

VI-136 - AVALIAÇÃO DO DECAIMENTO DE *Escherichia coli* EM ÁGUAS COSTEIRAS DE FORTALEZA - CE

Silvano Porto Pereira ⁽¹⁾

Biólogo, mestre e doutor em Engenharia Civil, área de Concentração Saneamento Ambiental, pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Biólogo da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE).

Renata Felix de Lima ⁽²⁾

Bióloga e mestre em Microbiologia Clínica pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Bióloga da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE).

Paulo Cesar Colonna Rosman ⁽³⁾

Engenheiro Civil pela Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), mestre pela COPPE/UFRJ e Ph.D. pelo Massachusetts Institute of Technology (MIT). Professor adjunto da COPPE/UFRJ.

Endereço ⁽¹⁾: Rua Tomás Lopes, 85 – Praia de Iracema - Fortaleza - CE - CEP: 60060-260 - Tel: (85) 3219-1835 e-mail: silvanopereira@terra.com.br

RESUMO

Embora no ambiente marinho ocorram processos naturais que culminam com a desinfecção dos esgotos, tais como radiação solar, salinidade, temperatura, pH, presença de substâncias tóxicas, competição por nutrientes e predação, o lançamento de esgotos não ou parcialmente tratados no mar pode resultar na contaminação do ambiente marinho por organismos patogênicos. Para se determinar o impacto causado por estes lançamentos, é necessário conhecer as leis que governam a inativação destes patógenos, em especial o decaimento bacteriano. Neste trabalho é avaliado o decaimento de populações de *Escherichia coli* das águas de três praias de Fortaleza e da área do entorno do emissário submarino, usando-se ensaios de laboratório e um modelo matemático de decaimento bacteriano. Foram levantados tempos de decaimento de 90% da população inicial (T_{90}) dos ensaios em laboratórios, levados a cabo de modo a simular as condições mais críticas ao risco de persistência deste indicador em água marinha (condições noturnas), e produzidos por modelos matemáticos simulando as condições noturnas e diversas condições de insolação diurnas. Foram obtidos valores de T_{90} nos ensaios de laboratório e sob condições noturnas entre 21,8 e 24,5 horas para as praias e de 30 horas para o emissário. Já para as condições diurnas os valores modelados estiveram entre 2,1 e 16,3 horas nas proximidades do emissário e entre 0,8 e 9,5 nas praias, dependendo da insolação correspondente ao horário do dia avaliado. Os ensaios em laboratório confirmaram o comportamento previsto pelo modelo de decaimento usado, ambos produzindo valores de T_{90} superiores aqueles tradicionalmente usados em projetos de emissários submarinos, indicando a necessidade de uso de valores mais conservativos em tais projetos. Os resultados também apontam para a necessidade de observação desta variabilidade nos planos de amostragem de águas de banho, visto que as concentrações dos indicadores serão fortemente dependentes do horário de coleta.

PALAVRAS-CHAVE: Modelagem ambiental. Águas costeiras. Balneabilidade. Galerias pluviais. Emissário submarino. Decaimento bacteriano. T_{90} .

INTRODUÇÃO

Cerca de ¾ da população brasileira é urbana e vive em cidades litorâneas localizadas em seus 8.000 Km de costa, onde a população e as atividades turísticas têm crescido enormemente nos últimos anos (IBGE, 2002). Exemplo disto é a cidade de Fortaleza, quinta cidade mais populosa do Brasil, com quase 2,5 milhões de habitantes e um importante centro turístico e recreativo do nordeste brasileiro. Não sendo esta realidade distinta de muitos outros países, ela implica em altas taxas demográficas, com consequente elevado consumo de água e geração de altas vazões de esgotos sanitários.

Em regiões litorâneas onde os sistemas de esgotamento sanitário são parcial ou totalmente inexistentes há, como consequência, o lançamento de esgotos sanitários não tratados diretamente em suas praias. Aliado a isto, o escoamento de águas pluviais em áreas urbanas é uma das principais fontes de contaminação microbiana das águas de superfície, sendo responsável por uma parcela significativa da poluição que ocorre em águas costeiras (CARDONHA *et al.*, 2004). Isto decorre da drenagem de áreas com ausência ou deficiência de sistemas de coleta de esgoto e de resíduos sólidos, aliada às ligações clandestinas de esgotos nos

sistemas de drenagem (CARVALHO; POLISEL, 2005; FONSECA; PINTO, 1997; SERCU *et al.*, 2011; SOARES, 1999). Diversos autores têm demonstrado a existência de numerosas fontes de contaminação, nas quais concentrações elevadas de bactérias estão presentes. Fontes de contaminantes fecais, em águas marinhas de recreação, incluem aquelas tradicionalmente bem conhecidas, como descargas pontuais de esgotos brutos ou tratados que desagüam na costa de forma direta - via extravasores em sistemas combinados ou separativos e via emissários submarinos mal projetados ou operados (EPA, 2004) - ou de forma indireta via rios, canais e galerias pluviais (HAACK *et al.*, 2003; SOLO-GABRIELE *et al.*, 2000), bem como aquelas difusas relacionadas às atividades humanas na própria água de banho e na areia (ELMIR *et al.*, 2007; GERBA, 2000), fezes animais e recrescimento bacteriano na areia das praias e no solo da bacia drenante (EVANSON; AMBROSE, 2006; HAACK *et al.*, 2003; KAY *et al.*, 1999; SOLO-GABRIELE *et al.*, 2000), além daquelas relacionadas com o escoamento superficial (ARAUJO *et al.*, 2011; CROWTHER *et al.*, 2001; FERGUSON *et al.*, 2003; HE; HE, 2008; SOARES, 1999; WALTERS *et al.*, 2011).

Por outro lado, a disposição oceânica de efluentes domésticos é uma das formas mais antigas de dispor as águas residuárias geradas pelo homem, através da qual estas são diluídas pela grande capacidade de diluição das águas marinhas (YANG *et al.*, 2000). Simultaneamente aos fenômenos de diluição, um segundo fator de igual importância ocorre devido à submissão dos poluentes não conservativos (como organismos contaminantes presentes nos esgotos sanitários) às condições físicas, químicas e biológicas agressivas do meio. Neste processo, os organismos patogênicos imersos na água salgada vão sendo reduzidos por morte em contato com a água do mar, por ser este um ambiente adverso a sua manutenção (GONÇALVES; SOUZA, 1997). Segundo Feitosa (2003) e Rozen e Belkin (2001) o processo de inativação bacteriana é função dos seguintes fatores:

- a) sedimentação – resultado da associação de coliformes com partículas existentes na coluna d'água que posteriormente se depositam no fundo;
- b) fitoplâncton – pela liberação de compostos bactericidas (clorofilídios) produzidos pelo fitoplâncton;
- c) metais pesados – por sua toxicidade é considerado como um importante mediador da taxa de decaimento bacteriano;
- d) predação e parasitismo – em corpos d'água naturais podem ser significativos na redução da população de coliformes;
- e) temperatura – o decaimento bacteriano é diretamente proporcional à temperatura;
- f) salinidade – o decaimento bacteriano é diretamente proporcional à salinidade;
- g) radiação solar – é o mais importante destes fatores, havendo aumento da taxa de morte bacteriana de forma exponencial com a intensidade luminosa.

