



PETROBRAS

NP-1

TEMPO DE RECUPERAÇÃO DE COMPONENTES DE
VALOR AMBIENTAL AFETADOS POR DERRAME DE
ÓLEO NO MAR: REVISÃO DA LITERATURA COMO
SUBSÍDIO PARA A ANÁLISE E GERENCIAMENTO DE
RISCOS AMBIENTAIS (AGR).

RT AMA 006/2014

Relatório parcial
CENPES/PDEDS/AMA
Fevereiro/2014



CENPES

Centro de Pesquisas e Desenvolvimento
Leopoldo A. Miguez de Mello

CENTRO DE PESQUISAS E DESENVOLVIMENTO LEOPOLDO A. MIGUEZ DE MELLO
P&D DE GÁS, ENERGIA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
Avaliação e Monitoramento Ambiental

PT- 133.01.10336 - Metodologias Integradoras em Avaliação Ambiental

TEMPO DE RECUPERAÇÃO DE COMPONENTES DE VALOR AMBIENTAL AFETADOS POR DERRAME DE ÓLEO NO MAR: REVISÃO DA LITERATURA COMO SUBSÍDIO PARA A ANÁLISE E GERENCIAMENTO DE RISCOS AMBIENTAIS (AGR).

RT AMA 006 /2014

Relatório Parcial

Relatores

Teresinha Andrea da Silva
Sirayama de Oliveira Ferreira Lima
(CENPES/PDEDS/AMA)

Rio de Janeiro
Janeiro 2014

SUMÁRIO

Resumo	4
1. Apresentação	6
2. Introdução	8
2.1 Requisitos dos Termos de Referência do Ibama	8
2.2 Conceituação	8
3. Objetivo	11
4. Metodologia	12
5. Resultados e Discussão	16
5.1 Aspectos Importantes para o Tempo de Recuperação.....	16
5.2 Recuperação	21
5.3 Análise da Literatura e Estimativas de Tempos de Recuperação.....	22
6. Conclusões e Recomendações	85
7. Agradecimentos	88
Referências Bibliográficas	89
Anexo – Tabelas de Tempo de Recuperação	121

RESUMO

A partir de 2008, a Coordenação Geral de Petróleo e Gás (CGPEG) do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) passou a exigir a quantificação e avaliação da tolerabilidade dos riscos nos estudos de Análise e Gerenciamento de Riscos Ambientais (AGR) como subsídio ao licenciamento de empreendimentos sob sua gestão. Segundo os Termos de Referência (TR) do órgão, a análise quantitativa dos riscos ambientais visa a identificação dos cenários acidentais e seus respectivos desdobramentos, avaliando-se as consequências sobre o meio ambiente, de modo a propor e adotar medidas que reduzam os riscos ambientais a limites toleráveis. Nesse sentido, para a avaliação das consequências, a AGR requer uma Análise de Vulnerabilidade, subsidiada por estudos de Modelagem de Dispersão de Óleo e pela Identificação dos Componentes de Valor Ambiental (CVA). Os CVA são os recursos ambientais com presença significativa numa área vulnerável à poluição por óleo, selecionados por critérios específicos, podendo ser comunidades biológicas ou ecossistemas. Como premissa dessa análise, é feita uma comparação dos tempos de recuperação de cada um dos CVA selecionados com o risco calculado (multiplicação do somatório de frequências de ocorrência de cenários acidentais com determinado volume de óleo pela probabilidade de toque pelo mesmo volume vazado). Para o cálculo do risco de determinado CVA sofrer danos por derramamento de óleo, usa-se uma estimativa do tempo de recuperação, que é o tempo que o componente, após ser atingido, levaria para se recompor aos níveis anteriores à exposição por óleo.

O objetivo desse trabalho foi fazer uma avaliação crítica da literatura para subsidiar proposições robustas de tempos de recuperação para os 10 CVA abordados (**Quadro 1**). No entanto, devido a uma ampla variação nos conceitos usados nos estudos, adotamos, para o conceito de recuperação, as premissas de que as referências selecionadas deveriam abordar uma recuperação biológica e não química, além de uma análise em nível de estrutura e função da comunidade e não no nível de organismo. A literatura consultada foi bastante ampla e completa e, dentro das premissas de recuperação assumidas, pode-se dizer que há subsídios suficientemente robustos para corroborar as faixas de tempo de recuperação propostas para os CVA aqui apresentados.

