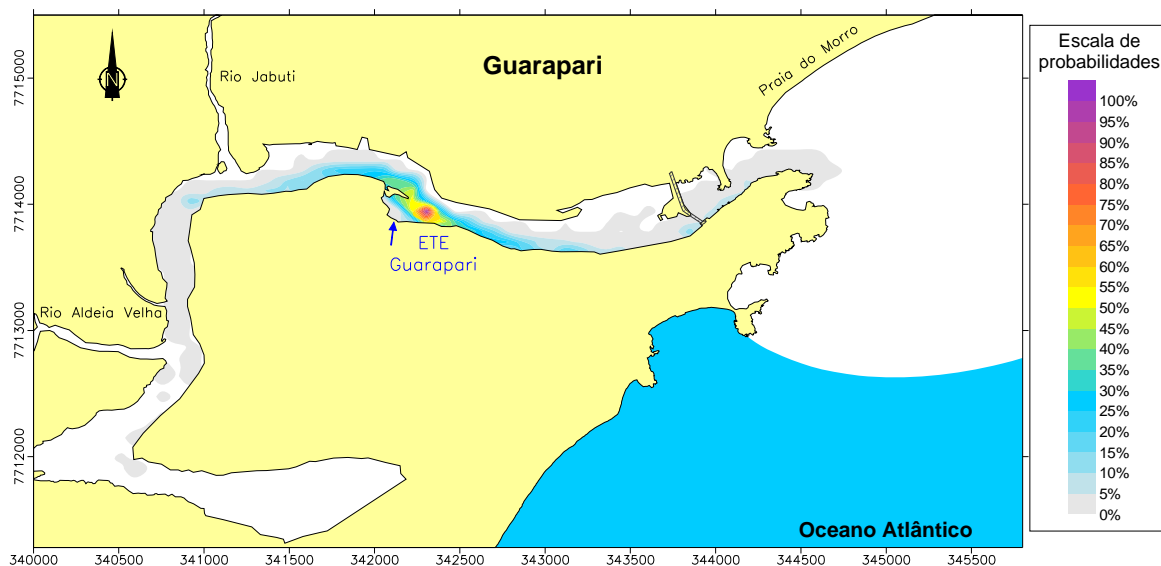


Figura 12: Curvas de probabilidade da concentração de coliformes ser maior que o limite do corpo d'água durante todo o período modelado para o tratamento secundário.

Na Figura 12 pode-se observar que a extensão das curvas de probabilidade da concentração de coliformes ser maior que o limite do corpo d'água diminuiu consideravelmente, ao se comparar com a obtida para efluente tratado num nível primário, sendo que as maiores probabilidades se restringem à região próxima ao emissário.

Cenário 3

Para o efluente que sofreu desinfecção após tratamento convencional (concentração de coliformes de 10^3 NMP/100mL) não é possível delimitar curvas nas quais o padrão de corpo d'água seja desrespeitado, pois esse tipo de tratamento gera um efluente cuja qualidade é da mesma ordem de grandeza que o padrão do corpo d'água adotado para a região de estudo.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Deste trabalho são relevantes as seguintes conclusões:

- O modelo hidrodinâmico e lagrangeano do SisBaHiA® mostrou ser uma ferramenta útil e eficaz para as simulações de qualidade de água realizadas neste trabalho e para a identificação das zonas de não conformidade.
- O padrão hidrodinâmico influencia significativamente na determinação da zona de não conformidade de efluentes, sendo importante avaliar tanto nas marés de sizígia quanto de quadratura os instantes em que a pluma atinge extensões máximas.
- A determinação da zona de não conformidade de um lançamento de efluentes está diretamente relacionada com o enquadramento dos corpos d'água, uma vez que o limite estabelecido para os parâmetros de qualidade está relacionado com o uso no qual foi determinado prioritário.
- O nível de tratamento, ou seja, as condições do efluente, associadas com as características do corpo receptor, são determinantes para a delimitação da zona de não conformidade. A partir da determinação dessa zona não conforme o órgão ambiental poderá aprovar uma extensão da zona de mistura aceitável para o empreendimento e para o corpo receptor, e dessa forma auxiliar a definir qual o nível de tratamento que deverá ser adotado.



Entendem-se como relevantes as seguintes recomendações:

- Para trabalhos futuros sugere-se que um criterioso levantamento de dados necessários para a implementação dos modelos seja estabelecido, pois muitas dessas informações possuem influência significativa nas simulações, como um bom resultado de calibração do modelo hidrodinâmico, taxas de decaimento de coliformes que variam de acordo com a intensidade solar, levantamento das vazões fluviais aportadas na região, levantamento das contribuições difusas e clandestinas na região, dentre outras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BRASIL. Resolução CONAMA n°. 274 de 29 de novembro de 2000. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 29 novembro de 2000.
2. BRASIL. Resolução CONAMA n°. 357 de 17 de março de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 18 março de 2005.
3. GEARH. Batimetria da Baía de Guarapari. Versão final. 2008.
4. ROSMAN, P. C. C. Referência Técnica do SisBAHIA – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental. Relatório COPPETEC - COPPE/UFRJ, 2006.
5. VON SPERLING, M. Introdução a qualidade de água e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2005.