Embora a salinidade seja um dos responsáveis pelo decaimento bacteriano, muitas espécies são resistentes a altos níveis de sal como as do grupo enterococos o qual se caracteriza pela capacidade de crescer na presença de 6,5% de cloreto de sódio (BRASIL, 2000). Enquanto estudos mostram que *E. coli* também pode se manter em águas marinhas (CASTRO *et al.*, 2006).

Dentre os agentes responsáveis pelo decaimento bacteriano, a foto-oxidação induzida pela radiação solar se mostra como o mais importante (CARVALHO, 2003; CASTRO *et al.*, 2006). A morte celular pela radiação Ultra Violeta (UV) é causada, principalmente, por sua ação sobre o DNA, sendo a faixa de 260nm a mais efetiva. A radiação UV possui energia suficiente para induzir uma ligação covalente entre duas bases nucleotídicas adjacentes (citosina e timina), aumentando com isso a probabilidade de inserção de um nucleotídeo incorreto durante a replicação do DNA, sendo esse um dos seus principais efeitos (MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2004). Dessa forma, caso uma contaminação fecal no ambiente marinho ocorra à noite, não se espera uma significativa mortalidade das bactérias até o amanhecer. Enquanto que em uma contaminação diurna, a taxa de decaimento bacteriano é significativamente maior.

É sabido que a concentração de certa substância presente em um corpo de água, em um dado instante de tempo, depende das reações cinéticas de produção e consumo às quais ela está submetida. Pela Lei de Chick a relação entre a concentração de determinada população de bactérias (C) e o tempo é dado por:

$$dC/dt = -kC, \text{ cuja solução analítica é } C = C_0 e^{-kt}$$

Sendo esse decaimento bacteriano uma reação de primeira ordem e k a taxa de decaimento bacteriano, a qual pode inclusive não ser permanente no tempo em função da variabilidade do meio. Pode-se ainda relacionar o tempo necessário para reduzir 90% da população inicial, definido pelo parâmetro T_{90} , e a taxa de decaimento por:

$C/C_0 = 0,1 \Rightarrow \ln(0,1) = \ln(e^{-kT_{90}})$, resultando em: $T_{90} = 2,3/k$.

Muitos modelos consideram a constante k dependente da temperatura, salinidade e radiação solar, por ser estes os principais fatores de degradação bacteriana (ALKAN *et al.*, 1995; CANTERAS *et al.*, 1995; YUKSELEN *et al.*, 2003). Outros inserem ainda um quarto fator relativo à predação destes microrganismos pela biota presente no meio (YANG *et al.*, 2000). Para o desenvolvimento de tais modelos, ensaios em laboratório ou em campos são realizados de modo a simular as condições ambientais próximas às reais, porém de forma controlada, permitindo a avaliação dos efeitos dos fatores ambientais, isolados ou em conjunto, sobre as taxas de decaimento de determinada espécie ou grupos de bactérias. O Quadro 1 mostra algumas formulações disponíveis na literatura para cálculo do decaimento bacteriológico, aplicáveis a coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, discutidas em detalhes por Feitosa e Rosman (2007). Tais autores, avaliando os modelos matemáticos mencionados, concluem que é melhor optar por modelos que não consideram os efeitos da predação, em função das incertezas e aleatoriedade deste processo, causando grandes variações nas taxas de decaimento.

Quadro 1 – Modelos de decaimento apresentados por Feitosa e Rosman (2007).

Autores	Modelo
Bellair <i>et al.</i> (1977)	^a $T_{90} = 3,4\bar{I}^{-0,42}$
Chamberlim e Mitchell (1978)	^b $k = k_1\bar{I}$; (com k_1 entre 0,321 e 0,385)
Mancini (1978)	^b $k_{TS} = [0,8 + 0,006 \times (\% \text{águasalgada})]1,07^{(T-20)} + \bar{I}$
Šolić e Krstulović (1992)	$T_{90} = \exp(3,985 - 0,0043R_s - 0,0187T)$
Canteras <i>et al.</i> (1995)	^d $k = 2,533 \times 1,04^{(T-20)} \times 1,012^S + 0,113\bar{I}$
Sarikaya e Saatçi (1995)	^b $k_L = -0,3566 + 0,0789\bar{I}; p/\bar{I} > 10$ $k_L = -0,06 + 0,065\bar{I}; p/\bar{I} < 10$
Guillaud <i>et al.</i> (1995)	^e $T_{90} = 53683\bar{I}^{-0,66}$
Yang <i>et al.</i> (2000)	$k_p = -2,8787 \times 10^{-2} + 3,4919 \times 10^{-7}L + 1,4365 \times 10^{-3}S$

T_{90} em horas; k e k_L em h^{-1} ; k_{TS} em dia^{-1} ; T em $^{\circ}C$; S em ‰; ^a \bar{I} em MJ/m^2 ; ^b \bar{I} em cal/cm^2h ; ^c \bar{I} em $langley/h$; ^d \bar{I} e R_s em W/m^2 ; ^e \bar{I} em $\mu E/m^2h$.

No Brasil, estudos de modelagem de lançamentos de efluentes por emissários submarinos utilizaram valores de T_{90} de 1,5 horas por Santos (2002) no Ceará; 0,48 a 60,3 horas por Carvalho (2003), 1,1 a 42,7 horas por Feitosa (2003) no Rio de Janeiro e 2,1 a 23 horas por Pereira (2012) em Fortaleza.

Estimativas levantadas por Pereira *et al.*, (2008), a partir de experimentos em laboratório realizados em Fortaleza, resultaram em T_{90} entre 0,8 e 9,9 horas, dependendo do grau de exposição solar a que estavam sujeitos os organismos. Ensaios feitos em campo em 1975 para o projeto do emissário submarino de Fortaleza resultaram em valores de T_{90} ainda menores, variando de 1h a 1,5h (OCCHIPINTI, 1976). A concentração de coliformes termotolerantes foi avaliada em uma área marinha sob influência de lançamentos de esgotos, determinando-se sua concentração a cada 15 minutos, durante 4 a 6 horas do dia (possivelmente próximo ao meio dia), razão pela qual os valores acima foram tão baixos. Segundo o autor, tais valores são próximos daqueles encontrados no litoral santista durante o verão. Ainda para o litoral de Santos, Occhipinti (1991) menciona valores de 0,76 a 3,67 horas durante o inverno e entre 0,87 e 2,68 horas na primavera. Valores mais próximos àqueles usados em Fortaleza foram encontrados por Britto *et al.* (1986) em Ipanema os quais variaram de 0,98 a 1,26 horas, enquanto Roberts *et al.* (2010) citam os valores mencionados na Tabela 1.

