

Efeitos ambientais da disposição oceânica de esgotos por meio de emissários submarinos: uma revisão

Environmental effects of sewage oceanic disposal by submarine outfalls: a review

Denis Moledo de Souza Abessa*

Bauer Rodarte de Figueredo Rachid**

Gleyci Aparecida de Oliveira Moser***

Ana Júlia Fernandes Cardoso de Oliveira****

643

Artigo de Revisão • Review Paper
O Mundo da Saúde, São Paulo · 2012;36(4):643-661

Resumo

Os sistemas de disposição oceânica de esgotos domésticos, ou emissários submarinos, têm sido historicamente utilizados em todo o mundo como solução para destinação final de efluentes urbanos, principalmente devido aos aspectos econômicos. Porém, o descarte no oceano, seja em águas rasas ou mais profundas, pode induzir uma série de impactos ambientais negativos, dos quais se destacam a eutrofização, a floração de algas tóxicas, a introdução de microrganismos patogênicos e a contaminação por substâncias químicas capazes de produzir efeitos tóxicos sobre a biota e bioacumulação. Desse modo, o lançamento de esgoto não tratado no mar não constitui uma prática ambientalmente adequada, sendo necessário o tratamento dos efluentes de forma a remover nutrientes, contaminantes e organismos patogênicos e evitar a degradação ambiental.

Palavras-chave: Esgotos. Emissário Submarino. Poluição. Saúde Pública.

Abstract

Oceanic disposal systems of domestic sewage, or submarine sewage outfalls, have been historically used around the world as a solution for urban effluents, in special due to economic aspects. However, release into the ocean, in shallow or deep waters, may induce a set of negative environmental impacts, as eutrophication, toxic algal blooms, pathogenic microorganisms introduction and contamination by chemical substances which are capable of causing toxic effects to the biota and bioaccumulation. Thus, the release of untreated sewage into the sea does not constitute an adequate environmental practice; then, urban effluents should be treated in order to remove nutrients, contaminants and pathogenic organisms and avoid environmental degradation.

Keywords: Sewage. Submarine Outfall. Environmental Pollution. Public Health.

* Biólogo pela USP. Doutor em Oceanografia Biológica pela USP. Professor na Universidade Estadual Paulista, *Campus* Experimental do Litoral Paulista. São Vicente-SP, Brasil. E-mail: dmabessa@clp.unesp.br

** Oceanógrafo pela UERJ. Doutor em Oceanografia Biológica pela USP. Coordenador de Projetos na Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas. São Paulo-SP, Brasil. E-mail: bauer@fundespa.org.br

*** Bióloga pela UFSCar. Doutora em Oceanografia Biológica pela USP. Professora na Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Faculdade de Oceanografia. Rio de Janeiro-RJ, Brasil. E-mail: gleyci_moser@uerj.br

**** Bióloga pela OSEC. Doutora em Oceanografia Biológica pela USP. Professora na Universidade Estadual Paulista, *Campus* Experimental do Litoral Paulista. São Vicente-SP, Brasil. E-mail: ajuliaf@clp.unesp.br

Os autores declaram não haver conflito de interesses.

INTRODUÇÃO

No Brasil e mundo, as regiões costeiras abrigam a maior parte da população, incluindo grandes metrópoles, polos industriais, portos e zonas turísticas¹. Muitas das atividades humanas nas regiões costeiras envolvem a produção de resíduos, destacando-se os esgotos domésticos², que são considerados a forma mais comum e generalizada de poluição nas regiões costeiras.

Os esgotos domésticos geralmente apresentam uma composição típica³, com altos teores de sólidos totais e nutrientes (carbono orgânico total, séries nitrogenadas, fósforo orgânico e inorgânico, sulfetos, cloretos) e com quantidades variáveis de contaminantes, como metais, hidrocarbonetos, pesticidas e outras substâncias potencialmente tóxicas⁴, podendo apresentar toxicidade⁵. É muito comum também que os sistemas de coleta de esgotos urbanos recebam, além dos efluentes domésticos, contribuições de diferentes naturezas, como efluentes hospitalares, águas pluviais, resíduos de estabelecimentos comerciais, postos de gasolina e, eventualmente, indústrias de pequeno porte; portanto a composição final dos esgotos urbanos é bastante complexa e pode variar muito, dependendo da sua origem, apresentando em alguns casos elevados níveis de contaminantes. Além disso, em adição às partículas, ao carbono orgânico e às substâncias químicas, os esgotos podem apresentar também uma grande quantidade de microrganismos, como bactérias, vírus, fungos e leveduras, principalmente *Escherichia coli*, bactéria comumente encontrada no trato digestivo de mamíferos de sangue quente. Adicionalmente, muitos patógenos podem estar presentes nos esgotos (Quadro 1).

De modo geral, os principais impactos ambientais possíveis gerados pelo lançamento de esgotos no mar são a contaminação microbiológica, com seus consequentes riscos à saúde pública; o acréscimo de matéria orgânica e nutrientes no meio marinho, que pode levar à eutrofização² e induzir à hipóxia ou mesmo à anóxia; o aumento da turbidez, afetando a produção primária e os organismos

filtradores; e a contaminação química, gerando efeitos tóxicos sobre a biota^{6,7,8}. Todos esses impactos levam à inviabilização de alguns usos das águas marinhas, como a recreação por contato primário e secundário, a produção e manutenção dos estoques pesqueiros para fins de pesca e aquicultura, a deterioração dos aspectos estéticos e paisagísticos, os usos para fins de preservação do equilíbrio ecológico, entre outros.

Quadro 1. Patógenos potencialmente presentes em esgotos domésticos (adaptado de Hawkes⁹)

| Organismo | Doença relacionada |
|--|----------------------------------|
| Vírus | Poliomielite, hepatite |
| <i>Vibrio cholerae</i> | Cólera |
| <i>Salmonella typhi</i> | Febre tifóide |
| <i>Salmonella paratyphi</i> | Febre paratífóide |
| <i>Salmonella</i> spp | Contaminação alimentar, diarreia |
| <i>Shigella</i> spp | Disenteria bacilar |
| <i>Bacillus anthracis</i> | Antrax |
| <i>Brucella</i> spp | Brucelose, febre de Malta |
| <i>Mycobacterium tuberculosis</i> | Tuberculose |
| <i>Leptospira iceterohaemorrhagiae</i> | Leptospirose |
| <i>Entamoeba histolytica</i> | Amebíase, diarreia |
| <i>Schistosoma</i> spp | Esquistossomose |
| <i>Taenia</i> spp | Teníase, solitária |
| <i>Ascaris</i> spp e <i>Enterobius</i> spp | Ascariase (lombriga) |
| <i>Mycobacterium</i> spp | Dermatites, micoses |

Na zona costeira, em especial nas áreas com maiores adensamentos populacionais, duas alternativas têm sido adotadas para disposição dos esgotos urbanos: 1) o lançamento do esgoto em alto mar por meio de emissários submarinos, incluindo ou não algum tratamento prévio (pré-condicionamento); e 2) o tratamento primário e secundário dos resíduos, com lançamento do efluente em um corpo hídrico interior.

No Brasil, a disposição oceânica de efluentes urbanos por meio de emissários submarinos tem sido escolhida como uma alternativa satisfatória por alguns autores, tanto do ponto de vista econômico como do ponto de vista da melhoria da balneabilidade das praias^{1,10,11}, tendo sido adotada em diversas cidades litorâneas brasileiras^{12,13}. Recentemente, uma importante publicação discutiu aspectos da disposição oceânica de esgotos¹³, deixando evidente, porém, que a opção por essa alternativa se dá principalmente por motivos econômicos de curto prazo e de engenharia, e que os aspectos ambientais ainda

são menos importantes, em especial aqueles relativos à presença de contaminantes e nutrientes, mesmo que representem custos (externalizados) no que diz respeito às funções ecológicas.

De todo modo, antes da implantação de um sistema de disposição oceânica de esgotos por emissário submarino, ou seja, durante o Licenciamento Ambiental, estudos em campo e simulações devem ser realizados, considerando fatores como batimetria, hidrodinâmica, geomorfologia costeira, características oceanográficas, e ainda a extensão da tubulação do emissário submarino e número, espaçamento e dimensão dos difusores¹³. Os projetos devem contemplar não só a manutenção e/ou melhoria da qualidade do corpo hídrico receptor e da saúde pública, mas também garantir a diluição mínima exigida para o efluente, de modo a causar o menor grau de impacto ambiental possível na área de disposição¹².

Na maioria dos emissários submarinos do Brasil, os efluentes são submetidos a tratamento preliminar denominado pré-condicionamento¹², que consiste em gradeamento, peneiramento e, frequentemente, na desinfecção por meio de cloração. Eventualmente, algumas estações possuem também caixas retentoras de resíduos sedimentáveis¹³.

O pré-condicionamento dos esgotos é reconhecido como pouco efetivo na eliminação dos contaminantes presentes nos efluentes^{12,14}. Porém, alguns técnicos e pesquisadores consideram o corpo receptor marinho capaz de realizar naturalmente o processo de depuração, eliminação e diluição das substâncias³. Nesse caso, assume-se que o corpo receptor execute um tratamento natural do esgoto, no qual ocorrem os processos naturais de diluição e dispersão de substâncias, inativação de organismos patogênicos, evaporação do cloro e sedimentação do material particulado. Por outro lado, estudos recentes vêm contestando essa opinião, comprovando que o lançamento de efluentes domésticos no mar, por meio de emissários submarinos, pode causar diversas alterações ambientais, como será demonstrado a seguir.

ENRIQUECIMENTO POR NUTRIENTES, EUTROFIZAÇÃO E EFEITOS SOBRE PRODUÇÃO PRIMÁRIA

Um dos principais efeitos da disposição de efluentes urbanos em águas costeiras é o incremento da concentração de nutrientes, cujo aumento excessivo pode levar à eutrofização. Segundo Nixon¹⁵, a eutrofização é o aumento excessivo da produção de matéria orgânica, ou seja, com o aumento de nutrientes dissolvidos, ocorre um conseqüente aumento da biomassa fitoplanctônica e da matéria orgânica, que levam às modificações em toda a teia trófica. Em estágios mais avançados e em regiões com circulação restrita, ocorre diminuição dos teores de oxigênio dissolvido, devido à decomposição da matéria orgânica produzida, levando à morte dos organismos.

Pelley¹⁶, em uma revisão sobre eutrofização, discorreu sobre a possibilidade de controle desse problema, concluindo que apenas soluções em longo prazo são possíveis. Essa autora destaca algumas áreas aonde a eutrofização chegou a ponto de calamidade, como a zona morta ao norte do Golfo do México, onde, durante o verão, o ambiente torna-se anóxico junto ao fundo, levando a mortandade dos organismos. O mesmo problema ocorreu nos mares Báltico e Adriático, na Baía de Chesapeake (EUA) e no Porto e Baía de Hong Kong (China). Recentemente, estudo coordenado pelo Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, ainda não publicado, demonstrou a existência de zona morta na Baía de Santos, associada aos despejos do emissário submarino.

