



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR - LABOMAR
CURSO DE OCEANOGRAFIA

CECÍLIA PERDIGÃO BARRETO

**CONTROLE DA POLUIÇÃO MARINHA PARA A MANUTENÇÃO DA QUALIDADE
DOS OCEANOS**

FORTALEZA

2013

CECÍLIA PERDIGÃO BARRETO

CONTROLE DA POLUIÇÃO MARINHA PARA A MANUTENÇÃO DA QUALIDADE
DOS OCEANOS

Trabalho de conclusão de curso
apresentado ao Curso de Bacharelado em
Oceanografia do Instituto de Ciências do
Mar da Universidade Federal do Ceará,
como parte dos requisitos para a obtenção
do título de Bacharel em Oceanografia.
Área de concentração: Poluição Marinha

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Sandra Tédde
Santaella

FORTALEZA

2013

CECÍLIA PERDIGÃO BARRETO

CONTROLE DA POLUIÇÃO MARINHA PARA A MANUTENÇÃO DA QUALIDADE
DOS OCEANOS

Trabalho de conclusão de curso
apresentado ao Curso de Bacharelado em
Oceanografia do Instituto de Ciências do
Mar da Universidade Federal do Ceará,
como parte dos requisitos para a obtenção
do título de Bacharel em Oceanografia.
Área de concentração: Poluição Marinha

Aprovada em: ____/____/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Sandra Tédde Santaella (Orientadora)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^a. Dr^a. Maria Oziléa Bezerra Menezes

Universidade Federal do Ceará (UFC)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Viviane e João Claudio, por todo o apoio, amor e carinho, em todos os momentos de minha vida.

À minha irmã Lívia, parceira de todas as horas, pelo suporte e incentivo, mesmo à distância.

Ao Giulli, grande presente que a Oceanografia me deu, por ser meu braço direito e meu companheiro em todos os momentos difíceis em minha vida particular e acadêmica.

Aos amigos da turma de Oceanografia de 2008.2, pelos maravilhosos anos compartilhados durante a graduação, sempre com muito companheirismo.

Aos amigos da turma de 2009.1, Wersângela, Évila, Gabi, Babi e Facó, pelos momentos de descontração e de carinho.

À Professora Sandra Santaella, que confiou em mim para a realização deste trabalho e que se mostrou uma grande amiga, além de uma grande orientadora e educadora.

Às amigas Ádria, Luciana e Maiara, pelos longos anos de amizade e compreensão, e por torcerem sempre pelo meu sucesso.

À Déa e ao Érico, meus grandes incentivadores, que sempre vibraram com minhas conquistas pessoais e estudantis.

Aos meus tios, primos e avós, por todo o amor e por compreenderem meus momentos de ausência.

RESUMO

O controle da poluição marinha é importante para manter a saúde dos oceanos frente ao crescimento das pressões antrópicas. Medidas de controle efetivas reduzem os impactos negativos da poluição sobre o ambiente marinho, preservando ecossistemas e espécies. Assim, faz-se importante compilar trabalhos sobre o tema na literatura científica, a fim de proporcionar uma análise mais clara do que ainda precisa ser estudado sobre o tema, como base para a tomada de decisões. Para tal, foi realizado um levantamento bibliográfico em artigos científicos e em livros a partir da década de 1970, em bases de dados eletrônicas de acesso público e privado. Existem, ainda, diversos setores da poluição marinha por resíduos sólidos, águas residuárias, petróleo e navegação pouco estudados. Países subdesenvolvidos e em desenvolvimento carecem de dados sobre o tema, gerando vazios de informação em grande parte do mundo. Assim, a comunidade científica necessita concentrar esforços para suprir a falta de dados básicos como impactos sofridos pela biota e estado do ambiente nestes locais, para que o ecossistema marinho seja preservado.

Palavras-chave: Poluição oceânica. Impactos no oceano. Resíduos sólidos. Águas residuárias. Poluição por navegação. Atividades petrolíferas.

ABSTRACT

The marine pollution control is really important to keep the oceans' health in front of the increase of human pressures. Effective control steps reduce the pollution negative impacts over the marine environment, preserving ecosystems and species. This way, it is important to compile papers about this topic on scientific literature, in order to provide a clearer analysis about what still needs to be studied to provide data for future decisions. To achieve this goal, scientific papers and books, from the 1970s until now, were searched on public and private electronic databases. There are, still, many fields about marine pollution by debris, sewage, petroleum and navigation that are understudied. Underdeveloped countries and countries in development still need data about this subject, creating lacks of this type of information in big part of the world. This way, the scientific community needs to concentrate some effort to feed this lack of primary data, like the impacts suffered by marine biota and the state of pollution in these places, so the marine ecosystem can be preserved.

Key-words: Oceanic pollution. Impacts in the ocean. Marine debris. Sewage. Pollution by ships. Oil activities.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO..... | 8 |
| 2 OBJETIVO GERAL..... | 11 |
| 2.1 Objetivos Específicos..... | 11 |
| 3 MATERIAL E MÉTODOS..... | 12 |
| 4 POLUIÇÃO MARINHA POR RESÍDUOS SÓLIDOS..... | 13 |
| 4.1 Controle da Poluição Marinha por Resíduos Sólidos..... | 21 |
| 5 POLUIÇÃO MARINHA POR ÁGUAS RESIDUÁRIAS..... | 26 |
| 5.1 Controle da Poluição Marinha por Águas Residuárias..... | 38 |
| 6 POLUIÇÃO MARINHA POR PETRÓLEO E DERIVADOS..... | 44 |
| 6.1 Controle da Poluição Marinha por Petróleo e Derivados..... | 55 |
| 7 POLUIÇÃO MARINHA POR ATIVIDADES DE NAVEGAÇÃO..... | 61 |
| 7.1 Controle da Poluição Marinha por Atividades de Navegação..... | 68 |
| 8 CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 73 |
| REFERÊNCIAS..... | 75 |

1 INTRODUÇÃO

Os mares e oceanos tornaram-se depósitos de subprodutos gerados a partir do desenvolvimento das atividades humanas, passando a receber, de forma direta ou indireta, grande variedade de produtos de descarte urbano, agrícola e industrial. Isto se dá como consequência de a maioria dos grandes centros urbanos estar localizada em regiões costeiras, próximos a baías e a estuários, tornando o ambiente marinho mais vulnerável ao impacto da poluição (MARQUES JR.; MORAES; MAURAT, 2009). No Brasil, cinco das nove maiores regiões metropolitanas situam-se à beira-mar, o que corresponde a cerca de 15% da população. Estima-se, ainda, que metade da população brasileira resida no máximo, a 200 Km do mar (ARAÚJO; COSTA, 2003a).

Segundo o art. 1º da Convenção das Nações Unidas sobre Direito do Mar, poluição marinha, significa

A introdução do homem, direta ou indiretamente, de substâncias ou de energia no meio marinho, incluindo os estuários, sempre que a mesma provoque ou possa vir a provocar efeitos nocivos, tais como danos aos recursos vivos e à vida marinha, riscos à saúde do homem, entraves às atividades marinhas, incluindo a pesca e outras utilizações legítimas do mar, alteração da qualidade da água do mar, no que se refere à sua utilização ou deterioração dos locais de recreio.

De acordo com a legislação brasileira, Decreto nº 50.877, de 29 de julho de 1961, que trata do lançamento de resíduos tóxicos ou oleosos nas águas interiores ou litorâneas, poluição das águas é conceituada como

Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas das águas, que possa importar em prejuízo à saúde, à segurança e ao bem estar das populações, e ainda comprometer a sua utilização para fins agrícolas, industriais, comerciais, recreativos, e, principalmente, à existência normal da fauna aquática.

A problemática da poluição marinha aflorou na comunidade científica muitos anos depois dos impactos antrópicos sobre o ambiente marinho terem se acentuado, a partir da primeira revolução industrial. A poluição marinha tem adquirido, desde então, características diferenciadas, atribuídas à sintetização de novos compostos orgânicos que possuem degradação muito lenta ou inexistente no ambiente marinho, utilizados na agricultura e na indústria, em escala global (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Os tipos de poluição marinha são diversos, dentre eles podem ser citadas a poluição por: resíduos sólidos, águas residuárias, derrame de petróleo e seus derivados, resíduos radioativos e atividades de navegação (PORTO, 2000).

Segundo a Convenção Internacional para a Prevenção para a Poluição de Navios (MARPOL), em 1978, o lixo marinho figura entre um dos cinco maiores problemas à saúde dos oceanos, e nessa categoria os plásticos assumem papel importante, como o tipo de resíduo sólido mais encontrado em estudos publicados nesta área (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

De acordo com o relatório elaborado pelo Grupo de Peritos sobre Aspectos Científicos da Proteção do Meio Marinho (GESAMP), em 1996, 70% da poluição marinha advinha de fontes poluentes terrestres, como pelo arraste de lixo produzido no continente para o mar via escoamento superficial, e apenas 30% advinha de fontes marítimas, como o derrame de óleo por embarcações a motor (MATTOS, 1996). Em estudos em uma baía no Canadá, Ross, Parker e Strickland (1991) constataram que 62% do lixo encontrado provinha de atividades de recreação e de fontes ligadas ao continente.

A existência de diversos tipos de poluição marinha demanda a elaboração de formas variadas de controle, a fim de garantir a integridade do ambiente marinho. Uma das formas comuns de controle desta poluição é o princípio do poluidor pagador, instituído pela Lei Federal 6.938. De acordo com essa política, quem polui tem o dever de reparar o prejuízo causado ao ambiente e de evitar que novos danos oriundos da atividade poluidora voltem a acontecer. É importante garantir que parte da indenização paga pelo poluidor seja realmente destinada a atuações preventivas, pois certos danos ambientais são irreversíveis (DERANI, 1999).

Além do princípio do poluidor pagador, políticas mais simples podem ser adotadas para o controle da poluição marinha. No caso dos resíduos sólidos, o acondicionamento correto do lixo, coleta regular, destinação final adequada e reciclagem são medidas que podem ser tomadas pelos municípios para reduzir a poluição marinha. Como forma de controlar a poluição por águas residuárias, é necessário o tratamento adequado das águas servidas antes de serem lançadas nos oceanos pelos emissários submarinos (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Por outro lado, determinados tipos de poluição são difíceis de serem controlados. A poluição por atividades de navegação, por exemplo, muitas vezes exige medidas internacionais de controle. Isso se deve ao fato de muitas embarcações navegarem por águas internacionais ou em territórios marítimos de

países que não os de origem. As embarcações poluem o ambiente marinho de diversas formas ao longo de todo seu trajeto, por isso há preocupação global em estabelecer leis que regulamentem a atividade e normas internacionais de controle deste tipo de poluição, a fim de reduzir seus impactos sobre os mares e oceanos.

Diferentes tipos de poluentes são lançados nos oceanos todos os dias, muitos deles com impactos ainda desconhecidos sobre o ambiente marinho. Isso evidencia a necessidade de um conhecimento mais profundo sobre as formas de poluição marinha e seus meios de controle, a fim de garantir a preservação desse ecossistema. As formas de controle da poluição marinha ainda se encontram esparsas na literatura científica, e determinados tipos de poluição possuem formas de controle ainda pouco estudadas, como a poluição sonora. Desta forma, este estudo objetiva reunir medidas de controle da poluição marinha presentes na literatura científica como forma de facilitar sua consulta e de reconhecer o que ainda precisa ser publicado nesta área.

2 OBJETIVO GERAL

Analisar as formas de controle da poluição marinha por resíduos sólidos, águas residuárias, petróleo e navegação existentes na literatura científica.

2.1 Objetivos Específicos

- Determinar se a literatura científica abrange formas de controle para todos os tipos de poluição marinha citados;
- Avaliar se as formas de controle presentes na literatura científica são viáveis para todos os tipos de poluição marinha citados;
- Indicar o que ainda precisa ser divulgado na área de controle da poluição marinha por resíduos sólidos, águas residuárias, petróleo e navegação.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizado um levantamento bibliográfico em artigos científicos e em livros publicados sobre o tema a partir da década de 1970, quando se tornou mais intensa a produção científica relacionada à poluição marinha e suas formas de controle. Foram consultadas bases de dados eletrônicas de acesso público, como SciELO; e de acesso privado, tais como: *Science Direct* e *Web of Science*.

Com base no levantamento realizado, foram elaborados capítulos sobre poluição marinha por resíduos sólidos, por águas residuárias, por petróleo e por atividades de navegação e suas formas de controle nos últimos 43 anos.

Comparando medidas de controle aplicadas em diversas regiões do mundo, foi avaliada a viabilidade e a efetividade das medidas mais comuns de controle da poluição marinha apresentadas na literatura científica pesquisada. Por fim, foram indicadas novas possibilidades de controle desse tipo de poluição nos casos em que ainda há escassez de soluções publicadas.

4 POLUIÇÃO MARINHA POR RESÍDUOS SÓLIDOS

Resíduos sólidos são resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição (ABNT, 2004). Podem ser subdivididos em diversas categorias, como papel, vidro, plástico, borrachas, tecidos e madeira antropogênica, ou seja, madeira que já sofreu algum retrabalhamento pelo homem (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Diversas outras formas de classificação dos resíduos sólidos já foram propostas. Uma delas é a apresentada por ABNT (2004), que os classifica em resíduos de classe I - perigosos, que apresentam periculosidade (inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade); resíduos de classe II - não perigosos; resíduos de classe II A - não inertes, que inclui os resíduos que não se encaixam nas classes I ou II B e que possuem propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água; e, finalmente, a classe II B, que engloba os resíduos inertes, que são aqueles que quando submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada à temperatura ambiente, não apresentarem constituintes solubilizados em concentrações superiores às de potabilidade da água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Lixo marinho é qualquer sólido de origem antropogênica que tenha sido introduzido no mar (COE; ROGERS, 2000). Suas fontes podem ser divididas em terrestres e marinhas. Dentre as fontes terrestres, podem ser citadas a drenagem superficial urbana, os usuários de praias, a disposição inapropriada de resíduos sólidos no continente e os lançamentos de esgoto *in natura* no mar. Quanto às fontes marinhas, devem ser consideradas as embarcações e as plataformas de petróleo e derivados (COE; ROGERS, 1997). Outra classificação adotada para definir as fontes do lixo marinho é a proposta por Somerville, Miller e Mair (2003), que as divide em quatro origens: turismo e atividades recreativas, atividades pesqueiras, esgotos e navegação. Segundo Neto, Wallner-Kersanach e Patchineelam (2008), 80% do lixo encontrado no ambiente marinho são oriundos de fontes terrígenas.

Os resíduos sólidos figuram como uma das formas mais importantes de poluição marinha, por persistirem no ambiente por um tempo elevado e por serem

utilizados diariamente, em larga escala (LAIST, 1997). A problemática do lixo em ambientes costeiros e oceânicos tem grande impacto sobre a sociedade, principalmente por representar um tipo de poluição visível, com impactos diretos sobre a qualidade cênica de praias, por exemplo. Segundo estudos realizados por Ballance *et al.* (2000) na África do Sul, 60% dos turistas sul-africanos e 40% dos turistas estrangeiros não retornariam a praias consideradas sujas (com mais de 10 unidades de resíduos por metro quadrado), o que reflete no turismo e na economia locais.

Todavia, o turismo é também uma atividade econômica que gera impactos sobre o meio ambiente. O turismo litoral é reconhecidamente uma fonte importante de resíduos sólidos para as praias e para o meio marinho. Santos *et al.* (2005) mostraram correlações fortes entre a densidade de turistas e a quantidade de resíduos sólidos encontrados na praia do Cassino, Rio Grande do Sul, Brasil, indicando que o turismo pode ser uma das principais atividades produtoras de lixo no ambiente costeiro e que o grau de poluição da praia está diretamente correlacionado à densidade de visitantes. Santos *et al.* (2003), ainda em estudos na praia do Cassino, Rio Grande do Sul, Brasil, estimaram que, durante o verão de 2002, aproximadamente 25.000 unidades de resíduos sólidos foram abandonados na praia por dia, dos quais 70% não foram recolhidos pelo sistema de limpeza pública e adentraram no ecossistema marinho.

De acordo com Somerville, Miller e Mair (2003), as quatro principais fontes de resíduos sólidos para o ambiente marinho e costeiro são as atividades recreativas e turísticas, as embarcações e as águas residuárias despejadas sem tratamento.

O acúmulo crescente de resíduos sólidos no ambiente marinho é reflexo do modelo de consumo desenfreado seguido pela sociedade atual. A praticidade da vida moderna demanda utilização cada vez mais intensa de materiais industrializados não degradáveis, ou de difícil degradação, fato que, aliado a uma sociedade que preza a produção e o consumo, gera um montante quase imensurável de lixo por dia. A grande produção de lixo, juntamente com políticas de gestão de resíduos sólidos ineficazes ou inexistentes, implica, muitas vezes, na disposição inadequada desses materiais no ambiente marinho (SANTOS *et al.*, 2003).

A entrada de resíduos sólidos no mar pode se dar de forma direta ou indireta. Como forma direta, podem ser citados os lançamentos diretos de lixo, as perdas acidentais de resíduos que ocorrem, por exemplo, em acidentes com navios cargueiros, e o descarte *in loco* de artefatos de pesca. Como formas indiretas, deve-se considerar o arraste para o mar de resíduos terrígenos por meio do vento, de desastres naturais, dos rios, das correntes, das ondas e das redes de drenagem pluvial. Neste contexto, vale ressaltar que a destinação final inadequada do lixo produzido (como seu descarte em lixões, terrenos baldios ou aterros controlados, em vez de em aterros sanitários); seu acondicionamento incorreto nas residências, ou seu lançamento direto nas ruas, terrenos, áreas públicas e praias; a coleta e transporte inadequados em caminhões abertos ou superlotados; são a raiz da entrada de resíduos terrígenos nos oceanos (DERRAIK, 2002).

Uma vez nos mares e oceanos, o padrão de acumulação dos resíduos sólidos depende de fatores típicos de cada localidade, como a morfologia do litoral, o aporte fluvial, a ação antrópica (GALGANI *et al.*, 2000), a força dos ventos, a atuação de correntes, as marés e o regime de ondas. Por meio de correntes superficiais e do vento, podem chegar a regiões bastante distantes do local onde foram produzidos ou descartados (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008), e acumular-se em regiões preferenciais, de forma a produzir acúmulos gigantescos de lixo em áreas reduzidas.

Soares *et al.* (2011), em estudo realizado no Atol das Rocas, Rio Grande do Norte, Brasil, relataram a presença de lixo marinho na região, que constitui uma reserva biológica, unidade de conservação destinada somente à pesquisa. Todo o lixo produzido no atol é armazenado para descarte em continente, portanto foi deduzido que o lixo marinho encontrado na área era proveniente de outras regiões, por meio da Corrente Sul Equatorial. Após análise dos resíduos, constataram que estes foram fabricados em diversos países, como Argentina, China, Espanha, Malásia, dentre outros. Estes resíduos foram provavelmente lançados ao mar a partir de embarcações, já que o atol encontra-se próximo à rota de navios de turismo, mercantes e barcos de pesca. O lixo marinho também pode ter sido produzido na ilha de Fernando de Noronha, que sofre impactos de turismo e ocupação, e que também é influenciada pela Corrente Sul Equatorial.

Registros de lixo marinho também foram encontrados na costa das ilhas que compõem o Arco da Escócia, na Antártida, locais remotos, isolados pela Zona Polar Frontal - zona de convergência interoceânica que atua como uma barreira - onde se encontram apenas estações de pesquisa nas proximidades. Foram encontradas garrafas de plástico e de vidro, fragmentos de poliestireno, metais e madeira antropogênica, com registros de fabricação em países como Rússia, China, Japão e Argentina, evidenciando que esses resíduos, após serem lançados ao mar, chegaram a estas ilhas por meio de correntes de deriva (CONVEY *et al.*, 2002).

Correntes oceânicas, por percorrerem grandes áreas do globo, podem levar à formação de grandes depósitos de lixo marinho, pois transportam resíduos sólidos oriundos de diversos locais, concentrando-os em uma área propícia. Kubota *et al.* (2005) demonstraram que o lixo de baixa densidade, que pode ser arrastado por correntes, acumula-se em zonas de convergência oceânica.

As grandes ilhas de lixo do Pacífico Norte são um exemplo de acúmulo de resíduos sólidos por ação de correntes, em associação com o regime climático local. A circulação nesta área é bastante complexa, formada por correntes que formam um sistema de rotação em forma de giro. A direção de rotação dos giros, dentre outros fatores, parece permitir a agregação de resíduos sólidos flutuantes em áreas específicas, livre da ação de correntes (zonas mortas), formando um grande depósito de lixo no oceano conhecido como "*Great Pacific Garbage Patch*" (HOWELL *et al.*, 2012).

Na coluna d'água, o lixo marinho pode ser encontrado boiando na superfície, como é o caso dos resíduos de menor densidade, como plásticos, isopores e madeira; no fundo, como resíduos de alta densidade, como vidro, objetos densos de metal, entulho de construção civil, que tendem a se depositar em locais de hidrodinâmica baixa, e sua distribuição depende da geomorfologia local e da intensidade de aportes fluviais, dentre outros fatores (GALGANI *et al.*, 2000); em profundidades intermediárias, onde são encontrados resíduos que antes flutuavam e que passaram a afundar à medida que seres vivos e matéria orgânica associaram-se à sua superfície, aumentando sua densidade (MORÉT-FERGUNSON *et al.*, 2010, NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Os resíduos sólidos sempre foram produzidos ao longo do tempo pelas civilizações, porém observa-se uma mudança no padrão de composição do lixo com

o passar dos anos. Inicialmente, os resíduos sólidos produzidos pelo homem eram compostos de materiais de fácil assimilação pelo ambiente, por serem constituídos basicamente de matéria orgânica. Hoje, a maior parte do lixo descartado são materiais produzidos pelo homem, que não são biodegradáveis, ou lentamente degradáveis (ARAÚJO; COSTA, 2003a).

Os plásticos, polímeros orgânicos sintéticos, são o tipo de resíduo sólido encontrado hoje em maior abundância nos oceanos (DERRAIK, 2002). A predominância do plástico em relação aos demais tipos de materiais deve-se à sua baixa taxa de degradação e, conseqüentemente, alto tempo de residência no ambiente marinho; à baixa densidade, que facilita seu transporte por longas distâncias; além de ser um produto amplamente utilizado pela sociedade atual por ser de baixo custo, bastante resistente, leve e prático (LAIST, 1987). Apesar de existirem há pouco mais de um século, seu uso sofreu aumento exponencial a partir dos anos 1960, pois sua versatilidade permitiu que fosse cada vez mais utilizado como matéria-prima de produtos intensamente utilizados diariamente. (DERRAIK, 2002; GORMAN, 1993). Law *et al.* (2010) afirmam que entre 1993 e 2008, houve um aumento estimado de 24% no total de plásticos flutuantes descartados, totalizando 14,5 toneladas em 2008.

