

# A SENSIBILIDADE DE MANGUEZAIS E MARISMAS A IMPACTOS POR ÓLEO: FATO OU MITO? UMA FERRAMENTA PARA A AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE DE SISTEMAS COSTEIROS A DERRAMES DE ÓLEO

*Maurício Almeida Noernberg*

Oceanólogo da FURG, Mestre em Sensoriamento Remoto pelo INPE,  
Doutor em Geologia Ambiental e professor adjunto  
do Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná

*Paulo da Cunha Lana*

Professor Doutor do Centro de Estudos do Mar  
da Universidade Federal do Paraná

## INTRODUÇÃO

Apesar dos constantes avanços nos sistemas de segurança operacional, sejam eles relativos à exploração ou ao transporte de petróleo e derivados, a ocorrência de acidentes nesse ramo de atividade ainda é muito frequente. Derrames de óleo têm representado uma ameaça importante para a qualidade ambiental de regiões costeiras em todo o mundo.

Além dos problemas relacionados à atividade petrolífera, existe nas regiões industrializadas uma habitual liberação de resíduos

perigosos, o que faz aumentar consideravelmente os riscos para a saúde pública. Para atenuar ou mesmo evitar danos ao meio ambiente, métodos efetivos de mapeamento, monitoramento e modelagem de áreas potencialmente favoráveis à liberação de resíduos perigosos, bem como de seus fatores influenciadores, podem e devem ser desenvolvidos.

As avaliações de impacto, baseadas principalmente em análises descritivas ou correlativas, têm sugerido que os manguezais, marismas e planícies entremarés não vegeta-

das apresentam um alto grau de sensibilidade ao óleo bruto ou a seus derivados (GOODMAN e BAKER, 1982; PETROBRAS, 1992). Esses ecossistemas, dominantes em áreas geralmente confinadas e de baixa energia ambiental das regiões estuarinas da costa sudeste brasileira, são de fato alvos potenciais da poluição crônica e dos derrames acidentais de óleo. Seguindo um raciocínio análogo, praias arenosas, particularmente em áreas oceânicas expostas, tenderiam a apresentar uma maior capacidade de autolimpeza ou depuração. Na verdade, não há evidências conclusivas, observacionais ou experimentais, de que plantas e animais de marismas e manguezais sejam mais sensíveis (ou menos tolerantes) a perturbações por hidrocarbonetos.

Este artigo tem o objetivo de sumarizar o conhecimento corrente a respeito da sensibilidade de sistemas alagadiços costeiros a derrames de óleo e de apresentar uma ferramenta metodológica para avaliação dessa vulnerabilidade.

### 1. DEFINIÇÃO DO ÍNDICE DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL AOS DERRAMES DE ÓLEO

Para definir um índice de vulnerabilidade ambiental devem ser considerados vários fatores provenientes de múltiplas áreas do conhecimento. Alguns autores utilizam somente um grupo de fatores, como a geomorfologia costeira, a presença de espécies ameaçadas e os riscos econômicos. Por outro lado, a maior parte dos estudos recentes descrevem todos os sistemas, incluindo os ambientes terrestres e a plataforma continental rasa, ou parte dela, como a bem definida zona entremarés.

A vulnerabilidade do ambiente ao derramamento de óleo pode ser avaliada por meio do Índice de Vulnerabilidade Ambiental, desenvolvido pela companhia *Research Planning, Inc.'s International (RPI)* e patrocinado pela agência americana de monitoramento oceânico e atmosférico (Hazardous Materials Response Branch da National

Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA). O índice de vulnerabilidade ambiental tradicional é baseado nas investigações científicas de alguns dos maiores derramamentos de óleo da história, entre eles o de Amoco Cadiz, em 1978, nas costas da Inglaterra e da França (223 mil toneladas), o de Urquiola, em 1976, na Espanha (100 mil toneladas) e o de Metula, em 1974, no Chile (50 mil toneladas). O índice tem sido extensivamente testado em derramamentos mais recentes, incluindo o derramamento de 37 toneladas de óleo causado pelo Exxon Valdez na costa do Alaska, em março de 1989.

O índice de vulnerabilidade ambiental é, na maioria das vezes, um conceito geomorfológico. Idealmente esse índice deveria ser uma combinação dos seguintes parâmetros:

- 1) *Índice de Vulnerabilidade da Linha de Costa*: baseado na geomorfologia e vegetação de cada tipo de costa, refletindo o grau de impacto físico de uma poluição em cada tipo de costa.
- 2) *Fauna*: diretamente relacionada com a qualidade da vegetação e do sedimento.
- 3) *Qualidade da água*: especialmente relacionada aos componentes biológicos (clorofila *a* e produção biológica: primária, bacteriana, bentônica, etc.).
- 4) *Atividades humanas econômicas e recreativas*.

O índice de vulnerabilidade da linha de costa identifica dez ou mais tipos de ambientes costeiros com graus variados de vulnerabilidade ao derramamento de óleo e recomendações distintas para uma resposta emergencial e de limpeza. Esse sistema de classificação de vulnerabilidade é apresentado por meio de uma escala crescente de 1 a 10 e é baseado no conhecimento das características geomorfológicas da costa, considerando três fatores que são fundamentais na determinação do tempo de permanência e de grau de impacto do óleo derramado: a exposição relativa à energia de ondas e marés; a declividade do litoral e o tipo de substrato. Além disso, a geomorfologia é um fator que

exerce influência direta sobre o tipo e a densidade das comunidades biológicas.

Os níveis de classificação são:

- 1) costões rochosos expostos; estruturas artificiais expostas;
- 2) plataformas de leito rochoso expostas e cortadas pelas ondas; escarpas em sedimentos não consolidados;
- 3) praias de areia fina/média;
- 4) praias de areia grossa;
- 5) praias mistas de areia e cascalho;
- 6) praias de cascalho; rip-rap (enrocamento);
- 7) planícies de marés expostas;
- 8) costões rochosos impermeáveis protegidos; costões rochosos semipermeáveis protegidos; estruturas sólidas artificiais protegidas;
- 9) planície de maré abrigada; bancos de areia/lodo protegidos;
- 10) manguezais, marismas, pântanos de água doce.

