



VI-235 - MODELAGEM COMPUTACIONAL DOS EMISSÁRIOS SUBMARINOS DE ESGOTOS DO RIO VERMELHO E JAGUARIBE (SALVADOR-BA) ATRAVÉS DO ACOPLAMENTO DE MODELOS DE CAMPO PRÓXIMO, DECAIMENTO BACTERIANO E CAMPO AFASTADO.

Renato Castiglia Feitosa⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Doutor em Engenharia Oceânica, Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica pela COPPE/UFRJ. Tecnologista em Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz – FIOCRUZ.

Paulo César Colonna Rosman⁽²⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Phd em Engenharia Costeira – Massachusetts Institute of Technology - MIT. Professor COPPE / UFRJ - Programa de Engenharia Oceânica, Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica pela COPPE/UFRJ.

Odir Clécio da Cruz Roque⁽³⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Doutor em Saneamento Ambiental pela Escola Nacional de Saúde Pública (ENSP) - FIOCRUZ. Pesquisador Titular da Fundação Oswaldo Cruz - FIOCRUZ.

Rafaela Fachetti Assumpção⁽⁴⁾

Engenheira Civil pela Universidade Católica de Petrópolis. Doutoranda em Saneamento Ambiental pela Escola Nacional de Saúde Pública (ENSP) – FIOCRUZ. Analista da Fundação Oswaldo Cruz - FIOCRUZ.

Endereço⁽¹⁾: Av. Brasil 4365, Maguinhos, Rio de Janeiro – RJ CEP: 21040-900 – Brasil – Tel: (21) 2209-2128, Brasil - e-mail: rentcf@fiocruz.br

RESUMO

A modelagem de plumas de emissários submarinos de esgotos é uma tarefa complexa face às diferentes escalas espaciais e temporais envolvidas no processo de mistura do efluente nas regiões de campo próximo e campo afastado. Este trabalho apresenta uma metodologia de acoplamento entre modelos de campo próximo e campo afastado, integrados a um modelo de decaimento bacteriano e radiação solar. O procedimento adotado inclui a acoplagem dos modelos de campo próximo NRFIELD com os modelos de circulação hidrodinâmica e de transporte Lagrangeano para avaliação de qualidade de água no campo afastado, contidos no SisBAHIA¹, desenvolvido na Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica da COPPE/UFRJ. A radiação solar é o fator mais importante no decaimento de bactérias no ambiente marinho. A modelagem do campo próximo determina as principais características da pluma tais como espessura e profundidade de confinamento, além da diluição inicial. Isto permite mensurar a intensidade de radiação solar incidente sobre a pluma, e conseqüentemente quantificar a variação horária das taxas de decaimento bacteriano. Com isto a modelagem de pluma de emissários submarinos no meio passa a incorporar a variação simultânea de diversos fatores ambientais ao longo da simulação tais como: salinidade, temperatura e intensidade de radiação solar, sendo esta última governada pela hora do dia, dia do ano, cobertura nebulosa, profundidade e espessura da pluma, e profundidade de Secchi que é um parâmetro indicador da mitigação da luz solar na coluna d'água. O acoplamento dos modelos foi aplicado na avaliação do impacto provocado pelo lançamento conjunto de efluentes dos emissários submarinos de esgotos do Rio Vermelho e Jaguaribe, localizados na cidade de Salvador. Os índices de concentração de *E.coli* no meio apresentaram uma elevada correlação com os níveis de radiação solar incidente. Todos os parâmetros meteorológicos e oceanográficos que interferem direta e indiretamente na intensidade de radiação solar mostraram grande influência na modelagem da pluma de *E.coli* no campo afastado.

PALAVRAS-CHAVE: Acoplamento de modelos de campo próximo e campo afastado, Emissários submarinos, Decaimento bacteriano.

¹ www.sisbahia.coppe.ufrj.br



INTRODUÇÃO

A ocupação litorânea das principais cidades brasileiras tem se intensificado continuamente nos últimos anos. O adensamento populacional nas áreas litorâneas brasileiras não tem sido acompanhado por instalações de esgotamento sanitário adequadas às regiões. Nas últimas décadas a qualidade das águas costeiras tem sofrido um intenso processo de degradação pelo lançamento de esgotos domésticos que escoam para as praias sem qualquer tratamento, seja em despejos diretos, ou através de sistemas de drenagem pluvial.

Nos esgotos domésticos podem ser encontrados diversos microrganismos patogênicos. Entretanto, a identificação destes microrganismos é uma tarefa complexa em razão das suas baixas concentrações. Este obstáculo é superado através do uso de organismos indicadores de contaminação fecal (Von Sperling, 1996). A existência destes indicadores permite avaliar a probabilidade de contaminação por microrganismos patogênicos de origem entérica. Os organismos mais comumente utilizados como indicadores de contaminação fecal são as bactérias do grupo coliforme. Isto é justificado pelo fato que estes microrganismos apresentam-se em grandes quantidades nas fezes humanas (Von Sperling, 1996). A resolução CONAMA nº 274/2000 adota, além destes microrganismos, o uso de enterococos como indicadores de contaminação fecal. Entretanto, a Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (U.S. EPA) adota apenas o uso deste último microrganismo indicador como indicador de contaminação fecal em águas salgadas.

Sistemas de esgotamento sanitário têm como objetivo minimizar os impactos decorrentes da poluição dos cursos d'água no que diz respeito tanto à preservação do meio ambiente, quanto a promover melhores condições de saúde pública. Entretanto, de acordo com Gonçalves & Souza (1997), as estações convencionais de tratamento de esgotos sanitários, permitem o tratamento de pequenas ou grandes vazões, em menor tempo e espaço, porém com o emprego de elevadas quantidades de energia elétrica e mecânica. Isto encarece os custos de implantação e operação, e as despesas com manutenção. A disposição oceânica através de emissários submarinos tem sido apontada como uma eficiente alternativa para o destino final de efluentes sanitários previamente tratados, em virtude da elevada capacidade de dispersão e depuração da matéria orgânica no ambiente marinho. Esta capacidade reside na grande energia disponível no ambiente marinho em função da ação das correntes na dispersão do efluente, disponibilidade de oxigênio dissolvido, e por se apresentar como ambiente hostil à sobrevivência de microrganismos.

A redução de bactérias no ambiente marinho é governada principalmente pela ação conjunta da salinidade, temperatura e radiação solar, sendo este último o principal fator influente na degradação bacteriana. A intensidade da radiação solar incidente é governada em função de parâmetros geográficos, sazonais, meteorológicos e ambientais. Os primeiros dois parâmetros são representados pela latitude do local em que é realizado o estudo, e pelas estações do ano que irão influenciar o ângulo de incidência dos raios solares sobre a superfície terrestre. O terceiro parâmetro representa a condição de cobertura nebulosa, e o último está diretamente ligado às condições do corpo d'água representadas pela turbidez, e pela variação vertical de densidade que irá limitar a profundidade de confinamento da pluma.

O emprego de modelos computacionais, como ferramentas para simulação dos padrões de circulação hidrodinâmica e qualidade de águas, é de fundamental importância para estudos em ambientes costeiros. O modelo hidrodinâmico permite obter o padrão de circulação do corpo d'água, definido pela magnitude das correntes e elevação diferencial do nível d'água ao longo do domínio modelado. O modelo de qualidade de água permite determinar a distribuição das concentrações do contaminante no corpo d'água receptor no campo afastado. Este modelo é decorrente dos processos de advecção, determinados pelo modelo hidrodinâmico, difusão turbulenta e reações cinéticas de decaimento do contaminante.

A quantificação do decaimento é um dos principais parâmetros a ser fornecido para o modelo de transporte, objetivando estimar a perda de massa do contaminante, e, conseqüentemente, as concentrações do contaminante nas regiões adjacentes aos pontos de lançamento do efluente. Com base na análise feita por Feitosa (2007), a formulação proposta por Mancini (1978), dentre outras, é utilizada na determinação da taxa de decaimento. Essa taxa é representada pelo parâmetro T_{90} que corresponde ao tempo necessário, em horas, para que ocorra uma redução de 90% na concentração inicial de *E.coli*.



Objetivando tornar a modelagem sensível às variações dos parâmetros ambientais influentes no decaimento bacteriano foi adotada uma metodologia de acoplamento entre modelos de campo próximo, campo afastado² e de decaimento bacteriano. O acoplamento entre estes modelos permite avaliar o impacto provocado pelo lançamento do efluente considerando variações horárias dos diversos fatores ambientais que intervêm na dispersão e no decaimento do contaminante. O modelo NRFIELD, baseado na metodologia proposta Roberts *et al.*, (1989 I,II,III), é utilizado na modelagem do campo próximo. Nesta etapa de modelagem são determinadas a espessura e a profundidade de confinamento da pluma efluente, imprescindíveis na quantificação da radiação solar incidente sobre a mesma. A modelagem hidrodinâmica e do transporte de contaminantes no campo afastado é realizada pelo SisBAHIA. Maiores detalhes a respeito das considerações e da metodologia completa empregada de acoplamento dos modelos são apresentados por Feitosa & Rosman, (2007) e Feitosa (2007).

Diversos estudos têm sido realizados na avaliação do impacto do lançamento de esgotos domésticos em águas costeiras. De acordo com a legislação brasileira, na avaliação destes impactos, bactérias do grupo coliformes (*E.coli*) são consideradas como contaminantes referenciais. A modelagem de plumas de emissários submarinos de esgotos tem se tornado objeto de grande relevância, tanto na avaliação de impactos promovidos pelo lançamento destes efluentes no meio aquático, quanto na tomada de decisões relativas ao ponto de lançamento ideal. Como estudo de caso este trabalho apresenta uma análise da dispersão de efluentes domésticos através do lançamento simultâneo dos Sistemas de Disposição Oceânica do Rio Vermelho e Jaguaribe, localizados na região metropolitana de Salvador – BA, considerando a variação simultânea de diversas variáveis ambientais que intervêm na dispersão e decaimento da pluma de *E.coli* a partir do acoplamento de modelos.