Trabalhos realizados nas adjacências de emissários submarinos, em regiões costeiras de São Paulo, demonstraram o aumento de nutrientes, notadamente N-amoniaco e fosfato^{17,18,19,20,21}. No entanto, os níveis de contaminação da coluna d'água em torno de emissários paulistas foram de médios a baixos²², enquanto alguma toxicidade foi observada, sendo atribuída à amônia, partículas, cloro e outros contaminantes^{12,23}. Mais recentemente, toxicidade frequente e níveis altos de nitrogênio amoniaco foram monitorados ao redor do emissário de Santos⁸. No Rio de Janeiro, onde o primeiro emissário submarino do Brasil

foi instalado, Carreira e Wagener²⁴ observaram aporte significativo de fósforo, com acúmulos de grandes quantidades nos sedimentos nas áreas próximas ao emissário de Ipanema. Marques Júnior, et al²⁵ observaram valores aumentados de material particulado e nutrientes relacionados ao emissário de Icaraí (Niterói), com evidentes excessos de nitrogênio no ambiente.

Moser, et al²⁰, em um estudo realizado nas regiões de Praia Grande, Baía de Santos, Guarujá e São Sebastião, avaliaram a eutrofização das águas costeiras influenciadas pela disposição de efluentes urbanos por meio de emissários submarinos, realizando análises de nutrientes dissolvidos, biomassa fitoplanctônica e bioensaios com a diatomácea *Phaeodactylum tricornutum*, durante a alta e a baixa temporada turística. A variação no índice de trofia dessas regiões esteve relacionada com a hidrodinâmica local, assim como à proximidade com fontes de nutrientes e matéria orgânica. São Sebastião e Praia Grande foram considerados como regiões oligo-mesotróficas, pois a fisiografia dessas regiões favorece a dispersão de poluentes na água; Praia Grande é uma região aberta, e o Canal de São Sebastião é submetido a fortes correntes²⁶. Observando conjuntamente os índices de trofia (IT), os nutrientes e a biomassa fitoplanctônica, como clorofila-a, obtidos por esses autores (Tabela 1) e por Frazão¹⁸, é possível identificar diferentes fontes de eutrofização nessas áreas costeiras, sendo que a maioria está relacionada à disposição de efluentes urbanos via emissários e a contribuição estuarina. Em Santos, além dessas contribuições, há a influência dos canais de maré, fato observado também por Braga, et al¹⁷. No Guarujá, as maiores concentrações de nutrientes estão associadas ao emissário submarino, enquanto na Praia Grande, além dos dois emissários localizados ao norte da região, há também a contribuição do Rio Mongaguá, mais evidente na alta temporada turística (período com maior índice pluviométrico). Em São Sebastião, a área do canal nas proximidades da Baía do Araçá apresenta-se mais eutrófica. Segundo Brasil Lima²⁷, o aumento de nutrientes nessa área está associado aos efluentes lançados pelo emissário submarino.

Dentre as áreas costeiras paulistas influenciadas pelo lançamento de efluentes urbanos

via emissários, a Baía de Santos é a que recebeu maior atenção da comunidade científica. A maioria dos estudos concentra-se na década de 1970, antes da construção do emissário (i.e., Giancesella-Galvão^{28,29}, dados coletados em 1976; CETESB³⁰, dados coletados em 1975; Pereira³¹, dados coletados em 1974) e no final da década de 1990^{18,19,22,32}, quando o interesse pela região foi retomado. Na Baía de Santos, é notável a maior contribuição de N-amoniaco entre os compostos nitrogenados; além disso, houve o aumento desse composto com a temporada turística (janeiro / 2000) e maior estabilidade da coluna de água (maré de quadratura)^{18,20,32}. Nessas condições, a concentração máxima chegou a 121,5 μM no estudo realizado por Moser³². Valores tão elevados quanto esses foram observados por Pereira³¹, com dados amostrados em 1974, antes da construção do emissário submarino, nas proximidades do Canal de Piaçaguera. Quanto ao fosfato, considerando que a concentração limite para caracterizar um ambiente como eutrofizado é igual a 0,65 μM ³³, os valores observados na Baía de Santos por Moser³² estiveram abaixo dessa marca. Entretanto, as concentrações observadas para esta região e o sistema estuarino estiveram acima do considerado padrão para água do mar (0,00002 μM)³⁴, concordando com as observações de Braga, et al¹⁷, Frazão¹⁸ e Aguiar, et al¹⁹ sobre a Baía de Santos. Esses autores afirmam que essa região recebe uma carga de poluentes químicos superior ao limite admissível pela legislação ambiental.

A relação entre eutrofização, biomassa e produtividade primária fitoplanctônica na Baía de Santos foi discutida em alguns estudos realizados tanto antes quanto depois da construção do emissário submarino. Giancesella-Galvão^{28,29} efetuou medidas de produção primária e do índice fotossintético máximo (Pb max) a cada dois meses, durante o ano de 1976 na Baía de Santos. Os valores das taxas de produção primária obtidos por essa autora apresentaram um máximo de 488,4 $\text{mgC/m}^3\cdot\text{h}^1$ e estão entre os mais elevados para ambientes marinhos tropicais. Os valores de clorofila-a foram altos (valor máximo de 55,32 mg/m^3), quando comparados a regiões costeiras ou oceânicas, porém estavam dentro do esperado para regiões eutrofizadas.

Tabela 1. Concentrações médias de biomassa fitoplanctônica (clorofila-a), nutrientes inorgânicos e orgânicos e índice de trofia calculado a partir de fitobioensaios, em águas nas imediações dos difusores dos emissários submarinos de Praia Grande, Guarujá, Santos e São Sebastião, na alta e baixa temporada turística de 1998. Adaptado de Moser, et al²⁰

| Baixa temporada | | | | |
|-----------------------------------|---------------------|----------------|---------------|----------------------|
| Variáveis | Praia Grande | Guarujá | Santos | São Sebastião |
| clorofila-a (mg /m ³) | 2,0 | 4,0 | 7,2 | 1,2 |
| silicato (uM) | 10,9 | 14,5 | 19,0 | 9,8 |
| P total (uM) | 0,7 | 0,7 | 2,5 | 0,8 |
| Fosfato (uM) | 0,2 | 0,4 | 2,2 | 0,3 |
| P orgânico (uM) | 0,5 | 0,3 | 0,3 | 0,5 |
| N total (uM) | 7,1 | 7,6 | 11,1 | 7,4 |
| N-amoniaco (uM) | 0,5 | 2,0 | 5,4 | 2,0 |
| Nitrato (uM) | 0,3 | 1,5 | 4,2 | 1,8 |
| Nitrito (uM) | 0,1 | 0,5 | 1,2 | 0,2 |
| N orgânico (uM) | 7,9 | 5,3 | 3,7 | 5,5 |
| Índice trófico | 1,4 | 2,4 | 10,2 | 1,5 |
| Alta temporada | | | | |
| | Praia Grande | Guarujá | Santos | São Sebastião |
| clorofila-a (mg /m ³) | 1,3 | 3,9 | 32,3 | 2,5 |
| silicato (uM) | 48,9 | 20,0 | 61,4 | 72,9 |
| P total (uM) | 1,8 | 2,2 | 1,9 | 0,7 |
| Fosfato (uM) | 0,1 | 0,3 | 0,4 | 0,2 |
| P orgânico (uM) | 1,7 | 1,9 | 1,5 | 0,5 |
| N total (uM) | 5,7 | 8,6 | 8,1 | 5,7 |
| N-amoniaco (uM) | 0,9 | 2,5 | 3,1 | 1,1 |
| Nitrato (uM) | 0,6 | 1,8 | 1,9 | 0,8 |
| Nitrito (uM) | 0,4 | 0,7 | 1,2 | 0,3 |
| N orgânico (uM) | 0,9 | 2,5 | 5,4 | 1,1 |
| Índice trófico | 7,0 | 8,7 | 6,6 | 8,3 |

O efeito dos nutrientes sobre as populações fitoplanctônicas foi estudado em 1975 a partir de bioensaios com águas provenientes da Baía de Santos pela CETESB³⁰, como parte de um levantamento das condições ambientais pré-construção do emissário submarino de esgotos na Baía de Santos. Além dos estudos envolvendo fitobioensaios, foram realizadas análises de clorofila e produção primária. Os valores de clorofila-a, no Estuário de Santos, chegaram a 50,6 mg/m³ em fevereiro; nas demais épocas do ano, os valores estiveram entre 2 e 5 mg/m³, com exceção de dezembro de 1976, quando foi obtido um valor máximo de 102 mg/m³, na maré baixa. Na Baía de Santos, os valores mais elevados se situaram junto às praias (40 mg/m³). Os resultados dos bioensaios feitos pela CETESB³⁰ mostraram o efeito

altamente bioestimulante de todas as amostras de água coletadas. Os experimentos demonstraram a capacidade das águas da região em manter altos níveis de biomassa fitoplanctônica e constatarem um alto grau de eutrofização do ambiente, anteriormente à construção do emissário submarino de esgotos.

Em 1998, a pedido da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), a Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas (FUNDESPA) realizou uma rede de estações englobando a região da Baixada Santista (Guarujá, Santos e Praia Grande) e o Canal de São Sebastião. Os relatórios apresentados³⁵, abordando tanto aspectos físicos e químicos quanto biológicos, entre eles biomassa fitoplanctônica e produção primária, também apontaram a Baía de Santos

como uma região com alto grau de eutrofização (onde as concentrações de clorofila-a atingiram valores da ordem de 50 mg/m³).

Aspectos hidrológicos e poluição no Estuário de Santos já haviam sido discutidos por Tommasi^{36,37}. Esse autor relacionou o aumento da biomassa fitoplanctônica ao grande volume de nutrientes originários de efluentes domésticos, municipais e industriais e também classificou essa área como eutrofizada, com grande capacidade para estimular o aumento de biomassa algal. Frazão¹⁸, em um estudo sobre as condições tróficas dos ecossistemas costeiros de Ubatuba, Praia Grande e Santos, destacou a Baía de Santos como a região mais eutrofizada dentre as áreas estudadas. Essa autora observou valores de produtividade primária extremamente altos para a região (5620 mgC/m³*h⁻¹, junto à entrada do Estuário de Santos).

Outro aspecto relevante dos estudos realizados no final da década de 1990 é o interesse pela diversidade e composição florística da comunidade fitoplanctônica. No estudo realizado por Frazão¹⁸, evidenciou-se a diminuição de diversidade na área diretamente influenciada pelo emissário submarino na Baía de Santos. Essa autora observou maiores índices de diversidade para Praia Grande e Ubatuba, atribuindo esse fato ao maior hidrodinamismo e à menor contribuição de efluentes urbanos, respectivamente. Moser³² observou a ocorrência de florações da diatomácea *Skeletonema cf. costatum*, tanto na saída do canal estuarino de Santos quanto nas proximidades do difusor do emissário submarino; nessas ocasiões, as concentrações de clorofila-a foram de 90 e 60 mg/m³, respectivamente. Essas florações provavelmente foram favorecidas pela maior estabilidade da coluna de água em um ambiente limitado principalmente por luz e não pela disponibilidade de nutrientes^{38,39}. Desde 2004 o estudo da composição florística do fitoplâncton, com ênfase em espécies potencialmente nocivas, formadoras de florações, passou a integrar o relatório de balneabilidade de praias realizado pela CETESB. Nesse relatório, destaca-se o aumento da contribuição de dinoflagelados no litoral de São Paulo, em comparação com trabalhos realizados entre as décadas de 1970 e 1990. Esse fato também foi observado por Masuda, et al⁴⁰ e

Moser (dados não publicados) na Baía de Santos.