O índice de vulnerabilidade da linha de costa é mostrado através de linhas coloridas que contornam cada tipo de costa. As cores indicam os diferentes graus de vulnerabilidade. Esse tipo de simbologia tem sido uma ferramenta muito eficiente na comunicação cartográfica, uma vez que os tomadores de decisão e os gerentes de operação integram equipes multidisciplinares, o que torna imperativo um fácil entendimento dessa simbologia.

O Ministério do Meio Ambiente (MMA/GERCON) tem trabalhado, recentemente, no processo de validação e oficialização das especificações e normas técnicas para elaboração de cartas de sensibilidade ambiental para derrames de óleo na zona costeira e marinha do Brasil.

Tais informações de vulnerabilidade ambiental podem parecer simples à primeira vista, mas é justamente essa simplicidade que permite que decisões rápidas e efetivas sejam tomadas no caso de um derramamento de óleo ou de outro desastre ambiental.

Os processos de criação de um banco de dados de vulnerabilidade ambiental usando tecnologia de sensoriamento remoto e Siste-

mas de Informações Geográficas (SIG) são mostrados de forma esquemática na Figura 1, com os vários níveis de informação presentes no banco de dados.

A informação da vulnerabilidade das espécies locais ao derramamento de óleo não é diretamente derivada de dados de sensoriamento remoto, por isso deve ser coletada no próprio habitat por oceanógrafos, biólogos e cientistas marinhos.

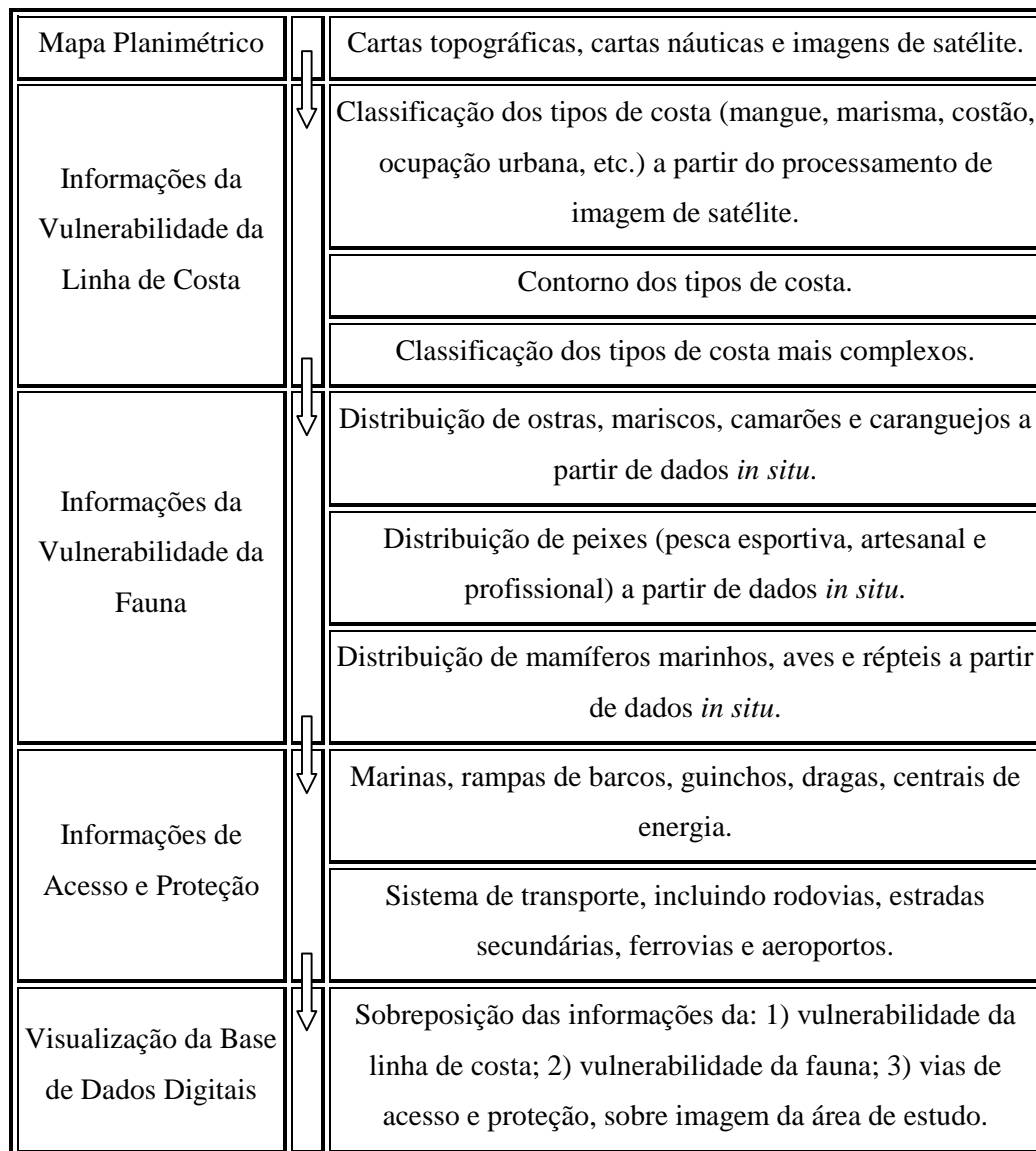
O movimento da mancha de óleo pode ser previsto a partir de conhecimentos prévios da intensidade e direção das ondas de maré, correntes e ventos. Sendo assim, quando uma fonte potencial de derramamento de óleo é identificada, a trajetória mais provável do óleo pode ser estimada, levando-se em conta as variações sazonais das direções dominantes dos ventos e outros parâmetros oceanográficos, tais como marés, ondas e correntes.

O provável destino da mancha de óleo deve ser analisado em relação aos possíveis tipos de óleo (variação da viscosidade e densidade), que podem vir a ser derramados em uma determinada área, bem como em relação às condições meteorológicas sazonais predominantes.

Entretanto, não basta um conhecimento da vulnerabilidade ambiental a um desastre ecológico no ecossistema costeiro desvinculado de um plano de ação, o qual deve abranger as seguintes etapas: 1 – notificação; 2 – avaliação; 3 – decisão de resposta; 4 – operações de limpeza; 5 – comunicações; 6 – término da limpeza e 7 – formulação dos direitos (reclamações, reivindicações). Para o sucesso desse plano de ação é necessária uma equipe bem coordenada e treinada, com equipamentos adequados.