OS PROCESSOS DE MISTURA DO EFLUENTE NO MEIO

O processo de mistura inicial do esgoto com a água ambiente, distingue-se em duas regiões. Próximo à linha difusora do emissário, há uma zona de mistura ativa de intensa turbulência, onde a circulação hidrodinâmica é extremamente influenciada pelo jato efluente da tubulação difusora, pelas forças de empuxo, pelo escoamento ambiente. Esta região é denominada campo próximo. Na medida em que se afasta da linha difusora, a pluma ejetada vai se misturando com a água ambiente, até tornar-se neutra. Na segunda região, denominada campo afastado ou zona de mistura neutra, a pluma neutra é passivamente transportada pelas correntes oceânicas. É nesta região que se faz necessária a implementação da cinética de decaimento bacteriano, que compreende a inclusão e validação do modelo de radiação solar. Devido às diferenças de escoamento entre as zonas de mistura ativa e passiva, são adotadas metodologias de modelagem específicas para cada zona.

Zona de mistura ativa no campo próximo: Em geral, no caso de emissários submarinos de esgotos, os efluentes são lançados em águas oceânicas através de tubulações difusoras. Em cada orifício desta linha difusora é formado um jato efluente com uma velocidade muito superior à velocidade do escoamento ambiente. Tal fato remete a uma grande diferença na quantidade de movimento entre o jato efluente e as correntes ambientes. Tal diferença na quantidade de movimento é responsável pela geração do escoamento típico da região de campo próximo. Esta é uma região caracterizada pelo arraste e mistura do jato efluente com a água ambiente, formando uma pluma flutuante. Devido ao fato de esgotos sanitários possuírem uma massa específica inferior à da água do mar, o cone de mistura então formado irá se elevar em direção à superfície livre, até o momento em que se igualam as densidades do efluente misturado e do ambiente. A partir deste ponto tem-se uma pluma neutra transportada passivamente pelas correntes oceânicas, caracterizando o transporte no campo afastado, ou na zona de mistura passiva.

A dinâmica do campo próximo foi modelada computacionalmente através do modelo NRFIELD. Com isto são determinados os valores das seguintes características da pluma na região do campo próximo: comprimento da zona de mistura, diluição inicial, elevação e espessura da pluma (cf. **Figura 1**). Estas características dependem fortemente das correntes incidentes sobre a tubulação difusora e das diferenças de densidade ao longo da coluna d'água. Quanto maior a diferença de densidade entre a superfície e o ponto de lançamento do efluente, maior será a atenuação da mistura do efluente com o meio, diminuindo a diluição do efluente e sua elevação ao longo da coluna d'água. A determinação deste último fator é de extrema importância nas reações cinéticas

² O campo próximo é dominado pela turbulência gerada pelos jatos efluentes da tubulação difusora, forças de empuxo, escoamento ambiente e perfis de densidade. No campo afastado predominam a turbulência gerada pelas correntes marinhas e as reações cinéticas de decaimento do contaminante.

de decaimento de bactérias do grupo coliforme, uma vez que a radiação solar incidente depende fortemente da profundidade na qual a pluma encontra-se estabelecida.

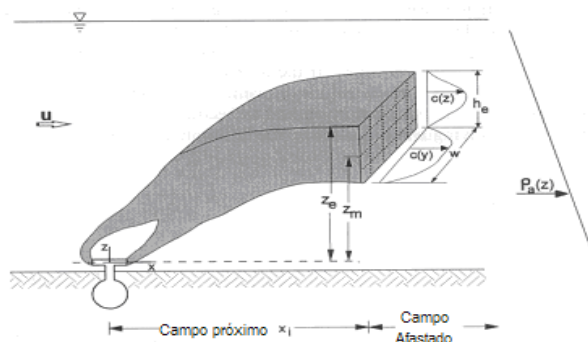


Figura 1 - Características da pluma na região de mistura inicial.

Zona de mistura passiva no campo afastado: Em uma determinada distância do ponto de lançamento, a pluma contaminante passa a se comportar neutramente em relação ao corpo d'água receptor. Isto é, a partir deste ponto, a pluma não interfere mais na hidrodinâmica ambiente, uma vez que cessam as diferenças de densidade e quantidade de movimento entre o efluente e o meio. Nesta região (campo afastado) a pluma de contaminantes é transportada passivamente pelas correntes oceânicas. A distribuição de concentrações do contaminante lançado no corpo d'água receptor depende dos seguintes processos, em geral altamente variáveis no tempo e no espaço:

- Advecção promovida pelas correntes oceânicas responsáveis pelo transporte do contaminante em questão. A modelagem do transporte de plumas depende da qualidade do modelo hidrodinâmico que gera o campo de correntes que adveceta a pluma.
- Difusão turbulenta do contaminante. Esta turbulência ambiente é gerada por tensões de atritos internos na massa d'água, tensões de atrito do fluido com o fundo e atrito de vento na superfície livre. Em geral o transporte de plumas passivas é dominado pela advecção, mas a difusão turbulenta também é de fundamental importância. E, como no caso da advecção, também depende da qualidade do modelo hidrodinâmico, neste caso da qualidade do modelo de turbulência adotado.
- Reações cinéticas de produção ou decaimento do contaminante no meio receptor (modelos de decaimento). No caso de esgotos sanitários, tendo bactérias do grupo coliformes como indicadores de contaminação fecal, são consideradas reações de decaimento de primeira ordem. Como ao longo do dia na região em estudo, não ocorrem variações significativas de salinidade e temperatura, a variação na taxa de decaimento bacteriano será praticamente função da intensidade de radiação solar incidente. Para determinação da taxa de decaimento, variável em função da temperatura, salinidade e radiação solar, foi utilizada a formulação de Mancini (1978). A quantificação da radiação solar incidente inserida em tal formulação foi obtida através do modelo proposto por Martin e McCutcheon (1999).

A radiação solar incidente depende de diversos fatores, considerados. Sua magnitude varia, uma vez especificado o valor da constante solar ($1353 \text{ W/m}^2 = 116,36 \text{ cal/cm}^2.\text{h}$), de acordo com as horas do dia e ao longo dos dias do ano, devido à variação diária da declinação da Terra em relação ao Sol. A radiação solar é também função da latitude, reflexão da radiação na superfície do corpo d'água, nebulosidade e atenuação atmosférica. Esta última está associada à umidade, quantidade de partículas presentes na atmosfera e ângulo de incidência da radiação solar sobre a mesma.

DECAIMENTO BACTERIANO

Vários estudos de campo e laboratório têm sido realizados no intuito de se determinar o decaimento de microrganismos indicadores de contaminação fecal no ambiente marinho (Belair, 1977; Mancini, 1978; Chamberlin & Mitchell, 1978; Šolic & Krstulovic, 1992; Canteras et al., 1995; Sarikaya & Saatçi, 1995; Guillaud et al., 1997; Yang et al., 2000). Apesar da dificuldade de identificar e mensurar todos os fatores influentes na mortalidade de coliformes em águas costeiras, algumas correlações foram estabelecidas entre a degradação bacteriana no oceano e as variações de temperatura, salinidade e radiação solar. Neste trabalho, foi utilizada a formulação de Mancini (1978) na determinação das taxas de decaimento bacteriano. De acordo



com Feitosa (2007), esta escolha é justificada em virtude da boa concordância dos valores das taxas de decaimento calculadas com valores determinados em campo. Cabe ressaltar que, por limitação de espaço, esta análise não faz parte do escopo deste trabalho.

Considerando reações cinéticas de 1ª ordem, o decaimento bacteriano é governado pela seguinte equação, onde C é a concentração em um tempo t qualquer, C_0 a concentração inicial e k a taxa de decaimento.

$$C = C_0 \cdot \exp(-kt) \quad \text{equação 1}$$

A equação acima apresenta um decaimento exponencial que é função da concentração inicial de bactérias indicadoras, do tempo, e da taxa de decaimento bacteriano. A partir desta equação pode-se determinar a concentração de bactérias existente em um intervalo de tempo qualquer, bastando para tal conhecer a concentração inicial e a taxa de decaimento no tempo correspondente.

Em estudos de modelagem numérica da pluma de coliformes, o decaimento é usualmente representado pelo parâmetro T_{90} , que corresponde ao tempo necessário para que ocorra um decaimento de 90% da concentração inicial de bactérias no ambiente marinho. A relação entre o parâmetro T_{90} e a taxa de decaimento k é dada pela equação a seguir

$$C/C_0 = \exp(-kt) \rightarrow 0,1 = \exp(-k T_{90}) \rightarrow k = -\ln(0,1) / T_{90} \quad \text{equação 2}$$

Considerando que a radiação solar é o principal parâmetro de entrada nos modelos de decaimento, é necessária a sua quantificação em função da profundidade na qual a pluma se encontra estabelecida, conforme ilustra a Figura 2. A diminuição da intensidade da radiação solar com a profundidade ocorre de maneira exponencial. Esta relação é dada por:

$$I = I_0 \cdot \exp(-K_e Z) \quad \text{equação 3}$$

Onde I é a intensidade da radiação na profundidade a ser determinada, I_0 a radiação solar incidente na superfície, z a profundidade na qual se deseja determinar a radiação, e K_e é o coeficiente de extinção vertical de luminosidade da água do mar, que é função da turbidez ambiente. Quanto maior for este coeficiente, menor será a penetração luminosa na coluna d'água.