Tabela 1 – Valores de T_{90} adotados em projetos de diversos locais (ROBERTS *et al.*, 2010).

Local	T_{90} (horas)
Honolulu, Havaí	$\leq 0,75$
Baía de Maiaguez, Porto Rico	0,7
Rio de Janeiro, Brasil	1,0
Nice, França	1,1
Accra, Gana	1,3
Montevideu	1,5
Santos, Brasil	0,8 – 1,7
Fortaleza, Brasil	$1,3 \pm 0,2$
Maceió, Brasil	$1,35 \pm 0,15$

Há ainda alguns valores guias adotados por normas específicas, como 1,5 a 2,5 horas (UNEP, 1996; 2004) ou não menos que 2 horas e 3 horas na costa mediterrânea e atlântica espanhola, respectivamente (ESPANHA, 1993). Em água doce estes valores são ainda mais variáveis e em geral superiores, indo desde duas horas até sete dias segundo EPA (1985), embora Fioravanti *et al.* (2011), em um estudo de decaimento no Rio da Prata, Argentina, tenham encontrado valores entre duas e quatro horas.

Percebe-se nestes valores uma grande variabilidade, podendo isto ser devido às diferenças de condições dos ensaios, em especial às intensidades de radiação solar a que foram expostas as populações.

Nesta perspectiva, este trabalho buscou avaliar experimentalmente as taxas de decaimento e os tempos de redução de 90% (T_{90}) de populações de *Escherichia coli* em águas costeiras de Fortaleza (CE) para as condições noturnas locais, condições estas correspondentes às mais críticas quanto ao risco de persistência de patógenos, complementando-os com valores teóricos calculados para as mesmas ou distintas condições experimentais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Ensaio em laboratórios foram desenvolvidos de forma a reproduzir as condições de decaimento noturno de populações de *E. coli*, condição esta que se justifica em função de ser a mais crítica por permitir uma maior persistência deste contaminante no ambiente, devido à inexistência do efeito deletério das radiações UV. Para tanto foram coletadas amostras de água marinha em um ponto localizado entre os difusores do emissário submarino de Fortaleza e o porto do Mucuripe e em três praias situadas na parte leste, central e oeste do litoral do município, totalizando quatro ambientes distintos em termos de características físico-químicas e biológicas. Volumes de 99 mL de cada ambiente foram inoculados com 1mL de esgoto bruto proveniente de uma estação de tratamento de esgoto, proporcionando assim uma diluição de 100 vezes, e mantidos ao abrigo da luz sob temperatura de 28° C. No instante imediato após a inoculação (T_0) e a cada 24 horas de exposição foram retiradas alíquotas de 100mL para quantificação da população de *E. coli* presente em cada ambiente.

Para quantificação, se utilizou o método do substrato cromogênico (APHA, 2005), adotando-se o substrato comercial Colilert 18 da IDEXX, indicado para detecção simultânea de coliformes totais e *E. coli* após 18 horas de incubação. Diferentemente da linha Colilert 24, este outro é indicado para detecção de *E. coli* em ambientes marinhos, desde que a amostra tenha sido diluída no mínimo 10 vezes em água de diluição. Todo o procedimento foi feito em duplicata, utilizando-se diluições de 10^{-1} a 10^{-4} e as concentrações expressas em número mais provável (NMP) por 100mL. Posteriormente as concentrações foram expressas em base 10 e plotadas contra o tempo de exposição para construção das curvas de decaimento e cálculo das taxas de decaimento, representada pela inclinação das retas de cada experimento. Os valores de T_{90} obtidos foram então avaliados em relação às diferenças da qualidade da água de cada ambiente, previamente analisada quanto a pH, salinidade e turbidez, e comparados com os valores previstos por modelos matemáticos para as mesmas condições de salinidade, temperatura e ausência de radiação solar.

Complementando o trabalho experimental, um modelo teórico de decaimento bacteriano foi utilizado para comparar com os valores de T_{90} aqui produzidos. Para tanto foi usado o modelo de decaimento proposto por Mancini (1978) e detalhado em Feitosa e Rosman (2007), sendo este um modelo bastante sofisticado e que vem sendo adotado em diversos trabalhos do gênero (CARVALHO, 2003; FEITOSA; ROSMAN, 2007; FRICK, 2004; PEREIRA, 2012). O termo referente à intensidade luminosa (I) mostrado no Quadro 1 foi desenvolvido em função da absorção de luz pela coluna d'água resultando em:

$$k_d = [0,8 + 0,006(\% \text{ Águas Salgadas})] \cdot 1,07^{(t-20)} + k_t I_0 \left(\frac{1 - e^{-k_e H}}{k_e H} \right)$$

onde:

t é a temperatura em °C;

%Água salgada é o percentual da água salgada que varia de 0 a 100%, sendo este último correspondente à salinidade de 3,5‰;

I_0 a radiação solar incidente na superfície em Ly/h;

K_e o coeficiente de extinção luminosa em m⁻¹ e

H a profundidade local em metros.

O valor de K_d obtido representa o valor médio da taxa de decaimento bacteriano, em dia⁻¹, ao longo da coluna d'água até a profundidade de H metros. Foram usados dados de radiação solar obtidos de uma estação meteorológica local, correspondente a duas distintas condições: inverno (março de 2009) e verão (outubro de 2009). Já para o coeficiente de extinção luminosa foram consideradas medições de transparência da água da região nas duas condições mencionadas acima.

RESULTADOS OBTIDOS

Os ensaios de decaimento de populações de *E. coli* em água marinha e na ausência de radiação solar resultaram em valores de T_{90} de 30 horas em águas próximas ao emissário, enquanto nas águas colhidas próximas às praias os valores se reduziram a: 24,5 no setor leste, 22,4 no setor centro e 21,8 no setor oeste (Tabela 2). Tais valores foram obtidos a partir das curvas mostradas na Figura 1-A. Embora se tenha notado um ligeiro aumento da salinidade das águas próximas à costa, tal diferença não justificaria uma redução tão significativa desses tempos. Como estas águas apresentaram valores de turbidez bem superiores àquela próxima ao emissário, as maiores taxas de decaimento bacteriano observado podem ter sido provocadas por uma mais intensa atividade de predação bacteriana pelos organismos do meio, assumindo-se que tal turbidez tenha sido provocada por uma maior microbiota presente no local. Para comprovar tal hipótese seria necessário excluir este agente, repetindo os ensaios com águas das mesmas regiões in natura e estéreis.