Os plásticos são encontrados em todos os oceanos, sendo transportados para pontos distantes de sua fonte por correntes superficiais e pelo vento. Contudo, são encontrados em maior densidade em águas costeiras de regiões de latitudes médias e baixas, onde se concentra a maior parte da população mundial, estando, principalmente, sob a forma de embalagens (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; PRUTER, 1987; GREGORY, 1991). Nessas regiões, o plástico produzido no continente chega ao ambiente marinho principalmente pelo arraste por rios ou pelos sistemas de drenagem de água (WILLIAMS; SIMMONS, 1997; PRUTTER, 1987).

A maior fonte de plásticos para os oceanos são os navios (SHAW, 1977). Horsman (1982) estimou que navios mercantes podem lançar nos oceanos até 639.000 objetos plásticos por dia. Além disso, navios recreativos e de pesca também constituem fonte importante de plástico para o ambiente marinho (DERRAIK, 2002). Segundo Cawthorn (1989), as atividades de pesca lançaram no oceano cerca de 135.400 toneladas de artefatos plásticos de pesca no ano de 1975.

Na categoria dos plásticos encontram-se também os *pellets*, esférulas plásticas de dimensões muito pequenas, dois a seis milímetros de diâmetro, utilizadas como matéria-prima para a produção de outros produtos de plástico (GREGORY, 1977, 1978). São encontradas em praias do mundo inteiro, inclusive em regiões remotas (GREGORY, 1999), por serem facilmente transportadas pelo mar via correntes superficiais, e chegam ao ambiente marinho via acidentes com navios de transporte ou por derrame acidental durante seu manuseio (GREGORY, 1978).

Os *pellets* são, ainda, utilizados para lavagem de contêineres e de porões de navios por serem mais leves, baratos e eficientes do que a areia, na adsorção de compostos orgânicos. Após o uso, os *pellets*, são geralmente descartados na água (MANZANO, 2009; PIANOWSKI, 1997; GOMES, 1973; REDDY *et al.*, 2006). Em estudos em praias na Nova Zelândia, Gregory (1989) encontrou cerca de 100.000 *pellets* por metro de costa, com maior densidade em áreas próximas a centros industriais. Essas esférulas plásticas persistem no ambiente marinho por volta de 3 a 10 anos e constituem risco para a biota por serem facilmente ingeridos (GREGORY, 1978).

A presença de resíduos sólidos no ambiente marinho e costeiro causa sérios danos à biota, ao ecossistema e também ao homem (SANTOS *et al.*, 2001). UNESCO (1994) classificou os danos produzidos pelo lixo marinho em: danos à saúde e à segurança humana, danos à economia e ao potencial cênico de cidades costeiras, e danos à biota marinha.

Dentre os danos produzidos à saúde humana, pode ser citado o enredamento de banhistas em porções de rede de pesca abandonadas, aumentando os riscos de afogamento, ferimentos por fragmentos de vidro ou de metal pontiagudos, e doenças associadas à presença de lixo na praia (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; SANTOS *et al.*, 2001). Quanto aos danos ao potencial cênico das praias, deve-se considerar a relação com o turismo.

Praias visivelmente sujas tendem a ser menos frequentadas por turistas. Nelson *et al.* (2000), em entrevistas realizadas com frequentadores de praia em Londres, determinaram que a presença de lixo na praia é o fator decisivo para que sejam avaliadas negativamente pelos usuários. Santos *et al.* (2001), em estudos na

Praia do Cassino, Rio Grande do Sul, Brasil, determinaram que 28% dos usuários da praia já sofreram algum problema em decorrência da presença de lixo na praia, constituindo um grupo que potencialmente não retornaria à praia do Cassino para atividades de lazer. Por sua vez, o decaimento do número de turistas em determinada região impacta negativamente a economia local por reduzir a entrada direta de recursos e por diminuir o número de empregos diretos e indiretos tradicionalmente gerados nos períodos de atividade turística intensa.

Outro efeito econômico da poluição do ambiente marinho e costeiro por resíduos sólidos é o aumento dos gastos públicos com programas de limpeza de praias. Segundo Araújo e Costa (2006), a retirada de lixo de ambientes naturais demanda bastante dinheiro, tempo e mão-de-obra, além de comprometer o meio-ambiente e a estética locais, mostrando, dessa forma, a necessidade urgente de criação de políticas de prevenção para este problema.

Ademais, danos causados às hélices de embarcações por enredamento de redes de pesca e de sacos plásticos, colisão de barcos com resíduos sólidos densos, aumento do esforço de pesca pela captura acidental de resíduos (que ocupam o espaço na rede que seria destinado a espécies de interesse comercial), também podem ser citados como danos econômicos gerados pela poluição por resíduos sólidos (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; NASH, 1992). Laws (2000) afirmou que na Nova Inglaterra os principais danos causados às embarcações da região derivam de enredamento de sacolas plásticas nas hélices.

Os danos causados pelo lixo à biota marinha são os menos conhecidos pelos usuários da Praia do Cassino, Rio Grande do Sul, Brasil (SANTOS *et al.*, 2001). Isso pode dever-se ao fato de serem impactos não visíveis e pouco divulgados. Todavia, são muito frequentes e com consequências graves aos organismos marinhos. Os animais marinhos podem sofrer danos diretos por enredamento, que pode ser total ou parcial, e por ingestão, causando o bloqueio do seu trato digestivo. Além disso, os resíduos plásticos, quando submetidos ao processo de digestão, podem ser fonte de compostos tóxicos ao organismo desses animais. O lixo marinho pode, ainda, afetar organismos bentônicos à medida que formam uma espécie de capa sobre o substrato de fundo, bloqueando a troca gasosa entre o sedimento e a coluna d'água, causando hipóxia ou anóxia neste local (GOLDBERG, 1994; NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Dentre os animais marinhos que sofrem enredamento nos resíduos sólidos, podem ser citados tartarugas, peixes, mamíferos e aves. O enredamento é considerado fator importante de mortalidade, pois altera o padrão de comportamento do animal no ambiente, podendo reduzir seu poder de natação, de alimentação, interferir na reprodução ou impedir a fuga de predadores, reduzindo suas chances de sobrevivência (CARR, 1987; SAZIMA *et al.*, 2002; BECK E BARROS, 1991; ARNOULD E CROXALL, 1995; NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008). Segundo Laist (1987), redes e linhas de pesca, cordas, sacolas e fitas plásticas são os resíduos sólidos mais perigosos para os animais marinhos porque, além dos danos do enredamento, podem ainda provocar ferimentos graves, que podem infeccionar e causar a morte do animal.

A ingestão de resíduos sólidos é frequente, pois muitas vezes os fragmentos de lixo são confundidos com alimento natural (SANTOS *et al.*, 2006). Os animais mais prejudicados com a ingestão destes materiais sintéticos são as aves e as tartarugas marinhas (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008). Depois de ingeridos, os resíduos, principalmente o plástico, podem causar o enfraquecimento do animal, pois o lixo acumulado no trato digestivo causa sensação permanente de saciedade, reduzindo a frequência de captura de alimento natural. Além disso, podem causar bloqueio ou ferimento grave do trato digestivo, supressão da secreção de enzimas gástricas e redução da produção de hormônios esteroides, provocando falhas reprodutivas (SPEAR *et al.*, 1995; RYAN, 1988; AZZARELLO; VAN-VLEET, 1987; BECK; BARROS, 1991).

Moser e Lee (1992) estudaram os conteúdos estomacais de 1033 aves marinhas encontradas mortas na costa da Carolina do Norte, Estados Unidos da América, e encontraram fragmentos de plástico em 55% dessas aves. Esses fragmentos eram semelhantes em cor e forma das presas naturais dessas aves, que ingeriram resíduos sólidos por confundi-los com alimento. *Pellets* podem permanecer até dois anos no organismo de aves marinhas e são constantemente confundidos com ovos de peixe, que servem de alimento para essas aves e demais organismos planctívoros (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; AZZARELLO; VAN-VLEET, 1987). Tartarugas marinhas *Caretta caretta* também ingerem resíduos sólidos de cor branca, como sacolas plásticas, por sua semelhança com suas presas (GRAMENTZ, 1988; DERRAIK, 2002).

A ingestão de plástico pela fauna marinha causa ainda a entrada, na cadeia alimentar, de bifenilos policlorados (PCBs), diclorodifenildicloroetano (DDE), metais pesados e outros contaminantes adsorvidos em sua superfície, além dos compostos que compõem o plástico, como a creolina. Esses contaminantes tendem a se acumular nos níveis tróficos superiores e podem causar efeitos potencialmente negativos nos organismos, mas que ainda não foram estudados (RYAN *et al.*, 1988; GREGORY, 1996; MATO *et al.*, 2001).

Outro impacto da poluição por resíduos sólidos no ambiente é a dispersão de organismos incrustantes para áreas distantes da sua região de ocorrência natural, provocando a invasão de espécies alienígenas, que podem se sobrepor à fauna natural na competição por recursos (BARNES, 2002). Muitos desses organismos microscópicos ou macroscópicos incrustantes criam um pequeno habitat nos resíduos flutuantes e aí podem viver sendo arrastados pelos ventos e pelas correntes até atingirem locais onde antes não ocorriam (SANTOS, 2005). Winston *et al.* (1997) associaram o aumento da abundância e distribuição de cracas *Dosima fascicularis* e *Lepas pectinatus* no Oceano Atlântico Norte com o aumento da ocorrência de plástico nos oceanos, que pode estar sendo usado por elas como substrato, facilitando sua dispersão.

4.1 Controle da poluição marinha por resíduos sólidos

A poluição marinha por resíduos sólidos, por ser um tipo de poluição frequente, de fácil dispersão e presente em todos os oceanos, necessita de medidas de controle urgentes, efetivas e globais.

O controle deste tipo de poluição está diretamente ligado a políticas públicas de gestão de resíduos sólidos. Para reconhecer quais medidas necessitam ser tomadas, é necessário que haja, inicialmente, monitoramento dos resíduos sólidos no ambiente marinho e costeiro, para identificação dos tipos principais de resíduos, época do ano em que eles são mais abundantes, e estimativa de possíveis fontes. Para tal, são necessárias: a delimitação de uma área amostral representativa da região em análise; coleta de lixo praial, que representa o estoque temporário de resíduos de uma região; coleta de lixo flutuante, que oferece dados acerca dos resíduos que estão presentes em dado momento nessa região, mas que são facilmente transportados, podendo alcançar longas distâncias; e de lixo presente no

fundo do mar, representativo do estoque permanente de lixo marinho desta área (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

A partir dessa coleta de amostras, pode-se avaliar as possíveis origens do lixo e, a partir daí, fazer uma extrapolação de dados para estimar a evolução do aporte de resíduos nesses ambientes. Multiplicando, por exemplo, o valor estimado de lixo gerado por pessoa pelo número de frequentadores de certa praia, é possível estimar qual a porcentagem de resíduos encontrados naquele local que provém do descarte inadequado pelos usuários da praia (HORSMAN, 1982).

A determinação das diferentes fontes de resíduos sólidos em uma determinada área poluída é importante pois, cada fonte demanda uma forma distinta de controle (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; EARLL *et al.*, 2000). No caso do lixo praial, a iniciativa mais comum de controle da poluição é a limpeza de praia, que pode ser feita por tratores que removem diariamente o lixo presente na areia, ou por eventos conhecidos como *clean up day*, que reúnem pessoas sensibilizadas pela causa para coletar fragmentos de lixo da areia, de forma que estes não cheguem ao mar.

A limpeza de praia com tratores, assim como as mobilizações sociais estilo *clean up day* são comuns, porém sua efetividade é questionável. O emprego de ações que visem apenas a remediação do problema não é interessante a longo prazo, pois não combate a origem do problema, que se torna recorrente. Devem ser utilizadas em casos pontuais em que haja grande produção de lixo na área, mas sempre em conjunto com medidas de ação preventiva. Ademais, a limpeza por meio de tratores tende a causar danos secundários ao ambiente praial, como a compactação da areia, a retirada de organismos que vivem enterrados no sedimento juntamente com o lixo, a interferência nos mecanismos reprodutivos de tartarugas por meio da quebra de ovos enterrados, além de ser uma prática onerosa.

Os dias de limpeza de praia, como o *clean up day*, muitas vezes promovidas por organizações não-governamentais, possuem como ponto mais importante as atividades voltadas para a educação ambiental dos frequentadores de praia pois estas, a longo prazo, podem implicar na redução do aporte de lixo para o ambiente praial. As atividades de remoção de resíduos também são importantes para promover a conscientização da população quanto à problemática, contudo são menos eficientes como forma de reduzir a quantidade de lixo presente neste

ambiente. Isto se dá porque, geralmente, o número de voluntários para coleta dos resíduos é pequeno e em sua maioria, resíduos de grande tamanho são retirados, de forma a reduzir o impacto cênico, restando na areia os resíduos de menor tamanho, que são os que têm grande probabilidade de serem ingeridos pela fauna marinha. Além disso, geralmente, são coletados apenas os resíduos presentes na faixa de praia, restando os resíduos submersos e flutuantes (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; RUBERG *et al.*, 2000; ARAÚJO; COSTA, 2003a).

O turismo, como já abordado, é uma atividade econômica importante para os municípios costeiros em todo o mundo. Por outro lado, também é um agente responsável pela intensificação da degradação ambiental, contribuindo, dentre outros impactos, para o aumento da deposição de lixo nas praias (ORAMS, 2003; HALL, 2001). Para proporcionar um equilíbrio entre a possibilidade de aproveitar o cenário costeiro para atividades recreacionais e a conservação ambiental, são necessárias medidas de gerenciamento costeiro que visem estabelecer o equilíbrio entre os usos antrópicos e o meio-ambiente proporcionando, ao máximo possível, a manutenção deste cenário em seu estado natural (WILLIAMS; SOTHERN, 1986; MASSELINK; HUGLES, 2003). Para tal, é importante a regulamentação da atividade turística no ambiente costeiro, que tem sido implementada juntamente com o conceito de capacidade de suporte das praias (POLLETE; RAUCCI, 2003).

A capacidade de suporte relaciona o tamanho da porção da população usuária da praia com as mudanças ambientais causadas por ela nessa região. É estabelecido um valor máximo de pessoas que podem usufruir da praia em um mesmo momento. A extrapolação deste valor acarreta degradação ambiental, que pode ser irreversível dependendo da intensidade do uso da região (SILVA *et al.*, 2008). Dessa forma, o desenvolvimento de estudos de capacidade de suporte em ambientes costeiros e sua implementação pelos governos é uma forma importante de prevenção e controle da poluição marinha por resíduos sólidos.

O lixo marinho presente na coluna d'água e no fundo submarino são o maior problema em relação a este tipo de poluição, pois sua retirada completa do ambiente é bastante difícil. Recentemente, um jovem estudante holandês desenvolveu virtualmente um instrumento capaz de remover até $7,25 \times 10^9$ Kg de plástico flutuante no ambiente marinho em 5 anos, nos giros oceânicos onde se

situam os "garbage patches". O protótipo, ainda em construção e sob testes de viabilidade e eficiência, chama-se *Boyan Slat* e foi desenvolvido para permitir que o oceano seja "auto-limpante". O *Boyan Slat* foi idealizado para permanecer fixo ao leito marinho, aproveitando o movimento dos oceanos para captar os resíduos sólidos plásticos por meio de bóias de contenção. A ausência de redes em sua estrutura permite tanto a redução de capturas acidentais de fauna marinha (inclusive de organismos planctônicos, que podem mover-se por baixo das bóias de contenção, por possuírem densidade parecida com a da água do mar, diferente da densidade dos plásticos) como a coleta de resíduos de tamanhos variados, já que não há limitação pelo tamanho de malha de rede. Além disso, toda a estrutura é energeticamente autossuficiente, aproveitando energia solar, das ondas e das correntes marinhas para o seu funcionamento.

A retirada completa de lixo depositado no fundo do mar é praticamente impossível, pois ainda não existe tecnologia para tal remoção (GOLDBERG, 1997). Dessa forma, as ações preventivas são as medidas de controle mais efetivas para a poluição marinha por resíduos sólidos.

Parte do lixo encontrado no ambiente marinho e costeiro provém da descarga fluvial. Estudos estimam que 80% dos resíduos sólidos encontrados em praias, em todo o mundo, provêm de rios próximos (SIMMONS; WILLIAMS, 1997; ARAÚJO; COSTA, 2003b). O lixo é descartado pela população ribeirinha de forma inadequada no leito dos rios, muitas vezes por inexistência de sistemas de coleta de lixo ou de outras alternativas sanitárias. Ao longo da bacia hidrográfica, é transportado por longas distâncias até ficar retido na vegetação das margens ou de fundo, ou são arrastados pela força das águas até a foz, nos períodos de cheia dos rios, depositando-se em praias, estuários e no mar (ARAÚJO; COSTA, 2003b). Gregory (1999) afirma que há tendência de acúmulo máximo de lixo em ambientes praias próximos a desembocaduras de rios.

Apesar de constituir uma fonte importante de resíduos sólidos para o ambiente praias, estudos que abordem a contribuição dos rios para a poluição marinha e costeira ainda são reduzidos (COSTA *et al.*, 2005). A melhor forma de controle da poluição dos leitos fluviais por lixo é uma política eficiente de gerenciamento de resíduos sólidos, com coleta, disposição e destino final adequados, a fim de reduzir o montante de lixo descartado nos rios e, assim, reduzir

a quantidade de resíduos que chega ao ambiente costeiro (ARAÚJO; COSTA, 2003b).

No mundo inteiro há esforços para regulamentar a disposição de resíduos sólidos no ambiente marinho. Um exemplo desse empenho foi a Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios (MARPOL), que ocorreu no ano de 1973, posteriormente emendada pelo Protocolo de 1978, e assinada por 136 países. O anexo V da MARPOL rege sobre a disposição de resíduos sólidos proveniente de embarcações, como forma de estabelecer regras para a completa eliminação da poluição de águas internacionais por navios. É aplicável a todas as embarcações e trata de pontos como exigências especiais para disposição de lixo dentro e fora de áreas especiais, como o Mar Mediterrâneo; instalações de recepção e planos de gerenciamento do lixo.

Nos Estados Unidos, surgiu a iniciativa do programa "*Marine Debris*" da Administração Nacional Atmosférica e Oceânica (NOAA), a qual dá suporte a iniciativas nacionais e internacionais para pesquisa, prevenção e redução dos impactos da poluição por resíduos sólidos no mundo. Além disso, aquele país sancionou leis importantes para o controle deste tipo de poluição, como a lei de controle e pesquisa da poluição marinha por plástico, de 1987, e a lei para pesquisa, prevenção e redução de lixo marinho, instituída em 2006.

No Brasil, também existem leis que versam sobre poluição marinha por resíduos sólidos, como o Decreto Legislativo 10, de 31 de março de 1982, que aprovou o texto da Convenção sobre Prevenção da Poluição Marinha por Alijamento de Resíduos e outras matérias e a Portaria de Diretrizes de Portos e Costas de 3 de maio de 1982 que determina a fiscalização sobre a utilização de praias. São também importantes a criação do Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro em 2004 e o Decreto nº 7404 que regulamentou a Lei nº 12.035, ambos de 2010, instituindo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e criando o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos. Uma das mais importantes diretrizes da PNRS foi a instauração da responsabilidade pós-consumo, que determina que o fabricante de determinado produto tem a responsabilidade de arcar com as despesas de gestão ambiental caso seu produto não possa ser descartado como lixo comum.

Apesar da existência de leis que regulamentem o destino do lixo produzido no Brasil, 75% das cidades brasileiras dispõem seus resíduos em lixões (CALDAS, 2007), apontando sérias falhas no sistema de fiscalização brasileiro.

A poluição marinha por resíduos sólidos é um problema ambiental de difícil remediação, pois a produção de lixo é intrínseca à atividade humana. Portanto, ações preventivas como investimento em educação ambiental e políticas de gerenciamento de resíduos, como coleta seletiva e regular em todos os municípios, destinação final adequada do lixo, investimentos em programas de reciclagem e compostagem são formas efetivas de controle deste tipo de poluição. Além disso, deve-se investir na disseminação da idéia de redução do consumo e em tecnologias que produzam materiais biodegradáveis que possam substituir os não degradáveis utilizados na atualidade.

Na literatura científica pesquisada para este trabalho ainda há escassez de artigos que tratem da quantificação do lixo e determinação de suas possíveis origens no ambiente marinho e costeiro, a maioria dos artigos científicos publicados sobre poluição marinha por resíduos sólidos trata dos danos causados à biota. No Brasil, essa produção é ainda mais escassa, restringindo-se a poucas praias estudadas em curto espaço de tempo. Dessa forma, é necessário investir mais em estudos deste tipo para que, a partir daí, seja possível sugerir formas mais viáveis e eficazes de controle deste tipo de poluição.

5 POLUIÇÃO MARINHA POR ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Águas residuárias são águas resultantes da realização de atividades diversas e que, por este motivo, tiveram suas características físicas, químicas e biológicas alteradas. As águas residuárias podem mudar parâmetros como cor, turbidez, pH e presença de certos microrganismos do corpo d'água receptor (VON SPERLING, 1996). Comumente denominadas de esgoto, essas águas constituem um poluente importante do meio marinho pois, adsorvidos à matéria orgânica particulada presente nos despejos, encontram-se outros poluentes, como metais pesados e hidrocarbonetos de petróleo (KENNISH, 1997).

Além disso, assim como ocorre com a poluição por resíduos sólidos, o esgoto é produzido diariamente em quantidades crescentes por toda a população

mundial, como consequência da urbanização e do desenvolvimento econômico (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008). Weber (1992) considera a poluição por águas residuárias o maior problema da poluição marinha mundial, por conta do grande volume descartado e por provocar problemas de saúde pública, especialmente na proximidade de grandes centros urbanos.

Há diversas fontes de esgoto para o ambiente marinho e costeiro. Desta forma, as águas residuárias podem ser classificadas, de acordo com sua origem, em: industriais, agrícolas, domésticas e oriundas da drenagem urbana. Cada fonte exporta tipos distintos de poluentes para o meio marinho, característicos da atividade poluidora. O esgoto doméstico, por exemplo, é rico em matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, além de microrganismos, muitas vezes patogênicos, pela presença de excrementos humanos e de substâncias que compõem detergentes, amaciantes de roupas e produtos de limpeza; a água de drenagem urbana possui quantidades importantes de metais pesados, de derivados de petróleo e de sedimentos; a água resultante da lixiviação de solos agrícolas possui níveis altos de pesticidas e de fertilizantes; o esgoto industrial contém os mais variados poluentes que variam de acordo com o tipo de indústria, tipo de matéria prima, tipo de processo industrial etc. Nos efluentes de curtumes, por exemplo, encontra-se principalmente cromo. Nos efluentes de galvanoplastia, encontra-se também cádmio, níquel, cobre e zinco (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; NUVOLARI, 2003; VON SPERLING, 1996).