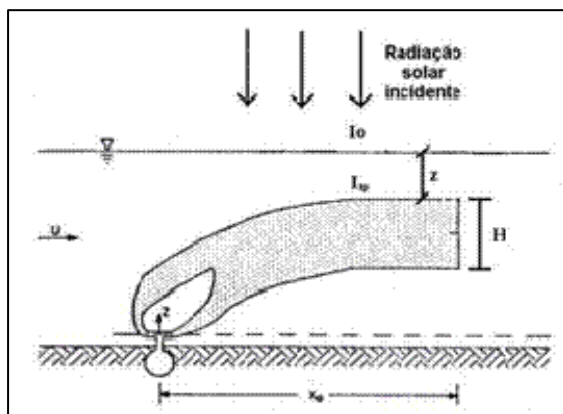


Figura 2 - Esquema representativo da penetração da radiação ao longo da coluna d'água.

A determinação de valores de decaimento é feita com base na promediação da radiação solar incidente ao longo da espessura H da pluma. Sendo assim, com base na Figura 2, integrando a equação 3 que representa a intensidade de radiação solar incidente em um ponto qualquer no interior da pluma, chega-se a:

$$\bar{I} = (I_0 / K_p H) \cdot \exp(-K_e Z) \cdot [1 - \exp(-K_p H)] \quad \text{equação 4}$$

Onde, I_{TP} – radiação solar incidente no topo da pluma; H – espessura da pluma; Z – profundidade da pluma; K_e e K_p – coeficiente de extinção de luminosidade da água do mar e da pluma respectivamente (m^{-1})

O modelo proposto por Mancini (1978) fornece estimativas numéricas do decaimento de bactérias do grupo coliforme em águas doces e salgadas, considerando os efeitos da radiação solar e temperatura. A base de dados utilizada no desenvolvimento deste modelo foi obtida através de valores obtidos na literatura, através de experimentos realizados em laboratório e medições “in situ”.

Mancini (1978) estabeleceu a seguinte relação, que expressa a variação da taxa de decaimento (**k**) em função do efeito conjunto ou separado de temperatura, salinidade e radiação solar.

$$k = [0,8 + 0,006.(\% \text{ água salgada})] 1,07^{(t-20)} + \bar{I} \quad \text{equação 5}$$

Nesta equação a taxa de decaimento (**k**) é representada em dia^{-1} , a radiação solar em $\text{caloria}/\text{cm}^2.\text{hora}$, **t** corresponde a temperatura em $^{\circ}\text{C}$, e a salinidade em torno de 35 ‰, correspondente a um percentual de água salgada igual a 100.

ACOPLAMENTO DOS MODELOS

O objetivo principal do acoplamento entre os modelos é tornar mais realista a modelagem da pluma de indicadores de contaminação fecal no ambiente marinho, a partir da incorporação de variações temporais de todos os parâmetros envolvidos na modelagem, sublinhados no fluxograma representado na **Figura 3** a seguir. Este fluxograma tem como objetivo esquematizar a metodologia a ser adotada no acoplamento entre os modelos.

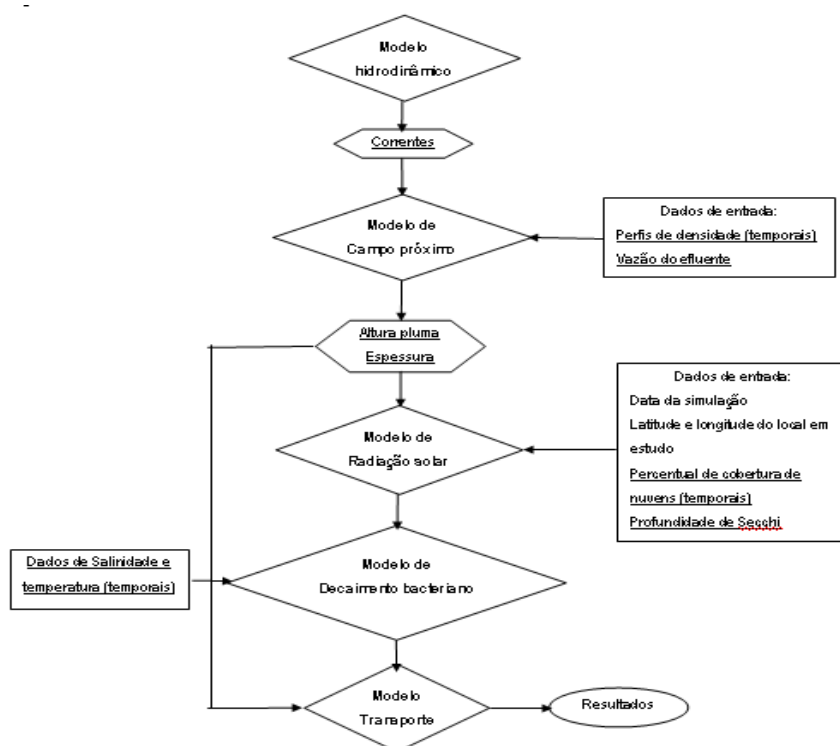


Figura 3 - Esquematização da metodologia adotada no acoplamento dos modelos.

O campo de correntes gerado pelo modelo hidrodinâmico além de ser responsável pela advecção do efluente, é também utilizado como dado de entrada para o modelo de campo próximo. Este por sua vez, juntamente com dados relativos ao perfil de densidades entre o ponto de lançamento do efluente e a superfície do mar, é responsável pela determinação das características da pluma, representadas pela espessura e máxima altura alcançada ao longo da coluna d’água. Estas características são imprescindíveis na quantificação da radiação solar incidente ao longo da espessura da pluma. As variações horárias da intensidade de radiação solar, juntamente com valores de temperatura e salinidade, são importantes na determinação das taxas de decaimento de bactérias do grupo coliformes, fornecidas ao modelo de transporte. Este por fim, é utilizado na determinação das concentrações de coliformes no meio. A seguir, é apresentada uma descrição das etapas do acoplamento.



Acoplamento entre o modelo hidrodinâmico e o modelo de campo próximo: As variações da vazão do efluente e dos perfis de densidade são fornecidas ao modelo de campo próximo (NRFIELD) como arquivos de entrada. O campo de correntes atuante sobre a tubulação difusora é calculado pelo modelo hidrodinâmico (SisBaHiA), e posteriormente fornecido ao modelo NRFIELD.

As variações verticais de densidade são diretamente responsáveis pelo processo de mistura do efluente com o meio. Quanto maior for a variação vertical de densidade do meio menor a mistura do efluente com a água circundante, e com isto menores são as elevações alcançadas pela pluma efluente.

Acoplamento entre o modelo de campo próximo e o modelo de campo afastado: A modelagem do campo próximo fornece subsídios para modelagem do campo afastado a partir da determinação das características da pluma. Estas características são espessura e altura máxima atingida pela pluma, e diluição.

A determinação da espessura e da máxima altura atingida pela pluma é imprescindível na modelagem do campo afastado por quantificar a radiação solar incidente sobre a pluma, e conseqüentemente as reações cinéticas de decaimento do contaminante; e determinar a faixa do escoamento ao longo da coluna d'água responsável pela advecção do contaminante.

A seguir, para um maior esclarecimento, optou-se em apresentar a metodologia de acoplamento em duas etapas distintas. A primeira refere-se à modelagem do decaimento bacteriano e a segunda é referente à advecção da pluma a partir do modelo de transporte lagrangeano.

- Geração das curvas de decaimento do contaminante e a modelagem do campo afastado

Neste trabalho um modelo lagrangeano de trajetórias de partículas é utilizado para simular o transporte e as concentrações da pluma de contaminantes no campo afastado. No modelo de trajetória de partículas, várias partículas são lançadas de modo instantâneo ou contínuo dentro de uma região fonte. A massa destas partículas emitidas obedece a uma curva de decaimento que é função basicamente da intensidade de radiação. As curvas de decaimento são geradas, em função do tempo de vida do contaminante lançado no meio e do valor horário de **k**. Em um determinado instante **t** o valor da massa **M** do contaminante depende das reações cinéticas de decaimento. Considerando um decaimento de primeira ordem para o decaimento de bactérias do grupo coliforme no ambiente marinho, tem-se:

$$M = M_0 \exp(-kt)$$

Onde **M₀** é a massa do contaminante no instante de seu lançamento no meio e **k** é a taxa de decaimento variável ao longo do tempo calculada a partir da formulação de Mancini (1978).

O modelo de decaimento bacteriano calcula os valores horários das taxas de decaimento do contaminante em função da espessura e da máxima altura terminal atingida pela pluma, fornecidas pelo modelo de campo próximo. A variação da altura terminal da pluma ao longo da simulação influencia diretamente o decaimento bacteriano, em função da quantidade de radiação solar incidente que atinge a superfície da pluma. Quanto maior a profundidade na qual a pluma se encontra, maior é a atenuação da radiação solar. O objetivo do acoplamento é permitir que sejam inseridas todas as variáveis que influem no decaimento do contaminante no meio.

- Posição do contaminante ao longo da coluna d'água e sua advecção no campo afastado

O acoplamento entre o modelo de campo próximo e o modelo de campo afastado permite determinar a faixa do perfil de velocidades responsável pela advecção do contaminante. Zhang & Adams (1999) sugerem que o acoplamento entre estes modelos seja feito a partir da introdução da massa do contaminante no modelo de campo afastado, a partir de uma região fonte cujo centro coincide com o da pluma. A Figura 4 a seguir ilustra o esquema de acoplamento sugerido por estes autores.

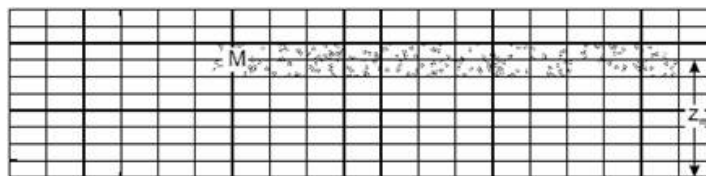


Figura 4 - Posição de lançamento da massa do contaminante de acordo com a posição vertical da pluma, determinada pelo modelo de campo próximo (Zhang & Adams, 1999).