Tabela 2 – Características físico-químicas das águas marinhas utilizadas nos ensaios de decaimento e valores de T_{90} obtidos

Parâmetros	Emissário	Setor Leste	Setor Centro	Setor Oeste
Salinidade (‰)	35,7	36,5	36,1	36,1
Turbidez (NTU)	2,6	11,4	21,8	26,5
pH	7,9	8,2	8,6	8,1
T_{90} (h)	30,0	24,5	22,4	21,8

Como se observa na Figura 1, os coeficientes de correlação encontrados variaram de bons ($R^2 = 0,86$) a excelentes ($R^2 = 1$). Este último caso foi obtido quando se excluíram as concentrações mensuradas no instante inicial.

Os valores de T_{90} encontrados nas proximidades do emissário são bastante condizentes com a faixa de variação entre 25,98 a 30,99 relatados por Salas (2006) em ensaios semelhantes aos aqui realizados, porém com águas do mar cántabrico, norte da Espanha, utilizando-se de cepas puras de *E. coli*. Já Pereira e Alcântara (1993), em ensaios com águas do estuário de Aveiro (Portugal) e se utilizando de culturas de *E. coli* autóctones, encontraram valores entre 35 e 59 horas. Nos estudos sobre decaimento bacteriano realizados por Sarikaya e Saatçi (1995) com coliformes totais são relatados valores de 21,6 horas a 30°C e 31,6 a 25°C, os quais estão dentro da faixa aqui encontrada para as águas próximas à costa e ao emissário, muito embora os nossos trabalhos tenham se focado em *E. coli*. Já Šolić e Krstulović (1992) obtiveram valores de T_{90} na ausência de luz para o Mar Adriático variando entre 51,2 e 145,1 horas enquanto estudos mais recentes realizados por Yuxselen *et al.* (2003) no Mar Negro, encontraram valores entre 17,4 (a 25,5°C) e 34,8 horas (a 9,5°C).

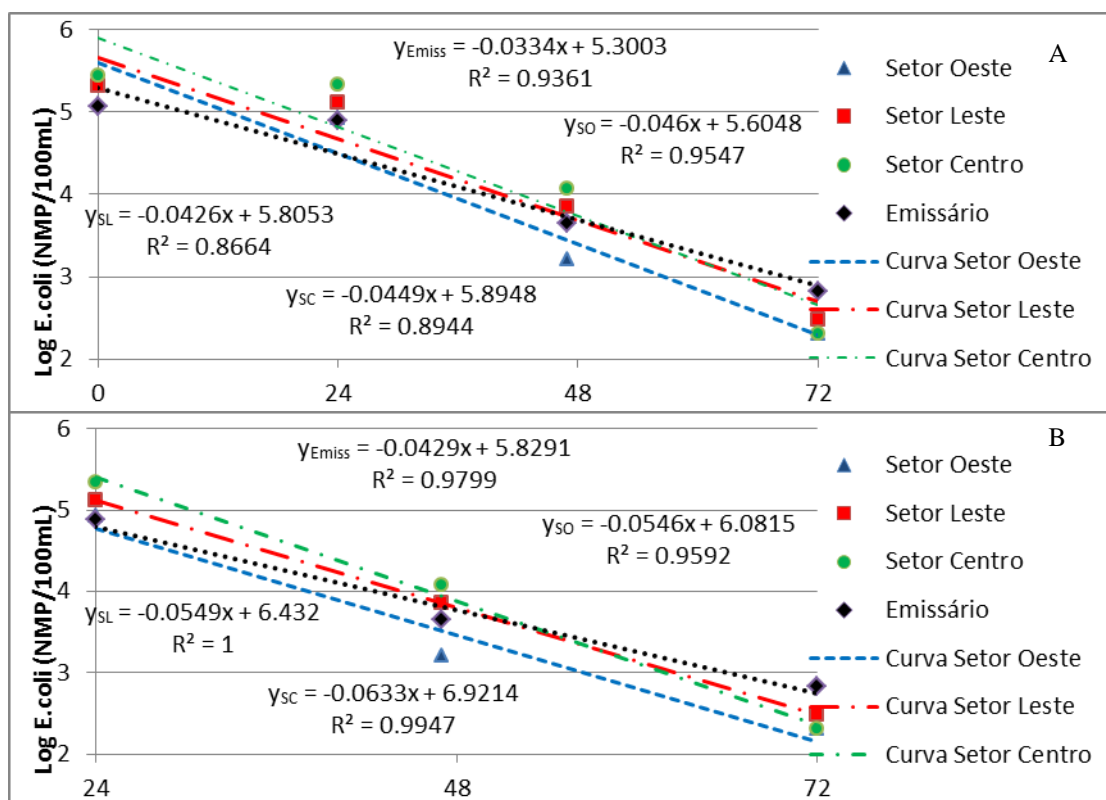


Figura 1 – Curvas de decaimento de populações de *E. coli* expostas à água marinha das áreas indicadas na ausência de luz solar. Curvas da figura B obtidas com a exclusão dos valores referentes ao tempo inicial.

Quanto aos valores encontrados a partir dos modelos matemáticos usados, calculados para as praias entre 22,5 e 22,7 horas, estes também são bastante coerentes com os que foram aqui encontrados durante os ensaios de decaimento em laboratório (21,8 e 24,5 horas - Tabela 3). Já os valores de T_{90} gerados pelo modelo para o entorno do emissário se apresentaram menores que os ensaios de laboratório. Como discutido acima, tal fato pode ter sido devido a uma maior atividade de predação encontrada no meio.

Tabela 3 – Valores de T_{90} obtidos pelos ensaios de decaimento e modelados para as mesmas condições de obscuridade, salinidade e temperatura (28°C).

Parâmetros	Emissário	Setor Leste	Setor Centro	Setor Oeste	Média dos Setores
Salinidade (‰)	35,7	36,5	36,1	36,1	36,2
T_{90} medido (h)	30,0	24,5	22,4	21,8	22,9
T_{90} modelado (h)	22,7	22,5	22,6	22,6	22,6
Diferença (%)	24	8	-1	-4	1

Valores de T_{90} modelados para as condições diurnas

Observando a Figura 2, verifica-se que, durante os períodos diurnos, os horários entre 12:00h e 13:00h conduzem aos menores tempos em função das maiores intensidades de radiação se concentrarem neste intervalo para a região de Fortaleza.