Deve ser realçado que o conceito de índice de vulnerabilidade ambiental baseado em imagens de satélite e SIG não é somente aplicável em casos de derramamento de óleo. A lógica pode ser usada em ambientes costeiros e não costeiros para avaliar os impactos potenciais de qualquer acidente envolvendo poluente e também para a alocação de recursos, em caso de acidente.

Figura 1  
Diagrama conceitual do índice de vulnerabilidade ambiental utilizando sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas



Fonte: Adaptado de Jensen et al. (1990)

## 2. AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL EM ECOSISTEMAS COSTEIROS: UM DERRAMAMENTO DE ÓLEO PODE CAUSAR MENOS DANOS AMBIENTAIS

A princípio, é necessário determinar as prioridades de proteção dos ambientes, o que pode ser feito de acordo com os seguintes critérios: a) valor cultural/social; b) valor econômico/recreativo; c) valor científico; d) consideração ambiental; e e) grau de vulnerabili-

dade ao derrame de óleo dos recursos naturais e habitats. Quanto a este último critério, cumpre salientar que o grau de vulnerabilidade pode ser determinado com base na vulnerabilidade da linha de costa e da zona entremarés.

Através da avaliação e posterior definição da vulnerabilidade de uma região costeira, pode ser fornecido um estado de referência ambiental, disponível para pronta utilização em planos de ação. Por sua vez, esse estado de referência pode ser atualizado periodicamente.

mente quando novos elementos surgirem ou mudanças ocorrerem.

### 3. O GEOPROCESSAMENTO COMO BASE PARA A AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE DE ECOSISTEMAS EM MESO E LARGA ESCALA

Todo e qualquer ambiente se caracteriza por sua extensão espacial e por sua dinâmica. Isso significa que as variáveis ambientais se modificam no tempo e no espaço. No espaço, há modificação das características do ambiente em função da latitude, altitude, profundidade, etc. No tempo, há mudanças cíclicas (oscilação da maré, variação sazonal da temperatura, umidade, precipitação, etc.), mudanças em torno de um valor médio (variações diárias de temperatura) e mudanças ocasionais (“desastres” naturais, como inundações, tormentas, “ressacas”, etc.). A velocidade de mudança do ambiente pode ser lenta ou rápida, natural ou induzida pelo homem.

O geoprocessamento e o sensoriamento remoto, por meio de imagens geradas por sensores localizados em satélites, têm sido utilizados na avaliação da vulnerabilidade ambiental e na coordenação de ações em casos de acidentes com resíduos perigosos, e vêm alcançando resultados bastante satisfatórios.

As imagens de satélites podem fornecer informações detalhadas sobre o uso e cobertura do solo nas linhas de costa. Esta tem sido uma alternativa realista e acessível para a obtenção de informações rápidas e baratas das variações espacial e temporal dos objetos de estudo em meso ou larga escala.

O geoprocessamento pode ser definido como a disciplina do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento da informação geográfica (CÂMARA et al., 1996). As ferramentas computacionais para geoprocessamento, chamadas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), permitem realizar análises complexas, criando bancos de dados georreferencia-

dos pela integração de dados de fontes diversas. Esses sistemas têm como sua fonte principal de entrada uma base composta de dados referenciados por coordenadas espaciais ou geográficas, o que permite que diferentes analistas determinem as evoluções espacial e temporal de um fenômeno geográfico e as inter-relações dos diferentes fenômenos.

Um SIG combina as tecnologias de manejo de banco de dados com cartografia digital e permite que feições mapeadas sejam referenciadas geograficamente, possuindo conexão lógica com atributos espaciais. Conseqüentemente, parâmetros ambientais relacionados ao fenômeno estudado podem ser manipulados a partir de cuidadosa investigação dos padrões espaciais existentes, bem como de suas relações. Um SIG possui uma ampla gama de aplicações, havendo, pelo menos, três grandes maneiras de utilizá-lo:

- como ferramenta para produção de mapas;
- como suporte para análise espacial e modelagem de fenômenos;
- como um banco de dados geográficos, com funções de armazenamento e recuperação de informação espacial.

Para as regiões com risco de acidentes, há três níveis ou tipos de informação que podem ser estabelecidos pelo SIG:

1. medidas e mapas de parâmetros ambientais;
2. dados obtidos do monitoramento ambiental;
3. saída de dados tratados para entrada em modelos ambientais.

Dessa forma, o SIG permite efetuar análises detalhadas das relações espaciais dos diversos parâmetros da região costeira, permitindo uma efetiva e oportuna avaliação do impacto causado por um acidente.

A integração de esforços de modelagem em um banco de dados SIG facilita consideravelmente as ações de manejo em situações emergenciais. Essas facilidades, além da velocidade, eficiência e consistência de análises, em conjunto com uma equipe preparada, podem garantir a saúde e a segurança humana, como também a manutenção da qualidade

ambiental, já que a efetiva incorporação de múltiplos modelos ambientais e processos de manejo é o maior potencial do SIG.

#### **4. POR QUE USAR IMAGENS DE SATÉLITE PARA MAPEAMENTO DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL E AGRUPAR TODAS AS INFORMAÇÕES EM UM SIG?**

A incorporação de imagens de satélite e SIG pode solucionar os três maiores problemas no mapeamento da vulnerabilidade ambiental de regiões costeiras, onde existem extensivas regiões compostas de áreas alagadiças, como manguezais e marismas (JENSEN et al., 1990; POPULUS et al., 1995). O primeiro problema é a carência de uma base de mapas planimétricos para muitas áreas, em geral desatualizados. O segundo problema, vinculado ao primeiro, está relacionado aos sérios desafios implícitos no esforço de mapear a vulnerabilidade ambiental, particularmente em áreas tropicais, com maiores dificuldades de acesso e menor infra-estrutura de recursos humanos e materiais. As imagens de satélite podem fornecer informações detalhadas e freqüentes sobre o uso da terra e a cobertura do solo na linha da costa. Evidencia-se, desse modo, a capacidade e utilidade das técnicas de sensoriamento remoto no monitoramento de diferentes mudanças ambientais, bem como a possibilidade de obter informações de áreas de difícil acesso. O terceiro problema é a escassez de banco de dados digitais que informem sobre a vulnerabilidade da flora e da fauna, e de regiões onde exista o risco de derramamento de óleo, bem como dos recursos disponíveis para a limpeza dessas áreas, caso esse derramamento venha a ocorrer. A existência desse banco de dados possibilitaria localizar pontualmente tais informações no mapa, a fim de que uma equipe de ação identificasse as populações de plantas e animais mais sensíveis ao óleo e, então, viabilizasse os recursos de proteção disponíveis nas proximidades (bóias de con-

tenção, pás, rampas de barcos, marinas, etc.). Isso permitiria que decisões emergenciais, com o objetivo de mitigar os efeitos de um derrame de óleo, fossem tomadas em tempo quase real.