Outra importante característica a ser considerada no acoplamento entre os modelos é com relação à variação temporal da espessura da pluma. A variação da espessura da pluma influi diretamente na concentração do contaminante. Quanto menor a espessura de mistura maior é a concentração do efluente. Entretanto, quando o decaimento bacteriano é também levado em consideração há uma maior redução de concentração em plumas menos espessas. Isto ocorre uma vez que a radiação solar é promediada ao longo da espessura da pluma. Em plumas menos espessas maior é a radiação solar média, e consequentemente menores são os níveis de concentração do contaminante em virtude das maiores taxas de decaimento observadas nestas condições.

ESTUDO DE CASO: EMISSÁRIOS DE SALVADOR

A região em estudo localiza-se na porção nordeste do litoral brasileiro na região metropolitana de Salvador – BA, aproximadamente a 13° S e 38,5°W. A região costeira de Salvador é marcada pela presença da Baía de Todos os Santos (BTS) a oeste e sua vertente voltada para o oceano em sua porção sul/sudeste. A Figura 5 ilustra a localização da região em estudo.



Figura 5. Localização da região em estudo.

O estudo de caso proposto refere-se a modelagem conjunta da pluma dos Sistemas de Disposição Oceânica do Rio Vermelho (SDORV) e Jaguaribe (SDOJ).

A **Tabela 1** a seguir indica as principais características dos Sistemas de Disposição Oceânica empregados neste trabalho. Nos subitens seguintes são apresentadas todas as considerações adotadas na modelagem.

Tabela 1 - Características dos Sistemas de Disposição Oceânica SDORV e SDOJ.

	SDOJ (Jaguaribe)	SDORV (Rio Vermelho)
Extensão total do emissário (m)	3920	2350
Extensão do difusor (m)	393	350
Número de difusores	78	70
Diâmetro dos difusores (m)	0.15	0.15
Espaçamento entre os difusores (m)	5.1 (alternados) ³	5 (alternados)
Vazão (m³/s)	5.0	6.6
Prof. de lançamento do efluente (m)	33	27
Concentração inicial de <i>E.coli</i> : C ₀	3×10 ⁸ (UFC/100mL)	3×10 ⁸ (UFC/100mL)

³ - Alternados em cada lado da tubulação. Isto é, dado um furo de um lado da tubulação, o furo seguinte ocorre na face diametralmente oposta da tubulação, distante a 5,1 metros do furo anterior.



Domínio modelado e malha de discretização: O domínio considerado inclui a Baía de Todos os Santos e cercanias, sendo basicamente o mesmo para o qual já se desenvolveram modelos com o SisBAHIA®. Tais modelos já foram calibrados e validados em várias aplicações desde o ano de 2000 (ROSMAN et al., 2000, I, II, III e IV). Entretanto, para este projeto adotou-se uma malha mais refinada e otimizada em diversos aspectos. Esta otimização e refinamento da malha focou na região dos emissários do Jaguaribe e Rio Vermelho, de modo a propiciar simulações adequadas do escoamento e do transporte de plumas efluentes. A **Figura 6** apresenta o domínio considerado na modelagem e a batimetria como vista pelo modelo. Os dados de batimetria com os quais se construiu o mapa da figura seguinte são os contidos nos pontos da malha de discretização apresentada. Estes dados foram retirados de cartas náuticas da Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil.

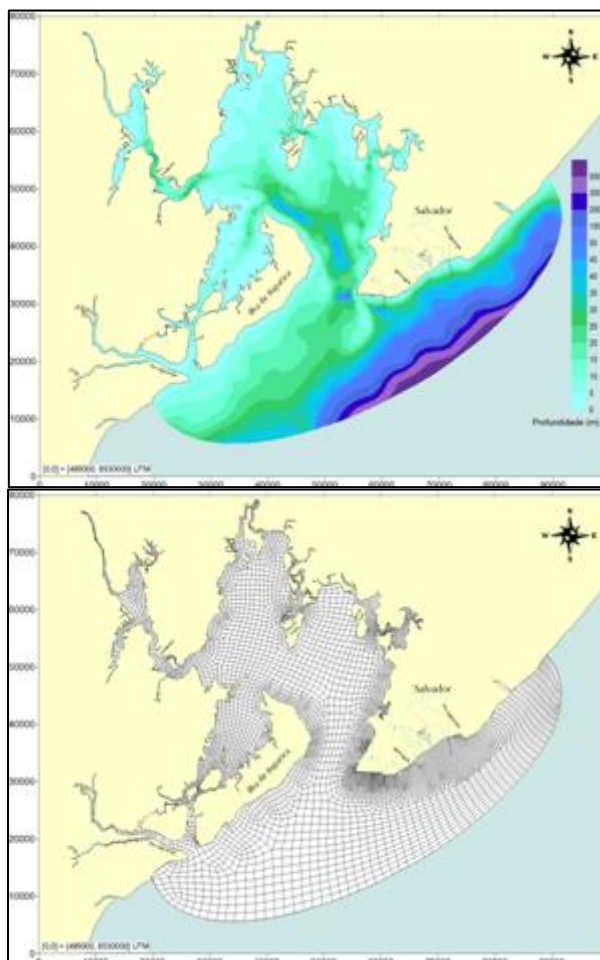


Figura 6 - Batimetria como vista pelo modelo, com base nos dados da malha de discretização do domínio da BTS considerado.

Modelagem hidrodinâmica: Os dados utilizados na modelagem compreendem: marés, ventos e vazões dos principais rios afluentes. Uma descrição completa destes dados, juntamente com a calibração e validação do modelo hidrodinâmico empregado neste trabalho é apresentada em ROSMAN (2003). Os parágrafos seguintes apresentam uma breve descrição dos dados utilizados.

As curvas de maré utilizadas foram produzidas a partir de constantes harmônicas na costa oceânica de Salvador, determinadas durante as campanhas de campo de 1999 pelo Consórcio Hydros-CH2MHill. Os dados de vento utilizados foram medidos na estação anemométrica de Amaralina (Salvador) na posição 13° 00' 55.3" S e 38° 28' 47.7" W.

No que diz respeito a circulação hidrodinâmica costeira a inclusão de vazões fluviais dos rios que afluem na Baía de Todos os Santos é irrelevante. Entretanto, de modo a preservar o realismo dos escoamentos em locais



próximos às embocaduras dos rios principais, as vazões dos rios dos principais rios também estão contempladas no modelo.

A circulação hidrodinâmica na Baía de Todos os Santos é dominada por forças motrizes que estão associadas à maré e aos ventos predominantes. O escoamento relevante na baía é barotrópico, isto é, os gradientes horizontais de pressão devido a declives da superfície livre são muito maiores que os devidos às variações horizontais de densidade. Com isto, na caracterização da circulação deste corpo d'água, considera-se pertinente o uso de um modelo de circulação hidrodinâmico que não inclua efeitos baroclínicos (XAVIER, 2002).

De acordo com TOPÁZIO (2003), a partir de campanhas oceanográficas realizadas, nos meses de janeiro e maio/junho de 1999, constatou-se que o comportamento hidrodinâmico da área do Rio Vermelho é controlado fundamentalmente pela maré, enquanto que na área do Jaguaribe o vento aparece como principal forçante hidrodinâmico.

Os ventos sopram predominantemente de SE, durante quase todo o ano, a exceção dos meses de novembro a janeiro, quando começam a soprar com mais frequências os ventos de E e NE. Durante os meses de outono e inverno verifica-se frequentemente a ascensão de frentes frias acompanhadas de ventos fortes de sul e sudeste, se deslocando do sul do país em direção ao nordeste. De acordo com XAVIER (2002) é na região de mar aberto que o efeito da maré meteorológica, mais comumente observada no inverno, se manifesta com clareza sobre a circulação. Nessa situação, foram observadas correntes residuais nas proximidades da costa de 20 cm/s a 30 cm/s na direção nordeste, tanto na análise dos dados de corrente como na modelagem numérica da circulação residual.

Modelagem da pluma de contaminantes: O presente estudo considera as bactérias *Escherichia coli* como contaminantes de referência. De acordo com a resolução CONAMA nº 357 de 2005, esta bactéria é a única espécie do grupo dos coliformes termotolerantes cujo habitat exclusivo é o intestino humano e de animais homeotérmicos, onde ocorre em densidades elevadas.

A determinação do campo de concentrações referente à da pluma de contaminantes é de grande importância na delimitação das áreas, a partir das quais, as concentrações do contaminante no corpo d'água encontram-se em limites aceitáveis de balneabilidade. Os campos de concentração referentes aos resultados apresentados neste capítulo possuem como limites aceitáveis valores inferiores a 800 *E.coli*/100ml de acordo com a resolução CONAMA nº 274 de 2000. Estes campos de concentração também englobam limites de concentração classificados como excelentes referentes às concentrações inferiores a 200 *E.coli*/100ml.

Considerando que a radiação solar é o fator de maior relevância na determinação das cinéticas de decaimento, se faz necessário durante o período da simulação a aquisição de dados referentes aos fatores que atuam direta ou indiretamente na atenuação da radiação solar. Esta atenuação ocorre, tanto através da propagação da luz pela atmosfera quanto pelo meio líquido, até a posição onde a pluma de contaminantes se encontra ao longo da coluna d'água. O principal fator responsável pela atenuação da luz solar na atmosfera é o percentual de cobertura existente ao longo do período simulado. De maneira similar os registros de profundidade de Secchi indicam indiretamente o grau de penetração da luz solar no meio líquido.

A variação vertical de densidade entre o ponto de lançamento do efluente e a superfície livre contribui para a mistura do efluente com o meio, e conseqüentemente possuem influência direta nas características da pluma. A determinação da espessura e da máxima elevação alcançada pela pluma ao longo da coluna d'água é imprescindível nas cinéticas de decaimento do contaminante. Estas características da pluma irão determinar no meio aquático a fração da radiação solar incidente na superfície livre que efetiva-mente irá atuar ao longo da espessura da pluma.