As comunidades biológicas avaliadas no ambiente pelágico apresentaram uma recuperação muito rápida (com os menores tempos, < um ano), enquanto que os maiores tempos foram observados nos ambientes costeiros com baixo hidrodinamismo: as marismas, seguida dos manguezais (numa escala de até duas décadas). A recomendação é de que os intervalos de tempo de cada CVA sejam apresentados na análise de risco, mas que seja sempre proposta uma estimativa de tempo de recuperação (dentro dessa faixa), ponderando todos os aspectos que justifiquem a escolha mais próxima do limite inferior ou superior desse intervalo. Essa estimativa deverá ser definida caso a caso e dependerá das ponderações necessárias sobre todos os aspectos relevantes e que influenciam de forma crucial na recuperação de um CVA, tais como: tipo de óleo, volume vazado, distância e tempo de toque na costa, condições climáticas e do mar, características físicas da área, características biológicas da área, época do ano e estratégias de limpeza planejadas.

Quadro 1 – Componentes de Valor Ambiental (CVA) analisados.

Nº	CVA	Tipo
1	Substratos inconsolidados submersos	Habitats
2	Praias arenosas	
3	Costões rochosos	
4	Arenitos de praia	
5	Manguezais	
6	Marismas	
7	Planícies de maré	
8	Bancos de gramas marinhas	
9	Plâncton	Grupos biológicos
10	Peixes	

1. APRESENTAÇÃO

A partir de 2008, o IBAMA (CGPEG/DILIC) passou a inserir novos requisitos no licenciamento ambiental, mais especificamente na Análise e Gerenciamento de Riscos (AGR) dos EIA-RIMA. Esta passou a considerar as consequências para o meio ambiente e a capacidade de recuperação deste frente aos potenciais impactos de um derrame de óleo no mar. Dessa forma, atualmente, a Análise e Gerenciamento de Riscos dos EIA tem por objetivo a identificação de possíveis cenários acidentais de vazamentos de produtos e seus respectivos desdobramentos, através da avaliação das consequências sobre o meio ambiente, visando à proposição de medidas de mitigação dos riscos para níveis aceitáveis (Maggi, 2011).

Essa nova abordagem foi reconhecida internamente na Petrobras como de potencial complexidade e criticidade e com elevado grau de incerteza, especialmente no aspecto “tempo de recuperação”, tendo em vista a escassez de literatura científica sobre o tema. Diante desse novo cenário, o E&P-CORP/SMS/MA solicitou a colaboração da gerência de Avaliação e Monitoramento Ambiental (AMA) do CENPES/PDEDS para que esta iniciasse um trabalho de pesquisa sobre o tema. O desdobramento foi, então, a inserção de um estudo voltado para a prospecção das informações existentes, identificação das lacunas de conhecimento e os aspectos de incertezas de modo a subsidiar essa nova abordagem com informações de cunho científico no projeto de P&D “INTEGRAR – Metodologias Integradoras em Avaliação e Monitoramento Ambiental” (PT - 133.01.10336).

Ao longo da prospecção de informações científicas e do acompanhamento técnico de diversos estudos de Análise e Gerenciamento de Riscos Ambientais (AGR) ao derrame de óleo e derivados no mar, foi identificada a necessidade do alinhamento entre os diversos estudos contratados pela Petrobras. Assim, este documento visa apresentar as estimativas de tempo de recuperação de componentes com valor ambiental (CVA) vulneráveis a derrames por óleo, a partir da consolidação de informações científicas públicas e análise crítica da literatura, complementando os seguintes documentos do CENPES sobre o tema:

CT AMA 006/2009

“Tempo de recuperação de componentes de Valor Ambiental afetados por derramamento de óleo: subsídio para Análise de Risco Ambiental do E&P *Offshore*. Consolidação Preliminar”.

RT PDEDS/AMA Nº 12/2012

“Roteiro orientador para elaboração dos itens “Análise de Vulnerabilidade e Identificação de Componentes com Valor Ambiental” na Análise de Consequências nos Estudos de Avaliação Quantitativa de Risco Ambiental dos EIA”.