Em 2001, a CETESB publicou um trabalho polêmico relatando a alta concentração de contaminantes em diversos compartimentos ambientais do Sistema Estuarino de Santos; porém, relata também que houve redução significativa do aporte de contaminantes e diminuição da quantidade de fontes poluidoras. De acordo com esse estudo, em comparação com os níveis encontrados nas décadas de 1970 e 1980, ocorreu redução de cerca de 90% em relação aos aportes de metais, carga orgânica, fluoretos, fenóis e resíduos sedimentáveis²². O relatório atribuiu essa diminuição à ação do programa de controle e monitoramento ambiental na região de Cubatão.

Entretanto, em relação às concentrações de nutrientes e biomassa, constata-se que os níveis de eutrofização na Baía de Santos continuam semelhantes àqueles observados nos estudos realizados por Pereira³¹, Ganesella-Galvão²⁸ e CETESB³⁰, antes da construção do emissário submarino, conforme se verifica pelos dados apresentados em FUNDESPA³⁵, Frazão¹⁸, Moser³² e Moser, et al^{20,21}. Os trabalhos de Moser³² e Moser, et al^{20,21}, especificamente, indicam como fontes pontuais de eutrofização o emissário e os canais estuarinos de São Vicente e Santos, considerados por esses autores como as principais fontes de eutrofização para a região.

EFEITOS SOBRE ÁGUA, SEDIMENTOS, MICROBIOTA AUTÓCTONE E SAÚDE PÚBLICA

Ambientes marinhos abrigam uma comunidade diversa de bactérias, cianobactérias, vírus e protozoários, entre outros, que têm papel relevante nos ciclos de matéria e energia nos oceanos. Os microrganismos que compõem a microbiota marinha constituem os maiores grupos de produtores, consumidores e decompositores e compõem uma cadeia alimentar denominada rede microbiana⁴¹. Bactérias heterotróficas utilizam a matéria orgânica dissolvida como fonte de carbono e nutrientes para seu crescimento e são predadas por nanoflagelados heterótrofos^{42,43,44,45}. Nanoflagelados também são importantes predadores de cianobactérias e algas do picoplâncton^{45,46,47,48}. A atividade predatória dos na-

nanoflagelados, por sua vez, tem efeito positivo no crescimento bacteriano e de picoautótrofos, pois leva à remineralização de nutrientes⁴⁸. Dinoflagelados, ciliados e rotíferos, os quais são consumidores de nanoflagelados, são, por sua vez, predados por organismos superiores. Desse modo, por meio da rede microbiana a matéria orgânica dissolvida é transferida aos níveis tróficos superiores, como o metazooplâncton e os peixes⁴⁹.

No meio marinho, tanto as densidades quanto a distribuição de vírus, bactérias heterotróficas, cianobactérias e nanoflagelados autóctones, dependem de fatores relacionados ao *status* trófico do sistema (e.g., disponibilidade de luz e nutrientes), concentração de clorofila-a, à interação predador-presa⁵⁰ e à relação parasita-hospedeiro^{51,52}. Além disso, já que os organismos envolvidos são passivos, em relação ao movimento das massas de água em que estão imersos, a estrutura hidrodinâmica do ecossistema deve ser ainda sempre levada em consideração ao se estudar esses organismos⁵³.

Enquanto que em sistemas oligotróficos pelágicos a alça microbiana predomina na transferência de carbono aos níveis tróficos superiores, em sistemas eutrofizados (naturais ou antropogenicamente alterados), a rede microbiana age principalmente na remineralização de nutrientes⁵⁴. Portanto, processos de eutrofização, como aqueles que ocorrem em regiões costeiras que recebem efluentes ricos em matéria orgânica, por meio do lançamento via emissários submarinos, podem vir a alterar significativamente a estrutura e o funcionamento da alça microbiana, o que indiretamente também altera a estrutura de níveis tróficos superiores^{48,55}.

Além dos microrganismos marinhos autóctones que compõem a rede microbiana, microrganismos antropogenicamente introduzidos podem estar presentes em águas marinhas costeiras, pois, em muitas regiões litorâneas, os esgotos domésticos são lançados diretamente ao mar, por meio de emissários submarinos ou por fontes difusas, levando com eles uma variedade de organismos⁵⁶. Embora o esgoto doméstico seja composto por 99,9% de água, e apenas 0,1% correspondam a bactérias, vírus, protozoários, algas, hormônios, entre outros¹², uma parte desses microrganismos pode ser extremamente patogênica.

No que diz respeito à saúde pública, o grande problema do lançamento diretamente ao mar dos esgotos domésticos, sem tratamento ou com tratamento parcial⁵⁶, é a contaminação da água do mar, da biota e dos sedimentos por microrganismos causadores de doenças. Essas podem se manifestar desde infecções mais graves, como gastroenterites, hepatite A, cólera e febre tifóide, até outras causadas por patógenos oportunistas e não relacionadas ao trato gastrointestinal, como dermatoses, conjuntivites, otites e doenças da região da nasofaringe⁵⁶.

A introdução de bactérias alóctones em águas costeiras marinhas, além de causar impactos diretos sobre a qualidade microbiológica da água e dos sedimentos, acarreta, também, efeitos sobre os organismos que habitam esse ecossistema, inclusive aqueles que possuem interesse comercial para consumo humano como alimento. Estudos demonstram a contaminação de peixes e frutos do mar por microorganismos patogênicos relacionados com os esgotos^{57,58,59}.

Os pescados, como qualquer outro alimento, possuem uma microbiota natural, que, entretanto, pode ser alterada, tanto em sua diversidade quanto em sua densidade, pelas condições do ambiente no qual se encontram. Segundo Vieira⁶⁰, a microbiota de pescados é tão mais rica em espécies microbianas quanto mais poluídas forem às águas de onde se originam. No caso de ostras, mariscos e outros moluscos, esse fato é especialmente importante, uma vez que esses são organismos filtradores que, ao filtrarem a água para a obtenção de alimento e oxigênio, concentram em seus tecidos todo material em suspensão, inclusive bactérias patogênicas⁶⁰. Huss, et al⁶¹ realizaram revisão sobre riscos associados ao consumo de peixes e frutos do mar, na qual identificaram tanto os riscos causados por microrganismos patogênicos quanto pelo acúmulo de toxinas produzidas por algas e bactérias, dos quais o mais comum é a doença conhecida como ciguatera⁵⁸.

Embora a incidência de doenças de veiculação hídrica e consumo de alimentos de origem marinha dependam de vários fatores, como o grau de poluição da água, o tipo e o tempo de exposição, a situação imunológica do indivíduo, entre outros⁶², a qualidade de águas, de sedimen-

tos e de alimentos de origem marinha deve ser considerada parte vital dos programas de gerenciamento costeiro⁶³, principalmente em áreas de despejo de emissários submarinos, devido ao risco que podem oferecer à saúde pública.

No caso da Baía de Santos, os riscos são particularmente altos, uma vez que há muito tempo têm sido detectadas densidades elevadas de indicadores de contaminação fecal na área de influência do emissário submarino de Santos^{17,64}. De acordo com Sampaio, et al⁶⁵, a partir de um estudo de modelagem numérica da dispersão de coliformes na Baía de Santos, a influência do emissário submarino de Santos, na qualidade das águas da Baía, foi significativa. As maiores concentrações *Escherichia coli* (1000 a 10000 NMP 100ml⁻¹) foram obtidas na área próxima à descarga do emissário. Nesse estudo, determinações das densidades de *E. coli*, realizadas como parte do projeto ECOMANAGE, com a finalidade de calibrar o modelo MOHID, mostraram, no período de verão, densidades variando de 1000 a 10000 NMP 100ml⁻¹ em diversos pontos da Baía de Santos, inclusive aqueles adjacentes ao ponto de descarga do emissário.

Alguns trabalhos têm obtido resultados que indicam a ocorrência de elevados índices de contaminação fecal nas praias de Santos e de municípios vizinhos, como a Praia Grande e São Vicente^{66,67}, o que tem colocado em dúvida a eficiência do sistema de descarga de esgotos domésticos nessa região, com as maiores densidades de bactérias indicadoras de contaminação fecal sendo observadas no período de temporada e nos períodos chuvosos. Testes microbiológicos realizados pela CETESB no ano de 2006, a fim de verificar as condições ambientais na região próxima ao lançamento de efluente pelo Emissário Submarino de Santos, mostraram que esse não está sendo eficiente no que se refere à redução do número de microrganismos indicadores de contaminação fecal nas águas da Baía de Santos e nas praias do município durante o verão^{64,68}.

A presença e a permanência de bactérias alóctones em ecossistemas marinhos são relevantes não apenas do ponto de vista da saúde pública, mas também quando considerada a fauna e flora desses ambientes, já que muitas espécies microbianas lançadas com os efluentes domé-

sticos são causadoras de doenças em animais e plantas em potencial⁶⁹.

Além de serem fontes potenciais de contaminação de humanos por patógenos, as águas marinhas que recebem esgotos domésticos podem contribuir também para o estabelecimento de rotas de disseminação de microrganismos portadores de genes de resistência a antimicrobianos^{70,71}. Recentemente, muitos estudos têm mostrado a existência de bactérias resistentes a antibióticos em águas doces, estuários, águas marinhas costeiras e em esgotos^{70,72,73,74,75,76,77}. Assim, a poluição de águas marinhas pelo despejo de efluentes provenientes de ambientes fortemente seletivos para cepas bacterianas resistentes, tais como hospitais, indústrias, entre outras, dependendo de sua sobrevivência e/ou declínio no ambiente, pode levar a um aumento da distribuição e da frequência de genes bacterianos de resistência⁷⁸. Estudos verificaram a ocorrência de bactérias do grupo Enterococos, predominantemente de origem humana, resistentes a diversos agentes antimicrobianos em águas marinhas de São Vicente e do Guarujá^{67,76}.

Após serem lançadas no ambiente marinho, bactérias alóctones são submetidas a um ambiente influenciado por vários fatores bióticos e abióticos. As taxas de permanência, decaimento e mortalidade dessas bactérias passam a depender de inúmeros fatores⁷⁹. A ampla variação dos valores das taxas de sobrevivência / decaimento reportados pela literatura, para um mesmo grupo de bactérias, em diferentes regiões costeiras, indica a ocorrência da influência dos fatores abióticos e bióticos próprios de cada ambiente, no decaimento bacteriano.

Em relação aos fatores bióticos que interferem na sobrevivência de bactérias, a presença de bacteriófagos, de toxinas algais com ação antibiótica e a competição entre bactérias entéricas e autóctones foram verificadas como determinantes de grande influência na permanência de enterobactérias no meio natural^{80,81,82}. Já a predação por protozoários tem sido considerada como o principal fator biótico responsável pelo decaimento de populações de bactérias presentes no esgoto^{83,84}.