A modelagem do lançamento simultâneo de efluentes a partir dos Sistemas de Disposição Oceânicos do Rio Vermelho e Jaguaribe contempla o comportamento das plumas efluentes em um cenário de inverno. A seguir é apresentada uma breve descrição dos dados utilizados na modelagem da pluma de *E.coli*.

A **Figura 7** seguinte apresenta de modo sumarizado a variação de densidade entre 26/05/2003 e 05/06/2003. Estes dados foram obtidos a partir de medições durante a 2ª Campanha de campo realizadas pelo Consórcio SDO Hydros-CH2MHILL e a EMBASA, realizada durante os meses Maio e Abril de 2003.



Os dados de cobertura de nuvens relativos à cidade de Salvador foram obtidos através da Rede de Meteorologia do Comando da Aeronáutica – REDEMET. Na ausência de dados de profundidade de Secchi na região de Salvador, foram empregados dados de medições realizadas ao largo da costa do Rio de Janeiro (CEDAE, 1988). Apesar de se tratar de locais distintos acredita-se que não haja diferenças muito significativas, uma vez que os dados do Rio de Janeiro foram coletados a aproximadamente 4,5 km da costa, estando deste modo menos sujeito aos aportes de águas continentais. Estes dados são apresentados na forma de gráficos na seção seguinte.

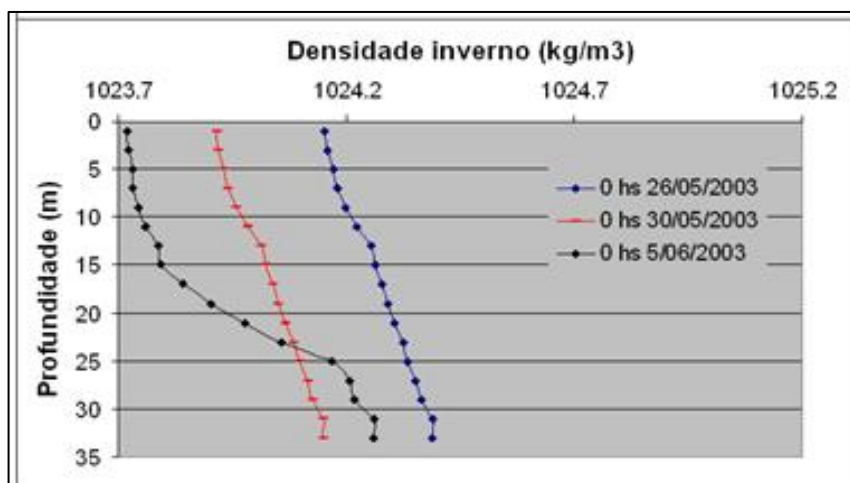


Figura 7 - Variação sumarizada dos perfis de densidade ao longo do período de simulação para as condições de verão e inverno.

Resultados: Os resultados aqui apresentados são divididos em duas etapas. A primeira concerne no acoplamento inicial do modelo hidrodinâmico com o modelo de campo próximo e de decaimento bacteriano. Esta etapa gera as taxas de decaimento do contaminante em função das diversas variáveis ambientais envolvidas no problema. A segunda etapa refere-se à modelagem da advecção e concentração do contaminante a partir dos resultados obtidos na etapa anterior.

Inicialmente se seguem os resultados da primeira etapa de acoplamento respectivamente para o SDORV e SDOJ durante o período de simulação. Estes resultados são apresentados por figuras subdivididas em três estampas: estampa superior representa as variações temporais da cobertura de nuvens e em função disto da radiação solar atuante na superfície livre; a estampa central representa as variações temporais (espessura e posição) da pluma e das diferenças de densidade entre a superfície livre e o ponto de lançamento do efluente; e a estampa inferior representa a variação temporal da radiação solar, em função das atenuações provocadas pelas variações: de turbidez, representadas pela profundidade de Secchi; e das profundidades da pluma. A partir desta variação da radiação solar, é representada nesta mesma estampa a variação da taxa de decaimento (T_{90}). Com base na **Figura 8** e **Figura 9** pode ser observada uma elevada variabilidade da taxa de decaimento, obedecendo a um comportamento acíclico, diferentemente do que ocorre quando o acoplamento não é levado em consideração. O decaimento do contaminante depende indiretamente da ação dos fatores ambientais e do posicionamento da pluma, uma vez que estes fatores regulam a mitigação da radiação solar. Durante o período noturno o decaimento do contaminante passa a ser governado pela ação conjunta da temperatura e salinidade. Apesar das pequenas variações observadas na taxa de decaimento durante o período noturno, o conhecimento da elevação da pluma permite determinar o decaimento a partir dos valores de temperatura e salinidade na posição considerada.

Em seguida são apresentados os resultados dos mapas de isolinhas de contagem de *E.coli* em pluma efluente do SDORV funcionando em conjunto com SDOJ para diferentes instantes de tempo da simulação. As figuras referentes a estes resultados apresentam, para cada um dos emissários, também informações a respeito das características ambientais e da pluma no instante considerado.

Durante o período simulado há um elevado percentual de cobertura de nuvens (média = 65%), alternando momentos com percentual variando entre 50% e 88%. Isto atenua ainda mais os menores índices de radiação observados durante este período. Em contrapartida, as plumas atingem a superfície livre praticamente ao longo de toda simulação e com isto estão mais sujeitas a ação da radiação solar. A condição de pluma superficial em

quase toda simulação é justificada uma vez que as variações de densidade ao longo da coluna d'água são pouco significativas.

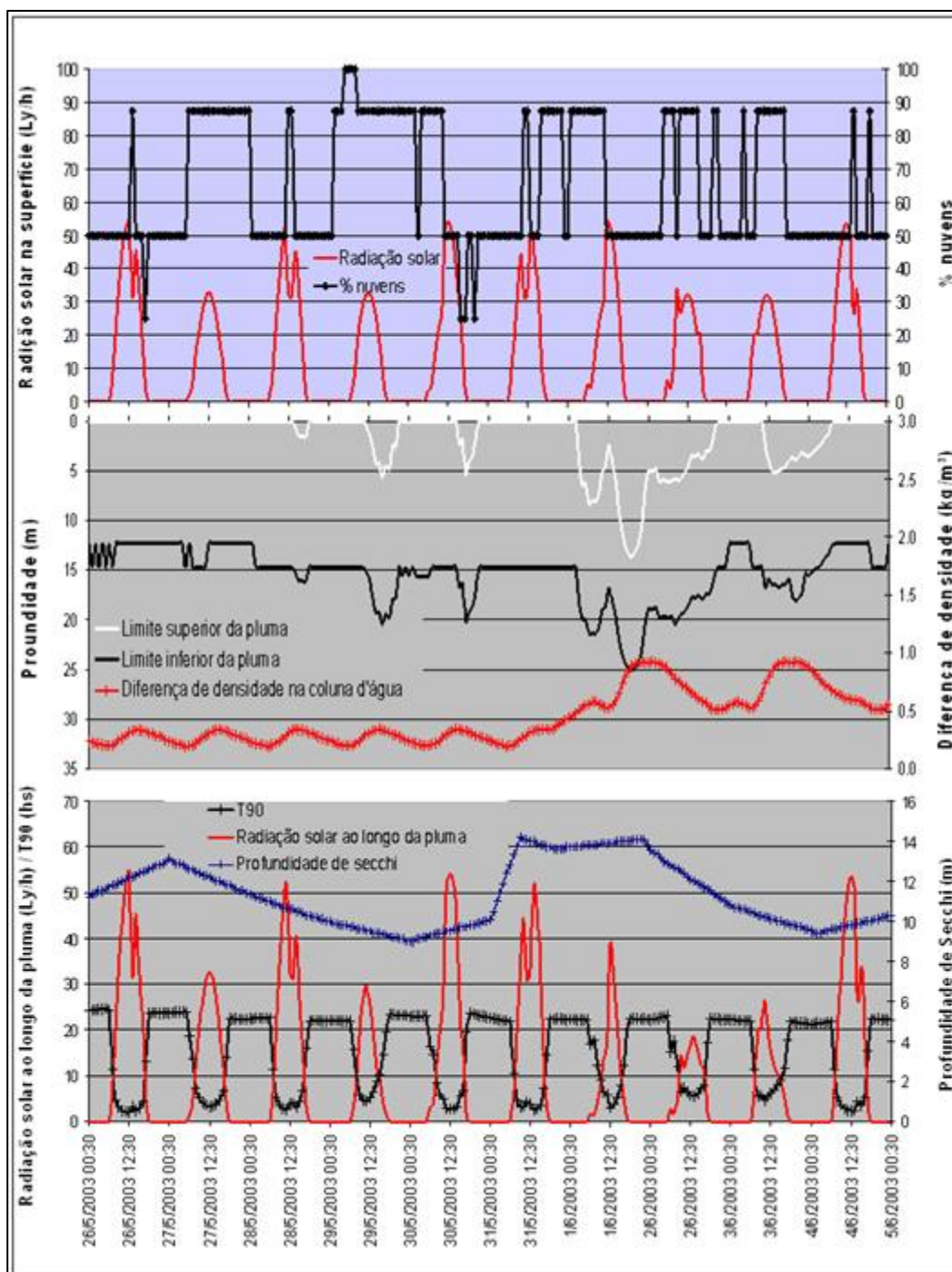


Figura 8. Cenário de inverno. Variação temporal dos parâmetros ambientais, das características da pluma e da taxa de decaimento ao longo do verão. A estampa superior ilustra as variações temporais da cobertura de nuvens e da radiação solar na superfície livre. A estampa central representa as variações da elevação e espessura da pluma e das diferenças de densidade entre a superfície livre e o ponto de lançamento do efluente. A estampa inferior representa a variação temporal da radiação solar, em função das variações da profundidade de Secchi e das posições da pluma no meio, e as variações do T_{90} . Condição referente ao Sistema de Disposição Oceânica do Jaguaribe (SDOJ).