De acordo com o censo demográfico brasileiro realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2010, 55,45% dos domicílios particulares permanentes com banheiro ou sanitário estão conectados a uma rede de esgoto ou pluvial e 11,61% possuem fossa séptica. 2,64% da população brasileira ainda vive em domicílios sem banheiro ou sanitário, correspondendo a mais de 1 milhão e meio de pessoas. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada também pelo IBGE, em 2008, pouco mais da metade dos municípios brasileiros (55,2%) possuem esgotamento sanitário por rede coletora, que é a forma mais apropriada de coleta de despejos. Destes 55,2%, apenas 1/3 dos municípios tratamento do esgoto coletado (IBGE, 2008), agravando o problema da poluição marinha.

As águas residuárias podem chegar aos oceanos por meio de emissários submarinos, que são uma unidade de disposição de esgotos coletados, no mar, por tubulações construídas embaixo d'água até o mar aberto, onde não haja possibilidade de contaminação de praias (IBGE, 2008). São uma alternativa simples e financeiramente viável em muitos municípios costeiros, pois possuem custo menos elevado quando comparado com demais sistemas de tratamento de efluentes. Isso porque, muitas vezes, antes de ser lançado no mar, o esgoto passa apenas pelos tratamentos preliminar e primário, removendo apenas os sólidos grosseiros, as areias e parte da matéria orgânica (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; IBGE, 2008). Este método se utiliza da capacidade de autodepuração de águas marinhas, a partir da diluição, dispersão e decaimento das cargas de poluentes no mar. Apesar desta capacidade, os locais onde os esgotos são lançados se encontram poluídos, indicando que o alto volume de esgoto lançado pode estar superando a capacidade dos mares de degradar estes poluentes.

O esgoto pode também chegar ao ambiente marinho por meio de galerias pluviais, pela existência bastante comum de ligações clandestinas de esgoto doméstico na rede de drenagem, ou por meio dos rios, pois a parcela mais pobre da população, que vive em regiões ribeirinhas onde não há sistema de esgotamento sanitário, comumente conecta o esgoto de suas residências ao rio. Grande parte das descargas de esgoto é feita em córregos ou outros corpos d'água que desaguam no ambiente costeiro (BARLLET, 1987; NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Quando lançado ilegalmente no meio aquático, o esgoto sem nenhum tipo de tratamento atinge os corpos d'água, provocando problemas ambientais e de saúde pública. Por isso é importante realizar estudos de detecção de poluição em ambientes costeiros, geralmente indicada pela presença de coliformes fecais ou de *Escherichia coli* na água, apesar de outros tipos de poluentes, como pesticidas poderem ser mais nocivos à biota marinha e ao homem que a contaminação fecal (BARLLET, 1987; NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Segundo Cetesb (1996), a presença de esgotos em praias está ligada também à quantidade de turistas que visitam a praia, o que pode aumentar o aporte de esgoto em determinada época do ano, sobrecarregando as fossas sépticas; à morfologia praias, que pode favorecer o aprisionamento de águas de despejo na

região; às chuvas, que podem lavar o esgoto estagnado em canais de drenagem e carregá-lo até a região costeira; e às marés, que quando enchem podem inundar cursos d'água contaminados e quando secam levam esses contaminantes para o mar.

A contaminação fecal pode ser indicada pela determinação de coliformes fecais e de *Escherichia coli*, mas outros organismos também podem ser utilizados como indicadores da presença de esgoto na água do mar. Há uma grande gama de bactérias específicas de esgoto que podem ser encontradas no oceano, porém, esses organismos não sobrevivem por muito tempo no ambiente marinho por conta de fatores como temperatura, salinidade, forte incidência solar, predação e produção de substâncias antibióticas pelos organismos marinhos. Por outro lado, alguns patógenos podem sobreviver mais tempo neste ambiente, constituindo um risco à saúde pública, como é o caso de alguns vírus. Dessa forma, é importante utilizar indicadores específicos para esgoto doméstico que tenham o mesmo destino que patógenos no ambiente marinho, para que estes possam ser traçados. Assim, muitos indicadores químicos são utilizados em estudos de contaminação fecal e dispersão de dejetos, por exemplo os esteróis, como o coprostanol, e os alquilbenzenos lineares (LABs), por serem estáveis e específicos (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; SILVA *et al.*, 2003; LUO *et al.*, 2008).

As consequências da introdução de poluentes no ambiente marinho via águas residuárias são diversas. A injeção contínua de matéria orgânica oriunda de esgoto doméstico em um meio, por exemplo, pode gerar condições hipóxicas ou anóxicas no local, pelo aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e da demanda química de oxigênio (DQO). A DBO mede o consumo de oxigênio por bactérias aeróbias durante a degradação da matéria orgânica do meio. A DQO mede o consumo de oxigênio durante a oxidação química, ocasionada por um oxidante químico forte, da matéria orgânica presente na água (NUVOLARI, 2003).

O excesso de nitrogênio e de fósforo no meio aquático pode ocasionar a eutrofização do local, principalmente se a coluna d'água for estratificada e o ambiente for confinado, com baixa renovação de água. Ademais, o alto teor desses nutrientes promove um incremento na densidade de micro e macroalgas, provocando um esverdeamento das águas, característica marcante da eutrofização.

Esse *bloom* de algas causa um crescimento nas taxas de produção primária e consumo exagerado de oxigênio no período noturno. A alta taxa de produção primária pode levar à hipoxia ou anoxia na camada d'água mais próxima ao fundo, pois a presença em massa de organismos fotossintéticos nas camadas superiores da coluna d'água bloqueia a entrada de luz solar, favorecendo, em maior prazo, a morte de algas planctônicas, por não conseguirem realizar fotossíntese. Ao morrerem, estes organismos afundam na coluna d'água, e esta matéria orgânica particulada estimula a atividade bacteriana, que consome o oxigênio presente nas camadas mais profundas (DIAZ; ROSEMBERG, 2008; NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; KENNISH, 1997).

A eutrofização costeira é também um efeito da introdução massiva de fertilizantes utilizados na agricultura neste ambiente, por meio da drenagem e descarga dos rios. A entrada em excesso desses nutrientes no ambiente marinho supera a capacidade de autodepuração dessas águas receptoras, incrementando a taxa de produção primária. A hipóxia na coluna d'água é caracterizada quando a concentração de oxigênio dissolvido cai para menos de 2 mL/L, ponto no qual a fauna bentônica apresenta comportamento fora do normal. Quando a concentração desse gás na água cai para abaixo de 0,5 mL/L, ocorre morte em massa de organismos, dando início à formação de zonas mortas, principalmente em ecossistemas rasos, onde os efeitos da diminuição do teor de oxigênio são mais percebidos (DIAZ; ROSEMBERG, 2008; DIAZ; ROSEMBERG, 1995).

Zonas mortas são áreas em que há baixa concentração de oxigênio dissolvido, com conseqüente perda de biodiversidade, principalmente de animais bentônicos e essas zonas podem surgir em todos os ambientes, inclusive os marinhos. Em áreas costeiras, as zonas mortas têm aumentado exponencialmente desde os anos 1960, sendo observadas pela primeira vez no norte do mar Adriático, em 1950. A partir de 1960, o número de zonas mortas detectadas no mundo dobrou, aproximadamente, a cada década (JUSTIĆ; LEGOVIĆ; ROTTINI-SANDRINI, 1987; KARLSON; ROSENBERG; BONSDORFF, 2002; DIAZ; ROSEMBERG, 2008). A existência de zonas sem vida nos oceanos tem sido registrada em mais de 400 sistemas, afetando uma área total de 245.000 km² (DIAZ; ROSEMBERG, 2008).

A forma mais comum de hipóxia induzida pela eutrofização, responsável por cerca da metade das zonas mortas conhecidas, ocorre geralmente uma vez por

ano, no verão após *blooms* de primavera, quando a água está mais quente e a estratificação térmica é mais acentuada. Essa baixa no teor de oxigênio dissolvido pode durar até o outono seguinte, quando começa o retorno às condições normais na concentração deste gás, devido, principalmente, à redução da descarga de nutrientes pelos rios, com conseqüente redução do aporte de água doce e diminuição da estratificação térmica da coluna d'água. O retorno dos teores normais de oxigênio dissolvido permite a gradual recolonização dos organismos bênticos e o reestabelecimento das condições normais do ecossistema. A degradação ambiental do ecossistema depende diretamente da duração da exposição ao *stress* e da concentração do oxigênio dissolvido no meio. Pode levar anos para o ecossistema se recuperar de uma condição de hipóxia aguda (DIAZ; ROSEMBERG, 2008; PEARSON; ROSEMBERG, 1978).

A distribuição global de zonas mortas está associada aos grandes centros populacionais e a grandes corpos d'água que promovem a entrada de nutrientes (DIAZ; ROSEMBERG, 2008). Apesar da fertilização de águas por efeito da atividade antrópica ser o fator principal para mudanças em ecossistemas marinhos, há processos naturais que podem levar ao enriquecimento de nutrientes em margens continentais, produzindo respostas ambientais semelhantes às obtidas pelos impactos do homem. Zonas de ressurgência, por exemplo, são altamente produtivas e, conseqüentemente, associadas à hipóxia severa (concentrações de oxigênio dissolvido menores que 0,5 mL/L). Contudo, nessas zonas, a fauna bentônica é adaptada às condições de baixo oxigênio, suportando concentrações de até 0,1 mL/L, ao contrário do observado com a fauna de regiões costeiras e estuarinas nas quais a eutrofização e hipóxia no meio marinho foram associadas à atividade antrópica. Nessas áreas, houve perdas massivas de biodiversidade e mudanças maiores na estrutura da comunidade biológica (DIAZ; ROSEMBERG, 2008; DIAZ; ROSEMBERG, 1995; HELLY; LEVIN, 2004).

Apesar disso, mudanças em ecossistemas raramente resultam de alterações em um único fator. Portanto, várias formas de estresse no meio, não apenas a hipóxia, atuam em conjunto para produzir alterações nas condições normais do ecossistema marinho, gerando as zonas mortas. Como demais fatores de estresse para o ambiente, podem ser citadas a sobrepesca e a introdução de espécies invasoras (DIAZ; ROSEMBERG, 2008).

Cannicci *et al.* (2009) avaliaram os efeitos de águas residuárias urbanas em caranguejos e moluscos de manguezais tropicais e equatoriais da África oriental. Os resultados indicaram que as populações destes animais são afetadas significativamente pela presença de esgoto doméstico no manguezal. A densidade e a biomassa dos caranguejos aumentaram em, enquanto que a densidade populacional dos moluscos bentônicos foi reduzida, indicando que estes animais não toleram este tipo de poluição. O aumento na densidade de caranguejos não indica que esse sistema tornou-se mais sadio, pois acréscimos na biomassa natural de um ecossistema pode levar a desequilíbrios na cadeia trófica, com diminuição na densidade de outros tipos de espécies locais.

A atividade agrícola, além de inserir fertilizantes, pode também contribuir com injeções de agrotóxicos, que chegam ao mar de forma semelhante aos fertilizantes, por lixiviação de solos agrícolas cultivados. Estes agrotóxicos são exemplos de poluentes orgânicos persistentes (POPs). Os POPs são substâncias tóxicas persistentes, geralmente pouco solúveis em água, que bioacumulam (a capacidade de eliminação desses compostos no organismo é menor que a sua assimilação) e biomagnificam (são transferidos aos próximos níveis da cadeia trófica, se acumulando ainda mais nos animais de topo), e possuem efeitos nocivos à reprodução ao desenvolvimento e à função imunológica dos animais, ocasionando riscos à saúde. Além disso, podem causar alterações nos ecossistemas pois podem provocar a redução ou desaparecimento de populações-chave na cadeia trófica, causando desequilíbrio (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; TANABE; SUBRAMANIAN, 2006; WANIA; MACKAY, 1996). Os organoclorados, como o DDT, possuem alta lipossolubilidade e lenta metabolização, se acumulando no tecido adiposo dos organismos (D'AMATO; TORRES; MALM, 2002; TANABE; SUBRAMANIAN, 2006).

Os efluentes domésticos também são fonte de domissanitários para o meio aquático, uma vez que muitos desses produtos, como os inseticidas domésticos são bastante utilizados em casa. Depois da Convenção de Estocolmo, o uso de muitos POPs foi proibido ou controlado, principalmente os agrotóxicos organoclorados, como o DDT. No Brasil, o uso de hidrocarbonetos clorados foi proibido desde 1985. Apesar disso, seus efeitos nos ecossistemas ainda são observados, devido a sua persistência no meio e ao fato de terem sido intensamente

utilizados no país nas décadas de 1970 e 1980 (YOGUI; SANTOS; MONTONI, 2003).

Todos os pesticidas utilizados na atualidade têm efeito sobre o sistema nervoso dos organismos que deseja combater. Porém, estes produtos químicos não são seletivos, e podem produzir efeitos sobre o sistema nervoso de animais não-alvo, como mamíferos aquáticos superiores ou o homem. Os efeitos biológicos são proporcionais ao tempo de exposição e à concentração do composto na água. Geralmente, os efeitos produzidos em organismos aquáticos expostos a agrotóxicos organoclorados são: excitação, natação errática, convulsões e perda de equilíbrio, por exemplo, pois estes atuam como mimetizadores endócrinos, desregulando atividades fisiológicas dos animais (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; SANCHO *et al.*, 1992; MONTSERRAT; BIANCHINI, 1995).

Yogui, Santos e Montoni (2003) avaliaram as concentrações de pesticidas clorados (dentre eles o DDT) e de bifenilas policloradas (PCBs) em golfinhos tucuxi no estuário de Cananéia, Sudeste do Brasil. Este estuário, por estar próximo ao pólo industrial de Cubatão e ao porto de Santos, recebia importes significativos destes compostos químicos. Os pesquisadores concluíram que a presença de organoclorados na gordura desses cetáceos era menor que a encontrada em pequenos cetáceos que vivem em mares próximos a países desenvolvidos, como Japão, Escócia e Itália, onde a entrada desses compostos no ambiente aquático foi significativamente maior que no Brasil. DDTs e PCBs constituíram os dois grupos principais de poluentes, provavelmente como resultado das características históricas da agricultura próximo ao estuário de Cananéia. A concentração de DDT em machos de tucuxi foi ordens de grandeza maior que a encontrada em fêmeas. Em machos, foram encontradas taxas de até 125 mg DTT/g de lipídio. Em fêmeas, as concentrações encontradas foram em torno de 0,541 mg DTT/g de lipídio. Apesar disso, o composto mais encontrado foi o dicloro-difenil-dicloroetileno (DDE), metabólito de baixa toxicidade do DDT.

As águas residuárias industriais contribuem com cargas importantes de metais para o ambiente marinho. Os metais, quando estão em forma solúvel (catiônica), podem entrar na cadeia alimentar aquática e também na humana, sendo incorporados logo nos primeiros níveis da cadeia, nos produtores primários. A maioria dos metais é necessária ao metabolismo dos animais e das plantas, em

baixas concentrações, compondo a classe dos micronutrientes e dos macronutrientes. Se presentes nos organismos em concentrações mais altas, são tóxicos. Em geral, também aparecem no esgoto doméstico, porém em pequenas concentrações. Os maiores riscos envolvem os efluentes industriais sem tratamento prévio, que contêm grandes teores de metais. Mesmo quando tratados, se não passam por tratamento terciário para a retirada de poluentes específicos, é possível que parte desses cátions saia junto com o efluente tratado e chegue ao ambiente marinho (NUVOLARI, 2003).

Os metais podem entrar no ambiente marinho de diversas formas, naturais e antrópicas. Dentre as formas naturais, destaca-se o intemperismo de rochas e atividade vulcânica, por exemplo. Dentre as formas antrópicas, destacam-se os esgotos industriais e domésticos e despejos de mineração (CALMANO; AHLF; FÖRSTNER, 1996). Considerando o aporte por meio de rios e de emissários submarinos (ou outra forma de disposição de esgoto no oceano), os metais-traço, em trânsito para o mar, podem estar em solução, na forma de íons ou de complexos orgânicos e inorgânicos; adsorvidos em superfícies; na forma de partículas orgânicas sólidas; recobrando partículas de matéria orgânica; incorporados em retículos minerais de detritos ou precipitados como fases puras. A maioria dos metais é removida da coluna d'água pelo sedimento de fundo dos estuários, que agem como reservatórios desses (KENNISH, 1997).

A atividade antrópica é a maior responsável pela alta frequência e grande dimensão da contaminação por metais no ambiente marinho e costeiro. Isso se dá porque atividades industriais ocorrem em todo o mundo e a geração de metais como subprodutos destas atividades se dá em escala exponencial, promovendo impactos locais e globais, levando ao estresse contínuo do ambiente (LEITE, 2002; NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Assim como os POPs, os metais persistem no ambiente, bioacumulam e biomagnificam. Podem causar danos à biota oceânica, que está submetida a valores de *background* muito baixos para esses compostos. Isso se explica porque os metais pesados possuem baixa solubilidade em água do mar e isso, aliado aos grandes fatores de diluição, resulta em concentrações baixas em águas marinhas de forma geral (LACERDA; MARINS, 2006). Segundo Chapman *et al.* (1991), a grande capacidade de adsorção dos metais aos sedimentos finos encontrados em

plataformas continentais, aliada à baixa mobilidade dos organismos bentônicos pode maximizar os efeitos desses contaminantes em organismos marinhos.

Os riscos à biota marinha e ao homem pela presença de metais no ambiente marinho são diversos. O cobre, por exemplo, pode causar danos funcionais nos rins e no fígado de humanos e é tóxico a peixes em concentrações de 0,7 mg/L a 0,8 mg/L. O chumbo causa, em humanos, problemas no sangue, no funcionamento normal dos rins e é considerado cancerígeno em doses elevadas. No ambiente marinho, alguns peixes morrem em presença de concentrações de chumbo de 0,1 a 0,4 mg/L, sendo que concentrações maiores que 0,3 mg/L são suficientes para reduzir sensivelmente o número de espécies (NUVOLARI, 2003).

Harper *et al.* (2007) estudaram as concentrações de metais pesados em tecidos hepáticos e renais de leões marinhos da Califórnia. No fígado de machos foram encontrados teores de ferro muito acima dos encontrados em fígado de fêmeas. Animais com suspeita de ácido domóico associado a patologias tinham concentrações significativamente altas de cádmio no fígado e nos rins. As concentrações de zinco encontradas nos rins leões marinhos adultos foram significativamente maiores ($98,8 \pm 179,4$ mg Zn/kg de rim), que as encontradas em filhotes e jovens ($42,9 \pm 19,4$ mg Zn/kg de rim) sugerindo bioacumulação. Os autores sugerem ainda que o sistema imunológico destes animais possa ter sido afetado pela alta carga de metais nos tecidos analisados.

Chen *et al.* (2010) analisaram concentrações de ferro, manganês e zinco em corais do gênero *Porites*, na baía de Daya, no norte do mar do Sul da China. O estudo foi realizado para traçar os perfis de longo prazo da poluição por metais na área. As concentrações de ferro e de manganês não sofreram grandes alterações no período de 1976 a 2007, apesar de haverem picos na década de 1980, com correlação temporal com a construção de uma usina de energia nuclear. Contudo, as concentrações de zinco nos corais aumentaram de 1994 a 2007, provavelmente devido ao aumento da descarga de esgoto doméstico na região. Os corais da baía de Daya apresentaram contaminação intensa por metais quando comparados aos corais de outras regiões da China, sugerindo que, no período da pesquisa (1976 a 2007), a contaminação daquele ambiente por zinco, ferro e manganês foi local.

As águas de drenagem superficial urbana também atingem o ambiente marinho carregando diversos compostos poluentes, muitas vezes tóxicos,

principalmente durante eventos de precipitação pluviométrica. Junto com as águas de drenagem escoam hidrocarbonetos derivados do petróleo, metais e sedimentos, por exemplo. O escoamento superficial de águas urbanas tem sido reconhecido como uma fonte tão importante de poluentes para o meio marinho quanto os esgotos domésticos e industriais. Porém, é difícil quantificar com precisão qual a contribuição desta fonte com relação às demais para a poluição marinha (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; PUSCH; GUIMARÃES; GRASSI, 2007). O escoamento superficial é considerado uma fonte difusa de poluição, pois sua contribuição é apenas ocasional, quando ocorre precipitação, e possui grande variabilidade nas concentrações e tipos de substâncias poluentes encontradas (PORTO, 1995). De acordo com Lee e Bang (2000), essas águas de drenagem podem, após eventos de tempestade, causar danos maiores aos corpos d'água receptores que uma descarga comum de água residuária.

A reduzida capacidade de infiltração de água em áreas urbanas, devido à impermeabilização do solo, aumenta consideravelmente o escoamento urbano e diminui o poder de autolimpeza do terreno. Isso pode causar enchentes e sobrecarga do sistema de esgoto (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; PUSCH; GUIMARÃES; GRASSI, 2007).

A água proveniente da drenagem urbana chega ao ambiente marinho por meio de um sistema de escoamento localizado nas bordas das calçadas ou em acostamentos de estradas. Esse sistema formado por canaletas recebe e coleta água e sedimentos oriundos da lavagem de telhados, vias públicas, jardins e outras construções urbanas (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008). Segundo Pusch; Guimarães; Grassi (2007), o processo de lixiviação de materiais de construção, veículos e a deposição atmosférica é uma fonte importante de metais para a água de escoamento urbano. De acordo com Prestes *et al.* (2006), os metais mais comumente encontrados em águas de escoamento urbano são zinco, chumbo, cobre, cádmio, níquel e cromo. As concentrações dos metais na água variam de acordo com o tempo de estiagem que precede os eventos de chuva, sendo que quanto maior o tempo, maior a concentração, pois foi maior o acúmulo.

Hidrocarbonetos também são comumente encontrados em águas de escoamento urbano. Segundo Brown; Pierce; Rice (1985), o óleo do cárter de automóveis é a fonte mais comum desse tipo de contaminante para as águas de

escoamento urbano, seguido de gotejamento no asfalto de óleos lubrificantes automotivos, escapamento de veículos a motor e derramamento em instalações de armazenamento de petróleo. Hunter *et al.* (1979) afirmam que quanto mais densamente povoada for uma cidade, e quanto mais intenso for seu tráfego de veículos, maior será a concentração de hidrocarbonetos em águas de escoamento urbano. Apesar de serem os constituintes principais do petróleo, matéria-prima para a produção de combustíveis e óleos automotivos, os hidrocarbonetos presentes na água residuária do escoamento urbano podem ter origem antrópica ou natural. Quanto às fontes antrópicas, além da introdução direta de petróleo ou derivados no meio, deve ser considerada também a deposição atmosférica, por meio da queima incompleta de combustíveis fósseis, de carvão e de madeira, por exemplo. Quanto às origens naturais, hidrocarbonetos podem ser liberados no meio pelas florestas e na biossíntese de plantas e de animais (NRC, 1985). Esses hidrocarbonetos são incorporadas à água de drenagem superficial urbana em eventos de chuva (LAW; BISCAYA, 1994).