Deste modo, a microbiota autóctone que compõe a rede microbiana de ambientes ma-

rinhos que recebem esgotos domésticos passa também a interagir com aqueles microrganismos antropogenicamente introduzidos, tendo, assim, papel significativo na sobrevivência e/ou decaimento de agentes patogênicos em ambientes costeiros. Um experimento realizado por Tairum⁸⁵ com água da Baía de Santos e efluente do Emissário Submarino de Santos demonstrou que o fator mais importante para remoção das bactérias do esgoto foi a predação por protozoários.

À semelhança do que ocorre na coluna de água, os sedimentos marinhos possuem uma microbiota autóctone aderida aos seus grãos, e sua atividade afeta significativamente os processos químicos que ocorrem nos sedimentos⁸⁶. Por degradar a matéria orgânica, os microrganismos liberam nutrientes, contribuem para a formação de substâncias húmicas e, por meio de metabolismo aeróbico, consomem oxigênio molecular. Além disso, o metabolismo microbiano conduz também à formação de biomassa bacteriana, que serve de alimento para organismos bentônicos, influenciando na transferência de carbono na rede alimentar.

A colonização, composição e atividade dos microrganismos presentes nos sedimentos são influenciadas, entre outros fatores, pela granulometria e pela quantidade e qualidade da matéria orgânica presente⁸⁷. Grãos maiores e mais angulosos favorecem a colonização por microrganismos; aumentos na quantidade e na qualidade de matéria orgânica estão correlacionados a aumentos da densidade e da biomassa bacterianas⁸⁸. Alterações na composição específica de bactérias também foram relacionadas com mudanças na qualidade nutricional dos sedimentos⁸⁷.

Desse modo, as modificações causadas nos sedimentos pelo despejo de efluentes domésticos por emissários submarinos, como diminuição da textura, aumento da quantidade de matéria orgânica e alteração da qualidade do sedimento, também devem ser levadas em conta, uma vez que afetam a estrutura e o papel da microbiota desses ambientes, fazendo com que processos importantes, como a transferência de matéria aos organismos bentônicos e a decomposição de matéria orgânica, não sejam tão eficientes comparativamente a regiões não impactadas⁶⁷, o que afeta todo o ecossistema.

No caso da área de influência do Emissário submarino de Santos, embora não existam dados a respeito da contaminação microbiológica do sedimento, os dados referentes às razões C/N, C/S e C/P obtidos pela CETESB⁶⁸ permitem afirmar que essa região apresenta características biogeoquímicas que indicam acúmulo de materiais oriundos do emissário, cuja natureza é predominantemente orgânica e em intensa decomposição anaeróbia. Abessa, et al⁷ e CETESB⁶⁸ observaram sedimentos finos e altamente ricos em sulfetos nessa mesma região, sugerindo que esses fatores respondiam, em conjunto com a contaminação química, por efeitos na comunidade da macrofauna. Mais recentemente, diversos estudos realizados em Santos e em outros emissários submarinos do estado de São Paulo mostraram evidências de efeitos sobre comunidades de foraminíferos^{89,90,91}, com densidades muito baixas, principalmente no 1º semestre de 2004. Os resultados de potencial Redox (E_H) foram, na sua maioria, negativos e chegaram a -376 mV⁶⁸, típicos de ambientes em avançado estágio de decomposição. Desse modo, e considerando que o lançamento é feito dentro de baía, nota-se que as condições não favorecem a dispersão do material, e sim facilitam sua deposição e acúmulo ao redor dos difusores.

Do ponto de vista da saúde pública, estudos têm mostrado que sedimentos podem apresentar densidades elevadas de microrganismos^{92,93}. Bactérias, inclusive bactérias fecais^{94,95}, podem sobreviver mais tempo em sedimentos, ao contrário das bactérias livres na água, pois permanecem aderidas às partículas dos desses sedimentos⁹⁶. Devido à alta quantidade de detritos orgânicos associados a essas partículas, bactérias podem sobreviver nesse ambiente por longos períodos^{94,97,98}, por encontrarem condições favoráveis de nutrientes^{99,100,101}, proteção contra a luz solar^{100,102} e contra a predação por protozoários¹⁰³.

A ressuspensão dos sedimentos por intempéries e/ou por ações antropogênicas contribui significativamente para que os microrganismos acumulados nos sedimentos sejam liberados para coluna de água, aumentando suas densidades^{94,104,105,106}; isso faz com que os sedimentos sejam considerados reservatórios para bactérias com potencial para repoluir as águas adjacentes a eles, oferecendo riscos à saúde pública^{92,107,108}.

Martins, et al¹⁰⁹, a partir da análise de co-prostanol em sedimentos superficiais da Baía de Santos, caracterizaram a área com a relação à contaminação fecal. De acordo com esses autores, os sedimentos do ponto localizado na desembocadura do emissário submarino de Santos encontram-se contaminados por esgoto doméstico, e alguma contribuição fecal também foi observada na porção centro-oeste da Baía de Santos, justamente próxima e dentro de uma unidade de conservação de proteção integral (o Parque Estadual Xixová-Japuí). De acordo com esses autores, a principal fonte de material fecal para a Baía de Santos é o emissário submarino de Santos.

CONTAMINAÇÃO QUÍMICA E EFEITOS TÓXICOS SOBRE AS COMUNIDADES BIOLÓGICAS

A literatura, em geral, indica menor grau de impacto dos emissários sobre a coluna d'água, e maiores problemas relacionam-se com os sedimentos de fundo. Porém, Abessa, et al⁸ observaram altos níveis de amônia e toxicidade da coluna d'água devido ao lançamento do emissário de Santos. Esse efluente já havia sido definido por Rachid, et al⁵ como tóxico. Bonetti¹¹⁰ e Abessa, et al^{6,7} mostraram que o lançamento de esgotos afeta a granulometria e os níveis de matéria orgânica na área próxima à saída do emissário submarino de Santos, atribuindo essa alteração ao material particulado presente nos esgotos. No entanto, observando-se os teores granulométricos e de nutrientes obtidos por FUNDESPA³⁵ para os emissários submarinos atualmente em operação no Estado de São Paulo, foi possível notar que apenas em Santos parece haver alterações de algumas propriedades dos sedimentos. Uma explicação plausível é o fato de o emissário de Santos ser bem mais antigo e possuir uma vazão média muito maior que os demais¹², estando localizado em uma área onde os processos hidrodinâmicos são menos acentuados que aqueles observados em Praia Grande, Guarujá e São Sebastião.

Outros estudos também demonstraram tendências de maior enriquecimento orgânico e presença de maior porcentagem de partículas finas em sedimentos localizados próximos a emissários submarinos no estuário do Rio Ner-

vión, na Espanha¹¹¹, em Sydney, na Austrália¹¹², na península de Palos Verdes, na Califórnia^{113,114}, em Macaulay Point, no Canadá¹¹⁵, em Narraganset, em Rhode Island¹¹⁶. Entretanto, no estuário de Bilbao, na Espanha, o lançamento de esgoto não modificou as propriedades dos sedimentos, embora tenha causado contaminação e alteração na comunidade dos organismos que vivem associados ao fundo¹¹⁷.

É importante notar que modificações na granulometria e/ou nos teores de nutrientes podem causar alteração na estrutura da comunidade bentônica, e por isso devem ser investigadas em detalhe, devido às implicações para o ecossistema e as funções ecológicas. Embora a precipitação dos sólidos presentes no esgoto nas áreas próximas do lançamento seja prevista como parte dos processos de depuração natural³, quando o efluente recebe apenas o pré-condicionamento, uma grande parte dos contaminantes presentes em efluentes encontra-se adsorvida ao material particulado^{118,119}, e acaba depositando-se no fundo juntamente com elas, como demonstrado por Matthai e Birch¹¹², em sedimentos próximos a emissários localizados na costa leste da Austrália.

Um amplo estudo conduzido por Abessa¹²⁰ na Baía de Santos concluiu que, de um modo geral, a concentração de metais tendeu a ser baixa a moderada nos sedimentos, estando frequentemente abaixo dos limites de alerta estabelecidos pela legislação canadense¹²¹. Porém, eventualmente concentrações preocupantes foram observadas para o mercúrio, o cromo e o níquel. Os dados encontrados nesse estudo foram similares a outras pesquisas recentes conduzidas no local^{22,110,122}, porém indicaram níveis mais elevados que os obtidos em estudos mais antigos^{30,36,123,124}, sugerindo uma possível tendência local de aumento histórico nos níveis de metais na área de descarte^{6,7}.

Além disso, os níveis de metais obtidos nesse estudo estiveram dentro de uma faixa observada para sedimentos coletados próximos a emissários submarinos de outros países (Tabela 2). Embora não seja possível comparar com rigor as concentrações de metais presentes nos sedimentos de Santos com as de outros locais, devido a diferenças na origem da matriz sedimentar, regime climático, geografia e geoquímica, os sedimentos

de Santos tenderam a ser levemente mais contaminados que os de Sydney¹¹² e bem menos contaminados que os provenientes do sul da Califórnia¹¹⁴.

Os valores máximos encontrados em Santos foram menores que aqueles observados em sedimentos de Bilbao¹¹⁷, Nervión¹¹¹ e Rhode Island¹¹⁶.

Tabela 2. Níveis de metais em sedimentos próximos a emissários submarinos (em µg/g, Fe e Al em %)

| | Al | Fe | Cd | Cr | Co | Hg | Pb | Ni | Zn |
|-----------------------------|---------|----------|----------|----------|-----------|-----------|------------|-----------|------------|
| Santos ¹²⁰ | 3,9-7,1 | 1,75-3,5 | 0,5-0,85 | 2-115 | 5,5-13,5 | 0,03-0,18 | 4-28 | 12-26 | 41-82 |
| Sydney ¹¹² | Nd | 0,4-1,0 | < 0,3 | Nd | 0,7-3,1 | Nd | 6-20 | 2-8 | 12-51 |
| Califórnia ¹¹⁵ | Nd | Nd | 0,7-32 | 62-664 | Nd | Nd | 31-338 | 26-99 | 95-873 |
| Bilbao ¹¹⁷ | Nd | 1,6-6,56 | 0,2-21 | 18,9-150 | 5,67-20,7 | 0,5-10,8 | 43,2-642,9 | 44,2-53,8 | 132,3-1930 |
| Rhode Island ¹¹⁴ | Nd | Nd | 0,1-0,7 | 31,8-270 | Nd | 0,03-0,98 | 8,2-530 | Nd | 7,73-960 |
| Nervión ¹¹¹ | Nd | Nd | 0,1-16 | Até 300 | Nd | 0,1-12,5 | 50-1300 | 10-100 | 100-2000 |

Embora os sedimentos da área próxima ao emissário de Santos não apresentem níveis críticos de metais, os teores observados de mercúrio e o níquel indicam que a descarga de esgoto urbano pode estar contaminando os sedimentos. Portanto, é interessante compreender como ocorre esse processo de contaminação, principalmente se os objetivos forem controlar e/ou eliminar qualquer possibilidade de risco, antes que as concentrações atinjam níveis tóxicos.