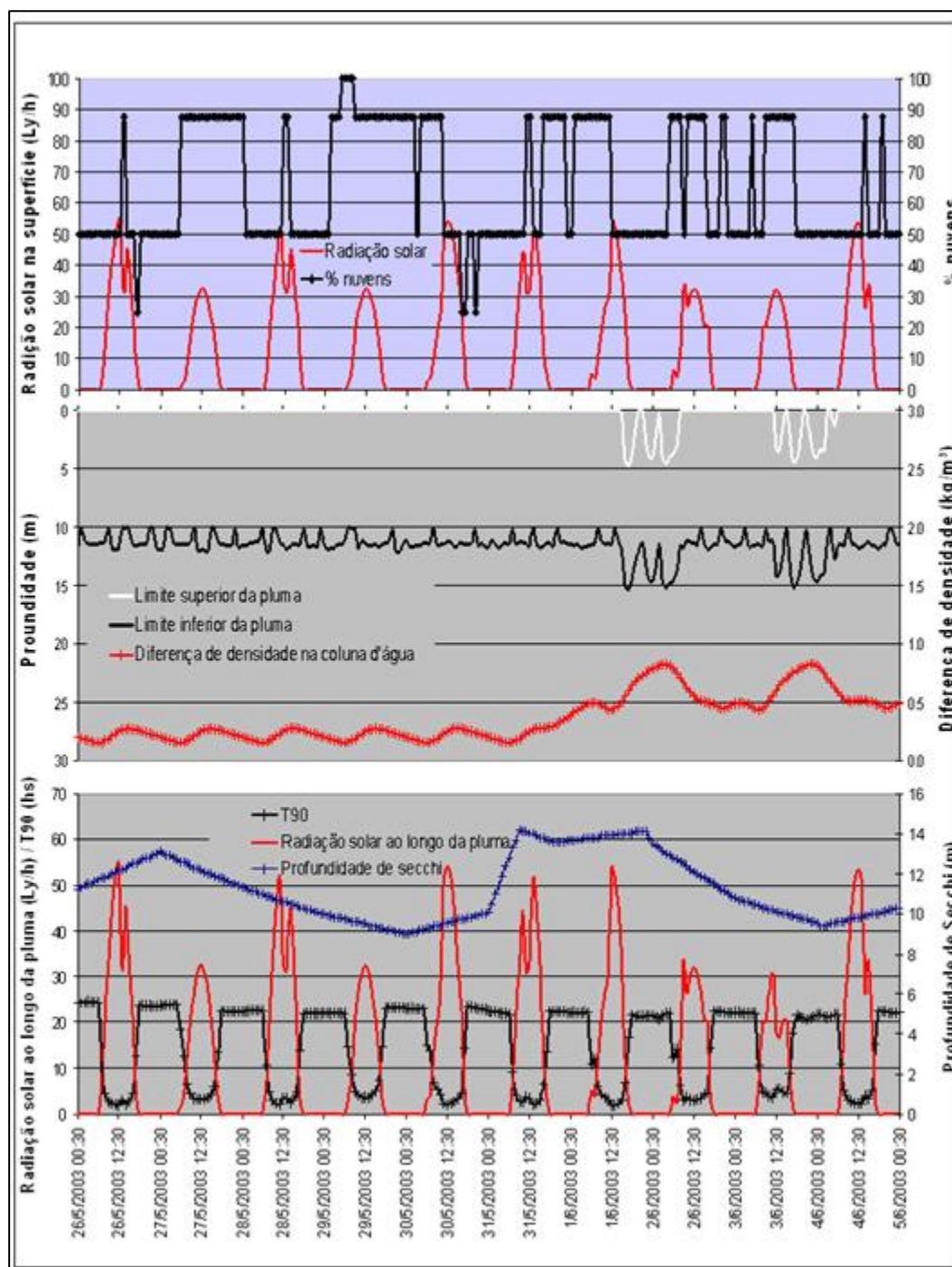


Figura 9. Cenário de inverno. Variação temporal dos parâmetros ambientais, das características da pluma e da taxa de decaimento ao longo do verão. A estampa superior ilustra as variações temporais da cobertura de nuvens e da radiação solar na superfície livre. A estampa central representa as variações da elevação e espessura da pluma e das diferenças de densidade entre a superfície livre e o ponto de lançamento do efluente. A estampa inferior representa a variação temporal da radiação solar, em função das variações da profundidade de Secchi e das posições da pluma no meio, e as variações do T_{90} . Condição referente ao Sistema de Disposição Oceânica do Rio Vermelho (SDORV).

O acoplamento dos modelos insere na modelagem da pluma de *E.coli* a variação simultânea de parâmetros ambientais relevantes no decaimento deste microrganismo indicador no ambiente marinho. Com isto a variação de massa do contaminante passa a ter um comportamento acíclico. Objetivando mostrar a influência do acoplamento dos modelos são destacadas e comentadas, nos parágrafos seguintes, as principais diferenças apresentadas nos resultados anteriores, referentes aos mapas de concentração de *E.coli*, e suas causas.

As figuras seguintes são referentes aos resultados dos mapas de isolinhas de contagem de *E.coli* das plumas efluentes do funcionamento conjunto SDORV e SDOJ para diferentes instantes da simulação. As condições ambientais e as características da pluma estão indicadas no canto inferior direito da figura. A partir da **Figura 10** pode ser observado campo de correntes rumando a nordeste durante a passagem de uma frente fria sobre a região.

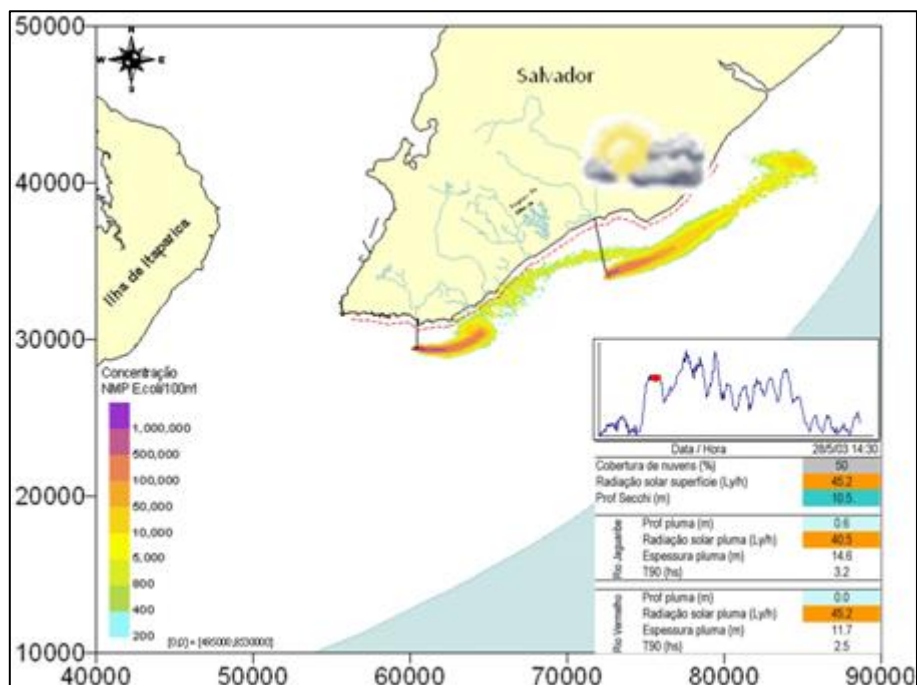


Figura 10. Plumões do SDORV e do SDOJ no dia 28/05/2003 às 14:30 hs durante meia maré vazante de quadratura. O ponto vermelho indicado no gráfico representa o módulo da corrente no instante em questão na região do SDORJ. As escalas da figura estão indicadas em metros.

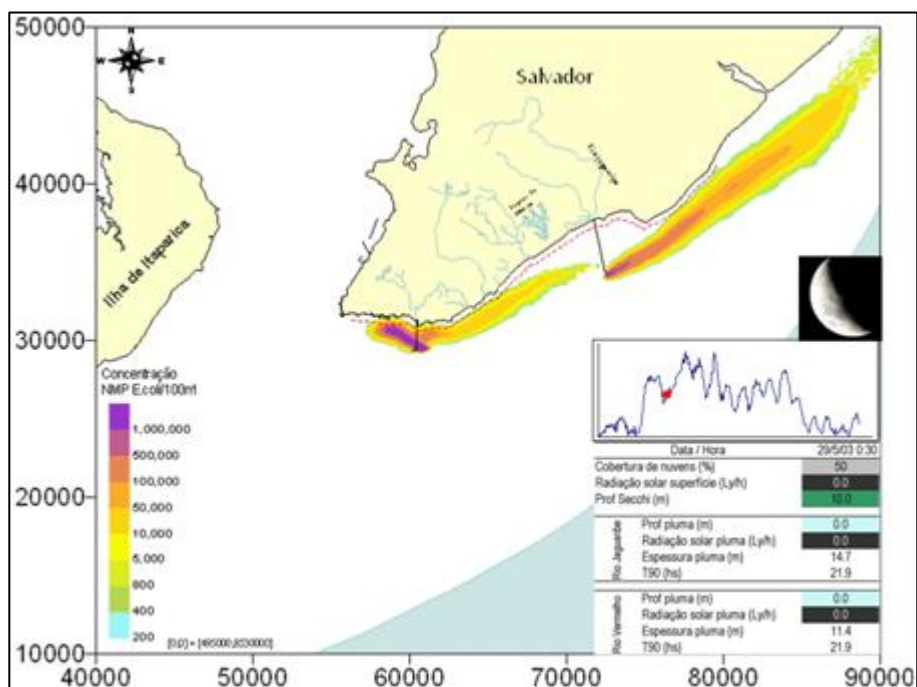


Figura 11. Plumões do SDORV e do SDOJ no dia 29/05/2003 às 0:30 hs durante preamar de quadratura. O ponto vermelho indicado no gráfico representa o módulo da corrente no instante em questão na região do SDORJ. As escalas da figura estão indicadas em metros.