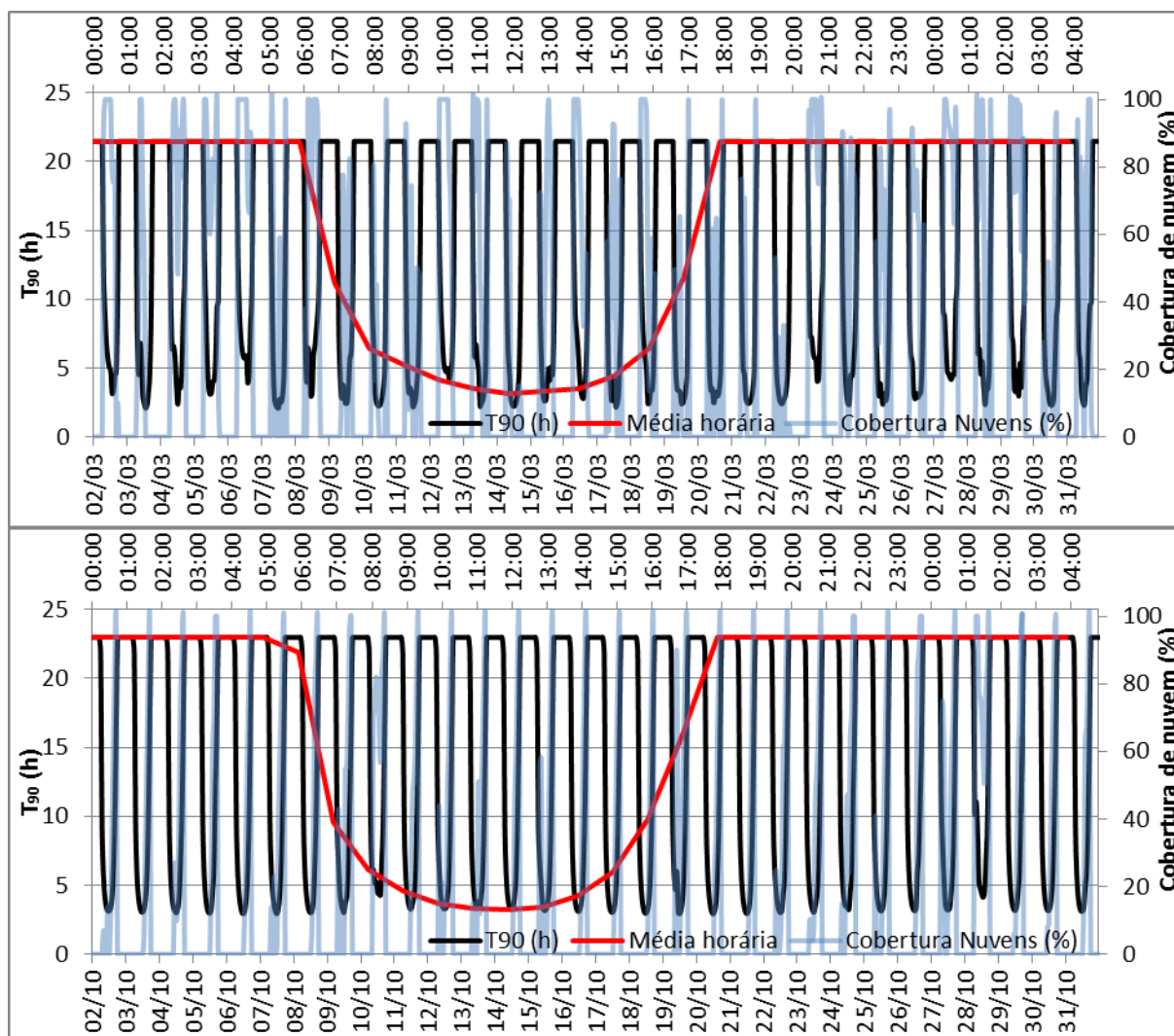


Figura 2 – Valores de T_{90} médios horários e ao longo dos dias de março (superior) e outubro (inferior) de 2009 para o emissário submarino de Fortaleza, acompanhados dos percentuais de cobertura de nuvem utilizados nos modelos.

Devido à menor cobertura de nuvens dos meses de outubro, observa-se neste uma maior frequência diurna de baixos valores de T_{90} e uma maior homogeneidade da distribuição, estando mais de 75% dos valores (3°. Quartil) abaixo de 4 horas durante o intervalo entre as 10 e 13h (Figura 3 B). Ao passo que em março este intervalo se reduz para 12 às 13h (Figura 3 A). Há de se esperar, portanto, que nos meses chuvosos haja uma maior persistência da contaminação fecal nas águas da região, apesar de se observar que em março foram encontrados valores mínimos de T_{90} de 2,1 horas enquanto em outubro os mínimos valores foram de 2,9 horas. Este fato se explica pela maior transparência da água típica do primeiro semestre em função da menor turbulência, com consequente menor ressuspensão de materiais, provocada pela redução da velocidade das correntes desse período, conforme discutido por Pereira (2012).