Segundo Gonçalves e Souza³, os esgotos possuem uma composição típica, com altos teores de sólidos totais e nutrientes (carbono orgânico total, séries nitrogenadas, fósforo orgânico e inorgânico, sulfetos, cloretos) e com quantidades pouco relevantes de contaminantes como metais, hidrocarbonetos e pesticidas. Porém essa situação parece nem sempre ser verdadeira, como demonstrado por Gonzalez, et al¹²⁵ para um emissário de Cuba e também pelos estudos mostrados na Tabela 2. Além disso, Matthai e Birch¹¹² observaram altas concentrações de metais nos efluentes despejados pelos emissários de Malabar, Bondi e North Head, todos situados em Sydney. Como já mencionado anteriormente neste artigo, os esgotos podem ser formados por uma mistura de efluentes de diversas origens, de modo que sua composição final pode variar enormemente.

Efluentes domésticos e de estabelecimentos comerciais podem conter também detergentes e sabões¹²⁶, inseticidas de uso caseiro, desinfe-

tantes, resíduos de deodorizadores¹¹⁵, drogas e hormônios¹²⁷ e outros resíduos derivados de produtos de uso domiciliar. Já as águas pluviais podem apresentar composição mais variável, como compostos presentes na atmosfera e reintroduzidos no ambiente aquático pelas chuvas, e outros resíduos de naturezas diversas. Estudo conduzido nos Estados Unidos¹²⁸ mostrou a ocorrência de altas concentrações de metais, hidrocarbonetos poli-aromáticos (HPA), Bifenilas poli-cloradas (PCB), pesticidas e amônia em águas pluviais descarregadas em lagoas e no mar, conferindo toxicidade aos corpos d'água receptores e alterando a biota. Segundo Bay, et al¹²⁸, as águas pluviais correspondem a aproximadamente ¼ da carga total de contaminantes que chega à Baía de Santa Mônica, na Califórnia. Já efluentes hospitalares podem conter altas quantidades de hormônios e drogas, em adição aos organismos patogênicos.

Atualmente, grande importância tem sido dada à presença de compostos emergentes em esgotos, devido a sua toxicidade, carcinogenicidade e capacidades bioacumulativas, e ainda por seus efeitos ambientais ainda não serem completamente conhecidos. Dentre essas substâncias, destacam-se compostos farmacêuticos e de cuidado pessoal^{129,130,131,132,133}, desreguladores endócrinos^{4,134}, dentre outros contaminantes.

Já o efluente coletado na EPC de Santos / São Vicente foi analisado por Rachid¹², e os resultados estão indicados na Tabela 3. Segundo o

autor, a concentração de metais, PCB, organoclorados e aromáticos foi muito baixa, ficando em muitos casos abaixo do limite de detecção dos métodos analíticos utilizados. Apenas o tolueno foi encontrado na concentração de 16,5 µg/l. A concentração de sólidos foi considerada alta pelo autor, o mesmo ocorrendo para os teores de óleos e graxas, amônia e sulfetos, que excederam os limites de emissão estabelecidos pelo CONAMA³⁴.

A análise química do efluente da EPC de Santos / São Vicente parecia ser incompatível com a ocorrência dos altos teores de Ni e Hg encontrados por Abessa, et al^{6,7} nos sedimentos da área adjacente. Mas Rachid¹² realizou uma avaliação da toxicidade do efluente lançado pelo emissário de Santos pelo método da TIE (*"Toxicity Identification and Evaluation"*). O experimento indicou então como possíveis responsáveis pela toxicidade os sólidos em suspensão e a amônia, e ainda os compostos voláteis (nos quais se inclui o cloro), oxidantes e orgânicos apolares.

O fato dos sólidos em suspensão terem sido corresponsáveis pela toxicidade do efluente sugere que as partículas contenham contaminantes ad-

sorvidos a elas, o que já era previsto para metais e hidrocarbonetos^{119,140}. Como também demonstrado por Rachid¹², e indicado na Tabela 3, o efluente do emissário de Santos apresentou grande quantidade de sólidos em suspensão, que tendem a se precipitar rapidamente no fundo na área ao redor do emissário, como sugerem os resultados das análises sedimentológicas. Assim, os contaminantes adsorvidos a essas partículas acabam se acumulando no fundo, sendo transferidos para os sedimentos. Portanto, uma das vias de contaminação para os sedimentos se dá pelos sólidos em suspensão presentes no esgoto.

Em adição aos metais, detergentes também são compostos que podem ocorrer em grandes quantidades no esgoto^{135,136,137}, geralmente se depositando no fundo^{138,139}. Em Santos, em geral, foram observadas baixas concentrações de detergentes na região de lançamento, porém na área próxima aos difusores as concentrações foram elevadas. Padrão de distribuição semelhante foi obtido por Medeiros e Bicego¹⁴⁰ para uma classe de tensoativos, os alquilbenzeno lineares (LAB) e por Martins, et al¹⁰⁹ para esteróis marcadores de poluição fecal.

Tabela 3. Composição do efluente lançado pelo emissário submarino de Santos (Extraído de Rachid¹²)

| Parâmetro | Resultado | Limite (CONAMA 357/05) | Parâmetro | Resultado | Limite (CONAMA 357/05) |
|---|-----------|------------------------|--------------------------------|-----------|------------------------|
| Metais (mg/l) | | | Aromáticos (µg/l) | | |
| Ar | < 0,02 | 0,5 | Benzeno | < 2,50 | - |
| Cd | 0,008 | 0,2 | Etilbenzeno | < 2,50 | - |
| Cu | 0,05 | 1,0 | Tolueno | 16,5 | - |
| Cr hexavalente | < 0,02 | 0,5 | Xileno | < 2,50 | - |
| Es | < 1,1 | 4,0 | Outros (mg/l) | | |
| Fe solúvel | 0,17 | 15,0 | Bo | 0,24 | 5 |
| Mn | 0,09 | - | Ca | 44,8 | - |
| Hg | < 0,002 | 0,01 | Cloretos | 383 | - |
| Ni | < 0,04 | 2,0 | DBO | 210 | - |
| Ag | < 0,005 | 0,10 | DQO | 715 | - |
| Se | < 0,02 | 0,05 | Fenóis | 0,24 | 0,5 |
| Zn | 0,38 | 5,0 | Fluoretos | < 5,00 | 10 |
| Pb | < 0,1 | 0,5 | NH3-NH4 | 54,9 | 20 |
| Hidrocarbonetos Halogenados (mg/l) | | | N total | 74,1 | - |
| PCB | ND | - | Óleos e graxas | 236 | 70 |
| Aldrin | ND | - | K | 20,6 | - |
| BHC | ND | - | Sulfetos | 1,93 | 1 |
| DDE | ND | - | Série de Sólidos (mg/l) | | |
| DDT | ND | - | Resíduo Filtrável total | 880 | - |
| Endosulfan | ND | - | Resíduo Fixo | 770 | - |
| Endrin | ND | - | Resíduo Não Filtrável Fixo | 150 | - |
| Heptachlor | ND | - | Resíduo Não Filtrável Total | 730 | - |
| Heptacloro epoxide | ND | - | Resíduo Não Filtrável Volátil | 580 | - |
| HCB | ND | - | Resíduo Total | 1610 | - |
| Lindane | ND | - | Resíduo Volátil | 840 | - |
| Methoxichlor | ND | - | | | |
| Mirex | ND | - | | | |
| TDE | ND | - | | | |
| Toxaphene | ND | - | | | |

O padrão de distribuição de detergentes na área próxima ao emissário pode também ser influenciado pela biodegradabilidade dos detergentes. Embora seja mais lenta em água do mar do que em água doce, como demonstrado por Mastroti, et al¹⁴², ela continua ocorrendo e possivelmente é maior nos sedimentos, onde a atividade microbiana é maior. Em estudo recente, Bosquilha¹⁴³ observou concentrações de detergentes na água de fundo da área próxima ao emissário de Santos, variando entre 0,15 e 0,26 mg/l. Segundo Mastroti, et al¹⁴⁴, esses níveis são tóxicos para embriões de ouriço do mar da espécie *Lytechinus variegatus* (ouriço-roxo) e parecem ser suficientes para se acumular nos sedimentos da área de disposição, onde ocorreram concentrações altas, comparáveis às observadas em sedimentos considerados poluídos na Espanha¹⁴⁵. Por outro lado, é interessante notar que detergentes não têm sido considerados como contaminantes prioritários para zonas costeiras, ainda que existam dados reportando efeitos tóxicos sobre a biota^{137,144,146} e acúmulo nos organismos, inclusive em peixes^{147,148}.

Além disso, o acúmulo de contaminantes no sedimento pode se expressar biologicamente sob a forma de toxicidade e/ou alteração na estrutura da comunidade bentônica. Em seus estudos, Abessa¹²⁰, Abessa e Sousa¹⁴⁹ e Rachid¹² observaram que águas e sedimentos localizados nas adjacências dos emissários paulistas causaram efeitos tóxicos sobre os organismos marinhos, estando essa toxicidade relacionada com os níveis de contaminação por amônia, mercúrio, enxofre e sólidos em suspensão^{150,151}. Abessa¹²⁰ mostrou, ainda, que a fauna bentônica na área próxima aos difusores do emissário de Santos é bastante afetada, principalmente ao redor dos difusores.

CONCLUSÕES

Como pôde ser evidenciado, um conjunto consistente de estudos mostra que emissários submarinos podem representar fonte de alterações ambientais significativas, podendo afetar a água, os sedimentos e a biota, e assim causar mudanças em suas características físicas, químicas, ecotoxicológicas, microbiológicas e ecológicas. Embora os trabalhos existentes indiquem efeitos pontuais, que

tendem a estar concentrados principalmente ao redor do lançamento, o transporte dos contaminantes pode fazer com que a influência de um emissário se dê numa área mais ampla.

Nesse sentido, embora traga benefícios para a qualidade das praias, na medida em que afasta o esgoto para o mar, o descarte de esgotos não tratados por meio de emissários não representa a melhor solução de saneamento ambiental, podendo inclusive gerar grandes prejuízos à qualidade do ambiente marinho, especialmente se for considerado que não é realizado o tratamento do esgoto, e sim apenas a eliminação de alguns patógenos e do material flutuante, contando-se com uma suposta capacidade de diluição e autodepuração das massas de água para realizar a degradação do material introduzido no meio marinho, o que parece não ocorrer na maioria dos casos.

RECOMENDAÇÕES

Pela presença de concentrações elevadas de inúmeros contaminantes e microrganismos patogênicos nos esgotos (às vezes acima dos limites máximos permitidos pela legislação), pela capacidade de induzir eutrofização, por sua toxicidade e capacidade de se acumular no ambiente e nos organismos, e pelas potenciais alterações negativas que podem ser causadas no ambiente, recomenda-se a modernização das Estações de Pré-Condicionamento, por meio da instalação de tratamentos eficientes, capazes de remover efetivamente os contaminantes. Alguns países europeus e estados norte-americanos hoje em dia já exigem o tratamento secundário para permitir o lançamento de efluentes^{14,148}.