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), inclusos na categoria de poluentes orgânicos persistentes, são os compostos que apresentam a maior toxicidade no ambiente dentre os hidrocarbonetos que compõem o petróleo (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008). HPAs de massa molecular elevada são reconhecidamente carcinogênicos e os hidrocarbonetos di e tri aromáticos têm efeitos narcóticos em organismos marinhos (SANS-LANDALUZE *et al.*, 2006). De acordo com Brown e Peak (2006), a contaminação do ambiente aquático por hidrocarbonetos, como o hidrocarboneto policíclico aromático (HPA) apresenta riscos aos organismos marinhos porque, assim como os metais, esses compostos são persistentes na água, além de tóxicos à biota.

Baumard *et al.* (1998) encontraram concentrações de HPA em tecidos de diversos animais marinhos, variando de acordo com o habitat, hábitos alimentares e nível trófico. Os animais bentônicos apresentaram maiores concentrações deste contaminante que os animais carnívoros que vivem em menor contato com o sedimento. Isso ocorre porque os HPAs, assim como todos os contaminantes hidrofóbicos, tendem a se adsorver nas partículas de sedimento em suspensão.

Em estudos com mexilhões, Baumard *et al.* (1999) obtiveram resultados que apontaram padrões diferentes de acumulação de HPA em tecidos destes

animais, variando de acordo com a forma com que o poluente se apresentava no meio: HPA na fração dissolvida, particulada ou petróleo presente na coluna d'água. Os moluscos que viviam mais próximos ao sedimento ou numa coluna d'água bastante turbida apresentavam concentrações mais elevadas de HPAs de massa molecular elevada e menos solúveis em água, enquanto que os que viviam em colunas d'água pouco turvas acumularam em seus tecidos HPAs de massa molecular baixa e mais solúveis em água. Os mexilhões expostos à presença de petróleo na água apresentaram concentrações de HPAs e de outros hidrocarbonetos bastante semelhantes às encontradas na fórmula do petróleo.

Os sedimentos presentes na água de drenagem urbana também são poluidores potenciais do ambiente marinho. Isto ocorre porque adsorvidas às partículas de sedimento encontra-se vasta gama de poluentes orgânicos e inorgânicos, oriundos também da lavagem do solo urbano pelas chuvas. O tipo de sedimento que chega ao ambiente marinho e costeiro, e a intensidade com que são gerados depende, principalmente, das atividades e da intensidade do uso do solo urbano, das condições das vias urbanas, da densidade de tráfego, das práticas municipais de limpeza, do escoamento pluvial por ocasião de grandes tempestades (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Segundo Butler e Clark (1995), as principais fontes de sedimentos em ambientes urbanos são o material da superfície das ruas, a exaustão do motor de automóveis, as áreas em construção, as atividades comerciais e industriais, o lixo, a vegetação e os solos derivados da erosão de jardins e encostas.

5.1 Controle da poluição marinha por águas residuárias

A poluição marinha por águas residuárias é um problema global, que injeta, diariamente, grandes quantidades de poluentes no ambiente marinho e costeiro. Desta forma, medidas de controle deste tipo de poluição são importantes e urgentes, para evitar danos maiores a estes ecossistemas.

O controle da poluição por esgotos domésticos está diretamente relacionado às políticas de saneamento básico nos municípios, a fim de evitar o despejo de esgoto *in natura* em corpos d'água próximos ou no solo. As redes de coleta de esgoto devem ser expandidas de forma a cobrir 100% da área de municípios urbanos e rurais. Também é fundamental o tratamento de 100% dos

esgotos coletados, antes de serem lançados em rios ou no mar, por meio de emissários submarinos. No ano de 2008, apenas 68,8% do esgoto coletado era tratado no Brasil, variando de acordo com as regiões brasileiras. O estado de São Paulo, por exemplo, tratou 78,4% do esgoto coletado, já o estado do Maranhão, apenas 1,4%. Outro problema é que apenas 55,2% dos municípios brasileiros contam com uma rede de coleta de esgoto, neste mesmo ano (IBGE, 2008). É importante também instaurar os tratamentos secundário e terciário nos sistemas de disposição oceânica de esgoto, a fim de remover altas cargas de nutrientes e de outros poluentes, que podem causar danos ao meio marinho. Se aplicadas, essas medidas serão efetivas no controle da poluição marinha por águas residuárias.

Há muitos anos, diversos países legislam sobre a disposição de esgoto no mar. Na década de 1970, houve três convenções internacionais na Europa, a fim de fixar acordos para controlar o despejo de águas residuárias no mar. Na Convenção de Oslo, em 1972, 13 países europeus banhados pelo mar do Norte e pelo oceano Atlântico nordeste assinaram um acordo para controlar a poluição marinha causada por lançamentos no mar de esgotos municipais e efluentes de navios e aeronaves. Ficou determinado que, para que o esgoto ou lodos de estações de tratamento de efluentes fossem lançados no mar, a presença de substâncias tóxicas teria que ser inferior aos padrões estabelecidos (VICENT; CRITCHLEY, 1984).

Na convenção de Londres, também em 1972, as determinações estabelecidas em Oslo passaram a valer para todos os mares e oceanos, e foi assinada por 60 países. A Convenção de Paris, em 1974, foi mais voltada ao controle da poluição por efluentes terrestres, especialmente os que chegam ao mar via tubulações. Foi assinada por quase todos os países europeus, com exceção de Irlanda, Bélgica e Luxemburgo (VICENT; CRITCHLEY, 1984). Em 1998, foi proposto pela Comissão de Comunidades Européias (CCE), a proibição, para países europeus, do lançamento de esgotos *in natura* no mar. Nos Estados Unidos, desde 1991, existe uma lei que proíbe este tipo de ação (MATTHEWS, 1992; HEMPHILL, 1992; MALTA, 2001).

No Brasil, segundo o Decreto nº 24643, as indústrias são responsáveis pelo tratamento de seus efluentes, inclusive os sanitários. É importante que haja fiscalização para garantir o cumprimento da lei, pois indústrias contribuem com cargas de metais pesados, que, em altas concentrações são extremamente danosos

ao ambiente aquático. É também necessário garantir que haja tratamento terciário neste tipo de efluentes, capaz de remover metais e outros poluentes específicos presentes no efluente (NUVOLARI, 2003).

Segundo Giordano (2004), os efluentes líquidos industriais são gerados a partir de perdas de energia térmica e por contaminação de águas pelos resíduos dos processos industriais, pela perda de produtos e de matérias-primas. Desta forma, a poluição por águas residuárias industriais é produto da ineficiência do processo produtivo. Portanto uma forma importante de controle deste tipo de poluição é a busca da eficiência na produção industrial, benéfica para o meio ambiente e também para a competitividade da indústria no mercado. Deve-se minimizar perdas nos processos, utilizando maquinário mais moderno, otimizar o arranjo geral da indústria, visando à redução de perdas de produtos e de matérias-primas em descarregamentos e perdas por vazamentos além de reduzir o consumo de água nas lavagens de pisos e de equipamentos.

A resolução federal CONAMA nº 357, de 17 de Março de 2005, art. 34, estabelece os parâmetros de qualidade do efluente para que este possa ser lançado direta ou indiretamente nos corpos d'água. Estabelece também que deve haver tratamento especial para os efluentes que estejam conhecidamente infectados com microrganismos patogênicos. O artigo 25 desta mesma resolução estabelece que é proibido lançar ou autorizar o lançamento de efluentes no mar, em desacordo com os padrões estabelecidos nesta resolução.

A poluição causada pela lixiviação de solos agrícolas é de difícil controle. Isto porque não há como impedir o fluxo deste efluente para o mar, muito menos como tratá-lo. Portanto, medidas devem ser tomadas na origem do problema: a utilização de compostos tóxicos como agrotóxicos. Esforços na comunidade científica devem ser direcionados a fim de desenvolver produtos menos tóxicos, mas ainda eficientes no combate às pragas da agricultura.

Enquanto substâncias menos tóxicas ainda não são descobertas, uma medida efetiva a ser tomada para minimizar este tipo de poluição é a fiscalização intensa do uso de pesticidas organoclorados na agricultura. O Brasil é signatário do tratado internacional que proíbe a comercialização e o uso de 12 tipos diferentes de POPs, porém estes compostos ainda são utilizados ilicitamente em países em desenvolvimento. Isto, aliado à má estocagem de pesticidas e ao monitoramento

ambiental precário, promove ainda uma exposição do homem e dos organismos marinhos a estes compostos tóxicos. No Brasil há um esforço para o monitoramento e compilação de dados que apontem o grau de poluição por organoclorados como forma de facilitar medidas de gestão de áreas contaminadas, com possível descontaminação em um futuro próximo (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Para controlar a grande quantidade de nutrientes que chega ao mar pela lixiviação dos solos agrícolas cultivados, causando zonas mortas, Tilman *et al.* (2001), creem que a melhor forma é manter os fertilizantes utilizados na agricultura fora do ambiente marinho. Eles sugerem o desenvolvimento, nos sistemas agrícolas, de métodos a fim de fechar o ciclo de nutrientes dos solos a serem colhidos, de forma que estes sejam devolvidos para o solo. Esta medida pode ser bastante eficaz para reduzir as cargas de nutrientes no ambiente marinho. Diaz, Rosemberg (2008) acreditam que é irrealista dizer que se deve reduzir as entradas de nutrientes a níveis de antes da Revolução Industrial. Porém creem serem necessárias medidas de manejo que reduzam as entradas de nutrientes no ambiente marinho a níveis que ocorriam na metade do século passado, antes de as zonas mortas se alastrarem por todo o globo.

O controle da poluição por águas de escoamento urbano é mais complicada e exige maiores esforços para sugerir uma alternativa viável e efetiva para conter a chegada dos poluentes associados ao ambiente marinho. Isto porque a chegada desses contaminantes ao mar está associada a eventos de chuvas fortes ou tempestades, nos quais grande volume de água lava os solos urbanos. Esse grande volume de água pode impossibilitar o emprego de estações de tratamento deste tipo de efluente, pois a carga de entrada é bastante alta, em um curto tempo, podendo exceder a capacidade suporte da estação.

Porém, Pusch, Guimarães, Grassi (2007) consideram que uma alternativa viável para o controle deste tipo de poluição é a melhoria da qualidade dos materiais empregados em construções civis, como telhados, e em peças automotivas, como discos de freio. Esta melhoria é necessária tanto para reduzir a quantidade de componentes metálicos e hidrocarbonetos tóxicos utilizados em sua composição, quanto para empregar processos que imobilizem melhor estes compostos, que são facilmente removidos da superfície destes objetos e carregados pela água da chuva.

Para garantir a efetividade desta medida de controle, a a poluição atmosférica também deve ser controlada, pois grande parte dos poluentes encontrados em águas de escoamento *urbano* sofreram deposição atmosférica. Ademais, melhorias na qualidade de materiais tem que atingir todas as marcas do mercado, e sua qualidade tem que ser constantemente fiscalizada.

O reuso de água é também um recurso importante para o controle da poluição marinha por águas residuárias, pois possibilita que o efluente, após ser tratado, seja reutilizado, para o mesmo fim que o produziu ou para outros fins. Esta medida de controle, bastante eficaz e viável, reduz o volume de efluentes que chegam ao oceano. Segundo Giordano (2009), se uma bacia hidrográfica é classificada como especial, nem mesmo efluentes tratados podem ser lançados nela. Dessa forma, o reuso da água pode ser considerado, pois os custos de lançar os efluentes em outras bacias podem ser muito grandes, dependendo da distância. De acordo com Miller (2006), Estados Unidos, Europa Ocidental, Austrália e Israel já fazem reuso de águas residuárias. Nos Estados Unidos, essa prática vem se expandindo cada vez mais, porém apenas 7,4% de todo efluente tratado que é gerado é reutilizado, mostrando o grande potencial que ainda é desperdiçado. Na Austrália, houve um crescimento do volume de águas residuárias reutilizadas de 7,3%, de 1996 a 1999 para 9,1% de 2001 a 2002. O reuso de águas também já é aplicado no Brasil, em indústrias e na irrigação, por exemplo (CUNHA *et al.*, 2011).

Para ser reutilizado, o efluente tratado precisa estar dentro dos parâmetros de qualidade de efluentes, geralmente definidos de acordo com a atividade em que será utilizado. Efluentes tratados destinados a consumo humano possuem padrão de qualidade bastante superior aos utilizados em sistemas de irrigação, por exemplo. Em 1989, a Organização Mundial de Saúde (OMS) publicou uma série de recomendações no manual "*Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*", onde sugere padrões microbiológicos de águas residuárias para uso na agricultura e aquacultura, a fim de evitar a transmissão de doenças pelo consumo dos alimentos irrigados com efluentes tratados.

O reuso de água é uma ótima alternativa para localidades que sofrem com a falta de água, promovendo a recuperação de áreas degradadas, ações de reflorestamento, recarga de aquíferos e a agricultura em locais secos, mesmo no

período de estiagem, além de preservar mananciais, por promover a redução do consumo de águas naturais. A utilização de efluentes tratados na agricultura também significa menor utilização de fertilizantes, pois os nutrientes reciclados do esgoto desempenham o mesmo papel, significando economia para o trabalhador rural e menores índices de fertilizantes nos corpos d'água (SOUSA *et al.*, 2000).

Miller (2006) afirma que, apesar de o reuso de águas residuárias ser aplicado em muitos países do mundo, a parcela de efluentes tratados que é reutilizada ainda é muito inferior ao volume total produzido pelos municípios e pelas indústrias. Afirma também que com o aumento da demanda por água, comunidades estão se abrindo a novas possibilidades para obtenção desta, como o reuso de águas residuárias, a água da chuva, a água resultante de indústrias de energia e mineração, bem como a dessalinização da água do mar e das águas subterrâneas salobras.

Apesar da necessidade, muitas barreiras ainda são impostas ao reuso de efluentes tratados, como a necessidade de tecnologias inovadoras, necessidade de informação do público a respeito e maior aceitação da técnica pela sociedade e necessidade de suporte dos governos. Vencidas estas barreiras, também serão necessários mais estudos para avaliar os riscos e desenvolver ferramentas acessíveis para a prática, para que o reuso de águas residuárias possa ser implantado com sucesso em todo o mundo.

Pela alta capacidade de dispersão do esgoto no meio marinho, e por serem produzidos grandes volumes de despejos diariamente, a poluição marinha por águas residuárias é um transtorno de difícil solução. Ações preventivas são a melhor alternativa de controle pois, uma vez no ambiente marinho, as águas residuárias não podem mais ser retiradas, e as cargas de poluentes associados a ela causarão danos a este ecossistema.

O maior problema relacionado à poluição por águas residuárias reside na alta porcentagem da população mundial que vive sem coleta adequada de esgoto e na baixa porcentagem do esgoto coletado que é tratado. Desta forma, políticas públicas que visem melhorias no sistema de saneamento básico dos municípios, com ampliação da rede coletora de dejetos e tratamento secundário e terciário em estações de tratamento de efluentes que precedem emissários submarinos. Estas políticas, aliadas à fiscalização intensiva de grandes indústrias e de empresas do

setor agrícola, além de incentivos para o desenvolvimento de insumos agrícolas menos danosos ao meio ambiente são medidas chave para o controle da poluição marinha por águas residuárias.

Na literatura científica encontram-se muitas formas de controle deste tipo de poluição. Contudo, há escassez de medidas que controlem a poluição pelo escoamento urbano e pelo alto uso de fertilizantes e agrotóxicos na agricultura. As consequências da poluição por águas residuárias em organismos marinhos é bem documentada na literatura científica quando são considerados poluentes específicos, como determinados metais pesados e pesticidas organoclorados. Os danos causados à biota marinha por outros compostos, como alguns derivados do petróleo, e certos microrganismos patogênicos, contudo, ainda são pouco conhecidos. Assim, estudos devem prosseguir para que se possa compreender melhor os danos causados por este tipo de poluição ao ecossistema marinho, e para que sejam fornecidas bases mais consolidadas para o estabelecimento de novas medidas eficazes para o controle da poluição por águas residuárias.

6 POLUIÇÃO MARINHA POR PETRÓLEO E DERIVADOS

O petróleo exerce papel fundamental na sociedade moderna, pois é uma das principais formas de energia empregadas no mundo. É um composto de origem orgânica, natural, originado a partir da decomposição da matéria orgânica gerada pela atividade fotossintética e pela morte de organismos vivos, por processos químicos, geológicos e geoquímicos (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Restos de plantas e de animais sedimentam e se acumulam em lamas argilosas e são submetidos à ação bacteriana, em processos aeróbios e anaeróbios. O produto destas transformações, sob altas pressões, e temperaturas menores de 150 °C, dão origem ao petróleo. Estas reações de transformação da matéria orgânica ocorrem em presença de água e de outros compostos inorgânicos, como enxofre e ácido sulfúrico. Durante este processo, o petróleo disperso acumula-se em reservatórios por migração, formando os poços subterrâneos de petróleo, sendo imprescindível a ocorrência de rochas reservatórias de boa porosidade, para que este possa escorrer entre seus interstícios. Dependendo da região e das condições

em que foram formados, os óleos podem possuir características físicas e químicas distintas (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; NAS, 2003; TISSOT; WELTE, 1984).

Menos denso que a água, o petróleo é constituído majoritariamente por hidrocarbonetos (97%), podendo conter também enxofre, nitrogênio, oxigênio e metais traço como níquel, cromo e ferro. Dentre os hidrocarbonetos, podem-se encontrar os alifáticos (cerca de 80%), e os aromáticos (aproximadamente 15%). Dentre os hidrocarbonetos alifáticos, destaca-se um grupo de cicloalcanos utilizados como biomarcadores de petróleo. Dentre os aromáticos, é importante considerar os compostos com apenas um anel benzênico e alta volatilidade, conhecidos como compostos BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno), os hidrocarbonetos alifáticos e os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs). O teor de HPA no petróleo é inversamente proporcional ao seu peso molecular. Geralmente, os HPAs com até três anéis correspondem a cerca de 90% dos hidrocarbonetos aromáticos do petróleo. Os HPAs com quatro a seis anéis são encontrados mais comumente em óleos (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; NRC, 2003; KERR *et al.*, 1999).

Hidrocarbonetos podem chegar ao ambiente marinho por fontes naturais ou antropogênicas. Dentre as fontes naturais, podem-se citar as ceras de plantas superiores, algas, plâncton e a introdução de petróleo por fendas no fundo oceânico, responsáveis pelo nível de *background* deste composto no ambiente, importante a ser considerado em estudos de poluição, a fim de não superestimar os teores encontrados. Dentre as fontes antrópicas, é imprescindível destacar as atividades de extração, transporte e consumo de petróleo e seus derivados, que introduzem quantidades importantes destes compostos no meio (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; MENICONI *et al.*, 2002).

De acordo com GESAMP (2007), a entrada de óleo no ambiente marinho pode se dar por uma imensa gama de atividades antropogênicas, como pelas operações de carga e descarga de navios; por derramamentos acidentais; pela água de lastro; por deposição atmosférica dos hidrocarbonetos lançados pela poluição atmosférica, principalmente nas atividades de queima de combustíveis fósseis; em operações de reparo de embarcações em docas; em demolições e reciclagem de componentes de embarcações; por derrames em portos e demais terminais

marítimos; por vazamentos em estações de exploração de petróleo *offshore*; por descarte no mar de águas utilizadas na lavagem de cascos e comportas de navios, e por escoamento superficial de terrenos urbanos.

Segundo o *National Research Council* (NRC, 2003), órgão americano que promove a disseminação do conhecimento científico, tecnológico e de saúde, entre os anos de 1990 e 1999, estima-se que as fendas oceânicas tenham sido responsáveis pela injeção de 600×10^3 t/ano, de petróleo no meio marinho, sendo a fonte mais importante deste composto para o mar. A segunda fonte mais significativa de hidrocarbonetos de petróleo para o ambiente marinho seria o uso em terra destes compostos, que chegam aos oceanos pela drenagem terrestre e de rios, de derrames ocasionais causados por não-petroleiros, de descargas operacionais em indústrias e refinarias, e pela deposição atmosférica, somando $521,1 \times 10^3$ t/ano. Logo após, destacam-se as atividades de transporte que, considerando os derrames em oleodutos, petroleiros, descargas operacionais e deposição atmosférica somam $150,4 \times 10^3$ t/ano, de petróleo no mar. Em último lugar, vêm as atividades de extração nas plataformas, que somadas com as águas de produção (águas injetadas no interior dos poços para aumentar a pressão e facilitar a saída de petróleo) e com a deposição atmosférica dos compostos gerados por esta atividade, contribuem com 38×10^3 t/ano, de petróleo e derivados no ambiente marinho.

De acordo com Somerville *et al.* (1987), nos processos de extração de petróleo em plataformas marítimas, grandes volumes de água de produção são utilizados e descartados diretamente no mar. Quanto aos acidentes operacionais, é mais comum ocorrerem em petroleiros e demais navios, do que em plataformas.

Portanto, pode-se concluir que as fontes naturais são as maiores introdutoras de petróleo no ambiente marinho, principalmente nos últimos anos, em que a intensificação das medidas de controle e de prevenção da poluição marinha por navios e plataformas tem reduzido a entrada de petróleo resultante de atividades antropogênicas (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; NAS, 2003). Huijer (2005) afirma que o número de derramamentos causados por petroleiros diminuiu significativamente de 1985 a 2005. Na década de 1970, a média anual de incidentes de derramamento correspondeu a três vezes a média das décadas de 1980 e 1990. Porém, acidentes durante os processos de transporte podem lançar, de uma só vez, grandes quantidades de petróleo e derivados no

ambiente marinho e costeiro, causando grandes impactos ambientais, atraindo a atenção da mídia e da sociedade.

Grandes derrames de petróleo têm sido registrados ao longo da história da humanidade. Alguns tiveram consequências bastante restritas ao local do acidente, não sendo muito divulgados na mídia internacional. Outros, porém, tiveram grandes proporções e os danos causados continuam sendo sentidos mesmo vários anos após os acidentes. Em 1989, por exemplo, ocorreu o acidente com o petroleiro Exxon Valdez, no Alasca, que foi um dos derrames de petróleo mais conhecidos do mundo. Após colidir com rochas submersas, o Exxon Valdez derramou cerca de 40.000 m³ de petróleo no mar, matando cerca de 260.000 aves marinhas, 20 baleias e 200 focas. Os maiores prejuízos ambientais foram causados pela localização do desastre, em uma região sensível a impactos ambientais que é o Alasca, e não pelo volume de óleo derramado. Além disso, impactos culturais e efeitos sobre a vida dos moradores da região também foram sentidos, após a invasão da região pela mídia, por agências governamentais e por curiosos em geral. A população local tornou-se cética e pessimista em relação ao futuro da comunidade, houve inversão do sentimento de que aquele local representa seus lares, pois a região passou a trazer uma sensação de perigo aos moradores, junto com uma reavaliação do pressuposto de que a população goza de boa saúde. Houve também a perda de fé no fato de que o governo age sempre para proteger aqueles em perigo (MONTEIRO, 2003; MIRAGLIA, 2002).