2. INTRODUÇÃO

2.1 REQUISITOS DOS TERMOS DE REFERÊNCIA DO IBAMA

A Análise e Gerenciamento de Riscos Ambientais (AGR), exigida nos estudos para subsidiar o licenciamento de empreendimentos de óleo e gás no ambiente marinho, é composta dos seguintes capítulos:

1. Descrição das Instalações
2. Análise Histórica de Acidentes Ambientais
3. Identificação dos Cenários Acidentais
4. Avaliação das Consequências
5. Cálculo dos Riscos Ambientais
6. Tolerabilidade dos Riscos
7. Revisão do Estudo de Análise de Riscos
8. Plano de Gerenciamento de Riscos (PGR)

O capítulo 4 de “Avaliação das Consequências” é onde se desdobra o item “Análise de Vulnerabilidade e Identificação dos Componentes de Valor”, que é objeto do presente documento e deve atender aos requisitos estabelecidos pela CGPEG/IBAMA, através dos Termos de Referência (TR) dos estudos ambientais das atividades em ambiente marinho.

De acordo com os TR do IBAMA, os Componentes de Valor Ambiental (CVA) são recursos ambientais com presença significativa numa área vulnerável à poluição por óleo, selecionados por critérios específicos (importância para a população local, ecológica ou interesse nacional ou internacional), podendo ser comunidades biológicas (ex.: aves marinhas, mamíferos aquáticos, tartarugas marinhas, etc.) ou ecossistemas (ex.: mangues, recifes de corais, etc.), além de espécies endêmicas ou ameaçadas de extinção.

A estimativa do tempo de recuperação é o tempo que o componente, após ser atingido, levaria para se recompor aos níveis anteriores à exposição por óleo. Ela serve de base para o julgamento da tolerabilidade do risco de determinado CVA sofrer danos por derramamento de óleo. A frequência de ocorrência de um determinado risco deve ser tolerável em relação ao tempo de recuperação dos CVA selecionados para a área.

2.2 CONCEITUAÇÃO

Os impactos ecológicos após um derrame de óleo englobam alterações físicas, químicas e biológicas, com efeitos letais (agudos) e subletais (crônicos) na flora e fauna, podendo

variar amplamente, de mínimo ou insignificante até a ocorrência de elevada mortalidade de várias espécies no ambiente afetado (Boesch *et al.*, 1974; ITOPF, 2011a).

Segundo Baker (2001), os principais efeitos ambientais podem ser:

- alteração físico-química da água ou sedimentos;
- recobrimento dos organismos, causando asfixia e outros problemas fisiológicos;
- toxicidade em níveis letais ou subletais, com comprometimento de funções celulares;
- alterações de curto e longo prazo nas comunidades biológicas, devido à mortalidade e às alterações na abundância das espécies e nas relações tróficas;
- alterações organolépticas (sabor e odor) em espécies comestíveis;

Diante da ocorrência de distúrbios naturais ou de origem antrópica, os ecossistemas podem, segundo Palumbi *et al.* (2008):

- sofrer danos e posteriormente se recuperar;
- resistir ao distúrbio e permanecer inalterados;
- ou ainda, mudar de forma irreversível, permanecendo num estado diferente do original por um longo tempo.

A recuperação de um ecossistema pressupõe a retomada do seu estado anterior, após estar sob efeitos de um distúrbio e em uma condição degradada, e se inicia a partir do momento em que o agente estressor é removido ou atenuado (Elliott *et al.*, 2008). A definição de recuperação vem sendo motivo de intensos debates científicos e filosóficos (Hoff & Shigenaka, 1999; Ellis, 2003; Parker & Maki, 2003; ITOPF, 2011a; Lotze *et al.*, 2011). No entanto, a maioria dos conceitos converge para uma abordagem ecológica funcional. Nesse sentido, uma plena recuperação consistiria no retorno, por parte das comunidades e suas populações, a um estado de pré-impacto, ou seja, semelhante em termos de estrutura e função, considerando a composição de espécies e as densidades e biomassa de suas populações, dentro de um espectro de flutuações naturais (Baker *et al.*, 1990; ITOPF, 2011a).

Os ecossistemas marinhos são ambientes com dinâmica complexa e flutuações populacionais naturais que fazem parte de seu funcionamento normal (Underwood, 2002). Considerando que estas flutuações nem sempre são previamente estudadas em todos os locais, é evidente a dificuldade de se identificar os impactos de um derrame de óleo, distinguindo-as de outros agentes estressores, incluindo os distúrbios naturais (Clark, 1982; Dicks, 1998; Underwood, 2002).