Além disso, como as zonas costeiras concentram outras fontes de poluentes, devem ser realizados estudos contínuos e monitoramentos visando avaliar os efeitos cumulativos e sinérgicos do conjunto de fontes ali implantadas. Ressalta-se, ainda, que em regiões costeiras que irão receber a instalação de emissários submarinos para despejo de esgotos domésticos torna-se imprescindível uma série de estudos que assegurem a proteção da biodiversidade e a manutenção dos processos ecológicos¹⁴⁹.

Os estudos para licenciamento ou monitoramento devem englobar uma série de aspectos, como a composição química, incluindo os compostos emergentes; a toxicidade; os efeitos

de eutrofização na coluna d'água; os efeitos sobre as demais comunidades biológicas (zoo-plâncton, ictiofauna, meiofauna, foraminíferos, macro e megafauna); a possibilidade de bioacumulação e efeitos subcrônicos, assim como a capacidade de permanência de bactérias indicadoras de contaminação fecal no ambiente relativamente às interações com a microbiota autóctone e às condições físico-químicas e hidrodinâmicas local. Tendo em vista que o material particulado presente no esgoto precipita

no fundo das áreas adjacentes ao lançamento, carregando grande quantidade de microrganismos aderidos a seus grãos, inclusive aqueles patogênicos, e que estes encontram, nesse ambiente, condições que propiciam maior sobrevivência, o constante monitoramento da qualidade microbiológica de sedimentos em áreas adjacentes ao lançamento de efluentes por emissários submarinos é de vital importância para manutenção da qualidade da saúde humana e ambiental.

REFERÊNCIAS

1. Tommasi LR. Impacto da disposição oceânica de esgotos municipais no ambiente costeiro: uma síntese. *Engenharia Sanit.* 1987;26(4):412-8.
2. Lamparelli CC. Desafios para o licenciamento e monitoramento ambiental de emissários: a experiência de São Paulo. In: São Paulo (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. CETESB. Emissários submarinos: projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento. São Paulo: SMA; 2006. 240 p.
3. Gonçalves FB, Souza AP. Disposição Oceânica de Esgotos Sanitários. História, Teoria e Prática. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária; 1997. 348 p.
4. Rodgers-Gray TP, Jobling S, Kelly C, Morris S, Kirby S, Janbakhsh A, et al. Long-term temporal changes in the estrogenic composition of treated sewage effluent and its biological effects on fish. *Environ Sci Technol.* 2000;34:1521-8.
5. Rachid BRF, Sousa ECPM, David CJ, Abessa DMS. Ensaio de toxicidade utilizando efluentes domésticos lançados através de emissários submarinos na Baixada Santista, SP. *Anais do 4º Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Águas de Lindoia-SP. Publ ACIESP.* 1998;1(104):378-85.
6. Abessa DMS, Carr RS, Rachid BRF, Sousa ECPM, Hortelani MA, Sarkis JE. Influence of a Brazilian sewage outfall on the toxicity and contamination of adjacent sediments. *Mar Pollut Bull.* 2005;50:875-85.
7. Abessa DMS, Carr RS, Sousa ECPM, Rachid BRF, Zaroni LP, Pinto YA, et al. Integrative ecotoxicological assessment of a complex tropical estuarine system. In: Hoffer TN, editor. *Marine Pollution: new research.* New York: Nova Science Publishers Inc; 2008. p. 125-59.
8. Abessa DMS, Imai RS, Harari J. Toxicidade da Água na Baía de Santos. In: Braga ES, organizadora. *Oceanografia e Mudanças Globais.* São Paulo: IOUSP; 2008. p. 659-68.
9. Hawkes HA. *Microbial aspects of Pollution.* London (UK): Academic Press; 1971.
10. Occhipinti AG. Estudos preliminares necessários à disposição oceânica de esgotos [tese]. São Carlos (SP): USP, Escola de Engenharia de São Carlos; 1970. 131 p.
11. Tommasi LR. Poluição marinha no Brasil: uma síntese do conhecimento. São Paulo: Instituto Oceanográfico; 1987;5:1-30. (Publicação Especial).
12. Rachid BRF. Avaliação ecotoxicológica dos efluentes domésticos lançados pelos sistemas de disposição oceânica da Baixada Santista [tese]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 2002. 286 p.
13. Lamparelli CC, Ortiz JP. Emissários submarinos: projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento. CETESB. São Paulo: SMA; 2006. 240 p.
14. DPW. Ocean Outfall Monitoring Program. 1992 Annual Report. City and County of San Francisco. Department of Public Works. Bureau of Water Pollution Control. Technical report. 1992.
15. Nixon WF. Quantifying the relationship between nitrogen input and the productivity of marine ecosystems. *Pro Adv Mar Tech Conf.* 1992;5:57-83.
16. Pelley J. Is coastal eutrophication out of control? Although research is shedding new light in the phenomenon, it is providing difficult to manage. *Environ Sci Technol.* 1998 Oct;462a-6a.
17. Braga ES, Bonetti CVDH, Burone L, Bonetti Filho J. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil. *Mar Pollut Bull.* 2000;40(2):165-73.
18. Frazão LRF. Eutrofização por esgotos sanitários e sua relação com a fisiologia e ecologia do fitoplâncton no litoral do estado de São Paulo: Ubatuba, Praia Grande e Santos [dissertação]. São Paulo: Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico; 2001. 132 p.
19. Aguiar VMC, Bosquilha GE, Braga ES. Estudo do fósforo nas formas orgânica e inorgânica, polifosfatos e surfactantes aniônicos no Sistema Estuarino de Santos / São Vicente e Baía de Santos (São Paulo, Brasil). In: *Proceedings of IX COLAC-MAR – Congreso Latinoamericano sobre Ciencias Del Mar.* San Andrés Isla, Colombia. 2001.

20. Moser GAO, Sigaud-Kutner TCS, Cattena CO, Giancesella SMF, Braga ES, Schinke KP, et al. Algal growth potencial as an index of eutrophication degree in coastal areas under sewage disposal influence. *Aquat Ecosyst Health Manage*. 2004;7(1):115-26.
21. Moser GAO, Giancesella SMF, Alba JJB, Bérغامo AL, Saldanha-Corrêa FMP, Miranda LB, et al. Instantaneous transport of salt, nutrients, suspended matter and chlorophyll-a in the tropical Estuarine System of Santos. *Rev Bras Oceanogr*. 2005;53(3-4):115-27.
22. Lamparelli ML, Costa MP, Prósperi VA, Bevilacqua JE, Araújo RPA, Eysink GGL, et al. Sistema Estuarino de Santos e São Vicente. Relatório Técnico CETESB. São Paulo: CETESB; 2001. 178 p.
23. Rachid BRF. Ecotoxicidade de efluentes sanitários urbanos lançados ao mar através de emissários submarinos [dissertação]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 1996. 106 p.
24. Carreira RS, Wagener ALR. Speciation of sewage derived phosphorus in coastal sediments from Rio de Janeiro, Brazil. *Mar Pollut Bull*. 1998;36(10):818-27.
25. Marques Jr AN, Crapez MAC, Barboza CDN. Impact of the Icaraí Sewage Outfall in Guanabara Bay, Brazil. *Braz Arch Biol Technol*. 2006;49(4):643-50.
26. Castro Filho BM. Wind driven currents in the Channel of São Sebastião: winter, 1979. *Bolm Inst Oceanogr*. 1990;38(2):111-32.
27. Brasil Lima GMSS. Efeitos do efluente doméstico do emissário submarino de São Sebastião (SP), sobre o fitoplâncton marinho: estudos de campo e de laboratório [tese]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 1998. 160 p.
28. Giancesella-Galvão SMF. Produção primária da Baía de Santos, Estado de São Paulo. Aspectos sobre a eficiência fotosintética num ambiente marinho poluído [dissertação]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 1978. 53 p.
29. Giancesella-Galvão SMF. Standing-stock and potential production of phytoplankton in the bay of Santos, Brazil. *Bolm Inst Oceanogr*. 1982;31(2):85-94.
30. CETESB (São Paulo). Poluição das águas no Estuário e Baía de Santos. São Paulo: CETESB; 1978. 71 p. v. I. (Relatório Técnico)
31. Pereira N. Eutrofização no Sistema Estuarino e das Baías de Santos e São Vicente (Estado de São Paulo, Brasil) [dissertação]. São Paulo: USP, Faculdade de Saúde Pública; 1985. 157 p.
32. Moser GAO. Aspectos da eutrofização na Baixada Santista: distribuição espaço temporal de biomassa fitoplanctônica e produtividade primária; transporte de nutrientes, material em suspensão e biomassa fitoplanctônica [tese]. São Paulo: USP; 2002.
33. United States Environmental Protection Agency (USEPA). Nitrogen and phosphorus in wastewater effluents: National Eutrophication Survey Working Paper 22, variously paged. 1974.
34. Brasil (República Federativa). Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *DOU, Brasília, DF*, 2005;53:58-61.
35. FUNDESPA. Levantamento oceanográfico da área diretamente afetada por efluentes de emissários submarinos de esgotos da SABESP, entre os municípios de São Sebastião e Mongaguá, Estado de São Paulo. Relatório Final. Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas. 1999. 364 p. 2 v.
36. Tommasi LR. Considerações ecológicas sobre o Sistema Estuarino de Santos, São Paulo [tese]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 1979. 2 v.
37. Tommasi LR. Hidrologia e poluição das praias, baías e estuários de Santos-São Vicente (SP). *Atlantica*. 1982;5(2):120-1.
38. Demers S, Legendre L, Therriault JC. Phytoplankton responses to vertical tidal mixing. In: Bowman J, Yentsch M, Peterson WT, editors. *Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies*. Berlin: Springer; 1986. v. 17, p. 1-40.
39. Sharples J, Moore MC, Ripeth TP, Hydes D, Holligan PM, Fisher NR, et al. Phytoplankton distribution and survival in the thermocline. *Limnol Oceanogr*. 2001;46(3):486-96.
40. Masuda LSM, Moser GAO, Barrera-Alba JJ. Variação temporal do fitoplâncton no canal estuarino de Santos (SP). *Braz J Aquat Sci Technol*. 2011;15(1):79-93.
41. Sherr EB, Sherr BF. Role of microbes in pelagic food webs: a revised concept. *Limnol Oceanogr*. 1988;33:1225-7.
42. Caron DA, Davis PG, Madin LP, Sieburth JM. Heterotrophic bacteria and bacterivorous protozoa in oceanic microaggregates. *Science*. 1982;218:795-7.
43. Azam F, Fenchel T, Field JG, Gray JS, Meyer-Reil LA, Thingstad F. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar Ecol Prog Ser*. 1983;10:257-63.
44. Fernandes AJ. Estudo quantitativo da bacterivoria por microflagelado heterótrofo [dissertação]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 1995. 186 p.
45. Sherr EB, Sherr BF. Significance of predation by protists in aquatic microbial food webs. *Antonie Van Leeuwenhoek*. 2002;81:293-308.
46. Landry MR, Haas W, Fagerness VI. Dynamics of microbial plankton communities: experiments in Kaneohe Bay, Hawaii. *Mar Ecol Prog Ser*. 1984;16:127-33.