Em 2010, ocorreu um grande derrame de petróleo cru no Golfo do México, após explosão de uma plataforma de exploração petrolífera da empresa British Petroleum. Após a explosão, ocorreu um rompimento de tubulações no fundo oceânico, provocando escape contínuo de petróleo para o ambiente marinho por 84 dias o que causou impactos extremos a esse ecossistema. Estima-se que o total de petróleo cru que vazou foi aproximadamente 7×10^5 m³, excedendo o volume derramado no acidente do Exxon Valdez em, pelo menos, uma ordem de grandeza, o suficiente para considerar este evento como o maior derrame de petróleo no ambiente marinho da história mundial (CRONE; TOLSTOY, 2010). Entre os eventos citados de 1989 e de 2010, ocorreram, contudo, vários outros acidentes de pequeno e grande porte em todo o mundo.

No Brasil também ocorrem acidentes de derramamento de petróleo. Alguns, por serem menores, não chegam ao conhecimento da população. Um evento importante de derrame de petróleo e derivados no país aconteceu com o afundamento da plataforma P-36 na bacia de Campos, em 2001. Nesta ocasião, vazaram 1.200 m³ de óleo diesel e 350 m³ de petróleo, que se estenderam por uma área de aproximadamente 60 km². Os danos não foram maiores porque houve o desligamento dos poços de petróleo após o afundamento da plataforma (CETESB, 2011).

Quando chegam ao mar, o petróleo e seus derivados sofrem modificação em suas propriedades físicas e químicas, como consequência de processos naturais de degradação e remoção destes compostos do ambiente. A ocorrência e a intensidade destes processos intempéricos dependem de fatores como temperatura, pH e salinidade da água do mar, umidade e radiação solar, presença de bactérias e de materiais suspensos na água e das propriedades do óleo derramado (MONTEIRO, 2003).

No momento do derrame, ocorre o espalhamento do óleo na superfície da água, transportado pelo vento, correntes e ondas. Este movimento pode ser previsto e acompanhado com relativa facilidade quando em oceano aberto. O espalhamento do óleo depende também da força gravitacional, da viscosidade e da sua tensão superficial. Nos primeiros estágios de um derramamento, é um dos processos que mais afeta o comportamento do óleo no meio, pois quando este se espalha, há formação de uma grande mancha, reduzindo a espessura da camada de óleo sobre a água à medida que aumenta a área afetada, facilitando os processos de evaporação e dissolução (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; NRC, 2003; ITOFP, 2001).

Durante o espalhamento do óleo, ocorre também a volatilização dos compostos com pontos de ebulição mais baixos. A perda de massa por evaporação depende da volatilidade do composto, da área e da espessura da mancha e das condições climáticas, como vento, temperatura e intensidade da radiação solar. Durante as primeiras 24 h após o derrame, é o processo mais significativo para as perdas de óleo na água. A evaporação pode ser responsável pela redução de 75% do volume de um óleo leve derramado e 40% de um óleo médio (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; NRC, 2003; ITOFP, 2001; BURWOOD;

SPEERS, 1973). Contudo, a evaporação reduz seletivamente os componentes do óleo com menor ponto de ebulição, restando os demais componentes, de maior peso molecular e maior ponto de ebulição, que são mais viscosos e tendem a afundar na coluna d'água (BLUMER; EHRHARDT; JONES, 1973).

Logo após, ocorre a emulsificação do óleo em água, que ocorre com a dispersão do óleo na água do mar, na forma de gotículas. Neste processo, há formação de uma emulsão que, além de óleo, possui um conteúdo de água que pode variar de 20% a 80%. Uma vez sob a forma de emulsão, petróleo e derivados aceleram outros processos de degradação, como a dissolução, a fotoxidação e a biodegradação. Na dissolução, os compostos mais polares, que compõem uma pequena fração do óleo, tendem a se dissolver na água. A solvatação ocorre, preferencialmente, nos compostos de baixo peso molecular. Mesmo pequena, esta fração dissolvida é relevante porque biodisponibiliza compostos que possuem efeitos tóxicos sobre os organismos (NRC, 2003; MONTEIRO, 2003; BURWOOD; SPEERS, 1973; BLUMER; EHRHARDT; JONES, 1973).

Uma porção deste óleo sedimenta após ser incorporado e excretado nos sistemas biológicos ou adsorvido no material particulado, ficando disponível para a comunidade bentônica. Quanto maior for a agregação de óleo às partículas suspensas, maior a probabilidade deste conjunto afundar na coluna d'água. Poucos óleos crus são densos o suficiente para afundarem em água sem agregar-se ao material particulado suspenso (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

Em seguida, ocorre a degradação microbiológica destes compostos, cuja velocidade depende do tamanho da população, variedade de espécies capazes de realizar tal processo, da temperatura e da concentração de oxigênio e de nutrientes. A degradação microbiológica tende a ser um processo lento e, apesar da seletividade dos organismos, ataca compostos de uma gama de pesos moleculares muito maior que a evaporação e a emulsificação, incluindo os compostos de maior peso. Existe muitos microorganismos capazes de degradar praticamente todos os compostos do óleo cru. A biodegradação é importante para o processo de autodepuração da água do mar, facilitada quando o óleo está sob a forma de gotículas em suspensão, pois a área de contato é maior, facilitando a ação das

bactérias (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; MONTEIRO, 2003; BURWOOD; SPEERS, 1973; BLUMER; EHRHARDT; JONES, 1973).

Há ainda a degradação química do óleo, com reações de formação de álcoois, compostos carbonil e sulfóxidos. Reações de oxidação afetam predominantemente os hidrocarbonetos aromáticos de médio e grande peso molecular, podendo gerar tanto substâncias mais solúveis em água quanto produtos mais persistentes e resistentes à degradação. São reações geralmente lentas, condicionadas pelo teor de oxigênio capaz de penetrar na película de óleo. Em geral, as mudanças químicas do óleo se tornam aparentes apenas nos estágios avançados de degradação (ITOF, 2001; BLUMER; EHRHARDT; JONES, 1972).

A fração do óleo que evapora, assim como a fração dissolvida, pode ser oxidada fotoquimicamente, e os produtos deste processo, ainda mais solúveis, podem voltar ao ambiente marinho, dispersando-se mais na coluna d'água. Na fotoxidação, os raios ultravioleta atuam como catalisadores das reações de oxidação, acelerando-as. Este processo pode se sobrepor à degradação microbiológica em locais onde as concentrações de nutrientes são baixas e a incidência solar é alta. O processo predominante de degradação do óleo derramado depende do tempo, da natureza da exposição, do peso e da estrutura molecular dos compostos, das condições climáticas e da dinâmica do local afetado. Ambientes redutores de baixa energia, como os ricos em sedimentos finos e matéria orgânica tendem a degradar muito lentamente o óleo, que pode persistir no meio por dezenas de anos (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; MONTEIRO, 2003).

Ao atingirem o mar, o petróleo e seus derivados causam efeitos sobre os organismos. Porém, a composição diversa destes torna complexa a avaliação de seus impactos no ambiente marinho, pois a toxicidade dos óleos varia de acordo com suas características físicas, químicas e também com seu grau de intemperização. Hidrocarbonetos de menor peso molecular tendem a ser mais solúveis em água e, por isso, mais tóxicos, pois estão mais disponíveis para serem incorporados pela biota. A extensão dos impactos de um derramamento de petróleo ou derivados varia também de acordo com fatores meteorológicos, oceanográficos, do grau de hidrodinamismo do local onde ocorreu o derramamento e da persistência e biodisponibilidade dos hidrocarbonetos no meio. O tipo de substrato também

influencia a extensão dos impactos pois, em substratos consolidados o óleo tende a permanecer aderido, afetando as comunidades biológicas ali presentes, enquanto que em substratos inconsolidados o óleo tende a penetrar no sedimento, atingindo camadas mais interiores, afetando menos os organismos (MONTEIRO, 2003; GESAMP, 1993).

Segundo relatório publicado pelo NRC (1985), são necessários cerca de 10 anos para que as comunidades biológicas se recuperem e retornem ao estágio pré-derrame. Este tempo pode variar de acordo com o volume e características do óleo derramado e o tipo de área atingida.

O óleo pode causar danos à biota marinha tanto pelos efeitos físicos resultantes do recobrimento quanto pelos efeitos químicos da toxicidade dos compostos que compõem o petróleo. Ambos podem ocorrer simultaneamente em um derramamento, porém em vazamentos de óleo de alta densidade o efeito de recobrimento predomina sobre os efeitos oriundos da toxicidade. Em vazamentos de óleo de baixa densidade ocorre o inverso, o efeito químico é predominante sobre o recobrimento (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008). Segundo MONTEIRO (2003), os efeitos tóxicos do óleo sobre os organismos podem ser classificados como efeitos agudos, ou de curto prazo (uma a quatro semanas), que são extremamente tóxicos e colocam em risco imediato as comunidades biológicas expostas ao petróleo e derivados; e efeitos crônicos, ou de longo prazo (1 mês a 10 anos) que são efeitos sentidos principalmente pela bioacumulação das substâncias tóxicas na cadeia alimentar.

De acordo com relatório publicado pelo *Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environment Protection* (GESAMP) em 1993, entre os hidrocarbonetos do petróleo mais tóxicos figuram o benzeno, o tolueno e o xileno, que possuem solubilidade considerável em água e podem ser absorvidos pelos animais por ingestão direta de água ou pela ingestão de outros animais contaminados. Os HPAs são resistentes à degradação microbiológica e estáveis no ambiente aquático. São adsorvidos fortemente pelo material particulado, sedimentando e persistem no fundo do oceano por muitos anos. Segundo GESAMP (1991), os HPAs podem causar câncer e distúrbios imunológicos em peixes e em moluscos. Além disso, os compostos aromáticos mais solúveis, ao penetrarem na corrente sanguínea dos animais através da pele ou de ingestão, podem causar

danos às células sanguíneas, à medula óssea e ao sistema nervoso destes organismos (NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008).

O petróleo e seus derivados podem causar efeitos letais e sub-letais nos organismos aquáticos. Entende-se por efeitos sub-letais os efeitos crônicos que afetam o comportamento, o crescimento, a reprodução e a distribuição de espécies (MONTEIRO, 2003). Desta forma, os impactos sobre a fauna e flora marinha são diversos, tais como a morte direta por recobrimento e asfixia, que impedem que os animais realizem trocas gasosas com o meio ambiente, inviabilizam atividades de natação e vôo e interferem na respiração, alimentação e fotossíntese; morte por intoxicação direta; morte de larvas e de recrutas, peixes juvenis que entram em uma população em um dado ano, e queda na taxa de fertilização pela redução na quantidade de ovos (MONTEIRO, 2003; CETESB, 2000).

No fitoplâncton, concentrações de aproximadamente 0,1 mL/L de óleo na água causam retardo na divisão celular. Concentrações letais para estes organismos estão em torno de 1 mL/L. A camada superficial de óleo derramado pode alterar a migração vertical do zooplâncton, pois estes organismos localizam seu alimento (fitoplâncton) visualmente, sendo impactados pela redução da luminosidade, pois a luz do sol é barrada pelo óleo. Isto interfere na nutrição e comportamento destes organismos, que apresentam altos índices de mortalidade nos primeiros meses após o derramamento (MONTEIRO, 2003; CETESB, 2000).

Os organismos bentônicos de águas rasas podem sofrer efeitos como recobrimento por gotículas de óleo que causa sufocamento e afeta sua mobilidade. Os bentos filtradores sofrem efeitos letais e sub-letais oriundos da intoxicação por hidrocarbonetos. Os peixes sofrem alterações no crescimento, migração e reprodução, além de prejuízos no funcionamento das brânquias, afetando as trocas gasosas e dificultando a respiração. Há também efeitos sobre ovos e larvas, que são mais sensíveis à poluição por este tipo de compostos, podendo haver má formação esquelética dos juvenis (MONTEIRO, 2003; SIVAMAR, 2001; CETESB, 2000).

As aves marinhas sofrem consequências graves por entrarem em contato direto com o óleo que flutua sobre a coluna d'água. Geralmente ocorre perda da impermeabilidade na plumagem, prejudicando o isolamento térmico e a flutuabilidade. Ao tentarem limpar o óleo impregnado em suas penas, as aves ingerem óleo, sofrendo intoxicação que resulta em alterações no funcionamento do

fígado, rins, intestino e estômago (MONTEIRO, 2003; SIVAMAR, 2001; CETESB, 2000).

Em contato com óleo, os mamíferos marinhos sofrem com irritação das membranas sensíveis e das mucosas, como dos olhos e da boca, baixa na temperatura corporal em animais que dependem de pêlos para se aquecer, como os ursos polares, danos ao sistema nervoso, desbalanceamento hormonal e morte (MONTEIRO, 2003; SIVAMAR, 2001; CETESB, 2000).

Derramamentos de petróleo também causam efeitos sobre o homem e sobre a economia locais. Pessoas em contato direto com o óleo ou que vivem próximos à zona do acidente e que, portanto, estiveram em contato com os compostos voláteis derivados, podem apresentar irritação nas vias respiratórias, irritação cutânea e perturbações digestivas e do sistema nervoso, dependendo do grau de contato e da interação com o óleo derramado. Além disso, vazamentos de petróleo causam impactos sobre as atividades socioeconômicas ligadas ao mar, com paralisação na pesca, em portos e estaleiros, no turismo e em atividades de lazer e esportes náuticos, pelos riscos à saúde pública. Também devem ser considerados os gastos com operações de limpeza de áreas costeiras poluídas e deposição adequada do material retirado, que variam em torno de U\$650 a U\$6.500 por tonelada, dependendo da mão-de-obra local e do tipo de transporte e local de disposição do óleo recolhido (MONTEIRO, 2003; CETESB, 2000, ITOFF, 2004).

O ecossistema praias também pode ser impactado por derramamentos de óleo, quando estes ocorrem mais próximos à costa. Ocorrem alterações físicas e químicas no sedimento, como aumento da temperatura e diminuição da penetração de água, causada pelo recobrimento por óleo, impactando as comunidades biológicas ali presentes. Espécies que vivem mais enterradas sofrem menos consequências por serem menos expostas, pois o sedimento atua como filtro natural e retém o óleo à medida que este escoar pelos interstícios. Assim como no ambiente aquático, os hidrocarbonetos presentes no petróleo são incorporados pelos organismos e bioacumulam, sendo transmitidos aos demais níveis da cadeia trófica (MONTEIRO, 2003; CETESB, 2000).

Praias de areia fina são menos impactadas pelo óleo porque a penetração deste no sedimento é baixa, o que reduz os impactos sobre a biota e facilita operações de limpeza. As praias de areia grossa são mais sensíveis aos impactos

porque nelas, a penetração do óleo é maior por conta da baixa compactação do sedimento, aumentando o tempo de residência do óleo neste ambiente. As praias de cascalho são as mais sensíveis aos impactos dos derrames de petróleo pois o óleo penetra rapidamente pelo sedimento, atingindo camadas profundas. O tempo de residência do óleo nestes ambientes é bastante alto, impactando a comunidade biológica (MONTEIRO, 2003; CETESB, 2000).

Salazar (2003) estudou os impactos do derramamento de óleo do navio petroleiro Jessica em San Cristóbal, Equador. O petroleiro continha aproximadamente 300 t de óleo combustível utilizado pelo próprio navio e transportava 600 t de óleo diesel. No acidente, 60% da carga total foi perdida no mar nas duas semanas que sucederam o derramamento. Setenta e nove leões marinhos da espécie *Zalophus wollebaeki* foram encontrados recobertos por óleo nas proximidades do derrame. Mais da metade destes animais necessitou de lavagem e outros tratamentos para a retirada de óleo. Um leão marinho foi encontrado morto e detectou-se alta incidência de conjuntivite e queimaduras no período do acidente. Nos primeiros meses após o acidente, a população deste leão marinho diminuiu mas no ano seguinte, contudo, não foram registradas quedas significativas na população destes animais.

Alvarez *et al.* (2007) estudaram os impactos do derramamento de óleo do navio Prestige, maior catástrofe de larga escala deste tipo na Europa, em 2002, sobre as gaivotas de pernas amarelas *Larus michahellis*. Foram determinadas as concentrações de 16 hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em animais adultos e jovens que habitavam as costas afetadas e não afetadas pelo acidente, no noroeste da Espanha. Os estudos sugerem danos sub-letais à saúde destes animais adultos em colônias impactadas, 17 meses após o derramamento de petróleo. O teor de HPAs na corrente sanguínea das gaivotas de áreas impactadas foi maior que o encontrado nas gaivotas de áreas não impactadas. Houve evidências, a partir de parâmetros sanguíneos, como teor de glicose e de proteínas no sangue, de distúrbios fisiológicos e danos em órgãos vitais como rins e fígado. Os efeitos foram menores em aves jovens que em adultas, provavelmente devido ao menor tempo de exposição destas gaivotas aos poluentes.

6.1 Controle da poluição marinha por petróleo e derivados

Em casos de derramamento de grandes volumes de petróleo e derivados no ambiente marinho, a poluição precisa ser controlada de forma rápida e eficaz, a fim de evitar grande dispersão da mancha e reduzir a área impactada.

As medidas de controle da poluição por petróleo se dividem em medidas preventivas e medidas de remediação dos danos. Contudo, para reconhecer quais intervenções necessitam ser feitas, é necessário conhecer os processos físicos, químicos, meteorológicos e oceanográficos locais, que influenciam na dispersão da mancha e na degradação do óleo na água. Desta forma, é possível monitorar o comportamento do petróleo e derivados no ambiente marinho, possibilitando a tomada de medidas eficazes de controle.

Com intuito de prevenir a ocorrência de derramamento de petróleo por atividades de exploração e transporte, muitos países legislam sobre o assunto, como forma de regular as atividades e minimizar os danos ambientais associados. Além disso, convenções internacionais foram realizadas, para padronizar as medidas tomadas pelos países para o controle da poluição marinha, e gerar mecanismos regulatórios mesmo em águas internacionais. A iniciativa para a tomada de decisões, por parte dos Governos, para controlar a poluição marinha por petróleo veio a partir da ocorrência de grandes acidentes, que provocaram consequências ambientais graves, revelando a necessidade de medidas preventivas e de planos operacionais eficientes em caso de acidentes (SOUZA FILHO, 2006).

A Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição do Mar por Óleo (OILPOL) ocorreu em 1954, no Reino Unido. Suas determinações, contudo, entraram em vigor em 1958. Foi a primeira convenção para prevenir a poluição marinha por navios-tanque, proibindo a descarga de óleo ou de misturas oleosas com mais de 100 mg/L de óleo em áreas delimitadas, como em faixas costeiras de todos os mares, com largura de 50 milhas náuticas (UNESCAP, 2003).

A Convenção Internacional relacionada à Intervenção em Alto Mar em Incidentes de Poluição por Óleo (INTERVENTION) ocorreu em 1969, entrando em vigor em 1975. Estabeleceu que os Estados costeiros possuem autonomia para agir, sob determinadas condições, além de seus mares territoriais para prevenir, controlar

e eliminar impactos decorrentes de incidentes marítimos com derramamento de óleo de navios que possam impactar as áreas costeiras (SOUZA FILHO, 2006).

A Convenção para a Prevenção da Poluição proveniente de Navios (MARPOL) é considerada a principal Convenção realizada para prevenir a poluição marinha por navios. Ocorreu em Londres, em 1978. Teve como objetivo prevenir a poluição do mar por óleo e demais substâncias tóxicas presentes no petróleo pela descarga operacional de navios. Os Estados que firmaram o acordo são obrigados a adotar as resoluções desta Convenção em todos os navios que estejam em sua jurisdição ou portem sua bandeira (SOUZA FILHO, 2006).

Dentre as medidas preventivas adotadas pelos países signatários das resoluções definidas nestas e em outras Convenções, para prevenir a poluição marinha por derrame de petróleo e derivados figuram a adoção de tanques de navios de lastro segregado, onde há compartimentos separados para água e para óleo, a fim de que estes não se misturem; sistema de monitoramento contínuo de descarga de águas oleosas, com criação de áreas onde nenhuma descarga deste tipo é permitida; instalação de sistemas separadores água-óleo e implementação em portos e terminais de instalação para recebimento de água de lastro contaminada com resíduos oleosos. A partir do ano de 1993, foi exigido que os navios petroleiros com tonelagem bruta maior que 150 e demais navios com tonelagem bruta acima de 400 tenham um plano de bordo para emergência em caso de poluição por óleo. Foi exigido também que os novos navios-tanque tivessem casco duplo (SOUZA FILHO, 2006).

No Brasil, existem leis que tratam das questões referentes à poluição marinha por petróleo e derivados. A Lei 5.357, de 17 de novembro de 1967, é conhecida como a Lei do Óleo por tratar da poluição por lançamento de óleo ou outros detritos oriundos de embarcações e terminais desde corpos d'água interiores até 6 milhas náuticas das costa. A responsável pela fiscalização do cumprimento desta lei foi a Diretoria de Portos e Costas, da Marinha do Brasil. Infrações a esta lei previam multa de 2% do salário mínimo nacional vigente por tonelada de óleo derramado se este fosse oriundo de embarcações e 200% do salário mínimo nacional vigente se fosse oriundo de terminais marítimos e fluviais (SANTOS, 2010).

O Decreto 2.870 tornou aplicável a Convenção Internacional sobre Preparo, Resposta e Cooperação em Caso de Poluição por Óleo, assinada pelo

Brasil em 1990. Assim, passou a ser exigido que os navios tivessem a bordo um plano de emergência em caso de poluição por óleo e determinou a necessidade de um Plano Nacional de Contingência (SANTOS, 2010).

A Lei 9.966, sancionada em 29 de abril de 2000, trata da prevenção, controle e fiscalização da poluição marinha por óleo em águas de jurisdição nacional. Esta lei, baseada na MARPOL de 1973, estabeleceu o Comandante da Marinha do Brasil como autoridade competente pela fiscalização de navios, plataformas e instalações de apoio e investigação de incidentes. O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) tornou-se responsável pela fiscalização de portos, plataformas e demais instalações portuárias quanto ao cumprimento das exigências, assim como a avaliação de danos ambientais causados pelos incidentes de derramamento de petróleo e derivados (SANTOS, 2010).

A elaboração de planos de contingência locais e nacionais é uma medida tomada por diversos países do mundo, como Estados Unidos, Canadá e Venezuela para conter rapidamente possíveis vazamentos de óleo em atividades relacionadas ao petróleo e gás, já que medidas regulatórias não são capazes de eliminar a possibilidade de ocorrência de um derramamento de óleo. Podem ser elaborados tanto pelo setor público quanto por empresas privadas, dependendo da legislação de cada país (PEDROSA, 2012). Um plano de ação é necessário para diminuir o alcance e impacto de derrames de petróleo, pois o mesmo pode se espalhar com facilidade, demandando a existência de um plano pré-elaborado de contenção para que o controle de danos seja mais efetivo, a fim de reduzir o número de decisões a serem tomadas em um momento de crise. Os planos de contingência servem de resposta às situações emergenciais causadas por grandes derramamentos de petróleo, não sendo eficazes no controle de poluição por fontes difusas, como o escoamento urbano, que necessita de medidas preventivas de controle (SOUZA FILHO, 2006; PEDROSA, 2012).