Para viabilizar a incorporação de imagens de satélite e sistemas de informações geográficas são necessários programas computacionais específicos. O Brasil possui excelência acadêmica e tecnológica nessas áreas, contando atualmente com um satélite de monitoramento ambiental, construído em parceria com a China, o Chinese-Brazilian Earth Resources Satellite (CBERS), já em funcionamento. Essa excelência é claramente percebida no desenvolvimento do Sistema de Processamento de Informações Georreferenciais (SPRING) pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), um programa de processamento de imagens de satélite associado a um SIG, em português e de domínio público.

#### **5. FATORES RESPONSÁVEIS PELA RESPOSTA DE ÁREAS ALAGADIÇAS COSTEIRAS A DERRAMES DE ÓLEO**

Diferenças na resposta de sistemas biológicos (indivíduos, populações, associações ou ecossistemas) a impactos por óleo podem ser parcialmente explicadas pela própria dinâmica de degradação do óleo, pela textura dos sedimentos e pela dinâmica ambiental prevalente, que podem favorecer a dispersão, deposição ou retrabalhamento mais rápido do contaminante. Esses fatores não podem, de fato, ser ignorados, quando procuramos hierarquizar a sensibilidade de sistemas costeiros a impactos por óleo.

No caso específico dos manguezais e marismas, há um importante fator adicional, freqüentemente subestimado ou ignorado, que é o da posição, direção e intensidade do fluxo do lençol freático. A importância das características do lençol freático na própria estruturação e distribuição espacial dos manguezais vem sendo muito enfatizada pela literatura recente. Uma análise compreensiva

do comportamento de derrames de óleo no solo e no lençol freático foi apresentada por Seitinger et al. (1994). Óleos minerais, na qualidade de fluidos, podem ter sua migração no solo descrita por modelos de fluxo bifásicos. A equação de fluxo de Darcy é válida para explicar essa migração, desde que a permeabilidade relativa seja também levada em consideração. A permeabilidade relativa é, por sua vez, uma função da saturação de fase. Graças à diluição de fase, a dispersão de um óleo no solo acaba levando a uma gradual e progressiva “imobilização” ou restrição espacial do impacto. Processos de degradação natural levam a uma redução adicional do processo de migração. Como o óleo e a água são fluidos que não se misturam, uma elevação do lençol freático levará necessariamente a uma restrição e concentração da fase óleo nos estratos superficiais. Um abaixamento do lençol freático acarretará resultados inversos. Apesar de sua eventual imobilização ou restrição a determinados estratos do solo, a contaminação por óleo pode ser uma ameaça real, na medida em que possam estar presentes componentes tóxicos facilmente solúveis. Uma conclusão mais ou menos óbvia dessa linha de raciocínio é que diferentes manguezais e marismas poderão apresentar sensibilidades muito distintas e perturbações por óleo, dependendo das características do lençol freático subjacente.

A textura do sedimento controla a razão da penetração de óleo que, em sedimentos finos e lamosos, tende a ser mínima. Apesar disso, muitos autores sugerem paradoxalmente que marismas e planícies entremarés podem atuar como verdadeiros reservatórios de óleo no ambiente, particularmente em superfície, por se desenvolverem em ambientes de baixa energia, de baixa declividade e de reduzida movimentação de água, favoráveis à deposição de sedimentos finos e ricos em detritos. Há sugestões de que determinados compostos do óleo mineral podem persistir por anos ou décadas nesses ambientes, freqüentemente se aderindo aos sedimentos superficiais

(SCPMEU, 1985). No entanto, muitas dessas evidências são ambíguas ou não conclusivas, por se basearem em protocolos experimentais e metodologias analíticas de qualidade duvidosa.

Por outro lado, a atividade bacteriana em solos de manguezais pode ser responsável pela rápida degradação do óleo combustível. Esse potencial autodepurativo é freqüentemente ignorado ou subestimado pela literatura que procura hierarquizar a sensibilidade de sistemas costeiros.

## 6. EFEITOS CUMULATIVOS E TOXIDADE DO ÓLEO

A capacidade de acumulação diferencial de hidrocarbonetos em organismos marinhos é bem conhecida e particularmente estudada em ostras e outros bivalves (BURNS e YELLE-SIMMONS, 1994; DEL CASTILLO et al., 1995). No entanto, os mecanismos de depuração tendem a ser igualmente rápidos e eficientes, quando esses organismos são devolvidos a ambientes não contaminados. Há evidências de que frações bioacumuladas podem persistir até cinco anos em bivalves (BURNS e YELLE-SIMMONS, 1994), apesar da depleção mais rápida das frações mais solúveis e agudamente mais tóxicas.

Estudos realizados por diversos autores mostram que o óleo bruto e seus derivados refinados podem causar diversos efeitos sobre a fauna bêntica, como mortalidade por asfixia (THOMAS, 1973, 1977, apud SCPMEU, 1985), alterações na composição da população (GILFILLAN e VANDERMEULEN, 1978, apud SCPMEU, 1985) e alterações nas taxas de alimentação e taxas metabólicas (ANDERSON et al., 1974; AVOLIZI e NUWAYHID, 1974; STAINKEN, 1978, apud SCPMEU, 1985). A sensibilidade dos organismos bênticos de planícies entremarés vegetadas ou não vegetadas a impactos por óleo tem despertado o interesse de inúmeros pesquisadores, já que muitas dessas espécies apresentam elevado interesse comercial, como

é o caso de muitos crustáceos e moluscos. É alta a vulnerabilidade dos invertebrados bêmicos desses ambientes, particularmente a situações de impacto agudo, embora existam espécies reconhecidamente mais tolerantes ao óleo e seus derivados (SCPMEU, 1985).