47. Caron DA, Lim LE, Micelli G, Waterbury JB, Valois FW. 1991. Grazing and utilization of chroococcoid cyanobacteria and heterotrophic bacteria by protozoa in laboratory cultures and a coastal plankton community. *Mar Ecol Prog Ser*. 1991;76:205-17.
48. Fernandes AJ. Regeneração de nutrientes por alguns componentes da alça microbiana [tese]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 2000. 95 p.
49. Polis GA, Winemiller KO. *Food Webs: integration of patterns and dynamics*. New York: Chapman & Hall; 1996. 472 p.
50. Andersen P, Fenchel T. Bacterivory by microheterotrophic flagellates in seawater samples. *Limnol Oceanogr*. 1985;30:198-202.
51. Bratbak G, Thingstad F, Haldal M. Viruses and the microbial loop. *Microb Ecol*. 1994;28:209-21.
52. Suttle CA. Viruses in the sea. *Nature*. 2005;437:356-61.
53. Pomeroy AJ. The ocean's food web, a changing paradigm. *Bioscience*. 1974;24:499-504.
54. Legendre L, Rassoulzadegan F. Plankton and nutrient dynamics in marine waters. *Ophelia*. 1995;41:153-72.
55. Wu QL, Chen Y, Xu K, Liu Z, Hahn MW. Intra-habitat heterogeneity of microbial food web structure under the regime of eutrophication and sediment resuspension in the large subtropical shallow Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*. 2007;581(1):241-54.
56. WHO. Guidelines for Safe Recreational waters – Water Environments. Volume 1: Coastal and Fresh-Waters. WHO/EOS/98.14. Geneva: World Health Organization; 1998. 208 p.
57. Pereira CS, Possas CA, Viana CM, Rodrigues DP. *Aeromonas* spp. e *Plesiomonas shigelloides* isoladas a partir de mexilhões (*Perna perna*) in natura e pré-cozidos no Rio de Janeiro, RJ. *Ciênc Tecnol Aliment*. 2004;24(4):562-6.
58. Dickey RW, Plakas SM. Ciguatera, a Public Health Perspective. *Toxicon*. 2010;56:123-36.
59. Martinez DI, Oliveira AJFC. Faecal bacteria in *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Bivalvia) for biomonitoring coastal waters and seafood quality. *Braz J Oceanogr* 2010;58(SI):29-35.
60. Vieira RHSF. Microbiologia, higiene e qualidade do pescado: teoria e prática. São Paulo: Livraria Varela; 2004. 380 p.
61. Huss HH, Reilly A, Embarek PKB. Prevention and control of hazards in seafood. *Food Control*. 2000;11(2):149-56.
62. Bartram J, Rees G. *Monitoring Bathing Waters: a practical guide to the design and implementation of assessments and monitoring programmes*. London: E&F Spon; 2000.
63. Afifi S, Elmanama A, Shubair M. Microbiological assessment of beach quality in Gaza Strip. *Egypt J Med Lab Sci*. 2000;9.
64. CETESB (São Paulo). Relatório de qualidade das águas litorâneas do Estado de São Paulo: balneabilidade das praias 2006. São Paulo: CETESB; 2007.
65. Sampaio AF, Mateus M, Ribeiro RB, Berzin G. A modelling approach to the study of faecal pollution in the Santos Estuary. In: Neves R, Baretta J, Mateus M, editors. *Perspectives on integrated coastal zone management in South America*. Lisboa: IST Press; 2008.
66. CETESB (São Paulo). Relatório de qualidade das águas litorâneas do Estado de São Paulo: balneabilidade das praias 2007. São Paulo: CETESB; 2008.
67. Oliveira AJFC, Holnagell HC, Mesquita HSL, Fontes RCF. Physical, chemical and microbiological characterization of intertidal sediments of Pereque Beach, Guarujá (SP), Brazil. *Mar Pollut Bull*. 2007;54(7):921-7.
68. CETESB (São Paulo). Relatório de monitoramento de emissários submarinos. Série Relatórios / Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo: CETESB; 2007. 106 p.
69. Ayo B, Santamaria E, Latatu A, Artolozaga A, Iriberry J. Grazing rates of diverse morphotypes of bacterivorous ciliates feeding on four allochthonous bacteria. *Appl Microbiol*. 2001;33:455-60.
70. Meirelles-Pereira F, Pereira MAS, Silva MCG, Gonçalves VD, Brum PR, Castro EAR, et al. Ecological aspects of the antimicrobial resistance in bacteria of importance to human infections. *Braz J Microbiol*. 2002;33(4):287-93.
71. Iversen A, Kühn I, Rahman M, Franklin A, Burman LG, Olsson-Liljequist B, et al. Evidence for transmission between humans and the environment of a nosocomial strain of *Enterococcus faecium*. *Environ Microbiol*. 2004;6(1):55-61.
72. Arvanitidou M, Katsouyannopoulos V, Tsakris A. Antibiotic resistance patterns of enterococci isolated from coastal bathing waters. *J Med Microbiol*. 2001;50:1001-5.
73. Ash RJ, Mauck B, Morgan M. Antibiotic resistance of Gram negative bacteria in rivers, Unites States. *Emerg Infect Dis*. 2002;8:713-6.
74. Mudryk Z. Antibiotic resistance among bacteria inhabiting surface and subsurface water layers in estuarine lake Gardno. *Polish J Environ Stud*. 2002;11:401-6.
75. Mudryk ZJ. Occurrence and distribution antibiotic resistance of heterotrophic bacteria isolated from a marine beach. *Mar Pollut Bull*. 2005;50:80-6.
76. Oliveira AJFC, Pinhata JMW. Antimicrobial resistance and species composition of *Enterococcus* spp. isolated from waters and sands of marine recreational beaches in Southeastern Brazil. *Water Res*. 2008;42(8-9):2242-50.
77. Tejedor JMT, Gonzalez MM, Pita TM, Lupiola GP, Martín BJL. Identification and antibiotic resistance of faecal enterococci isolated from water samples. *Int J Hyg Environ Health*. 2001;203:363-8.

78. Schwartz T, Kohnen W, Jansen B, Obst U. Detection of antibiotic-resistant bacteria and their resistance genes in wastewater, surface water, and drinking water biofilms. *Microb Ecol.* 2003;43(3):325-35.
79. Rozen Y, Belkin S. Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiol Rev.* 2001;25:513-29.
80. Carlucci AF, Pramer D. An evaluation of factors effecting survival of *Escherichia coli* in seawater. I. Experimental procedures. *Appl Environ Microbiol.* 1960;8:243-7.
81. Carlucci AF, Pramer D. An evaluation of factors effecting survival of *Escherichia coli* in seawater. IV. Bacteriophages. *Appl Environ Microbiol.* 1960;8:254-6.
82. Jannasch HW. Competitive elimination of Enterobacteriaceae from seawater. *Appl Environ Microbiol.* 1968;16:1616-8.
83. Hartke A, Giard JC, Laplace JM, Auffrya Y. Survival of *Enterococcus faecalis* in an oligotrophic microcosm: changes in morphology, development of general stress resistance, and analysis of protein synthesis. *Appl Environ Microbiol.* 1998;64(11):4238-45.
84. Kinner NE, Harvey RW, Blakeslee K, Novarino G, Meeker LD. Size-selective predation on groundwater bacteria by nanoflagellates in an organic-contaminated aquifer. *Appl Environ Microbiol.* 1998;64(2):618-25.
85. Tairum CAJ. Determinação do T90 para Enterococos em águas da região do Emissário Submarino de Santos (SP) [monografia]. São Vicente (SP): Universidade Estadual Paulista; 2007. 42 p.
86. Peroni C, Rossi G. Determination of microbial activity in marine sediments by resazurin reduction. *Chem Ecol.* 1986;2:205-9.
87. Blum LK, Roberts MS, Garland JL, Mills AL. Distribution of microbial communities associated with the dominant high marsh plants and sediments of the United States East Coast. *Microb Ecol.* 2004;48(3):375-88.
88. Meyer-Reil LA. Benthic response to sedimentation events during autumn to spring at shallow water station in the western Kiel Bight. *Mar Biol.* 1983;77:247-56.
89. Teodoro AC, Duleba W, Lamparelli CC. Associações de foraminíferos e composição textural da região próxima ao emissário submarino de esgotos domésticos de Cigarras, Canal de São Sebastião, SP, Brasil. *Pesq Geociênc.* 2009;38:467-75.
90. Teodoro AC, Duleba W, Gubitoso S, Prada SM, Lamparelli CC, Bevilacqua JE. Analysis of foraminifera assemblages and sediment geochemical properties to characterise the environment near Araçá and Saco da Capela domestic sewage submarine outfalls of São Sebastião Channel, São Paulo State, Brazil. *Mar Pollut Bull.* 2010;60:536-53.
91. Teodoro AC, Duleba W, Gubitoso S. Estudo multidisciplinar (geoquímica e associações de foraminíferos) para caracterizar e avaliar intervenções antrópicas na Baía do Araçá. *Geociênc.* 2011;11:113-36.
92. Ghinsberg RC, Leibowitz P, Witkin H, Mates A, Seinberg Y, Bar DL, et al. Monitoring of selected bacteria and fungi in sand and seawater along the Tel Aviv coast. *MAP Tech Rep Ser.* 1994;87:65-81.
93. Oshiro R, Fujioka R. Sand, soil and pigeon droppings: sources of indicator bacteria in the waters of Hanauma Bay, Oahu, Hawaii. *Wat Sci Technol.* 1995;31:251-4.
94. Laliberte P, Grimes DJ. Survival of *Escherichia coli* in lake bottom sediment. *Appl Environ Microbiol.* 1982;43:623-8.
95. Obiri-Danso K, Jones K. Intertidal sediments as reservoirs for hippurate negative campylobacters salmonellae and faecal indicators in three EU recognised bathing waters in North West England. *Wat Res.* 2000;34(2):519-27.
96. Whitman RL, Nevers MB. Foreshore sand as a source of *Escherichia coli* in nearshore water of a Lake Michigan beach. *Appl Environ Microbiol.* 2003;69(9):5555-62.
97. Chan KY, Wong SH, Mak CY. Effects of bottom sediments on the survival of *Enterobacter aerogenes* in seawater. *Mar Pollut Bull.* 1979;10:205-10.
98. Darakas E. *E. coli* kinetics: effect of temperature on the maintenance and respectively the decay phase. *Environ Monit Assess.* 2002;78:101-10.
99. Brunke M, Fischer H. Hyporheic bacteria – relationships to environmental gradients and invertebrates in a prealpine stream. *Arch Hydrobiol.* 1999;146(2):189-217.
100. Davies CM, Long JAH, Donald M, Ashbolt NJ. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl Environ Microbiol.* 1995;61(5):1888-96.
101. Villar C, De Cabo L, Vaithyanathan P, Bonetto C. Pour water N and P concentration in a floodplain marsh of the Lower Parana River. *Hydrobiologia.* 1999;392(1):65-71.
102. Sinton LW, Davies-Colley RJ, Bell RG. Inactivation of enterococci and fecal coliforms from sewage and meat-works effluents in seawater chambers. *Appl Environ Microbiol.* 1994;60(6):2040-8.
103. Davies CM, Bavor HJ. The fate of storm water associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. *J Appl Microbiol.* 2000;89(2):349-60.
104. An YJ, Kampbell DH, Breidenbach GP. *Escherichia coli* and total coliforms in water and sediments at lake marinas. *Environ Pollut.* 2002;120(3):771-8.
105. Crabill C, Mcdonald R, Snelling J, Foust R, Southam G. The impact of sediment fecal coliforms reservoirs on seasonal water quality in Oak Creek. *Wat Res.* 1999;33(9):2163-71.
106. Obiri-Danso K, Jones K. Distribution and seasonality of microbial indicators and thermophilic campylobacters in two freshwater bathing sites on the River Lune in northwest England. *J Appl Microbiol.* 1999;87:822-32.