No Brasil, apesar da necessidade de um Plano Nacional de Contingência ter sido apontada desde 1973, somente em 22 de outubro de 2013 foi aprovado o Decreto nº 8.127 que institui o Plano Nacional de Contingência para incidentes de poluição por óleo em águas sob jurisdição nacional, fixando responsabilidades e definindo diretrizes, procedimentos e ações coordenadas de entidades públicas e

privadas que visem à minimização dos danos ambientais e dos prejuízos à saúde pública.

Os planos de contingência devem ser divididos em duas fases, uma referente à elaboração de estratégias e outra operacional, executada após o incidente. Na primeira fase devem-se elaborar estratégias de resposta, com programas de treinamento simulados, designar funções aos envolvidos, mão-de-obra e equipamentos requeridos, abrangência geográfica, estratégias de limpeza e determinação de prioridades de atuação e proteção. Na segunda fase, aspectos operacionais como notificação do incidente, avaliação do cenário onde ocorreu o derrame, comunicação para a sociedade e encerramento de atividades são executados. Para garantir o sucesso do plano, é necessário também determinar locais para a destinação final do óleo recolhido e que haja uma comunicação entre frentes de trabalho (ITOPF, 2010). A responsabilidade pelo incidente de derramamento do petróleo segue o princípio do poluidor-pagador, ficando a cargo do poluidor compensar todos os danos e ressarcir eventuais gastos do Governo com o plano de controle da poluição (PEDROSA, 2012).

Após um derramamento, o conhecimento das ações de resposta adequadas é fundamental para minimizar os impactos do óleo no ambiente marinho. Técnicas apropriadas devem ser empregadas de acordo com as condições meteorológicas e oceanográficas do local, com o grau de contaminação, com o tipo de óleo e de substrato e com a sensibilidade das comunidades biológicas da região (CETESB, 2011; NORDVIK, 1995). Quando o meio permite a utilização de todos os tipos de ações de resposta, devem ser consideradas a viabilidade financeira e operacional de cada ação (ALLEN; FERREK, 1993).

Primeiramente, uma observação aérea do local do derramamento é importante para observar a extensão, coloração e aspecto da mancha, (ITOPF, 2010). A identificação, caracterização e monitoramento de manchas de óleo também podem ser feitos por análises de imagens de radar, permitindo acompanhando da mancha em tempo próximo ao real (LEIFER *et al.*, 2012).

Logo após, é necessária a contenção da mancha de óleo, para reduzir a área afetada e evitar a chegada do óleo no ambiente costeiro, onde os impactos são geralmente mais severos e as remediações custam mais caro (ALLEN; FERREK, 1993). Para tal, são utilizadas barreiras que contenham o deslocamento da mancha,

e permitam o recolhimento do óleo com auxílio de outras técnicas e equipamentos. O tipo de barreira empregada depende das características do óleo e das condições do mar (CETESB, 2011a).

A remoção do óleo pode ocorrer por meios naturais, mecânicos ou manuais. A remoção natural é feita por meio de ondas, de correntes e dos processos de intemperismo do óleo. É uma técnica priorizada em alguns casos porque não causa danos adicionais aos organismos vivos (CETESB, 2011). A remoção mecânica é feita pela utilização de equipamentos de jateamento ou de recolhimento, como *skimmers*, bombas a vácuo e barcaças recolhedoras (CARDOSO, 2007). O recolhimento manual, geralmente empregado em recuperação de praias, utiliza utensílios como rodos e pás para retirar as camadas de sedimento impregnadas de óleo (CETESB, 2011). A retirada de areia com óleo da praia impacta as comunidades biológicas pois, junto com o sedimento, são retirados também organismos que vivem enterrados na areia. Há também a possibilidade de remoção do óleo do ambiente marinho utilizando materiais absorventes, como materiais sintéticos ou minerais, com propriedades oleofílicas; dispersantes químicos; a queima *in situ* do óleo derramado e a biorremediação (CETESB, 2011a; PEDROSA, 2007, ITOFP, 2010).

Lin, Huang e Shern (2008) propuseram a utilização de pneus usados, transformados em pó, para a retirada de óleos derramados da coluna d'água. O princípio parte do fato de o pneu conter carbono negro, utilizado para endurecer a borracha, que é similar ao carvão ativado, um bom absorvente de substâncias orgânicas de águas residuárias. Devido à sua propriedade elástica, o pneu em pó poderia ser reutilizado mais de 100 vezes, sem prejuízo na eficiência absorção. Além disso, o custo do material necessário para remover uma tonelada de óleo da água é de aproximadamente USD\$0,30. Os estudos prosseguem para otimizar a produção do pó de pneus, para que este possa ser comercializado. A utilização de pneus para controlar a poluição marinha por petróleo incentiva a reutilização destes, proporcionando uma redução no seu descarte. A redução na disposição de pneus velhos no meio é importante pois este resíduo está associado a problemas de saúde pública como a dispersão de doenças transmitidas por mosquitos, como a dengue.

Os dispersantes químicos, quando bem utilizados, podem ser eficientes para aceleração da dispersão do óleo da superfície para camadas mais inferiores da

coluna d'água, auxiliando nos processos de diluição e biodegradação do óleo. Porém, antes de serem utilizados, têm que ser realizados estudos dos impactos do óleo nas comunidades de sub-superfície, como corais e estoques pesqueiros (CHAPMAN *et al.*, 2007). O uso de dispersantes pode, ainda, disponibilizar hidrocarbonetos para a comunidade bentônica, provocando danos aos organismos. Os dispersantes químicos são, muitas vezes, e por isso seu uso tem sido limitado e até mesmo proibido em alguns países, como nos Estados Bálticos. Contudo, novos dispersantes têm sido desenvolvidos com toxicidade cada vez mais baixa (ITOF, 2010b).

A queima *in situ* é um método relativamente barato que remove grandes quantidades de óleo do ambiente marinho. A queima controlada *in situ* deve ser considerada quando o óleo é relativamente fresco (até dois dias após o derrame) e relativamente pobre em conteúdo de água (até 30% é aceitável). É necessário também conhecer a direção do vento predominante na região, para evitar que a fumaça negra, oriunda da queima, atinja cidades litorâneas próximas. Porém, esta ação de resposta transfere os contaminantes orgânicos da água para a atmosfera no processo de queima, podendo provocar contaminação de áreas mais distantes por deposição atmosférica (ITOF, 2010; ALLEN; FERREK, 1993).

A biorremediação é a aceleração artificial da biodegradação natural realizada por microrganismos que degradam óleo, pela adição de nutrientes na água ou por adição dos próprios microrganismos no meio (ITOF, 2010; ATLAS, 1995). É uma técnica questionável porque causa impactos ao meio pois a adição de microrganismos ou de nutrientes pode desequilibrar a cadeia trófica e o ecossistema, dependendo da quantidade em que são adicionados. Além disso, sua eficiência é baixa em grandes derramamentos, pois a degradação do óleo por microrganismos é lenta. Dessa forma, o óleo pode se espalhar antes de ser totalmente decomposto, podendo atingir áreas costeiras, por exemplo.

Algumas intervenções como lavagem e reabilitação da macrofauna recoberta por óleo podem ser necessárias após incidentes de derramamento de petróleo. Alguns cientistas, contudo, apontam que esta prática, além de onerosa, é estressante aos animais, podendo causar mais danos à biota (ESTES, 1998). Apesar disto, Altwegg *et al.* (2008), estimaram a sobrevivência, a longo prazo, de gansos *Morus capensis* impactados pelo derrame de óleo causado pelo naufrágio do

navio Castillo de Bellver em 1983, próximo à Cidade do Cabo, na África do Sul, e que tiveram a cobertura de óleo removida em projetos de recuperação da área. Animais que são limpos após derrames de petróleo tendem a sobreviver pouco após sua soltura. No entanto, neste estudo, as aves que sobreviveram aos primeiros anos após sua soltura viveram praticamente tão bem quanto aves que nunca foram contaminadas com óleo. Este estudo indica que essas medidas, apesar de muitas vezes pouco viáveis pela dificuldade de capturar os animais e pela baixa sobrevivência destes após a reabilitação, podem ser necessárias por oferecer aos animais uma chance de sobreviver ao derramamento, o que dificilmente ocorreria se estes permanecessem recobertos por óleo.

Na literatura científica pesquisada, há um grande número de trabalhos publicados sobre medidas de controle da poluição marinha por petróleo. A viabilidade de cada uma delas depende das particularidades ambientais de onde ocorreu o derramamento, além das características do óleo e da disponibilidade financeira para solucionar o problema. Contudo, não foram encontrados trabalhos que abordem os impactos dos derrames de petróleo no Brasil. A maioria dos trabalhos encontrados que tratam de poluição marinha por petróleo e derivados no país restringe-se aos impactos causados na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro.

7 POLUIÇÃO MARINHA POR ATIVIDADES DE NAVEGAÇÃO

A navegação é um meio de transporte muito antigo, intensamente utilizado antes da popularização do uso do carro e do avião, transportando pessoas, informações e bens ao redor do mundo. Ao final da Segunda Guerra Mundial, os aviões deram início à indústria de transporte aéreo e o traslado de pessoas em navios foi reduzido a algumas linhas operadas por navios de cruzeiro, que podem comportar, em alguns casos, até 3000 passageiros (RITUCCI-CHINNI, 2009). Atualmente, mais de 46.000 navios comerciais estão em operação no mundo, levando cargas e passageiros, com finalidade de comércio, transporte e recreação (COPELAND, 2008).

O desenvolvimento econômico e comercial de um país depende, em grande parte, de um transporte marítimo eficiente, que carregue um grande percentual da produção de matéria-prima e de produtos manufaturados. Estima-se

que, em 2008, o tráfego marítimo tenha sido responsável por levar mais de oito bilhões de toneladas de bens. Óleo cru e derivados de óleo corresponderam a 65% do que foi transportado. Outras cargas eram graneis sólidos e contêineres (HEIJ; BIJWAARD; KNAPP; 2011). Cerca de 90% de todas as importações e exportações de bens ocorrem por navios ao redor do globo (YONGMING; SHUHONG, 2012).

Em janeiro de 2008, 12% da frota mundial de navios era composta por navios de passageiros. A cada ano, mais navios são incorporados à frota das empresas, cada vez maiores e mais luxuosos. Estima-se que o tamanho médio deste tipo de navios cresceu a uma taxa de 27,4 m a cada cinco anos, aumentando cada vez mais a capacidade de transportar passageiros (COPELAND, 2008).

Quanto mais passageiros um navio comporta, mais resíduos são produzidos. Copeland (2008) estima que uma viagem de uma semana em um navio com 3000 passageiros mais tripulação produza cerca de 795.000 L de águas negras (oriundas das descargas de vasos sanitários), 3,8 milhões de litros de águas cinzas (resultantes de atividades como lavar as mãos, a roupa e tomar banho), oito toneladas de resíduos sólidos e 95.000 L de água oleosa que fica estocada no porão dos navios e precisa ser descartada eventualmente, para evitar que o navio afunde pelo excesso de peso. Além disso, também são descartados cerca de 490 L de resíduos perigosos oriundos de atividades como processamento de fotos, equipamentos de limpeza, baterias e lâmpadas fluorescentes, por exemplo. Este tipo de resíduos contém uma gama de substâncias como hidrocarbonetos, vapor de mercúrio, compostos farmacêuticos, metais pesados e hidrocarbonetos clorados.

As águas negras e cinzas também são produzidas diariamente, em volumes proporcionais ao número de passageiros embarcados. Águas negras são compostas por dejetos humanos, podendo conter vírus e demais patógenos, além de altos teores de nutrientes. A cada semana, cerca de 1,3 milhões de litros de águas negras são produzidas e estocadas em um navio de cruzeiro com 3000 passageiros. De acordo com a legislação norte americana, os navios devem ser equipados com dispositivos sanitários para tratar as águas negras antes que estas sejam lançadas no mar (RITUCCI-CHINNI, 2009).

As águas cinzas são compostas por detergentes, produtos de limpeza, óleos e graxas, metais, pesticidas e resíduos de limpeza dental, por exemplo. São as águas oriundas das pias, chuveiros e lavanderias. A cada dia, cerca de 965.000 L de

água cinza são produzidas em um navio com 3000 passageiros, constituindo o tipo mais abundante de resíduo produzido. Devem ser descartadas em, no máximo, 48 h, pois se permanecerem estocadas causarão risco potencial à saúde humana e ao ambiente pela presença de compostos tóxicos e altos teores de nutrientes. Geralmente, a descarga de águas cinzas não é regulada, podendo ser despejada *in natura* nos oceanos (RITUCCI-CHINNI, 2009).

Os resíduos gerados por navios de cruzeiro são basicamente os mesmos gerados nos demais tipos de navios. Porém, suas proporções variam, de acordo com o tipo de carga e o número de tripulantes, podendo aumentar ou reduzir a produção de determinado tipo de resíduo. Assim, as atividades de navegação são fontes de resíduos sólidos, águas negras, águas cinzas, águas oleosas e resíduos perigosos para o ambiente marinho. Devem ser considerados também os danos ambientais causados pela água de lastro, que pode causar introdução de espécies alienígenas no ambiente; os impactos à biota causados por compostos tóxicos presentes nas pinturas anti-incrustação dos cascos dos navios; o derramamento acidental de óleo, tanto em petroleiros quanto nos demais navios; e a poluição do ar, que pode fornecer poluentes ao ambiente marinho por deposição atmosférica (O'BRIEN, 2009).

Os restos alimentares figuram entre os grandes componentes dos resíduos sólidos produzidos em um navio. É um tipo de lixo invariavelmente conectado à presença de pessoas à bordo, sendo que quanto maior o número de passageiros, maior a produção. Na maioria das vezes, os restos de comida são simplesmente macerados e descartados no mar. Porém, de acordo com a MARPOL, que rege sobre a disposição de resíduos nos oceanos em muitas partes do globo, em determinadas áreas não é permitido descartar nenhum tipo de resíduo no mar. Assim, o acúmulo de restos alimentares nos navios rapidamente se torna um problema, pela quantidade e velocidade com que é produzido diariamente, principalmente em navios de guerra e de cruzeiros, que transportam muitos passageiros (POLGLAZE, 2003).

É importante ressaltar também que os restos alimentares são tratados na literatura científica como um tipo de resíduo que não causa consequências ao ambiente aquático, sendo tratados como um problema minoritário. Porém, se presente em quantidade suficiente, e em determinadas áreas, como as mais rasas, a

presença de restos alimentares oriundos dos navios nos oceanos podem diminuir a qualidade dos sedimentos e da água, aumentar a turbidez e elevar a quantidade de nutrientes, afetando a biota marinha. Os componentes dos restos de comida podem ainda ser prejudiciais à digestão de peixes. Podem causar alterações ecológicas como perturbações no padrão de comportamento de espécies, por exemplo. Contudo, por comparação, os danos causados pelos restos alimentares são muito menores que os causados pela disposição de águas residuárias. O *input* de nutrientes dos restos de comida é muito menor que os *inputs* por outras fontes, como emissários submarinos, escoamento superficial terrestre e ressurgência (POLGLAZE, 2003).

Em estudos feitos em navios mercantes, com aproximadamente 30 pessoas a bordo, HORSMAN (1982), em um período de 44 dias, contabilizou uma produção média de 320 caixas de papelão, 370 anéis plásticos para segurar latas, 19 sacolas plásticas, 245 garrafas de vidro, 29 tubos de lâmpadas fluorescentes e 5175 latas, dentre outros materiais. Os restos alimentares, corresponderam a 46% dos resíduos sólidos orgânicos gerados. Todo o montante de resíduos sólidos foi despejado no mar, pois os navios não possuíam unidades para disposição e estocagem de lixo a bordo.

Segundo Loehr *et al.* (2006), para compreender os impactos da descarga destas águas no ambiente marinho é necessário compreender, além das características do efluente, os processos de diluição e mistura destas águas com a água do mar, promovida pelo movimento do navio. No Alasca, onde o estudo foi realizado, a descarga de esgoto do navio só é permitida quando este está navegando a, pelo menos, 6 nós e a uma milha náutica de distância da costa. Desde 2003, mais da metade dos navios de cruzeiro que navegam pelo Alasca investiram em sistemas de tratamento de águas residuárias a bordo, que permitem que estes despejem a água resultante do tratamento continuamente no mar. Estudos dos efluentes tratados de alguns destes navios apontaram que alguns destes não atendiam às especificações exigidas, com concentrações maiores de bactérias e nutrientes que o permitido. Contudo, estes excessos não resultaram em impactos na qualidade da água marinha porque foram diluídas e misturadas pelo movimento do navio, a mais de 1 milha náutica da costa.

A água de lastro é necessária para garantir a segurança e estabilidade dos navios. A própria água do mar é a mais utilizada para este fim. Um navio é abastecido com água de lastro, em portos, no ato do seu carregamento com mercadorias ou pessoas. Quando este vai ser descarregado no porto de destino, a água de lastro é despejada no mar para evitar que o navio afunde ao ser carregado e descarregado (YONGMING; SHUHONG, 2012).

Estima-se que os navios carreguem, por ano, cerca de 10 bilhões de toneladas de água de lastro ao redor do mundo e, juntamente com ela, de 7.000 a 10.000 tipos diferentes de organismos aquáticos. Estes animais migram, portanto, longas distâncias junto com os navios, podendo se adaptar e se proliferar em novos ambientes, sobrepondo-se à fauna local, já que naturalmente não existem predadores para eles na nova área. Estas espécies exóticas podem causar desequilíbrios graves nos ecossistemas aquáticos, desestabilizando a cadeia trófica. A poluição do ambiente marinho, causada pela água de lastro, se tornou um dos maiores riscos causados pelo homem aos oceanos (YONGMING; SHUHONG, 2012).

Na América do Norte, por exemplo, são encontrados mexilhões zebra, originalmente encontrados no mar Cáspio e no mar Negro. Esta espécie foi introduzida em lagos americanos pela água de lastro e passaram a competir pelo plâncton, com moluscos locais, causando perdas econômicas. Os mexilhões zebra podem ser encontrados em mais da metade dos rios dos Estados Unidos (YONGMING; SHUHONG, 2012).

As tintas anti-incrustação dos navios são danosas ao ambiente. Essas tintas são aplicadas nos cascos dos navios a fim de evitar que cracas, mexilhões, algas e outros organismos incrustantes se agarrem à superfície das embarcações. Isso diminui significativamente a eficiência operacional do navio, aumentando os custos, principalmente pelo maior consumo de combustível. O consumo de combustível em um navio pode aumentar de 0,3% a 1%, caso haja 10 μM de incrustação no casco. A solução encontrada para este problema foi recobrir o casco com tintas anti-incrustantes, que também reduzem a poluição por espécies invasoras por evitar que estas sejam transportadas por longas distâncias, aderidas aos cascos. O princípio ativo dessas tintas é constituído por compostos organoestânicos como o tributilestanho (TBT) ou o trifenilestanho (TPhT), caracterizados por uma ou mais

ligações carbono-estanho. A atividade biológica máxima ocorre na série de compostos com triorganoestânicos, que são utilizados como biocidas. Estes compostos organometálicos causam envenenamento de sistemas biológicos, principalmente de moluscos e ostras, causando mutações e levando certas espécies à extinção (GODOI; FAVORETO; SANTIAGO-SILVA, 2003).

Diversos outros compostos foram testados antes com esta finalidade, porém a eficiência era muito baixa se comparada aos organoestânicos. Tintas à base de TBT são as mais utilizadas e, após aplicadas, proporcionam mais de cinco anos de proteção aos cascos. As tintas desenvolvidas a partir dos anos 1970 liberam o biocida na água a uma taxa constante, pelo movimento da água sobre a superfície da tinta. O principal impacto ambiental dos compostos organoestânicos é que estes afetam também plantas e animais que não são incrustantes. O maior problema relativo a este poluente ocorre quando as embarcações estão atracadas, aumentando significativamente os teores de organoestânicos na água (GODOI; FAVORETO; SANTIAGO-SILVA, 2003).

Foi reportado também o desenvolvimento de órgãos sexuais masculinos em fêmeas de caramujos *Nassarius obsoletus*, relacionado à contaminação destes organismos por TBT. Este fenômeno, tratado na literatura como pseudohermafroditismo, possui o grau de desenvolvimento do pênis do animal relacionado diretamente aos níveis de TBT na água e foi mais intenso nas proximidades de portos e de marinas, onde os barcos ficam parados (GODOI; FAVORETO; SANTIAGO-SILVA, 2003).

Negri e Marshall (2009) estudaram a contaminação, por TBT, de ambientes remotos, como a Grande Barreira de Corais australiana e a Antártida. Concentrações muito altas de organoestânicos foram encontradas nestas regiões, mesmo estando elas a uma grande distância de fontes de poluição. Desta forma, a poluição por este tipo de contaminantes foi associada a atividades de navegação. Sedimentos próximos a navios encalhados nas cercanias da Grande Barreira de Corais continham mais de 340 mg Sn/Kg. Concentrações também altas (2,29 mg Sn/Kg) foram encontradas na Antártida, próximos a canais na superfície do gelo, cortados por navios quebra-gelo.

A reciclagem de navios é uma prática que também contribui com poluentes para o ambiente marinho, especialmente com cargas de metais. A

reciclagem de componentes de aço, ferro, de máquinas e mesmo de móveis dos navios, no fim do ciclo de uso, é importante para a renovação das frotas e para o desenvolvimento sustentável, pois reduz a geração deste tipo de lixo. Contudo, um navio no fim do seu ciclo de uso contém substâncias tóxicas e perigosas, como metais pesados, hidrocarbonetos de petróleo e microrganismos, que devem ser monitoradas e seu despejo controlado, pois podem se acumular nos sedimentos costeiros e chegar ao oceano por ação das ondas, causando danos à biota (CHANG; WANG; DURAK, 2010; NEŞER *et al.*, 2012).

Neşer *et al.* (2012) encontraram contaminação por metais pesados na costa da Turquia, em uma região próxima à zona de reciclagem de navios, em uma zona industrial organizada, de poder do Estado e arrendado por empresas privadas. Os sedimentos praias próximos ao mar estavam contaminados com Hg, Cd, Pb, Cr, Cu, Zn, Mn e Ni, com teores maiores que os naturais encontrados no mar Mediterrâneo.

Os motores movidos à combustão do diesel, como é o caso da maior parte dos navios que circulam pelo mundo, produzem grande variedade de compostos, como o monóxido de carbono, o dióxido de carbono), hidrocarbonetos, óxidos de nitrogênio e de enxofre, e matéria particulada. Os motores de navios são uma das maiores fontes poluentes da atmosfera, e as atividades de navegação são reconhecidamente contribuidoras para a poluição do ar em áreas costeiras (POPLAWSKI *et al.*, 2011).