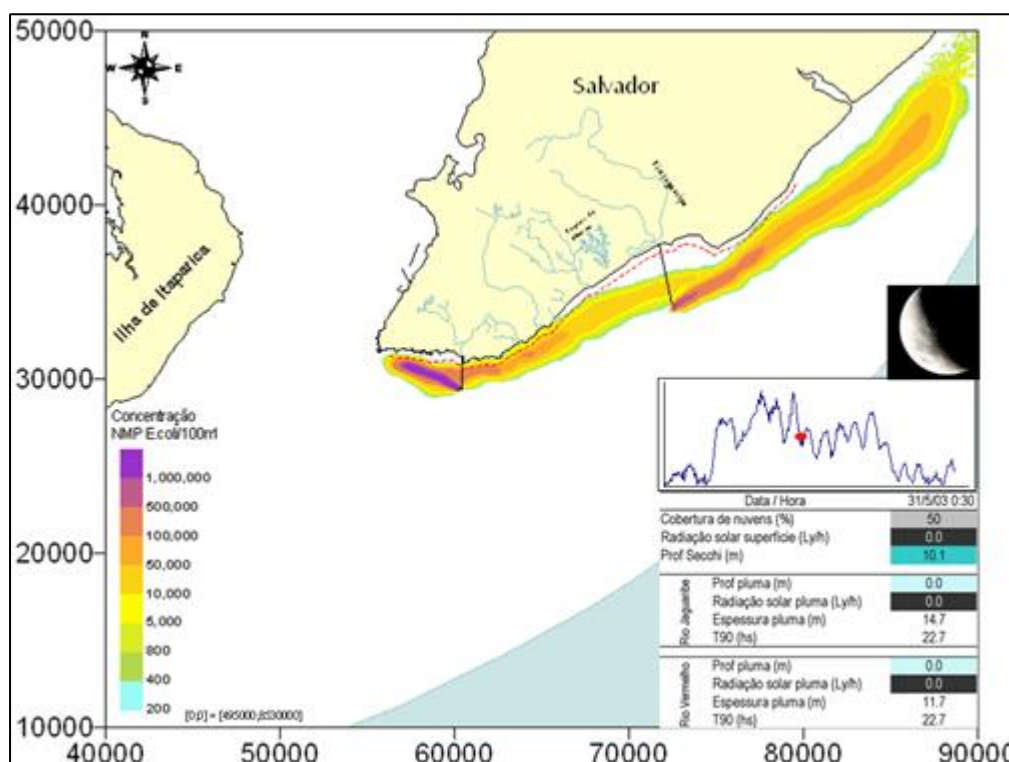


Figura 12. Plumas do SDORV e do SDOJ no dia 31/05/2003 às 0:30 hs durante maré enchente de sizígia. O ponto vermelho indicado no gráfico representa o módulo da corrente no instante em questão na região do SDORJ. As escalas da figura estão indicadas em metros.

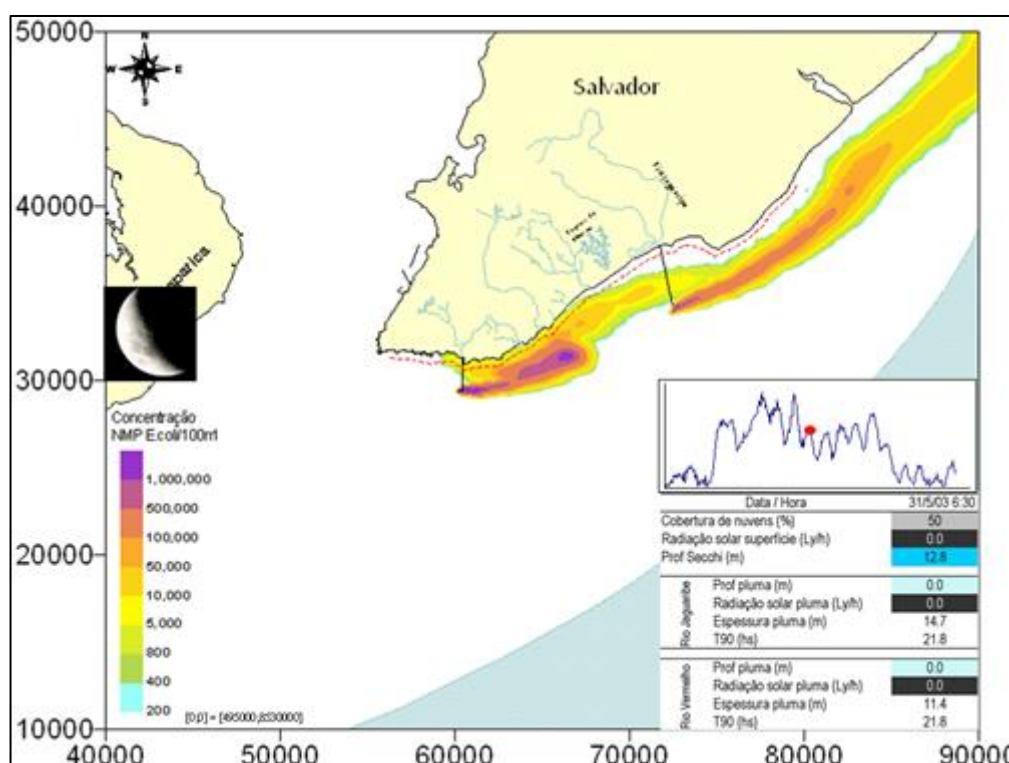


Figura 13. Plumas do SDORV e do SDOJ no dia 31/05/2003 às 6:30 hs durante baixa-mar de sizígia. O ponto vermelho indicado no gráfico representa o módulo da corrente no instante em questão na região do SDORJ. As escalas da figura estão indicadas em metros.

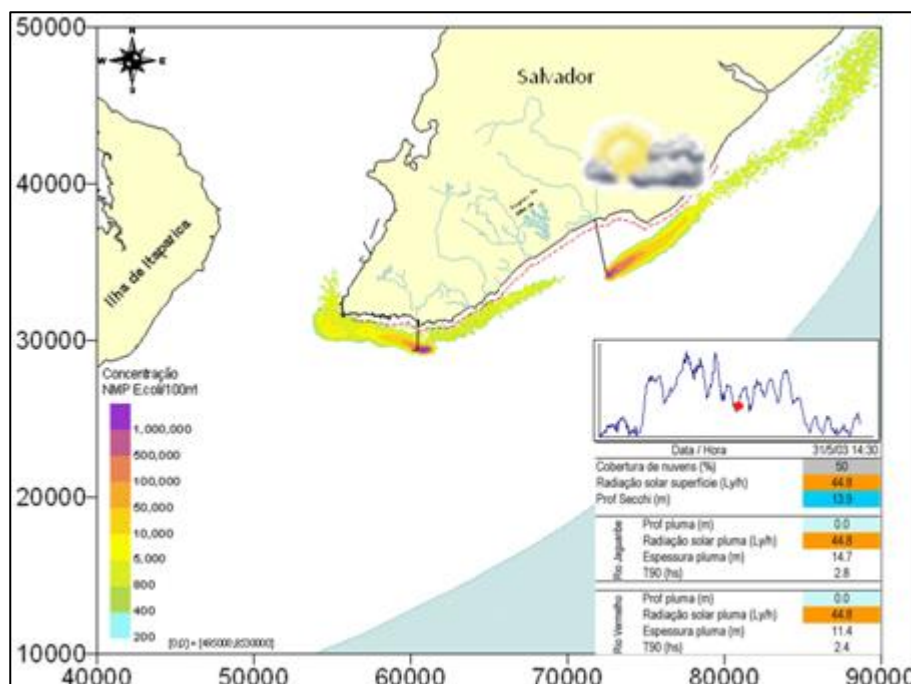


Figura 14. Plumas do SDORV e do SDOJ no dia 31/05/2003 às 14:30 hs durante preamar de sizígia. O ponto vermelho indicado no gráfico representa o módulo da corrente no instante em questão na região do SDORJ. As escalas da figura estão indicadas em metros.

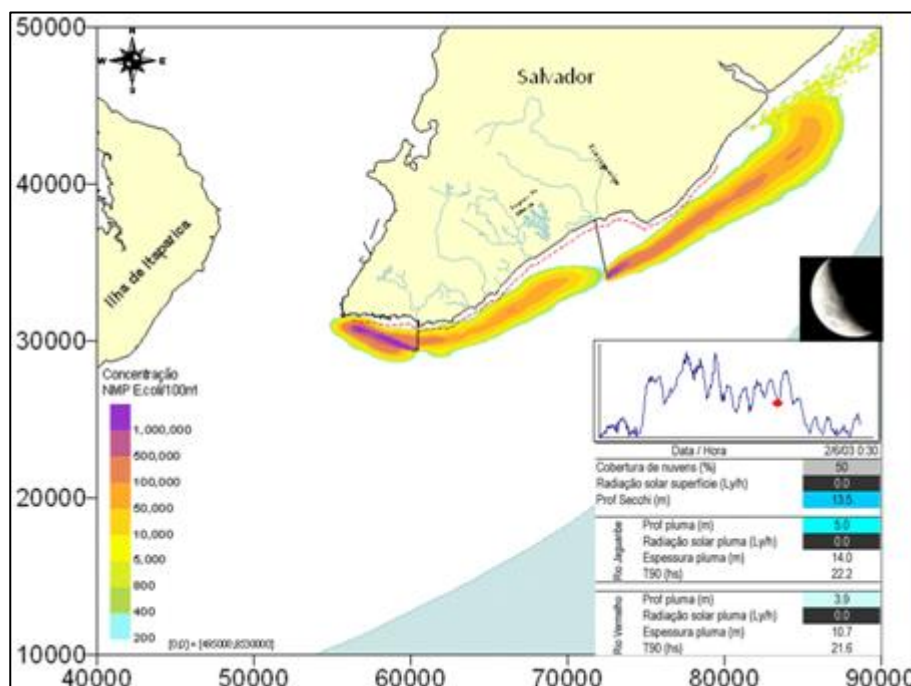


Figura 15. Plumas do SDORV e do SDOJ no dia 2/06/2003 às 0:30 hs durante maré enchente de sizígia. O ponto vermelho indicado no gráfico representa o módulo da corrente no instante em questão na região do SDORJ. As escalas da figura estão indicadas em metros.