107. Ashbolt N, Grohmann G, Kueh C. Significance of specific bacterial pathogens in the assessment of polluted receiving waters of Sydney. *Wat Sci Technol.* 1993;27:449-52.
108. Howell J, Coyne M, Cornelius P. Effect of sediment particle size and temperature on fecal bacteria mortality rates and the fecal coliform/fecal streptococci ratio. *J Environ.* 1996;25(6):1216-20.
109. Martins CM, Gomes FBA, Ferreira JÁ, Montone RC. Marcadores orgânicos de contaminação por esgotos sanitários em sedimentos superficiais da Baía de Santos, São Paulo. *Quim Nova.* 2008;31(5):1008-14.
110. Bonetti C. Foraminíferos como bioindicadores do gradiente de estresse ecológico em ambientes costeiros poluídos. Estudo aplicado ao sistema estuarino de Santos – São Vicente (SP, Brasil) [tese]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 2000. 229 p.
111. Belzunce MJ, Solaun O, Franco J, Valencia V, Borja A. Accumulation of organic matter, heavy metals and organic compounds in surface sediments along the Nervión Estuary (Northern Spain). *Mar Pollut Bull.* 2001;42(12):1407-11.
112. Matthai C, Birch GF. Trace metals and organochlorines in sediments near a major ocean outfall on a high energy continental margin (Sydney, Australia). *Environ Pollut.* 2000;110:411-23.
113. Stull JK, Swift DJP, Niedoroda AW. Contaminant dispersal on the Palos Verdes continental margin: sediments and biota near a major California wastewater discharge. *Sci Total Environ.* 1996;179:73-90.
114. Swartz RC, Cole FA, Schultz DW, Deben WA. Ecological changes in the Southern California Bight near a large sewage outfall: benthic conditions in 1980 and 1983. *Mar Ecol Prog Ser.* 1986;31:1-13.
115. Chapman PM, Paine MD, Arthur AD, Taylor LA. A triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated sewage discharge. *Mar Pollut Bull.* 1996;32(1):47-64.
116. Valente RM, Rhoads DC, Germano JD, Cabelli VJ. Mapping the benthic enrichment patterns in Narragansett Bay, Rhode Island. *Estuaries.* 1992;18(1):1-17.
117. Saiz-Salinas JI. Evaluation of adverse biological effects induced by pollution in the Bilbao Estuary (Spain). *Environ Pollut.* 1997;96(3):351-9.
118. Burgess RM, Scott KJ. The significance of in-place contaminated marine sediments on the water column: processes and effects. In: Burton GA, editor. *Sediment Toxicity Assessment*. Chelsea: Lewis Publishers, Inc; 1992. p. 313-40.
119. Burton Jr GA. Assessing contaminated aquatic sediments. *Environ Sci Technol.* 1992;26(10):1862-75.
120. Abessa DMS. Avaliação da qualidade de sedimentos do Sistema Estuarino de Santos [tese]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 2002. 290 p.
121. Environment Canada. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Summary tables. 1999. Available from: <http://www.ec.gc.ca>
122. Cesar A, Pereira CDS, Santos AR, Abessa DMS, Choueri RB, Riba I, et al. Comparative sediment quality assessment in different littoral ecosystems from Spain (Gulf of Cadiz) and Brazil (Santos and São Vicente estuarine system). *Env Int.* 2007;33(3):429-35.
123. Boldrini CV, Navas-Pereira D. Metais pesados na Baía de Santos e Estuários de Santos e São Vicente: Bioacumulação. *Ambiente.* 1987;1(3):118-27.
124. CETESB (São Paulo). Baixada Santista – Memorial Descritivo. Carta do Meio Ambiente e de sua dinâmica. Relatório Técnico CETESB. São Paulo: CETESB; 1985. 33 p.
125. Gonzalez H, Pomares M, Ramirez M, Torres I. Heavy metals and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall of Havana City, Cuba. *Mar Pollut Bull.* 1999;38(11):1048-51.
126. Mastrotti RR. Toxicidade e biodegradabilidade de tensoativos aniônicos em água do mar [dissertação]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 1997. 111 p.
127. Ternes TA. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Wat Res.* 1998;32(11):3245-60.
128. Bay SM, Greenstein DJ, Lau SM, Stenstrom MK, Kelley CG. Toxicity of dry weather flow from the Santa Monica Bay watershed. *Bull Southern California Acad Sci.* 1996;95(1):33-45.
129. Bound JP, Voulvoulis N. Household disposal of pharmaceuticals as a pathway for aquatic contamination in the United Kingdom. *Environ Health Perspect.* 2005;113(12):1705-11.
130. Vystavna Y, Le Coustumer P, Huneau F. Monitoring of trace metals and pharmaceuticals as anthropogenic and socio-economic indicators of urban and industrial impact on surface waters. *Environ Monit Assess.* 2012. DOI 10.1007/s10661-012-2811-x
131. Daughton CG. Environmental Stewardship and Drugs as Pollutants. *Lancet.* 2002;360:1035-6.
132. Kotchen M, Kallalos J, Wheeler K, Wong C, Zahller M. Pharmaceuticals in wastewater: Behavior, preferences, and willingness to pay for a disposal program. *J Environ Manage.* 2009;90:1476-82.
133. Monpelat S, LeBot B, Thomas O. Occurrence and fate of pharmaceuticals products and by-products, from resource to drinking water. *Env Int.* 2009;35:803-14.
134. Wise A, O'Brien K, Woodruff T. Are Oral Contraceptives a Significant Contributor to the Estrogenicity of Drinking Water? *Environ Sci Technol.* 2011;45:51-60.
135. Field JA, Field TM, Poiger T, Siegrist H, Giger W. Fate of secondary alkane sulfonate surfactants during municipal wastewater treatment. *Wat Res.* 1995;29(5):1301-7.

136. Marcomini A, Capri S, Giger W. Determination of linear alkylbenzenesulphonates, alkylphenol, polyethoxylates and nonylphenol in waste water by high performance liquid chromatography after enrichment on octadecylsilica. *J Chromatogr.* 1987;403:243-52.
137. Swedmark M, Braaten B, Emanuelsson E, Granmo A. Biological effects of surface active agents on marine animals. *Mar Biol.* 1971;9:183-201.
138. Fytianos K, Voudrias E, Mouratidou TH. The sorption – desorption behaviour of linear alkylbenzene sulfonate in marine sediments. *Chemosphere.* 1998;36(9):2067-74.
139. Stoll JMA, Poiger TF, Lotter AF, Sturn M, Giger W. Fluorescent whitening agents as molecular markers for domestic wastewater in recent sediments of Greifensee, Switzerland. In: Eganhouse RP, editor. *Molecular Markers in Environmental Geochemistry.* Washington, DC: American Chemical Society; 1997. p. 231-41.
140. Burton Jr GA, Gunnison D, Lanza GR. Survival of pathogenic bacteria in various freshwater sediments. *Appl Environ Microbiol.* 1987;53(4):633-8.
141. Medeiros PM, Bicego MC. Investigation of natural and anthropogenic hydrocarbon inputs in sediments using geochemical markers. I. Santos-SP, Brazil. *Mar Pollut Bull.* 2004;49:761-9.
142. Mastrotti RR, Sousa ECPM, Abessa DMS, Sass V. Avaliação preliminar da biodegradabilidade de tensoativos aniônicos em água do mar. *Rev Bras Oceanogr.* 1998;46(2):187-93.
143. Bosquilha GE. Estudo da distribuição de surfactantes aniônicos e de polifosfatos no Sistema Estuarino de Santos/São Vicente e Baía de Santos (SP, Brasil) e avaliação das metodologias aplicadas [dissertação]. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico; 2002. 179 p.
144. Mastrotti RR, Sousa ECPM, Abessa DMS. Toxicidade de tensoativos aniônicos sobre embriões de ouriço do mar *Lytechinus variegatus*. In: Moraes R, Crapez M, Pfeiffer W, Farina M, Bainy A, Teixeira V, editors. *Efeitos de Poluentes sobre Organismos Marinhos.* São Paulo: Arte & Ciência Villipres; 2001. p. 207-16.
145. León VM, González-Mazo E, Pajares JMF, Gómez-Parra A. Vertical distribution profiles of linear alkylbenzene sulfonates and their long-chain intermediate degradation products in coastal marine sediments. *Environ Toxicol Chem.* 2001;20(10):2171-8.
146. Barbieri E. Acute toxicity of ammonia in White shrimp (*Litopenaeus schmitti*) (Burkenroad, 1936, Crustacea) at different salinity levels. *Aquaculture.* 2010;302:231-7.
147. Phillips CR, Venkatesan MI, Lin T. Linear alkylbenzenes in muscle tissues of white croaker near a large ocean outfall in Southern California, USA. *Environ Toxicol Chem.* 2001;20(2):231-8.
148. Barbieri E, Doi SA. Acute toxicity of ammonia on juvenile Cobia (*Rachycentron canadum*, Linnaeus, 1766) according to the salinity. *Aquaculture Int.* 2012;20:373-82.
149. Abessa DMS, Sousa ECPM. Preliminary studies on the acute toxicity of marine sediments collected close to the sewage outfalls from Baixada Santista-SP, Brazil. In: *Anais do 1º Congresso Brasileiro de Pesquisas Ambientais.* 03 de setembro de 2001. Santos, SP. CD-Rom; 2001. p. 59-61.
150. Burrows R, Neves MJV, Larsen T, Carratelli EP, Veltri P. European attitude to the disposal of wastewater in the sea: the case for (european) network for sea outfall research. *Wat Sci Technol.* 1998;38(10):317-21.
151. Gubitoso S, Duleba W, Teodoro AC, Prada SM, Rocha MM, Lamparelli CC, et al. Estudo geoambiental da região circunjacente ao emissário submarino de esgoto do Araçá, São Sebastião (SP). *Rev Bras Geociênc.* 2008;38:467-75.

Recebido em: 04 de junho de 2012.

Versão atualizada em: 29 de junho de 2012.

Aprovado em: 16 de julho de 2012.