Yau *et al.* (2012) produziram um inventário detalhado das emissões geradas por embarcações oceânicas que passaram por Hong Kong no ano de 2007. Os resultados obtidos mostraram que somente naquele ano, 37.150 viagens foram realizadas por essas embarcações, totalizando 17.097 toneladas de óxidos de nitrogênio, 8.190 toneladas de óxidos de enxofre e 1.035 toneladas de material particulado lançados na atmosfera. Estes números corresponderam a 0,07% das emissões de óxidos de nitrogênio, 0,05% das emissões de óxidos de enxofre e 0,06% de material particulado lançados em todo o mundo por atividades de navegação. Estes compostos além de danosos à saúde humana podem também chegar ao ambiente marinho por deposição atmosférica e causar danos à biota aquática. Populações humanas expostas a concentrações elevadas de matéria orgânica particulada no ar apresentaram maior índice de asma, ataques cardíacos,

câncer de pulmão e maior taxa de morte prematura. O teor de matéria particulada lançada no ar por navios está relacionada ao conteúdo de enxofre presente nos combustíveis (CORBETT; WANG; WINEBRAKE, 2009).

7.1 Controle da poluição marinha por atividades de navegação

A poluição marinha causada pela navegação necessita ser controlada pois é uma atividade largamente empregada em todo o mundo, que pode introduzir poluentes até mesmo em regiões remotas do globo.

O marco maior do esforço dos Governos mundiais em controlar a poluição causada pelos navios é a Convenção para a Prevenção da Poluição proveniente de Navios (MARPOL), que ocorreu em Londres, no ano de 1973. O objetivo foi prevenir a poluição do ambiente marinho pela descarga de substâncias danosas e reduzir a probabilidade de descarga acidental das mesmas. O texto original, juntamente com o Protocolo de 1978, começou a vigorar para os países signatários em 2 de outubro de 1983. Anos depois, foram adicionados anexos que tratavam de tipos específicos de poluição causada por navios e suas medidas regulatórias e de controle (SOUZA FILHO, 2006).

O Anexo II da MARPOL 73/78 entrou em vigor dia 6 de abril de 1987. Trata do controle da poluição por substâncias líquidas nocivas e, juntamente com o Anexo I, que trata da prevenção da poluição por óleo, são de adoção obrigatória pelos países signatários. Os demais anexos, III, IV, V e VI são opcionais. O III trata da prevenção da poluição por substâncias nocivas transportadas em embalagens, o IV trata do controle da poluição por esgoto, o V da prevenção da poluição por lixo e o VI, da poluição atmosférica.

As resoluções da MARPOL trouxeram avanços na área de controle deste tipo de poluição, criando, por exemplo, áreas especiais no mar, onde nenhum tipo de resíduo pode ser lançado. É exigido dos governos signatários instalações, em portos e terminais, para receber e tratar a água de lastro e águas oleosas antes que estas sejam devolvidas ao mar. Reforços na estrutura do casco de petroleiros passaram a ser também exigidos, para reduzir a probabilidade de acidentes e, no caso de ocorrência destes, reduzir a quantidade de óleo derramado. As substâncias danosas transportadas em pacotes adequados para reduzir o risco de danos ao ambiente. Devem ser também rotuladas e transportadas de forma a reduzir riscos a bordo do

navio. As embalagens contendo substâncias danosas devem ser tratadas como a própria substância danosa a menos que seja assegurado que os resíduos tóxicos danosos ao ambiente marinho tenham sido removidos. Estas substâncias danosas e suas pacotes são proibidas de serem lançadas ao mar, exceto quando isto for necessário para garantir a segurança do navio ou de salvar vidas humanas no mar. Quanto à poluição do ar, a Conferência exige que as emissões de navios sejam reduzidas ao máximo, por meio de acessórios, aparelhos ou uso de óleos combustíveis alternativos.

De acordo com o Anexo IV da MARPOL 73/78, os navios obrigados a cumprir o disposto neste anexos, devem contar com uma instalação de tratamento de esgotos, com sistemas de trituração e desinfecção dos efluentes. Devem também contar com um local para armazenamento temporário do esgoto pois este tipo de dejetos não pode ser lançado a menos de 3 milhas náuticas da costa. Este tanque de armazenamento deve ser construído considerando o tipo de navio e o número de pessoas a bordo. É proibido descarregar esgoto não-triturado e não-desinfetado a menos de 12 milhas náuticas da costa e este deve ser feito a uma vazão moderada, quando o navio estiver em movimento, a uma velocidade mínima de 4 nós.

Quanto à disposição de lixo, o Anexo V dispõe que as regras ali definidas devem ser aplicadas a todos os navios. Fica proibido o lançamento no mar de plásticos, cabos e redes de pesca sintéticos e de sacos plásticos para lixo. O lançamento de lixo no mar deve ser feito o mais longe possível da terra mais próxima, sendo proibido se esta distância for inferior a 25 milhas náuticas se os resíduos forem constituídos de forros, revestimentos ou embalagens de flutuam e a 12 milhas náuticas se forem restos de comida e todos os demais tipos de lixo, incluindo papel, trapos, vidro, metais, garrafas, louças e rejeitos semelhantes. Se estes resíduos forem triturados em pedaços menores que 25 mm, a distância mínima da costa necessária para o lançamento no mar cai para 3 milhas náuticas. Essas medidas regulatórias, contudo, consideram que, longe da costa, o lixo descartado não causa danos ao meio. Porém, a tendência dos materiais inorgânicos lançados no meio marinho é de se acumularem, por serem pouco degradáveis, podendo causar danos à biota residente no local de descarte, além de poder serem transportados pelo vento e por correntes superficiais para áreas distantes, inclusive

para próximo da costa. Os portos devem ser equipados com instalações para receber o lixo dos navios sem causar atraso nas atividades.

Estas resoluções implicam em várias possibilidades de emissão de resíduos por navios e representam um grande avanço para o controle da poluição por atividades de navegação. Contudo, é necessário que estas medidas sejam fiscalizadas nos 150 países signatários, dentre eles o Brasil, a fim de que sejam cumpridas as determinações e sejam reduzidos os danos sobre o ambiente aquático.

Outras medidas de controle da poluição marinha pela navegação são apresentadas na literatura científica. Horsman (1982) sugere que, para melhor controle da poluição por resíduos sólidos, as empresas donas de navios deveriam proibir a entrada, no navio, de substâncias proibidas de serem despejadas no mar, como os plásticos. Além disso, sugere que haja o abastecimento de navios com barris de bebidas, como refrigerantes e cervejas, a fim de reduzir a quantidade de latas produzidas e que os portos sejam equipados com postos de coleta seletiva para fornecer para reciclagem os demais materiais. A proibição da entrada de produtos plásticos em navios não é uma medida viável pois, além de o plástico ser componente de diversos produtos, isto causaria o aumento no consumo de demais materiais, aumentando a quantidade de lixo que pode ser despejada no oceano. As demais medidas são bastante efetivas para a redução da produção de lixo em navios.

Polglaze (2003) sugere que haja mais investimentos de capital para a compra de equipamentos modernos que reduzam o peso e o espaço ocupado pelo lixo nos navios, de forma que este possa ser estocado a bordo adequadamente, até que chegue a um porto onde possa ser despejado, evitando seu lançamento no oceano.

Para reduzir o teor de substâncias tóxicas na água, oriundas das tintas anti-incrustantes, Negri e Marshal (2009) crêem que seja necessária a remoção e o tratamento de sedimentos próximos a portos, atracadouros e locais de encalhes de navios, onde a concentração de organoestânicos é maior. Isto é necessário para reduzir os efeitos destes compostos em ambientes protegidos e remotos onde estas substâncias estão presentes por conta da atividade dos navios. Além disso, sugerem que são necessárias medidas para reduzir o risco de acidentes na navegação, que

promovam o afundamento ou encalhe de embarcações, pois, por ficar estacionado em um só ponto, o navio promove o aumento das concentrações de organoestânicos ao seu redor (GODOI, SILVA-SANTIAGO, 2003).

Adicionalmente às medidas sugeridas, estão sendo desenvolvidos produtos eficientes no combate à incrustação de navios, mas menos danosos aos organismos aquáticos e mais voltados a agir em organismos específicos, reduzindo o impacto sobre as demais espécies aquáticas não-incrustantes. Exemplos destas substâncias são óxidos de cobre e biocidas orgânicos como triazinas e isotiazolonas. No Brasil estão sendo desenvolvidas técnicas de isolamento de componentes químicos de algas vermelhas para substituir o TBT (GODOI, SILVA-SANTIAGO, 2003).

A fim de controlar a bioinvasão por água de lastro, são necessárias alternativas para a descarga desta água em portos ou o tratamento da água antes que esta seja devolvida ao ambiente marinho. Para tal, de acordo com Yongming e Shuhong (2012), podem ser realizados tratamentos no próprio navio, com maquinaria especializada para tal, ou por meio de métodos físicos e químicos, a fim de eliminar principalmente os microrganismos e patógenos da água; pode ser feito o isolamento da água de lastro, com bombeamento destas águas do casco diretamente para reservatórios *onshore* para que possam ser tratados; ou pode ocorrer a substituição da água de lastro no mar, bombeando para fora esta água, substituindo-a por água do mar local, à medida que o navio viaja, o que reduziria os danos causados pela bioinvasão pois a fauna oceânica, se comparada à costeira, é menos abundante. Esta técnica, contudo, precisa ser minuciosamente testada, para evitar danos à estabilidade do navio em alto mar, durante a troca.

O tratamento de água não evita que animais maiores sejam inseridos em outro ambiente, pois seu foco está em microrganismos e patógenos. Caso seja a técnica adotada, é preferível que seja feito o tratamento em terra após bombeamento da água do casco, pois o tratamento no navio é uma técnica menos viável que o tratamento em portos, por consumir energia da embarcação, além de requerer que os equipamentos sejam desenhados especificamente para suportar viagens em barcos, e a manutenção é mais complicada.

A literatura científica que aborda a poluição e o controle da poluição por atividades de navegação carece de estudos que comprovem que a capacidade de

depuração dos oceanos e de diluição de compostos lançados legalmente em águas marinhas são capazes de impedir que estes resíduos impactem o meio ambiente. Muitas medidas apresentadas pelos órgãos governamentais para o controle de tal tipo de poluição são viáveis, porém necessitam ser fiscalizadas com vigor, para garantir que as determinações estejam sendo cumpridas. Além disso, mais países necessitam assinar os textos aprovados em convenções ambientais que visam controlar a poluição marinha por atividades de navegação, para que seus benefícios atinjam os oceanos na sua totalidade. A presença de diversos artigos publicados sobre o tema após o ano 2000 indica um aumento na sensibilização da comunidade científica em buscar soluções para este problema.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A poluição marinha é um tema cada vez mais abordado tanto na literatura científica quanto nos meios não acadêmicos. Com o crescimento da população mundial, as pressões antrópicas sobre o meio ambiente também tendem a crescer. E assim ocorrem com os oceanos, que sofrem impactos crescentes, especialmente em regiões densamente populadas.

A crença na capacidade de autodepuração dos oceanos leva os homens a inserir substâncias ou energia que são estranhas ao ambiente marinho, produto da sociedade atual que prega o consumo desenfreado. Desta forma, muitos resíduos se acumulam, pois os oceanos não são capazes de degradá-los, como os plásticos, resíduos sólidos encontrados em maior quantidade nos oceanos. Algumas substâncias naturais, quando inseridas em grandes quantidades, também superam a capacidade de depuração das águas marinhas, causando danos aos ecossistemas. As consequências negativas das ações humanas sobre o meio ambiente já estão surgindo, em todo o mundo, atraindo a atenção da população para a problemática.

A efetividade das medidas de controle da poluição marinha dependem da sua base científica, de forma que se possa compreender a origem e as consequências do dano causado, para que sejam sugeridas formas aceitáveis e corretas de mitigar os efeitos (CHRISTIANSEN, 1982).

Portanto, existe a necessidade de concentração dos esforços da comunidade científica para encontrar alternativas de controlar as formas de poluição marinha, que variam de acordo com a velocidade em que novos produtos, compostos e substâncias são criados. É também importante a revisão periódica e a modernização das medidas de controle já adotadas, para adequá-las à evolução tecnológica e ao desenvolvimento de novos produtos.

A realização deste trabalho apontou que muitos campos da poluição marinha por resíduos sólidos, águas residuárias, petróleo e navegação ainda são pouco estudados. Há abundância de trabalhos publicados sobre o tema em países desenvolvidos, como os da América do Norte e Europa, porém os países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, permanecem com escassez de dados, gerando vazios de informação em grande parte do mundo.

Conhecimento dos impactos causados pelos poluentes no ambiente marinho e na biota residente e da situação atual dos mares e oceanos em relação à poluição são informações básicas que ainda necessitam ser publicadas em muitos países. São dados cruciais para a elaboração de um plano de controle mais efetivo e para a criação de alternativas que ajudem a refrear o problema da poluição marinha.

REFERÊNCIAS

- ABNT. **NBR 10004. RESÍDUOS SÓLIDOS CLASSIFICAÇÃO**. [s.l.], 2004. Disponível em: <http://www.aslaa.com.br/legislacoes/NBR_n_10004-2004.pdf>. Acesso em: 17 maio 2013.
- ALLEN, A. A.; FERREK, R. Advantage and disadvantages of burning oil. In: 1993 INTERNATIONAL OIL SPILL CONFERENCE, 1., 1993, Washington, D.C. **Proceedings...**. Washington, D.C.: . American Petroleum Institute, 1993. p. 765 - 772.
- ALONSO-ALVAREZ, C. *et al.* Sublethal toxicity of the Prestige oil spill on yellow-legged gulls. **Environment International**, [s. l.], v. 33, p.773-781, 2007.
- ALTWEGG, R. *et al.* Long term survival of de-oiled Cape gannets *Morus capensis* after the Castillo de Belver oil spill of 1983. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 141, p.1924-1929, 2008.
- ARAÚJO, M. C. B.; COSTA, M. F. Análise quali-quantitativa do lixo deixado na Baía de Tamandaré - PE - Brasil por excursionistas. **Gerenciamento Costeiro Integrado**, [s. l.], v. 3, p.58-61, 2003a.
- ARAÚJO, M. C. B.; COSTA, M. F. Contribuição do lixo ribeirinho na contaminação de praias do litoral sul de Pernambuco. In: IX CONGRESSO ABEQUA, 4., 2003, Recife. **Anais...**. Recife: Abequa, 2003b. p. 1 - 6. CD-ROM.
- ARAÚJO, M. C. B.; COSTA, M. F. Visual diagnosis of solid wastes contamination of a tourist beach: Pernambuco, Brazil. **Waste Management**, [s. l.], v. 27, p.833-839, 2006.
- ARNOULD, J. P. Y.; CROXALL, J. P. J. P. Trends in entanglement of Antarctic fur seals (*Arctocephalus gazelle*) in man-made debris at South Georgia. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 30, p.707-712, 1995.
- ATLAS, R. M. Petroleum biodegradation and oil spill bioremediation. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 31, p.178-182, 1995.
- AZZARELLO, M.Y.; VAN VLEET, E. S. Marine birds and plastic pollution. **Marine Ecology Progress Series**, [s. l.], v. 37, p.295-303, 1987.
- B. NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.
- BALLANCE, A.; RYAN, P. G.; TURPIE, J. K. How much is a clean beach worth? The impact of litter on beach users in the Cape Peninsula, South Africa. **South African Journal Of Science**. [s. l.], p. 210-213. maio 2000.
- BARLETT, P. D. Degradation of coprostanol in an experimental system. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 18, p.27-29, 1987.

BARNES, D. K. A. Invasions by marine life on plastic debris. **Nature**, [s. l.], v. 416, p.808-809, 2002.

BAUMARD, P. *et al.* Origin and bioavailability of PAHs in the Mediterranean sea from mussel and sediment records. **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, [s. l.], v. 47, p.77-90, 1998.

BAUMARD, P. *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments and mussels (*Mytilus edulis*) from the Western Baltic Sea: occurrence, bioavailability and seasonal variations. **Marine Environmental Research**, [s. l.], v. 47, p.17-47, 1999.

BECK, C.A.; BARROS, N.B. The impact of debris on the Florida manatee. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 22, p.508-510, 1991.

BLUMER, M.; EHRHARDT, M.; JONES, J. H. **The environmental fate of stranded crude oil: Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts**. [s.l.]: Elsevier, 1973.

BOEHMER-CHRISTIANSEN, S. The scientific basis of marine pollution control. **Marine Policy**, [s. l.], v. 6, p.2-10, 1982.

BRASIL. Decreto Legislativo nº 10, de 31 de janeiro de 1982. **Diário Oficial República Federativa do Brasil**. Aprovação do texto da Convenção sobre Prevenção da Poluição Marinha por Alijamento de Resíduos.

BRASIL. Decreto nº 2.870, de 1998. **Diário Oficial República Federativa do Brasil**. Tornou aplicável a Convenção Internacional sobre Preparo, Resposta e Cooperação em Caso de Poluição por Óleo, assinada pelo Brasil em 1990..

BRASIL. Decreto nº 50.877, de 29 de janeiro de 1961. **Diário Oficial República Federativa do Brasil**. Trata do lançamento de resíduos tóxicos ou oleosos nas águas interiores ou litorâneas.

BRASIL. Decreto nº 7404, de 2010. **Diário Oficial República Federativa do Brasil**. Regulamentou a Lei nº 12.035, ambos de 2010, instituindo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).

BRASIL. Decreto nº 8.127, de 22 de janeiro de 2012. **Diário Oficial República Federativa do Brasil**. Institui o Plano Nacional de Contingência para incidentes de poluição por óleo em águas sob jurisdição nacional.

BRASIL. Lei nº 5.357, de 17 de janeiro de 1967. **Diário Oficial República Federativa do Brasil**. A Lei do Óleo por tratar da poluição por lançamento de óleo ou outros detritos oriundos de embarcações e terminais.

BRASIL. Lei nº 9.966, de 29 de janeiro de 2000. **Diário Oficial República Federativa do Brasil**. Trata da prevenção, controle e fiscalização da poluição marinha por óleo em águas de jurisdição nacional.

BRASIL. Resolução Federal Conama nº 357, de 17 de janeiro de 2005. **Art. 25.** Estabelece proibido lançar ou autorizar o lançamento de efluentes no mar, em desacordo com os padrões estabelecidos nesta resolução.

BRASIL. Resolução Federal Conama nº 357, de 17 de janeiro de 2005. **Art. 34.** Estabelece os parâmetros de qualidade do efluente para que este possa ser lançado direta ou indiretamente nos corpos d'água.

BROWN, R. C.; PIERCE, R. H.; RICE, S. A. Hydrocarbons contamination in sediments from urban stormwater runoff. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 16, p.236-240, 1985.

BURWOOD, R.; SPEERS, G. C. Some chemical and physical aspects of crude oil in the marine environment. In: THE 6TH INTERNATIONAL MEETING ON ORGANIC GEOCHEMISTRY, 6., 1973, Rueil-malmaison. **Proceedings...** . Rueil-malmaison: Paris : Technip, 1973. p. 1 - 1080.

C.CHANG, Y.; WANG, N.; DURAK, O. S. Ship recycling and marine pollution. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 60, p.1390-1396, 2010.

CALDAS, A. H. M. **Análise da disposição de resíduos sólidos e da percepção dos usuários em áreas costeiras - um potencial de degradação ambiental.** 2007. 58 f. TCC (Graduação) - Curso de Gerenciamento e Tecnologia Ambiental no Processo Produtivo, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2007. Disponível em: <http://www.globalgarbage.org/monografia_ana_helena_mousinho_caldas.pdf>

CALMANO, W.; AHLF, W.; FORSTNER, U. Sediment quality assessment: chemical and biological approaches. In: CALMANO, W.; AHLF, W.; FORSTNER, U.. Sediments and Toxic Substances: **Environmental Effects and Toxicity.** Berlin: Springer, 1996. p. 1-29.

CANNICCI, S. *et al.* Effects of urban wastewater impact on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. **Estuarine Coastal And Shelf Science**, [s. l.], v. 84, p.305-317, 2009.

CARDOSO, A. M. **Sistema de Informações Para Planejamento e Resposta < Incidentes de Poluição Marítima Por Derramamento De Petróleo e Derivados.** 2007. 138 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Planejamento Energético, Ufrj, Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <<http://www.ppe.ufrj.br/ppe/production/tesis/mcardosoam.pdf>>. Acesso em: 14 ago. 2013.

CARR, A. Impact of nondegradable marine debris on the ecology and survival outlook of sea. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 18, p.352-356, 1987.

CAWTHORN, M. Impacts of marine debris on wildlife in New Zealand coastal waters. In: Marine Debris In New Zealand's Coastal Waters Workshop, 1., 1989, Wellington,

Nova Zelândia. **Proceedings...** .Wellington, Nova Zelândia: Department Of Conservation, 1989. p. 5 - 6.

CETESB. **Alterações físico-químicas**. São Paulo: Cetesb/sma, 2011.

CETESB. **Avaliação da qualidade do rio Ribeira de Iguape e afluentes**. São Paulo: Cetesb/sma, 2000.

CETESB. **Relatório de balneabilidade de praias paulistas**. São Paulo: Cetesb/sma, 1996.

CETESB. **Relatório de Qualidade das praias litorâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: Cetesb/sma, 2011.

CHAPMAN, H. *et al.* The use of chemical dispersants to combat oil spills at sea:: A review of practice and research needs in Europe. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 54, p.827-838, 2007.

CHAPMAN, P. M. *et al.* Evaluation of effects associated with an oil platform, using the sediment quality triad. **Environmental Toxicology & Chemistry**, [s. l.], v. 10, p.407-424, 1991.

CHEN, T.R. *et al.* Heavy metal pollution recorded in Porites corals from Daya Bay, northern South China Sea. **Marine Environmental Research**, [s. l.], v. 70, p.318-326, 2010.

COE, J. M.; ROGERS, D. B. **Marine Debris: sources, impacts and solutions**. Nova York: Springer-verlag, 1997.

COE, J. M.; ROGERS, D. B. **Marine Debris: sources, impacts and solutions**. Nova York: Springer-verlag, 2000.

CONVENÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE O DIREITO DO MAR. Artigo nº 1, de 10 de janeiro de 1882. **Artigo**. Definiu Poluição Marinha.

CONVEY, P.; BARNES, D. K. A.; MORTON, A. Debris accumulation on oceanic island shores of the Scotia Arc, Antarctica. **Polar Biology**, [s. l.], v. 25, p.612-617, 2002.

COPELAND, C. Cruise Ship Pollution: Background, Laws and Regulations, and Key Issues. Washington, D.C.: **Congressional Research Service.**, 2008.

CORBETT, J. J.; WANG, H.; WINEBRAKE, J. J. The effectiveness and costs of speed reductions on emissions from international shipping. **Transportation Research Part D: Transport And Environment**, [s. l.], v. 14, p.593-598, 2009.