Novamente, não há evidências conclusivas que nos permitam dizer que a fauna bêmica de manguezais e marismas é mais sensível à perturbação por hidrocarbonetos, na medida em que não foram feitas análises comparativas sistemáticas com a sensibilidade das faunas de habitats costeiros adjacentes, como fundos sublitorais e substratos duros. Estudos de avaliação do impacto de hidrocarbonetos sobre macrófitas marinhas, como as árvores dos manguezais e as gramíneas de marismas, têm gerado resultados bastante ambíguos e complexos. Morte de árvores e gramíneas é comum após perturbações significativas, mas efeitos subletais, como a defoliação e a necrose de pneumatóforos ou outras estruturas vegetais (LEWIS, 1980; MACHADO, 1994; GARRITY et al., 1994; DUKE et al., 1997; LAMPARELLI et al., 1997), parecem ser uma resposta mais comum particularmente em áreas de perturbações crônicas ou localizadas. Burns et al. (1994) chegaram a sugerir que a perda da toxidade de óleo retido em sedimentos de costas lamosas impactadas por derrames catastróficos de óleo leva pelo menos 20 anos. Uma simulação experimental de derrame de óleo e diesel em uma marisma da costa sudeste australiana evidenciou uma rápida senescência das macrófitas impactadas e ausência de brotamento de colmos basais ou rizomas nos 17 meses subseqüentes (CLARKE e WARD, 1994). Por outro lado, embora a mortalidade dos gastrópodos associados tivesse sido alta logo após o impacto, migrações ativas a partir de áreas adjacentes foram responsáveis pela recuperação das densidades populacionais pré-impacto em poucos meses. Burns e Codi (1998) apresentaram uma análise recente, contrastando os efeitos de impactos localizados em solos de manguezais, em geral mais curtos e reversíveis, com efeitos

de episódios catastróficos muito mais duradouros e persistentes.

## 7. O USO DE TÉCNICAS CORRELATIVAS E DE TÉCNICAS MANIPULATIVAS PARA AVALIAR A SENSIBILIDADE DA FAUNA A DERRAMES DE ÓLEO

Muitas análises dos impactos de óleo sobre o macrobentos ou sobre associações animais ou vegetais foram realizadas após derrames acidentais, consistindo basicamente na descrição dos padrões biológicos observados após as perturbações e sua eventual comparação com áreas não impactadas (SANDERS et al., 1980). No entanto, esses episódios são tipicamente imprevisíveis, fato que dificulta o controle experimental da situação como um todo. Nessas situações, raramente o *background* biológico pré-perturbação é adequadamente conhecido. A impossibilidade de se estabelecer formas de controle confiáveis dificulta o teste de hipóteses e o estabelecimento conclusivo de relações de causalidade entre a presença do óleo e quaisquer respostas biológicas. Uma alternativa a estudos descritivos dessa natureza é a simulação experimental de campo ou laboratório, em pequena ou mesoescala (ou seja, na escala de centímetros a metros). Tais experimentos devem ser necessariamente regidos pela ética e pelo rigor científicos. Iniciativas dessa natureza têm sido desenvolvidas com sucesso em diversos ambientes marinhos (DUTRIEUX, 1989) e mesmo recomendadas por alguns dos textos mais influentes nessa área de pesquisa (SCPMEU, 1985).

Vários autores têm realizado experimentos manipulativos em manguezais, marismas, planícies entremarés não vegetadas e praias arenosas expostas, a partir de simulações de derrame controladas e da análise posterior da mortalidade e dos processos de recolonização, devidamente comparados com áreas-controle não impactadas (SANDERS et al., 1980; DUTRIEUX, 1989; HYLAND et al., 1990).



Em geral, os efeitos de hidrocarbonetos sobre espécies macrobênticas podem ser evidenciados por mortalidade, causada por intoxicação ou asfixia, ou ainda por manifestações subletais, com prejuízo das atividades metabólicas, mais dificilmente detectáveis no campo ou laboratório. Os efeitos agudos do óleo combustível ou dos hidrocarbonetos em geral sobre o macrobentos, expressos por mortalidade ou fuga da área impactada, podem ser significativos, mas de curta duração. A fauna bêntica parece ser, com poucas exceções, tolerante ou resiliente a impactos por óleo nas escalas experimentais usualmente adotadas, que procuram simular pequenos vazamentos de óleo. A taxa de recolonização do macrobentos, expressa pela recuperação da densidade e número de espécies como um todo, tende a ser bastante variável, mas raramente superior a um ou dois anos. A resposta individual das espécies é muito mais variável com animais presumidamente não afetados até animais que podem levar anos para retornar aos níveis populacionais pré-impacto. Análises de perturbações naturais na Baía de Paranaguá têm sugerido que a velocidade de recolonização do macrobentos depende primariamente da mobilidade das espécies envolvidas (LANA et al., 1997), mais do que de sua presumida tolerância ao óleo outras perturbações ambientais. Em geral, as espécies com taxas de recolonização mais elevadas são, como seria de se esperar, animais de elevada mobilidade ou capazes de eficiente dispersão larval. Em um manguezal da região, Lana et al. (1997) demonstraram que a velocidade de recolonização após o impacto por óleo dependeu primariamente do recrutamento de juvenis e apenas secundariamente da migração ativa de adultos. A rápida velocidade de recolonização sugere que as associações bênticas desses sistemas costeiros são altamente resilientes a impactos de pequena escala espacial e curta duração. Esse conjunto de resultados experimentais, associado ao conhecimento da biologia básica de algumas das espécies dominantes, sugere também que as

estratégias de recolonização do macrobentos podem diferir em função da natureza das perturbações ambientais. Em outras palavras, não se pode fazer a generalização de que os manguezais são sistemas particularmente sensíveis ou vulneráveis, sem levar em consideração a natureza, a intensidade, a extensão e a periodicidade das perturbações envolvidas.

## 8. UM EXEMPLO NO BRASIL

No complexo estuário de Paranaguá, esse trabalho de avaliação da vulnerabilidade ambiental vem sendo desenvolvido pelo Centro de Estudos do Mar – UFPR com apoio da Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA). A base de dados em ambiente SIG (NOERNBERG et al., 1997) e a primeira fase da análise da vulnerabilidade da linha de costa já foram concluídas. O trabalho objetiva dar subsídios a planos de ação, auxiliando na tomada de decisão sobre estratégias de limpeza, aplicação de dispersantes e medidas de proteção ao ambiente costeiro.