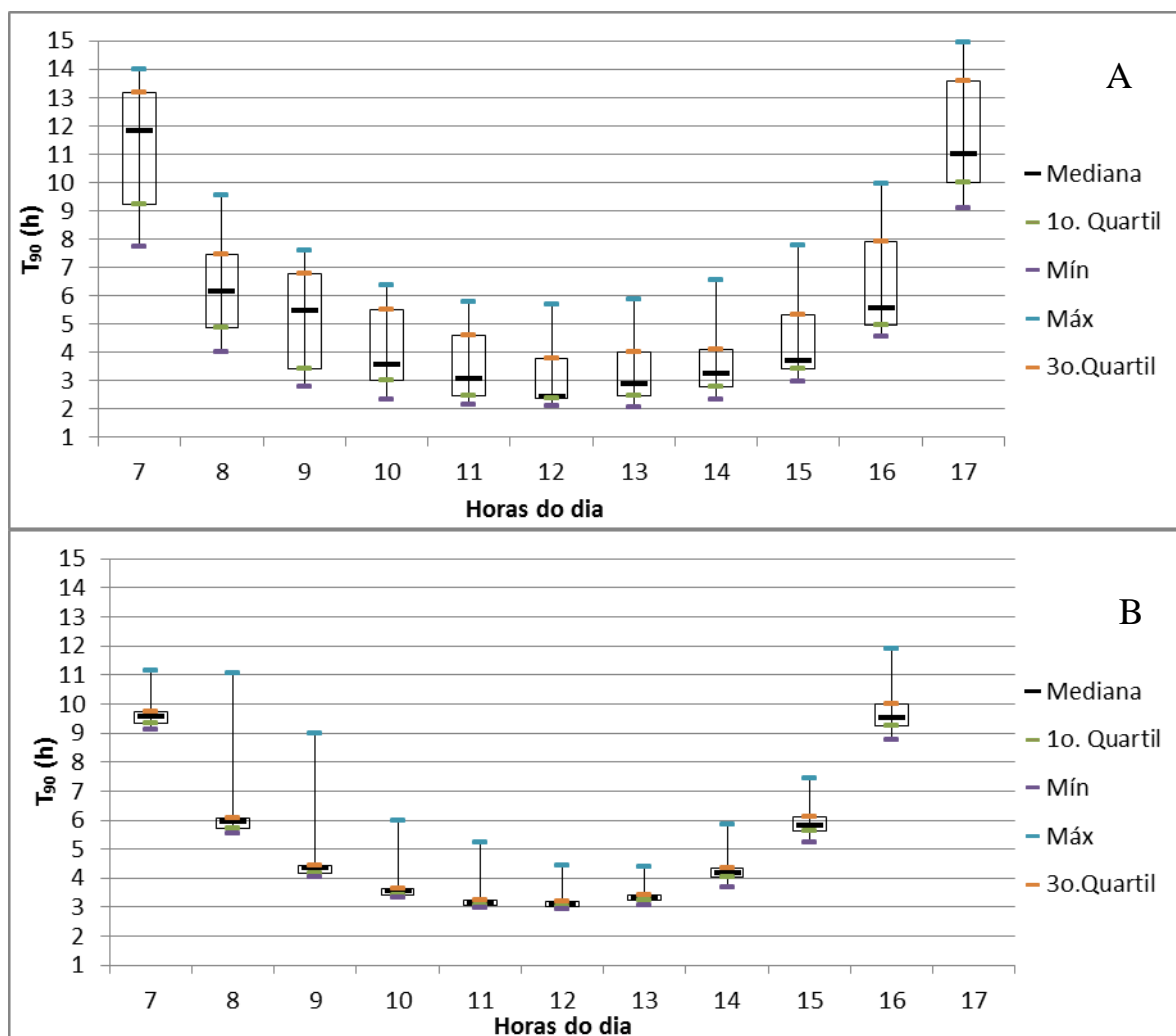


Figura 3 – Estatística dos valores de T_{90} ao longo das horas diurnas em março (A) e outubro (B) de 2009 na área do entorno do emissário submarino.

Comparando-se os valores médios horários produzidos pelo modelo para a região do entorno do emissário e para as praias, observa-se que estes últimos são menores (Figura 4), reflexo de uma menor espessura de coluna d'água disponível para absorção da radiação solar incidente.

A faixa de variação diurna calculada pelo modelo (entre 2,1 e 16,3 horas nas proximidades do emissário e entre 0,8 e 9,5 nas praias) é coerente com aquela encontrada por Pereira *et al.* (2008), entre 0,8 e 9,9 horas, para uma cepa de *E. coli* isolada no Riacho Maceió e incubada em água marinha sob condições de contínua exposição à radiação solar natural, tendo esta água origem na área próxima à desembocadura daquele riacho (Setor Centro). Apesar desta semelhança, algumas ressalvas a este estudo devem ser consideradas em função do mesmo se limitar a experimentos de laboratório sem o devido monitoramento das intensidades de radiação solar incidentes na população exposta, não sendo possível, portanto, precisar a que horários aqueles valores de T_{90} correspondem.

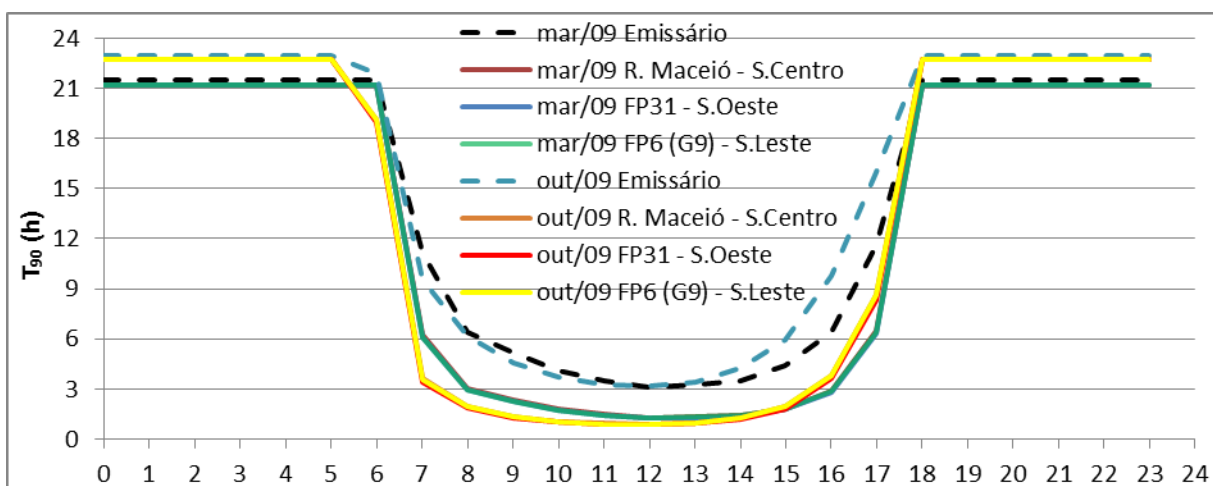


Figura 4 – Valores médios horários de T_{90} para a região do entorno do emissário e para as praias dos setores Leste, Centro e Oeste nos meses de março e outubro de 2009.

Estudos de campo realizados por Occhipinti (1976) na costa de Fortaleza entre setembro de 1975 e janeiro de 1976 para a elaboração do projeto do emissário de Fortaleza, resultaram em valores de T_{90} para Coliformes totais entre 1 e 1,5 horas. A obtenção de valores tão baixos indica que possivelmente tais ensaios foram conduzidos nos horários de maior insolação ou a profundidades reduzidas, conduzindo provavelmente a uma subestimação deste parâmetro.

Estudos levados a cabo no Mar Vermelho por Sarikaya e Saatçi (1995), resultaram em valores de T_{90} em condições de luminosidade de 0,53 horas, enquanto em ausência de luz os valores aumentavam entre 70 e 80 vezes. Já estudos mais recentes realizados por Yukselen *et al.* (2003) no Mar Negro, encontraram valores de T_{90} 20 vezes maiores em presença de luz que em sua ausência. Enquanto Šolić e Krstulović (1992) obtiveram valores de T_{90} para o Mar Adriático variando entre 0,96 e 4,89 horas, dependendo da intensidade de luz a que os indicadores estavam expostos, enquanto que na ausência de luz se chegou a alcançar valores entre 51,2 e 145,1.

No presente trabalho os valores teóricos gerados pelos modelos em condições de ausência de luz foram até 30 vezes maiores que aqueles produzidos para a condição de máxima luminosidade. De forma análoga, os valores determinados nos ensaios de laboratório em condições noturnas foram até 37 vezes maiores que aqueles relatados por Pereira *et al.* (2008) sob condições de luminosidade local.

Conforme se constata pelas Figuras 2 a 4, as concentrações de indicadores de contaminação em ambientes costeiros são fortemente afetadas pela radiação solar, implicando na dramática influência do horário de coleta de amostras de planos de monitoramento nas concentrações encontradas. Esta observação leva a duas importantes implicações. Primeiramente a rotina de monitoramento deve considerar a possibilidade de coletar as amostras nas primeiras horas da manhã antes que a radiação solar reduza a eventual população existente no ambiente. Isto por que, sendo os vírus associados à contaminação fecal bem mais resistentes a tal radiação, haveria o risco de sua presença em concentrações não seguras, apesar do indicador de contaminação expressar o contrário. Em segundo lugar, monitoramentos destinados a avaliar fontes de contaminação devem ser cuidadosos ao relacionar locais amostrados a diferentes horários; por exemplo, um aparente gradiente espacial de concentração do indicador pode estar refletindo na realidade uma variação provocada pelas diferenças entre as horas de coleta (BOEHM *et al.*, 2002) e não devido aos locais amostrados.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados obtidos de T_{90} para as águas marinhas das proximidades de praias de Fortaleza em condições noturnas, entre 21,8 e 24,5 horas, são coerentes com aqueles relatados em literatura e bastante próximos dos previstos por modelos matemáticos de decaimento.