COSTA, M. F. *et al.* Solid Wastes Contamination on Tropical Beaches: The Case of Pernambuco State, Northeast Brazil. In: PLASTIC DEBRIS, RIVERS TO SEA

CONFERENCE, 1., 2005, Redondo Beach, Califórnia. **Anais...** . Redondo Beach, Califórnia: Amrf, 2005. p. 7 - 9.

CRONE, T. J.; TOLSTOY, M. Magnitude of the 2010 Gulf of Mexico oil leak. **Science**, [s. l.], v. 330, p.634-634, 2010.

D'AMATO, C.; TORRES, J. P. M.; MALM, O. DDT (dicloro difenil tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental - uma revisão. **Química Nova**, [s. l.], v. 25, p.995-1002, 2002.

D. BUTLER. **Sediment management in urban drainage catchments**. 134. ed. [s.l.], 1995.

DERANI, C. **Direito Ambiental Econômico**. São Paulo: Max Limonad, 1999.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 44, p.842-852, 2002.

DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. **Oceanography And Marine Biology: An Annual Review**, [s. l.], v. 33, p.245-305, 1995.

DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R.. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. **Science**, [s. l.], v. 321, p.926-929, 2008.

EARLL, R. C. *et al.* Aquatic litter, management and prevention - the role of measurement. **Journal Of Coastal Conservation**, [s. l.], v. 6, p.67-78, 2000.

ESTES, J. A. Concerns about rehabilitation of oiled wildlife. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 12, p.1156-1157, 1998.

FERGUSON, S. MORÉT - *et al.* The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 60, p.1873-1878, 2010.

GALGANI, F. *et al.* Litter on the sea floor along European coasts. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 40, p.516-527, 2000.

GESAMP. **Estimates of oil entering the marine environment from sea-based activities**. 75. ed. Londres, 2007.

GESAMP. **Global strategies for marine environmental protection**. 45. ed. [s.l.], 1991.

GESAMP. **Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment**. 50. ed. [s.l.], 1993.

GIORDANO, G. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. Rio de Janeiro: Abes, 2004.

GODOI, A. F. L.; FAVORETO, R.; SANTIAGO-SILVA, M. Contaminação ambiental por compostos organoestânicos. **Química Nova**, [s. l.], v. 26, p.708-716, 2003.

GOLDBERG, E. D. Diamonds and plastics are forever? **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 28, p.466-466, 1994.

GOMES, C. M. B. Lançamento de partículas de polietileno a costa do Rio Grande do Sul. **Separadas da Revista Veritas**, [s. l.], v. 70, p.174-206, 1973.

GORMAN, M. **Environmental Hazards - Marine Pollution**. Santa Barbara: Abc-clio Inc, 1993.

GRAMENTZ, D. Involvement of loggerhead turtle with the plastic, metal, and hydrocarbon pollution in the Central Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 19, p.11-13, 1988.

GREGORY, M. R. Plastic pellets on New Zealand beaches. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 8, p.82-84, 1973.

GREGORY, M. R. Plastic "scrubbers" in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 32, p.867-871, 1996.

GREGORY, M. R. Accumulation and distribution of virgin plastic granules on New Zealand beaches. **New Zealand Journal Of Marine And Freshwater Research**, [s. l.], v. 12, p.399-414, 1978.

GREGORY, M. R. Plastics and South Pacific Island shores: environmental implications. **Ocean And Coastal Management**, [s. l.], v. 42, p.603-615, 1999.

GREGORY, M. R. The hazards of persistent marine pollution: drift plastics and conservation islands. **Journal Of The Royal Society Of New Zealand**, [s. l.], v. 21, p.83-100, 1991.

HALL, C. M. Trends in ocean and coastal tourism: the end of the last frontier? **Ocean And Coastal Management**, [s. l.], v. 44, p.601-618, 2001.

HARPER, E. R. *et al.* Tissue heavy metal concentrations of stranded California sea lions (*Zalophus californianus*) in Southern California. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 147, p.677-682, 2007.

HELLY, J. J.; LEVIN, L. A. Global distribution of naturally occurring marine hypoxia on continental margins. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, [s. l.], v. 51, p.1159-1168, 2004.

HEMPHILL, B. Rules and options for sludge disposal. **Water Engineering And Management**, [s. l.], v. 139, p.24-26, 1992.

HORSMAN, P. V. The amount of garbage pollution from merchant ships. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 13, p.167-169, 1982.

HOWELL, E. A. *et al.* On north pacific circulation and associated marine debris concentration. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 65, p.1-3, 2012.

HUIJER, K. Trends in oil spills from tanker ships 1995–2005. In: 28TH ARCTIC AND MARINE OILSPILL PROGRAM (AMOP), 28., 2005, Calgary, Canada. **Anais...** . Calgary, Canada: Amop, 2005. p. 7 - 9.

HUNTER, J. V. *et al.* Contribution of urban runoff to hydrocarbon pollution. **Journal Of The Water Pollution Control Federation**, [s. l.], v. 51, p.2129-2138, 1979.

IBGE. **Censo demográfico**. Rio de Janeiro: Ibge, 2010.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro: Ibge, 2008.

ITOPF, International Tanker Owners Pollution Federation. **Information service Prestige**. [s.l.]: Itopf, 2010. Disponível em: <<http://www.itopf.com/information-services/data-and-statistics/case-histories/>>. Acesso em: 22 nov. 2012.

ITOPF, International Tanker Owners Pollution Federation. **Alternative techniques for spill response**. [s.l.]: Itopf, 2001.

JUSTIĆ, D.; LEGOVIĆ, T.; ROTTINI-SANDRINI, L. Trends in oxygen content 1911–1984 and occurrence of benthic mortality in the northern Adriatic Sea. **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, [s. l.], v. 25, p.435-445, 1987.

KARLSON, K.; ROSENBERG, R.; BONSDORFF, E. Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters — a review. **Oceanography And Marine Biology: An Annual Review**, [s. l.], v. 40, p.427-489, 2002.

KENNISH, M. J. **Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution**. Boca Raton, Flórida: Crc Press Inc, 1997.

KERR, J. M. *et al.* Polyaromatic hydrocarbon content in crude oils around the world. In: SPE/EPA EXPLORATION & PRODUCTION ENVIRONMENTAL CONFERENCE, 1., 1999, Austin, Texas. **Anais...** . Austin, Texas: Spe, 1999. p. 359 - 368.

KNAPP, S.; BIJWAARD, G.; HEIJ, C. Estimated incident cost savings in shipping due to inspections. **Accident Analysis And Prevention**, [s. l.], v. 43, p.1532-1539, 2011.

KUBOTA, M.; TAKAYAMA, K.; NAMIMOTO, D. Pleading for use of biodegradable polymers in favor of marine environments and to avoid an asbestos-like problem for the future. **Applied Microbiology And Biotechnology**, [s. l.], v. 67, p.469-476, 2005.

LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. Geoquímica de sedimentos e o monitoramento de metais na plataforma continental nordeste oriental do Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, [s. l.], v. 20, p.123-135, 2006.

LAIST, D.W. **Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records**. Nova York: Springer, 1997.

LAIST, D. W. Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 18, p.319-326, 1987.

LAW, K. I. *et al.* Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. **Science**, [s. l.], v. 329, p.1185-1188, 2010.

LAW, R. J.; BISCAYA, J. L.. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) - Problems and progress in sampling, analysis and interpretation. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 294, p.235-241, 1994.

LAWS, E. A.. **Aquatic pollution: an introductory text**. Canada: Wiley, 2000.

LEIFER, I. *et al.* State of the art satellite and airborne marine oil spill remote sensing: Application to the BP Deepwater Horizon oil spill. **Remote Sensing Of Environment**, [s. l.], v. 124, p.185-209, 2012.

LEITE, M. A. **Análise do aporte, da taxa de sedimentação e da concentração de metais na água, plâncton e sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana-SP**. 2002. 215 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

LIN, C.; HONG, YU-JUE; HU, A.H. Using a composite material containing waste tire powder and polypropylene fiber cut end to recover spilled oil. **Waste Manage**, [s. l.], v. 30, p.263-267, 2010.

LOEHR, L. C. *et al.* The significance of dilution in evaluating possible impacts of wastewater discharges from large cruise ships. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 52, p.681-688, 2006.

LUO, X. J. *et al.* Tracing sewage pollution in the Pearl River Delta and its adjacent coastal area of South China Sea using linear alkylbenzenes (LABs). **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 56, p.158-162, 2008.

MACINTYRE, A. J. **Instalações hidráulicas prediais e industriais**. Rio de Janeiro: Ltc, 1996.

MALTA, T. S. **Aplicação de lodos de estações de tratamento de esgotos na agricultura: estudo do caso do município de Rio das Ostras**. 2001. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária e Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2001. Disponível em:

<<http://portalteses.icict.fiocruz.br/pdf/FIOCRUZ/2001/maltatsm/capa.pdf>>. Acesso em: 06 jun. 2013.

MANZANO, A. B. **Distribuição, taxa de entrada, composição química e identificação de fontes de grânulos plásticos na Enseada de Santos, SP, Brasil.** 2009. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências, área de Oceanografia Biológica, Universidade de São Paulo Instituto Oceanográfico, São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/21/21131/tde-3>

MARPOL. **Lei.** [s.l.], Foi projetado para minimizar a poluição dos mares.

MARPOL. Anexo nº 1, de 17 de janeiro de 1973. **Lei.** [s.l.], Trata da poluição marinha por óleo.

MARPOL. Anexo nº 2, de 17 de janeiro de 1973. **Lei.** [s.l.], Trata da poluição marinha por substâncias líquidas transportadas a granel.

MARPOL. Anexo nº 3, de 1 de janeiro de 1992. **Lei.** [s.l.], Trata da poluição marinha por Substâncias nocivas transportadas em embalagens.

MARPOL. Anexo nº 4, de 27 de janeiro de 2003. **Lei.** Trata da poluição marinha por esgoto.

MARPOL. Anexo nº 5, de 31 de janeiro de 1988. **Lei.** [s.l.], Trata da poluição marinha por lixo.

MARPOL. Anexo nº 6, de 19 de janeiro de 2005. **Lei.** [s.l.], Trata da poluição atmosférica causada por navios.

MARQUES JUNIOR, A.N.; MORAES, R. B. C.; MAURAT, M. C.. Poluição marinha. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. **Biologia Marinha.** Rio de Janeiro: Interciência, 2009. Cap. 14. p. 505-528.

MASSELINK, G.; HUGLES, M. G. **Introduction to Coastal Processes and Geomorphology.** Londres: Hodder Arnold, 2003.

MATO, Y. *et al.* Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. **Environmental Science Technology**, [s. l.], v. 35, p.318-324, 2001.

MATTHEWS, P. J. Sewage sludge disposal in U.K. A new challenge for the next twenty years. **Journal Iwem**, [s. l.], v. 6, p.551-559, 1992.

MATTOS, A. M. **O Novo Direito do Mar.** Rio de Janeiro: Renovar, 1996.

MENICONI, M. F. G. *et al.* Brazilian Oil Spills Chemical Characterization - Case Studies. **Environmental Forensics**, [s. l.], v. 3, p.303-321, 2002.

MILLER, W. G. Integrated concepts in water reuse: managing global water needs. **Desalination**, [s. l.], v. 187, p.65-75, 2006.

MIRAGLIA, A. R. The cultural and behavioral impact of the Exxon-Valdez oil spill on the native peoples of Prince William Sound, Alaska. **Spill Science & Technology Bulletin**, [s. l.], v. 7, p.75-87, 2002.

MONSERRAT, J.; BIANCHINI, A. Effects of temperature and salinity on the toxicity of a commercial formulation of methyl parathion to *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Grapsidae). **Brazilian Journal Of Medical And Biological Research**, [s. l.], v. 28, p.74-78, 1995.

MONTEIRO, A. G. **Metodologia de avaliação de custos ambientais provocados por vazamento de óleo: O estudo de caso do complexo REDUC-DTSE**. 2003. 271 f. Tese (Doutorado) - Curso de Planejamento Energético e Ambiental, Ufrj, Rio de Janeiro, 2003.

MOREIRA, A. **Planos nacionais de contingência para atendimento a derramamento de óleo: análise da experiência de países representativos das Américas para implantação no caso do Brasil**. 2006. 227 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Planejamento Ambiental, Ufrj, Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <<http://www.climaenergia.ppe.ufrj.br/pppe/production/tesis/amfilho.pdf>>. Acess

MOSER, M.I.; LEE, D.S. A fourteen-year survey of plastic ingestion by western North Atlantic seabirds. **Colonial Waterbirds**, [s. l.], v. 15, p.83-94, 1992.

NAS, National Academy Of Sciences. **Oil in the sea III: inputs, fates, and effects**. Washington, D.c: National Academy Press, 2003.

NASH, A. D. Impact of marine debris on subsistence fishermen. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 24, p.150-156, 1992.

National Research Council NRC. **Nutrient requirements of sheep**. Washington, D.C.: National Academy Press, 1985.

National Research Council NRC. **Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects**. Washington, D.C.: National Academy Press, 2003.

National Research Council NRC. **Oil in the Sea: Inputs, Fates and Effects**. Washington, D.C.: National Academy Of Sciences, 1985.

NEŞER, G. *et al.* Polycyclic aromatic and aliphatic hydrocarbons pollution at the coast of Aliağa (Turkey) ship recycling zone. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 64, p.1055-1059, 2012.

NEGRI, A.; MARSHALL, P. TBT contamination of remote marine environments: Ship groundings and ice-breakers as sources of organotins in the Great Barrier Reef and Antarctica. **Journal Of Environmental Management**, [s. l.], v. 90, p.31-40, 2009.

NELSON, C. *et al.* Beach awards and management. **Ocean And Coastal Management**, [s. l.], v. 43, p.87-98, 2000.

NORDVIK, A. B. The technology windows-of-opportunity for marine oil spill response as related to oil weathering and operations. **Spill Science And Technology Bulletin**, [s. l.], v. 21, p.17-46, 1995.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. São Paulo: Edgard Blucher, 2003.

ORAMS, M. B. Sandy Beaches as a Tourism Attraction: A Management challenge for the 21st Century. **Journal Of Coastal Research**, [s. l.], v. 35, p.74-84, 2003.

O'BRIEN, J. **Impacts on shipping**. [s.l.]: Coast And Marine Publication, 2009. Disponível em: <<http://155.187.3.81/coasts/mbp/publications/south-east/pubs/impacts-shipping.pdf>>. Acesso em: 04 fev. 2013.

PEARSON, T. H.; ROSENBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanography And Marine Biology: An Annual Review**, [s. l.], v. 16, p.229-311, 1978.

PEDROSA, L. F. **Análise dos Mecanismos de Planejamento e Resposta para Incidentes com Derramamento de Óleo no Mar: Uma Proposta de Ação**. 2012. 118 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Planejamento Energético, Ufrj, Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: <http://www.ppe.ufrj.br/ppe/production/tesis/luciene_pedrosa.pdf>. Acesso em: 15 set. 2013.

PIANOWSKI, F. **Resíduos sólidos e esférulas plásticas nas praias do Rio Grande do Sul-Brasil**. Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grande, Departamento de Oceanografia, 1997.

POLETTE, M.; RAUCCI, G. D. Methodological Proposal for Carrying Capacity Analysis in Sandy Beaches: A Case Study at the Central Beach of Balneário Comboriú (Santa Catarina, Brazil). **Journal Of Coastal Research**, [s. l.], v. 35, p.94-106, 2003.

POLGLAZE, J. Can we always ignore ship-generated food waste? **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 46, p.33-38, 2003.

POPLAWSKI, K. *et al.* , Karla *et al.* Impact of cruise ship emissions in Victoria, BC, Canada. **Atmospheric Environment**, [s. l.], v. 45, p.824-833, 2011.

PORTO, G. E. L. Responsabilidade pela Poluição Marinha. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL "ÁGUA, BEM MAIS PRECIOSO DO MILÊNIO, 1., 2000, Brasília. **Anais...** . Brasília: Cej, 2000. p. 51 - 57.

PORTO, M. Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T.. **Drenagem urbana**. Porto Alegre: Coleção Abrh de Recursos Hídricos, 1995. Cap. 9. p. 387-428.

PRESTES, E. C. *et al.* Copper, lead and cadmium loads and behavior in urban stormwater runoff in Curitiba, Brazil. **Journal Of The Brazilian Chemistry Society**, [s. l.], v. 17, p.53-60, 2006.

PRUTER, A. T. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 18, p.305-310, 1987.

PUSCH, P.B.; GUIMARÃES, J. R.; GRASSI, M. T. Estimativa de cargas de metais a partir de fontes difusas de poluição urbana. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo. **Anais...** . São Paulo: Abrh, 2007. p. 1 - 16.

REDDY, M. S. *et al.* Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya shipbreaking yard, India. **Estuarine Coastal And Shelf Science**, [s. l.], v. 68, p.656-660, 2006.

RITUCCI-CHINNI, A. **The Solution to International Cruise Ship Pollution: How Harmonizing the International Legal Regime**. Dartmouth: Lj, 2009.

ROSS, S. S.; PARKER, R.; STRICKLAND, M. A survey of shoreline litter in Halifax Harbour. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 22, p.245-248, 1989.

RUBERG, C. *et al.* Projeto Ciranda da Limpeza: Conscientização de Banhistas e Limpeza das Praias de João Pessoa, Paraíba - Brasil. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** . Porto Alegre: Redisa/abes, 2000. p. 1 - 6.

RYAN, P. G. Effects of ingested plastic on seabird feeding: evidence from chickens. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 19, p.125-128, 1988.

SALAZAR, S. Impacts of Jessica oil spill on sea lion (*Zalophus wollebaeki*) populations. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 47, p.313-318, 2003.

SANCHO, E. *et al.* Acute toxicity, uptake and clearance of diazinon by the European eel (*Anguilla anguilla*, L.). **Journal Of Environmental Science And Health, Part B**, [s. l.], v. 27, p.209-211, 1992.

SANTOS, I. R. *et al.* Influence of socio-economic characteristics of beach users on litter generation. **Ocean And Coastal Management**, [s. l.], v. 48, p.742-752, 2005.

SANTOS, I. R. *et al.* Os problemas causados pelo lixo marinho sob o ponto de vista dos usuários da Praia do Cassino, RS. **Revista Eletrônica de Mestrado em Educação Ambiental**, [s. l.], p.251-266, 2001.

SANTOS, I. R. Naves flutuantes de plástico. **Ciência Hoje**, [s. l.], v. 37, p.64-65, 2005.

SANTOS, I. R. Plásticos na dieta da vida marinha. **Ciência Hoje**, [s. l.], v. 39, p.50-51, 2006.

SANTOS, I. R. *et al.* Geração de resíduos sólidos pelos usuários da praia do Cassino, RS, Brasil. **Gerenciamento Costeiro Integrado**, [s. l.], v. 3, p.12-12, 2003.

SANZ-LANDALUZE, J. *et al.* Accelerated extraction for determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine biota. **Analytical And Bioanalytical Chemistry**, [s. l.], v. 384, p.1331-1340, 2006.

SAZIMA, I. *et al.* Plastic debris collars on juvenile carcharhinid sharks (*Rhizoprionodon lalandii*) in southwest Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 44, p.1147-1149, 2002.

SHAW, D. G. Pelagic tar and plastic in the Gulf of Alaska and Bering Sea: 1975. **Science Of The Total Environment**, [s. l.], v. 8, p.13-20, 1975.

SILVA, D. A. M.; BÍCEGO, M. C.; MONTONE, R. C. Uma visão da poluição marinha: indicadores geoquímicos orgânicos. In: XV SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 15., 2003, São Paulo. **Apostila Minicurso**. São Paulo: Instituto Oceanográfico Usp, 2003. p. 1 - 80.

SILVA, I. R. *et al.* Nível de antropização X nível de uso das praias de Porto Seguro/BA: subsídios para uma avaliação da capacidade de suporte. **Gestão Costeira Integrada**, [s. l.], v. 8, p.1-13, 2008.

SIMMONS, S. L.; WILLIAMS, A. T. Qualitative versus quantitative litter data analysis. Proceedings of the Third International Conference on the Mediterranean Coastal Environment. **Medcoast**, [s. l.], v. 97, p.397-406, 1997.

SOARES, M. O. *et al.* Atol das Rocas (Atlântico Sul Equatorial): Um caso de Lixo Marinho em Áreas Remotas. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, [s. l.], v. 11, n. 1, p.149-152, 2011.

SOMERVILLE, H. J. *et al.* Environmental effect of produced water from North Sea oil operations. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 18, p.549-558, 1987.

SOMERVILLE, S. E.; MILLER, K. L.; MAIR, J. M. Assessment of the aesthetic quality of a selection of beaches in the Firth of Forth, Scotland. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 46, p.1184-1190, 2003.

SOUSA, J. T. *et al.* Reuso de efluente de esgoto sanitário na cultura do arroz. In: IX SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro - Ba. **Anais...** . Porto Seguro - Ba: Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. p. 1058 - 1063.

SPEAR, L. B.; AINLEY, D.g.; RIBIC, C.a.. Incidence of plastic in seabirds from the Tropical Pacific, 1984–91: relation with distribution of species, sex, age, season, year and body weight. **Marine Environmental Research**, [s. l.], v. 40, p.123-146, 1995.

TILMAN, D. *et al.* Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. **Science**, [s. l.], v. 292, p.281-284, 2001.

UNESCAP. **Transit Transport Issues in Landlocked and Transit Developing Countries**. [s.l.], 2003.

UNESCO. **Marine debris: solid waste management action plan for the Widder Carribean**. [s.l.]: Unesco, 1994.

VINCENT, A. J.; CRITCHLEY, R. F. A Review of sewage sludge treatment and disposal in Europe. In: BRUCE, A. **Sewage sludge stabilization and disinfection**. Chichester, Reino Unido: Published For The Water Research Centre By E. Horwood, 1984. p. 550-580.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das água e ao tratamento de esgotos - Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996.

WEBER, R. R. Sistemas costeiros e oceânicos. **Química Nova**, [s. l.], v. 15, p.137-143, 1992.

WILLIAMS, A. T.; SIMMONS, S. L. Estuarine litter at the river/beach interface in the Bristol Channel, United Kingdom. **Journal Of Coastal Research**, [s. l.], v. 13, p.1159-1165, 1997.

WILLIAMS, A. T.; SOTHERN, E. J. Recreational Pressure on the Glamorgan Heritage Coast, Southales, United Kingdom. **Shore And Beach**, [s. l.], v. 54, p.30-37, 1986.

YOGUI, G. T.; SANTOS, M. C. O.; MONTONE, R. C. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **Science Of The Total Environment**, [s. l.], v. 312, p.67-78, 2003.

YONGMING, S.; SHUHONG, S. The Study of Ships Ballast Water. Replacement Monitoring at Sea Based on MCU. **Procedia Environmental Sciences**, [s. l.], v. 12, p.199-205, 2012.