Esse complexo estuarino apresenta uma grande diversidade de ambientes, incluindo planícies de maré, baixios, ilhas, costões rochosos, marismas, rios de maré (gamboas) e manguezais.

Dentro do complexo estuarino de Paranaguá, destacam-se as baías de Antonina e de Paranaguá, pela maior urbanização que ocorre em suas margens, por abrigarem um terminal de combustíveis da Petrobras e pela presença de dois portos, sendo que o de Paranaguá está entre os principais do País. Ao norte está a região de Guaraqueçaba, com extensos manguezais e pouca ação antrópica, onde foram implantados o Parque Nacional de Superagüí e a Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba.

Um dos produtos obtidos a partir da base de dados criada foi o modelo batimétrico digital do complexo estuarino. Esse modelo salienta a baixa profundidade média do complexo estuarino de Paranaguá. Devido a essa característica, verifica-se que, durante a maré

baixa, vários baixios ficam emersos. Isso aumenta o grau de vulnerabilidade do ambiente ao derrame de óleo, uma vez que o óleo pode depositar-se nos baixios quando expostos durante a maré baixa.

A Figura 2 mostra o mapa do Índice de Sensibilidade Ambiental gerado a partir da base de dados e do processamento digital de uma imagem Landsat – TM. Fica claro, analisando a figura, que as áreas de maior vulnerabilidade estão ao redor da cidade de Paranaguá e, conseqüentemente, do porto de Paranaguá e do terminal da Petrobras.

Estudos da dinâmica das correntes realizados pelo Grupo de Física Marinha do Centro de Estudos do Mar – UFPR, no canal do porto de Paranaguá, indicam que uma partícula localizada no canal em frente ao porto irá se deslocar, na situação de maré enchente, em direção a Antonina, acompanhando o canal. Na situação de vazante, essa partícula irá se deslocar em direção à desembocadura da baía, sofrendo um desvio em direção à margem sul, conforme apresentado na Figura 2. A velocidade média calculada para essa partícula foi de 32,7 cm/s. Isso significa que, em um ciclo completo da maré de 13 horas, que corresponde a um período de enchente e outro de vazante, uma partícula pode percorrer até 8 km em sentido da maré.

Esse modelo de circulação indica que, caso ocorra um vazamento de óleo no porto de

Paranaguá em momento de maré vazante, grande parte do óleo irá entrar pelo rio Itiberê e pelo canal da Cotinga e contaminar toda a região de manguezal adjacente, região essa com o maior índice de vulnerabilidade ambiental. Devido a essa particularidade do mecanismo de circulação, a margem sul da baía de Paranaguá apresenta um maior risco de contaminação que a margem norte. Isso evidencia a necessidade de elaboração de um plano de ação adequado, que possa, em caso de um derrame de óleo, proteger essas áreas e mitigar efeitos nocivos ao ambiente.

Uma estação de controle localizada nas proximidades do porto de Paranaguá, uma equipe de prontidão e 9,5 km de bóias de contenção seriam suficientes para isolar a área de maior risco de vazamento de óleo na região do porto de Paranaguá, como ilustra a Figura 3.

A proteção de nossos vastos recursos econômicos e naturais implica estarmos permanentemente de prontidão para responder de maneira decisiva e eficaz numa próxima emergência em que ocorra derramamento de óleo. Embora a sociedade moderna necessite de uma série de produtos derivados do petróleo para seu completo funcionamento, associada a essa dependência deve haver uma correspondente responsabilidade para manejar esses produtos de modo eficaz e seguro, a fim de evitar desastres ambientais recorrentes.

## REFERÊNCIAS

- ANDERSON, J. W. et al. The effects of oil on estuarine animals: toxicity, uptake and depuration, respiration. In: F. J. VERNBERG & W. B. VERNBERG (Ed.). *Pollution and physiology of marine organisms*. Academic Press, New York, 1974. p. 285-310.
- AVOLIZI, R. J. & NUWAYHID, M. Effects of crude oil and dispersants on bivalves. *Mar. Pollut. Bull.*, Amsterdam, v. 5, p. 149, 1974.
- BURNS, K. A., GARRITY, S.D, JORISSEN, D., MC PHERSON, J., STOELTING, M., TUIERNEY, J., YELLE-SIMONS, L. The Galeta oil spill. 2. Unexpected persistence of oil trapped in mangrove sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Amsterdam, v. 38, n. 4, p. 349-364, 1994.

Figura 2

Índice de sensibilidade da linha de costa na baía de Paranaguá. 1-Costões rochosos expostos, 3-Praias de areia fina, 8-Costões rochosos protegidos, 9-Planícies de maré abrigadas, 10-Manguezais e marismas