Os valores de T_{90} em condições noturnas encontrados nas proximidades do emissário são bastante condizentes com aqueles relatados na literatura em ensaios similares, embora tenha se apresentado maiores que o previsto pelo modelo.

Já os valores modelados para as condições diurnas estiveram entre 2,1 e 16,3 horas nas proximidades do emissário e entre 0,8 e 9,5 nas praias.

Embora condizentes com ensaios de campo realizados por vários autores e sob diferentes níveis de insolação, tais valores foram superiores aos valores adotados por diversos projetos de emissários submarinos no Brasil. Possivelmente os ensaios de campo à época realizados se restringiram aos horários de maior insolação (10 às 13h) ou foram desenvolvidos apenas nas camadas superficiais de água.

Como recomendações, visto que o parâmetro T_{90} é de crucial importância à avaliação do comportamento de efluentes sanitários lançados em corpos d'água, recomenda-se que sejam feitos ensaios em campo, acompanhados da medição da intensidade de radiação incidente, salinidade e temperatura para construção da curvas de decaimento e, com elas, obtidas as taxas de decaimento e os valores de T_{90} em função dos parâmetros ambientais coletados. Estas taxas devem ser correlacionadas com os parâmetros citados para obtenção de funções que descrevam o comportamento destas bactérias frente aos parâmetros levantados localmente.

Além disto, recomenda-se que novos projetos de emissários levem em consideração valores variáveis de decaimento, evitando-se assim o risco de subestimação de efeitos contaminantes, que podem ocorrer, em especial, nas primeiras horas do dia.

Uma última recomendação diz respeito aos planos de amostragem de águas de banho, como o decaimento bacteriano é dependente da radiação solar, tais planos devem considerar a influência deste fator nos resultados produzidos pelo monitoramento. Um aparente gradiente espacial de concentração do indicador pode estar refletindo na realidade uma variação provocada pelas diferenças entre as horas de coleta e não devido aos locais amostrados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALKAN, U.; ELLIOTT, D. J.; EVISON, L. M. Survival of enteric bacteria in relation to simulated solar radiation and other environmental factors in marine waters. *Water Research*, v. 29, n. 9, 1995.
2. APHA, A. P. H. A. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. Washington, D.C, 2005.
3. ARAÚJO, A. L. C. DE; MELO, L. E. L. DE; DINIZ, R. F. A influência da estação chuvosa na balneabilidade. 26o. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais... , 2011. Porto Alegre: ABES, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.
4. BELLAIR, J. T.; PARR-SMITH, G. A.; WALLIS, I. G. Significance of Diurnal Variations in Fecal Coliform Die-off rates in the Design of Ocean Outfalls. *Journal Water Pollution Control Fed.*, v. 49, n. 2, p. 2022–2030, 1977.
5. BRASIL. Resolução No. 274. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2000.
6. BRITTO, E. R.; JORDÃO, E. P.; SEMERARO, J.; CASTRO, W. M. Ten Years of Operation of Rio De Janeiro's Ipanema Submarine Outfall. *Water Science and Technology*, v. 18, n. 11, p. 177–187, 1986.
7. CANTERAS, J. C.; JUANES, J. A.; PÉREZ, L.; KOEV, K. N. Modelling the coliforms Inactivation Rates in the Cantabrian sea (bay of Biscay) from in situ and laboratory determinations of T_{90} . *Water science and technology*, v. 32, n. 2, p. 37–44, 1995.
8. CARDONHA, A. M. S.; VIEIRA, R. H. S. DOS F.; RODRIGUES, D. P. *et al.* Fecal pollution in water from storm sewers and adjacent seashores in Natal, Rio Grande do Norte, Brazil. *International microbiology: the official journal of the Spanish Society for Microbiology*, v. 7, n. 3, p. 213–8, 2004. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15492936>>. .
9. CARVALHO, J. F. DE; POLISEL, K. C. Padronização de serviços – plano de contingência para extravasamento de esgoto. 23. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais... , 2005. Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).
10. CARVALHO, J. L. B. DE. Modelagem e análise do lançamento de efluentes através de emissários submarinos, 2003. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
11. CASTRO, H. M. P. DE; VIEIRA, R. H. S. DOS F.; FONTELES-FILHO, A. A.; ALBUQUERQUE, W. F. DE; HOFER, E. Efeito da radiação solar na sobrevivência de *Escherichia coli*. *Arquivos de Ciências do Mar*, v. 39, p. 28–33, 2006. Disponível em: <www.labomar.ufc.br>. .