CONCLUSÕES

Os índices de concentração de *E.coli* no meio possuem uma elevada correlação com os níveis de radiação solar incidente. Isto é, todos os parâmetros meteorológicos e oceanográficos que interferem direta e indiretamente na intensidade de radiação solar são de grande relevância na modelagem da pluma de *E.coli* no campo afastado.

O uso de modelos de campo próximo, na determinação das principais características da pluma tais como espessura e profundidade de confinamento, mostrou-se de grande valia na mensuração da intensidade de radiação solar incidente sobre a pluma, e conseqüentemente na quantificação da variação horária das taxas de decaimento bacteriano. Cabe também ressaltar que o conhecimento de outros fatores que determinam indiretamente a intensidade de radiação solar incidente, tais como turbidez e estratificação da coluna d'água, condições meteorológicas, geográficas e sazonais, passam a ocupar uma posição de extrema relevância na modelagem de pluma de emissários submarinos de esgotos.

Como estudo de caso foi avaliado o impacto ambiental causado pelo lançamento conjunto de efluentes sanitários dos sistemas de disposição oceânica do Rio Vermelho (SDORV) e Jaguaribe (SDOJ), localizados na região metropolitana de Salvador. Com os modelos trabalhando de forma acoplada, pôde-se verificar a sensibilidade dos índices de concentração do contaminante no meio face às variações simultâneas de temperatura, salinidade e radiação solar no decaimento do contaminante. Além das variações temporais de temperatura e salinidade ao longo do período simulado, o acoplamento passou a incluir variações adicionais destes parâmetros, em função do posicionamento da pluma na coluna d'água, uma vez que passam a ser fornecidos na modelagem séries temporais dos perfis de temperatura e salinidade. Com relação a radiação solar, este posicionamento é ainda mais relevante. Dependendo da profundidade em que o efluente se encontra pode ocorrer uma grande mitigação da radiação solar, e a conseqüente minimização das taxas de decaimento bacteriano. Variações temporais dos níveis de turbidez também podem ocasionar efeito semelhante.

A partir dos resultados apresentados referentes as isolinhas de concentração de *E.coli*, se verifica que as maiores concentrações ocorrem em instantes antes do amanhecer. Com o início da ação da radiação solar começa a haver uma diminuição gradativa dos níveis de concentração, até atingir seu mínimo entre 11 e 15 horas.

A modelagem de microrganismos indicadores de contaminação fecal no ambiente marinho apresenta relativa complexidade face às diversas variáveis, ambientais e relativas ao efluente, envolvidas no processo. Como conseqüência, o resultado da modelagem passa a depender de diversas combinações destas variáveis. O acoplamento entre os modelos hidrodinâmico, campo próximo, decaimento bacteriano e campo afastado, permite aproximar a modelagem de condições reais, passando a absorver as combinações das variáveis envolvidas no processo. Deste modo o acoplamento de modelos constitui-se em uma importante ferramenta de avaliação de impactos ambientais no caso do lançamento de efluentes domésticos em águas costeiras. Entretanto recomenda-se a realização de campanhas de campo na avaliação desta ferramenta numérica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. CANTERAS, J. C.; JUANES, J. A.; PEREZ, L. & KOEV, K. N. 1995– “Modeling the Coliform Inactivation Rates in the Catambrian Sea (Bay of Biscay) From in Situ and Laboratory Determinations of T90”. *Water Science technology*, v.32, n. 2, pp 37-44.
2. CEDAE, 1988, *Estudo de Impacto Ambiental do Emissário de Esgotos Sanitários da Barra da Tijuca*. Companhia Estadual de Águas e Esgotos, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
3. FEITOSA, R. C. (2007). Acoplamento de Modelos de Campo Próximo e Campo Afastado com Cinética de Decaimento Bacteriano Variável – Aplicações em Emissários Submarinos. Tese de Doutorado apresentada à Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Doutor em Engenharia Oceânica na área de concentração em Engenharia Costeira e Oceanográfica. Rio de Janeiro, Estado do Rio de Janeiro, 2007.
4. FEITOSA, R. C.; ROSMAN, P. C. C. (2007) “Emissários Submarinos de Esgotos: Aspectos de Qualidade de Água e Modelagem Computacional”, in Métodos Numéricos em Recursos Hídricos Vol. 8. Org. Rui Carlos Vieira da Silva, ed. ABRH, pp. 1 – 170



5. GONÇALVES, F., B., DE SOUZA, A., P., 1997, *Disposição Oceânica de Esgotos Sanitários: História, Teoria e Prática*. 1 ed. Rio de Janeiro, ABES
6. GUILLAUD J.F., DERRIEN, A., GOURMELON, M., POMMEPUT, M., 1995 – “T90 as a Tool for Engineer: Interest and limits”. *Water Science technology*, v. 35, n. 11-12, pp. 277-281.
7. MANCINI, J.L., 1978 “Numerical Estimates of Coliform Mortality Rates Under Various Conditions.” *Journal Water Pollution Control Fed.*, v.50, n. 11, pp. 2477-2484.
8. MARTIN, J.L., McCUTCHEON, S.C., 1999, *Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modeling*. 1 ed. Florida, Lewis Publishers, Inc.
9. ROBERTS, P.J.W., SNYDER, W.H., BAUMGARTNER, D.J., 1989(I), “Ocean Outfall I: Submerged Wastefield Formation”. *Journal of Hydraulics Engineering*, ASCE, v. 115, n. 1 (Jan), pp. 1-25.
10. ROBERTS, P.J.W., SNYDER, W.H., BAUMGARTNER, D.J., 1989(II), “Ocean Outfall II: Spatial Evolution of Submerged Wastefield”. *Journal of Hydraulics Engineering*, ASCE, v. 115, n. 1 (Jan), pp. 26-48.
11. ROBERTS, P.J.W., SNYDER, W.H., BAUMGARTNER, D.J., 1989(III), “Ocean Outfall III: Effect of Diffuser Design on Submerged Wastefield”. *Journal of Hydraulics Engineering*, ASCE, v. 115, n. 1 (Jan), pp. 49-70.
12. ROSMAN, P.C.C., MARTINS R.P., XAVIER A.G., 2000 “Circulação Hidrodinâmica e Transporte de Contaminantes na Baía de Todos os Santos, BA - Modelamento Detalhado da Área do Rio Vermelho”. Relatório COPPETEC-PENO-565, 09/2000. COPPE/UFRJ.
13. ROSMAN, P.C.C., MARTINS R.P., XAVIER A.G., 2000 “Circulação Hidrodinâmica e Transporte de Contaminantes na Baía de Todos os Santos, BA - Modelamento da Campanha de Traçadores”. Relatório COPPETEC-PENO-565, 07/2000. COPPE/UFRJ.
14. ROSMAN, P.C.C., MARTINS R.P., CUNHA C.N., XAVIER A.G., 2000 “Modelos da BTS – Relatório de Calibração e Validação”. Relatório COPPETEC-PENO-565, 04/2000. COPPE/UFRJ.
15. ROSMAN, P.C.C., MARTINS R. P., CUNHA C.N., XAVIER A.G., 2000 “Circulação Hidrodinâmica & Transporte de Contaminantes na Baía de Todos os Santos, BA”. Relatório COPPETEC-PENO-565, 03/2000. COPPE/UFRJ.
16. ROSMAN, P.C.C., 2001, “Um Sistema Computacional de Hidrodinâmica Ambiental”. In: *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos (Vol. 5)*, Capítulo 1, Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH.
17. ROSMAN, P.C.C., 2003 “Modelagem Computacional para Análise de Aspectos dos Sistemas de Disposição Oceânica da Área Metropolitana de Salvador, BA”. Relatório de Calibração e Avaliação – Rio Jaguaribe COPPETEC-PENO-4144, 11/2003. COPPE/UFRJ.
18. SARIKAYA H.Z., SAATÇI A.M., 1995 – “Bacterial Die-away Rates in Red Sea Waters”. *Water Science technology*, v.32, n. 2, pp 45-52.
19. ŠOLIĆ, M., KRSTULOVIC, N., 1992,” Separated and Combined Effects of Solar Radiation, Temperature, Salinity and pH on the Survival of Faecal Coliforms in Seawater” *Marine Pollution Bulletin*, v. 24, n. 8, pp. 411-416
20. TOPÁZIO, E.F., 2003, *Modelagem de Pluma de Emissários na Costa Oceânica de Salvador, BA*. Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
21. VON SPERLING, M. 1996, *Introdução à Qualidade de Águas e ao Tratamento de Esgotos (vol 1)*. 2 ed. Universidade Federal de Minas Gerais.
22. YANG L., CHANG W., HUANG M. – Natural Disinfection of Wastewater in Marine Outfall Fields. *Water Research*, 34(3): 743-750.
23. ZHANG, X.Y. & ADAMS, E.E., 1999, "Prediction of near field plume characteristics using far field circulation model, *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 125, No.3
24. XAVIER, A G., 2002, *Análise Hidrodinâmica da Baía de Todos os Santos – Bahia*. Tese de D. Sc., COPPE / UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil,. 221 p.