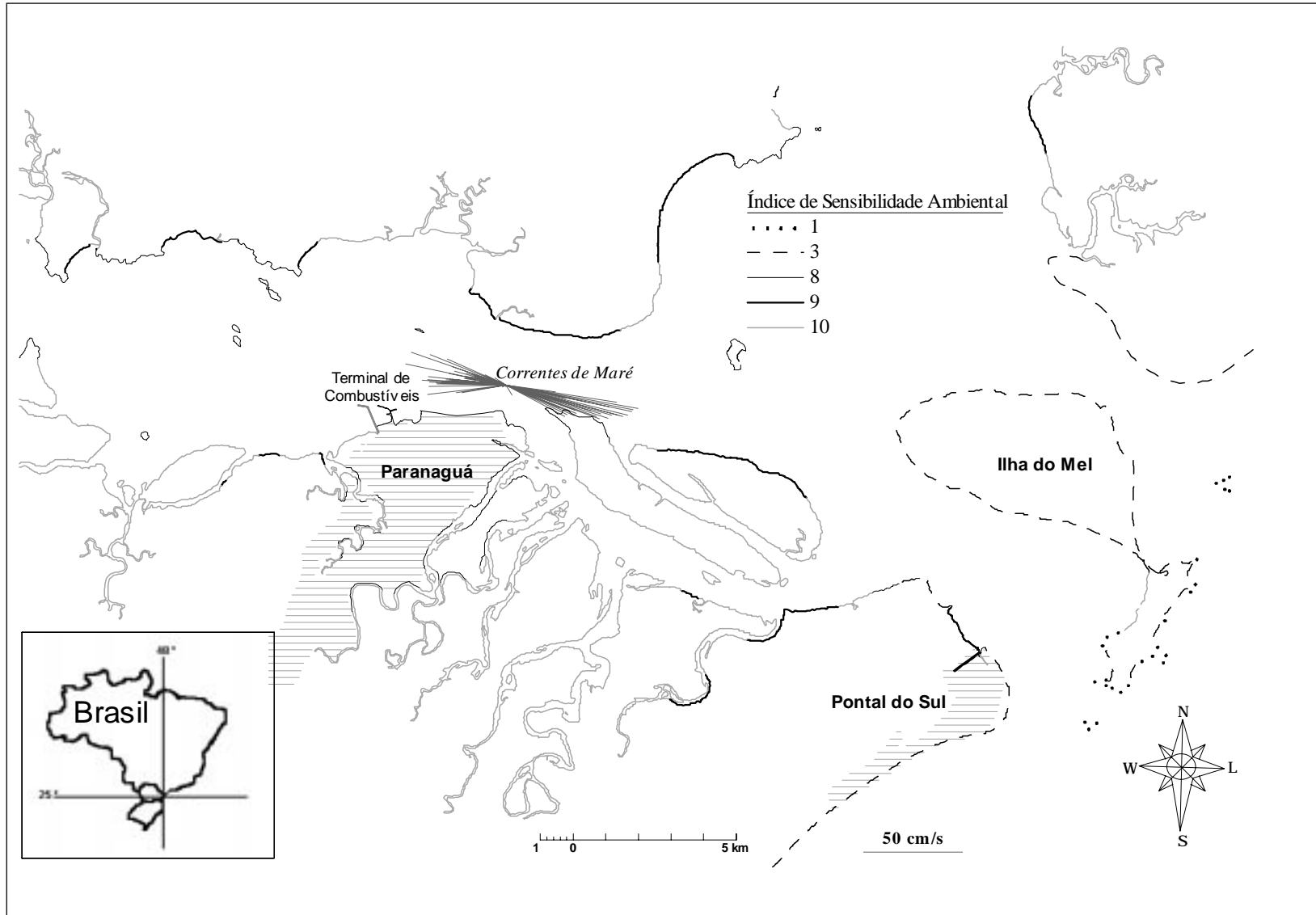
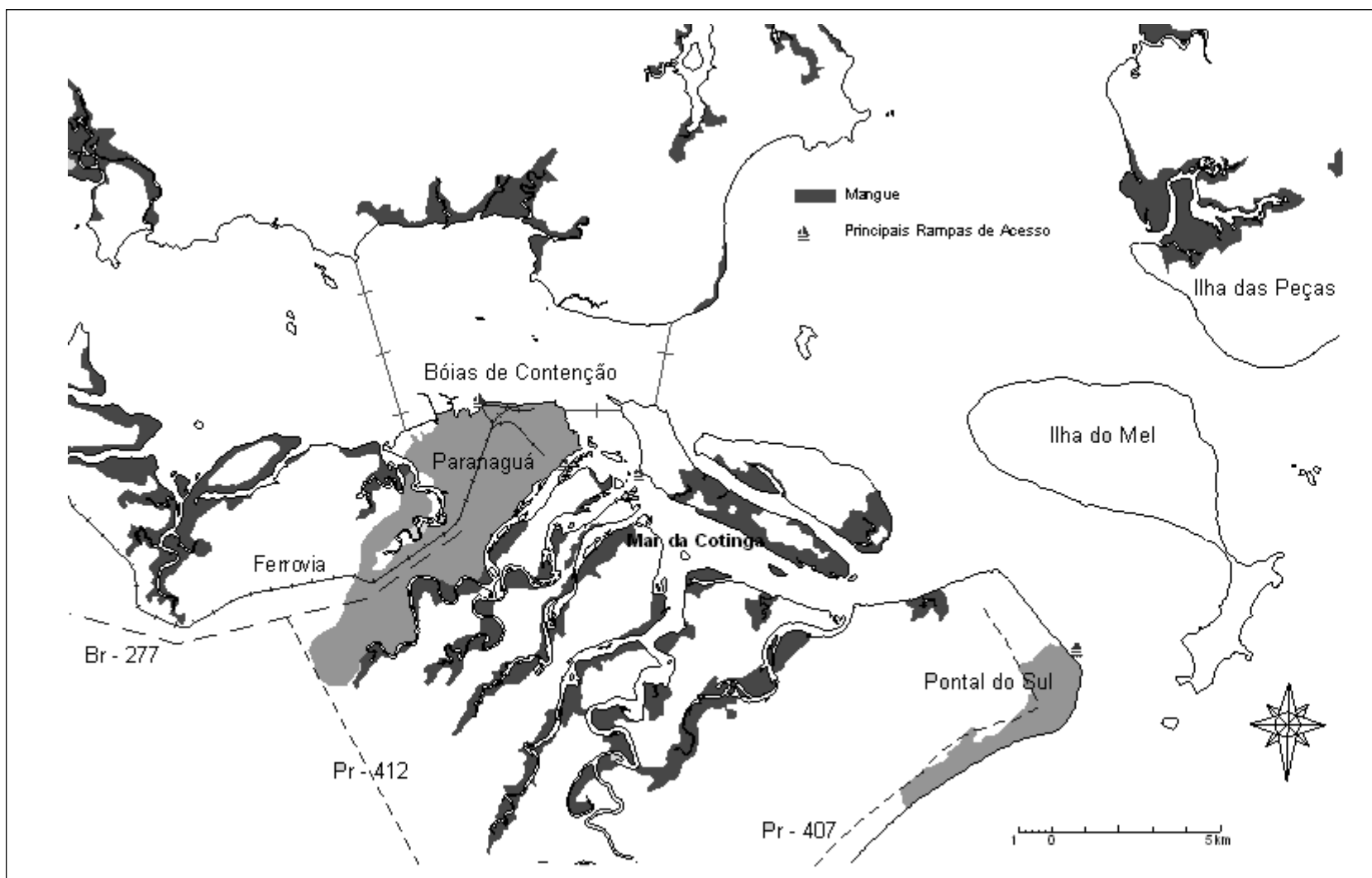