12. CHAMBERLIM, C. E.; MITCHELL, R. A decay model for enteric bacteria in natural waters. In: R. Mitchell (Ed.); Water Pollution Microbiology. p.325–348, 1978. New York: Wiley-Interscience Publication.
13. CROWTHER, J.; KAY, D.; WYER, M. D. Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters: the Fylde coast, UK. Water research, v. 35, n. 17, p. 4029–38, 2001. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11791832>>. .
14. ELMIR, S. M.; WRIGHT, M. E.; ABDELZAHER, A. *et al.* Quantitative evaluation of bacteria released by bathers in a marine water. Water research, v. 41, n. 1, p. 3–10, 2007. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2633726&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 2/11/2011.
15. EPA. Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling. 2nd ed. Athens, 1985.
16. EPA. Impacts and Control of CSOs and SSOs. Washington, 2004.
17. ESPANHA. Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar. Ministerio de Obras Públicas y Transportes, 1993.
18. EVANSON, M.; AMBROSE, R. F. Sources and growth dynamics of fecal indicator bacteria in a coastal wetland system and potential impacts to adjacent waters. Water research, v. 40, n. 3, p. 475–86, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16386284>>. Acesso em: 2/10/2011.
19. FEITOSA, R. C. Modelagem da pluma do emissário submarino da Barra da Tijuca - RJ com T90 variável, 2003. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
20. FEITOSA, R. C.; ROSMAN, P. C. C. Emissários submarinos de esgoto: Aspectos de qualidade de água e modelagem computacional. Métodos Numéricos em Recursos Hídricos, v. 8. p.209, 2007. Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
21. FERGUSON, C.; RODA HUSMAN, A. M. DE; ALTAVILLA, N.; DEERE, D.; ASHBOLT, N. J. Fate and transport of surface water pathogens in watersheds. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 33, n. 3, p. 299–361, 2003. CRC Press LLC. Disponível em: <<http://www.informaworld.com/10.1080/10643380390814497>>. .
22. FIORAVANTI, O. A.; GARRIDO, S. H.; GUIDO, M. A.; VILAS, M. D. P. Estimating bacterial decay in the Río de la Plata River. International Symposium on Outfall Systems. Anais... , 2011. Mar del Plata.
23. FONSECA, E.; PINTO, V. G. Situação de balneabilidade das praias do litoral paraibano. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais... , 1997. Foz de Iguaçu: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Disponível em: <www.bvsde.paho.org>. .
24. FRICK, W. E. Visual Plumes mixing zone modeling software. Environmental Modelling & Software, v. 19, n. 7-8, p. 645–654, 2004. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815203001890>>. Acesso em: 15/7/2011.
25. GERBA, C. P. Assessment of Enteric Pathogen Shedding by Bathers during Recreational Activity and its Impact on Water Quality. Quantitative Microbiology, v. 2, n. 1, p. 55–68, 2000. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/content/v1m142u368n01555/>>. .
26. GONÇALVES, F. B.; SOUZA, A. DE P. Disposição oceânica de esgotos sanitários: História, teoria e prática. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 1997.
27. GUILLAUD, J. F.; DERRIEN, A.; GOURMELON, M.; POMMEPUY, M. T90 as a tool for engineers: interest and limits. Water science and technology, v. 35, n. 11-12, p. 277–281, 1995.
28. HAACK, S. K.; FOGARTY, L. R.; WRIGHT, C. *Escherichia coli* and enterococci at beaches in the Grand Traverse Bay, Lake Michigan: sources, characteristics, and environmental pathways. Environmental science & technology, v. 37, n. 15, p. 3275–82, 2003. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12966970>>. .
29. HE, L.-M. L.; HE, Z.-L. Water quality prediction of marine recreational beaches receiving watershed baseflow and stormwater runoff in southern California, USA. Water research, v. 42, n. 10-11, p. 2563–73, 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18242661>>. Acesso em: 2/10/2011.
30. KAY, D.; WYER, M. D.; CROWTHER, J.; FEWTRELL, L. Faecal indicator impacts on recreational waters: budget studies and diffuse source modelling. Journal of applied microbiology, v. 85, n. 1, p. 70S–82S, 1999. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21182695>>..
31. MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. Microbiologia de Brock. São Paulo: Prentice Hall, 2004.
32. MANCINI, J. L. Numerical estimates of coliforms mortality rates under various conditions. Journal Water Pollution Control Fed., v. 50, n. 11, p. 2477–2484, 1978.

33. OCCHIPINTI, A. G. Investigações e estudos meteorológicos, oceanográficos e de decaimento bacteriano. sistema de coleta, transporte e disposição oceânica de esgotos de Fortaleza, Relatório 1, Vol. 2., 1976. Companhia de Água e Esgoto do Ceará.
34. OCCHIPINTI, A. G. Bacterial disappearance experiments in Brazilian coastal waters. Int. Spec. Conf. on Marine Disposal Systems. Anais... , 1991. Lisboa.
35. PEREIRA, M. G.; ALCÂNTARA, F. Culturability of *Escherichia coli* and *Streptococcus faecalis* in batch culture and “in situ” in estuarine water (Portugal). Water Research, v. 27, n. 8, p. 1351–1360, 1993. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135493902235>> .
36. PEREIRA, S. P. Modelagem da qualidade bacteriológica das águas costeiras de Fortaleza (nordeste do Brasil), 2012. Universidade Federal do Ceará.
37. PEREIRA, S. P.; VIEIRA, R. H. S. DOS F.; CASTRO, H. M. P. DE. Avaliação preliminar do decaimento bacteriano de *Escherichia coli* nas condições ambientais de Fortaleza - Ce. XI Encontro Nacional de Microbiologia Ambiental - ENAMA. Anais... p.45–47, 2008. Fortaleza: Imprensa Universitária - Universidade Federal do Ceará.
38. ROBERTS, P. J. W.; SALAS, H. J.; REIFF, F. M. *et al.* Marine wastewater outfalls and treatment systems. Londres: IWA Publishing, 2010.
39. ROZEN, Y.; BELKIN, S. Survival of enteric bacteria in seawater. FEMS microbiology reviews, v. 25, n. 5, p. 513–29, 2001. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11742689>>..
40. SALAS, L. M. L. Estudio de la desaparición de *Escherichia coli* en aguas del Mar Cantábrico. Variaciones espacio-temporales e importancia de la microbiota autóctona, 2006. Universidad de Cantabria.
41. SANTOS, J. S. DOS. Modelagem computacional da dispersão costeira de esgotos sanitários: O caso do emissário do Pecém, 2002. Universidade Federal do Ceará.
42. SARIKAYA, H. Z.; SAATÇI, A. M. Bacterial die-away rates in Red Sea waters. Water Science and Technology, v. 32, n. 2, p. 45–52, 1995. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0273122395005688>>..
43. SERCU, B.; WERFHORST, L. C. VAN DE; MURRAY, J. L. S.; HOLDEN, P. A. Sewage Exfiltration As a Source of Storm Drain Contamination during Dry Weather in Urban Watersheds. Environmental Science & Technology, v. 45, n. 17, p. 7151–7157, 2011. American Chemical Society. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es200981k>>. .
44. SOARES, J. B. Água: Microbiologia e tratamento. Fortaleza: Edições UFC, 1999.
45. SOLO-GABRIELE, HELENA M.; WOLFERT, M. A.; DESMARAIS, T. R.; PALMER, C. J. Sources of *Escherichia coli* in a coastal subtropical environment. Applied and environmental microbiology, v. 66, n. 1, p. 230–237, 2000. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=91811&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>.
46. UNEP. Guidelines for submarine outfall structures for mediterranean small and medium-sized coastal communities. Antenas: United Nations Environment Programme, 1996.
47. UNEP. Guidelines on sewage treatment and disposal for the Mediterranean region. Athens: UNEP/MAP, 2004.
48. WALTERS, S. P.; THEBO, A. L.; BOEHM, A. B. Impact of urbanization and agriculture on the occurrence of bacterial pathogens and stx genes in coastal waterbodies of central California. Water research, v. 45, n. 4, p. 1752–62, 2011. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21168181>>. Acesso em: 20/7/2011.
49. YANG, L.; CHANG, W.-S.; HUANG, M.-N. LO. Natural disinfection of wastewater in marine outfall fields. Water Research, v. 34, n. 3, p. 743–750, 2000. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135499002092>>.
50. YUKSELEN, M. A.; CALLI, B.; GOKYAY, O.; SAATCI, A. Inactivation of coliform bacteria in Black Sea waters due to solar radiation. Environment International, v. 29, n. 1, p. 45–50, 2003. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12605936>>.
51. ŠOLIĆ, M.; KRSTULOVIC, N. Separate 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, p. 411–416, 1992.