Figura 3

Ilustração de ação de contingência para um eventual derrame de óleo no porto de Paranaguá



- BURNS, K. A. & YELLE-SIMMONS, L. The Galeta oil spill. 4. Relationship between sediment and organism hydrocarbon loads. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Amsterdam, v. 38, n. 4, p. 397-412, 1994.
- BURNS, K. A. & CODI, S. A. Contrasting impacts of localised versus catastrophic oil spills in mangrove sediments. *Mangroves and salt marshes*, Dordrecht, v. 2, p. 63-74, 1998.
- CÂMARA, G. et al. *Anatomia de Sistemas de Informações Geográficas*. Campinas: UNICAMP, 1996.
- CLARKE, P. J. & WARD, T. J. The response of southern hemisphere saltmarsh plants and gastropods to experimental contamination by petroleum hydrocarbons. *Journal of Experimental Biology and Ecology*, The Hague, v. 175, n. 1, p. 43-57, 1994.
- DUKE, N. C., PINZON, Z. S. M., PRADA, M. C. T. Large-scale damage to mangrove forests following two large oil spills in Panama. *Biotropica*, Saint Louis, v. 29, n. 1, p. 2-14, 1997.
- DUTRIEUX, E.. *Approche descriptive et experimentale de l'impact des hydrocarbures sur la mangrove: le cas du Delta de la Mahakam (Borneo, Indonésie)*. 1989. 276f. Tese de Doutorado em Ciências Ambientais, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, França, 1989.
- DUTRIEUX, E. & MARTIN, F. Oil pollution and Polychaeta in an estuarine mangrove community. *Oil & Chemical Pollution*, Amsterdam, v. 5, p. 239-262, 1989.
- GARRITY, S.D., LEVINGS, S.C. & BURNS, K. A. The Galeta oil spill. 1. Long-term effects on the physical structure of the mangrove fringe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Amsterdam, v. 38, n. 4, p. 327-348, 1994.
- GOODMAN, K. S. & BAKER, J. *A preliminary ecological survey of the coastline of Abu Dhabi, United Arab Emirates*. British Petroleum International Ltd., Environmental Control Center, London, 178 pp, 1982.
- JENSEN, J.R.; RAMSEY, E.W.; HOLMES, J.M.; MICHEL, J.E.; SAVITSKY, B.; DAVIS, B.A. Environmental sensitivity index (ESI) mapping for oil spills using remote sensing and geographic information system technology. *International Journal of Geographical Information Systems*, London, v. 4, n. 2, p. 181-201, 1990.
- HYLAND, J. et al. Monitoring long-term effects of offshore oil and gas development along the Southern California outer continental shelf and slope: background environment conditions in the Santa Maria Basin. *Oil & Chemical Pollution*, Amsterdam, v. 6, p. 195-240, 1990.
- LAMPARELLI, C. C.; RODRIGUES, F. O. & MOURA, D. O.. Long-term assessment of an oil spill in a mangrove forest in São Paulo, Brazil. In: KJERVE, B., LACERDA, L. D. & DIOP, E. H. S. (Ed.). *Mangrove ecosystem studies in Latin America and Africa*. Japan: UNESCO/ISME, 1997, p. 191-203.
- LANA, P. C. et al. Efeitos do derrame experimental de óleo diesel sobre o macrobentos da Ilha Rasa da Cotinga (Baía de Paranaguá, Paraná). Anais da 3ª. Reunião Especial da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, Ecossistemas Costeiros, Florianópolis, p. 462-463, 1996.
- LEWIS, R.R.. Oil and mangrove forests: observed impacts 12 months after the Howard Star oil spill. *Florida Science*, n. 43 (suppl.), p. 23, 1980.
- NOERNBERG, M. A. et al. Base de dados digital do litoral paranaense em sistema de informações geográficas. *Nerítica*, Curitiba, v.11, p. 191-195, 1997.
- POPULUS, J. et al. An assessment of environmental sensitivity to marine pollutions: solutions with remote sensing and Geographical Information Systems. *International Journal of Remote Sensing*, London, v. 16, n.º1, p. 3-15, 1995.

- SANDERS, H. L. et al.. Anatomy of an oil spill: long-term effects from the grounding of the Barge Florida off West Falmouth, Massachusetts. *Journal of Marine Research*, New Haven, v. 38, p. 265-381, 1980.
- SPRING. Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Divisão de Processamento de Imagens. <http://www.dpi.inpe.br/spring>, 2002.
- SEITINGER, P., BAUMGARTNER, A. & SCHINDLBAUER, H.. The behaviour of oil spills in soil and groundwater. *Natural Resources and Development*, Tübingen, n. 40, p. 69-84, 1994.
- STEERING COMMITTEE FOR THE PETROLEUM IN THE MARINE ENVIRONMENT UPDATE. *Oil in the sea: inputs, fates, and effects*. Washington: National Academy Press, 1985.

### RESUMO

O geoprocessamento e o sensoriamento remoto são ferramentas eficientes para a avaliação da vulnerabilidade ambiental e para a coordenação de ações em casos de acidentes com resíduos perigosos. Ademais, permitem rápida atualização das informações sobre a variabilidade ambiental, no tempo e no espaço, tão característica dos sistemas costeiros. Entretanto, a hierarquização da sensibilidade de sistemas costeiros deve levar em conta as diferenças na resposta dos sistemas biológicos a impactos por óleo, considerando a natureza, intensidade, extensão e periodicidade das perturbações envolvidas.

### PALAVRAS-CHAVE

Vulnerabilidade ambiental – Sistemas costeiros – Derrames de óleo.

### ABSTRACT

Remote sensing and GIS techniques are effective tools for the evaluation of environmental vulnerability and for coordinating hazardous waste management activities. Moreover, it permits fast information update on environmental variability of coastal systems in time and space. Mangroves have been traditionally considered as very sensitive to oil spills. However, the sensibility ranking of coastal systems must take into account differences in the biological responses of the systems themselves to those impacts. The nature, intensity, range and periodicity of the associate disturbance must also be considered.

### KEY WORDS

Environmental vulnerability – Coastal systems – Oil spillings.