Uma grande parte dos organismos marinhos apresenta estágios larvais de dispersão, quando seus ovos ou larvas são lançados ao mar, fazendo parte do plâncton enquanto se desenvolvem e sendo dispersos pelas correntes (Underwood, 2002). Há uma elevada fecundidade e produção de juvenis para recrutamento, de modo a suprir a elevada mortalidade natural (ITOPF, 2011a). Nessa fase, eles são consumidos por muitos predadores e em grande quantidade, o que, em conjunto com outros processos naturais atuando nas populações adultas, pode ocasionar grandes flutuações populacionais e alta variabilidade na abundância (Underwood, 2002).

Desse modo, a estimativa do tempo de recuperação ecológica é uma tarefa complexa, difícil de ser quantificada e obtida na literatura científica (Jahn & Robilliard 1997; Efroymsen *et al.*, 2003). A falta de informações pretéritas ou de áreas de referência adequadas, além de diferentes definições sobre o que seja recuperação, dificultam a avaliação (Skalski *et al.*, 2001). Além disso, a recuperação das comunidades biológicas é um processo dividido em etapas que consistem de um período inicial, geralmente identificado como “em recuperação” ou “recuperação parcial”, e uma etapa posterior de recuperação total (Sell *et al.*, 1995; Hoff & Shigenaka, 1999). Em geral, os estudos abordam exclusivamente a etapa de identificação da recuperação parcial, não contemplando resultados sobre a recuperação total.

É importante ressaltar também que a maioria dos estudos sobre efeitos do óleo e estimativas de recuperação foram realizados em ambientes subtropicais e temperados, o que exige cuidados e ressalvas na extrapolação para ambientes tropicais, que é o caso do Brasil. Além disto, há as limitações da generalização devido aos múltiplos fatores envolvidos e a peculiaridade de cada acidente, o que torna cada caso único.

3. OBJETIVO

O objetivo deste documento é servir como base para as estimativas dos tempos de recuperação dos Componentes de Valor Ambiental (CVA), no intuito de subsidiar a quantificação dos riscos na Análise e Gerenciamento de Riscos Ambientais (AGR) em ambiente marinho.

4. METODOLOGIA

Foi realizado um exaustivo levantamento bibliográfico, tanto de literatura científica quanto de relatórios técnicos disponíveis na internet, principalmente através de portais *online*, tais como o *ScienceDirect* ou *SciELO*, disponíveis em: <http://www.sciencedirect.com/> e <http://www.scielo.org/php/index.php>.

O foco da pesquisa foi buscar informações sobre os impactos de derrames de óleo e o tempo de recuperação de habitats e grupos biológicos do ambiente marinho e dos ecossistemas costeiros.

Dos trabalhos científicos consultados sobre efeitos de derramamento de óleo, a maioria se restringiu à quantificação dos impactos agudos e crônicos e apenas uma menor fração destes tentou estabelecer, de forma clara e objetiva, estimativas sobre tempo de recuperação. Deste modo, foi efetuada uma avaliação crítica e, numa análise final, foram selecionados apenas os estudos que apresentaram resultados objetivos sobre essas estimativas de recuperação. Trabalhos apresentando suposições, extrapolações matemáticas e inferências subjetivas foram consultados, mas suas estimativas de tempo não foram consideradas na análise final. Estudos científicos com duração muito curta, amostragem inexpressiva (apenas uma amostragem) ou realizados pouco depois do acidente foram excluídos da análise final por serem considerados inadequados para uma avaliação do tempo de recuperação dos componentes de valor ambiental.

De modo a padronizar e evitar problemas relativos à variedade de definições de recuperação consideradas na literatura sobre impactos de derrame de óleo, os estudos considerados para efeito das estimativas de tempo foram aqueles que levaram em conta a recuperação dos componentes biológicos do ecossistema em concordância com os conceitos de recuperação apresentados na introdução do presente documento. Trabalhos baseados apenas em dados físico-químicos da persistência ou presença de vestígios de óleo no ambiente ou na avaliação da resposta de biomarcadores não foram incluídos na análise final.

De acordo com a literatura, o tempo de recuperação pode variar de alguns dias, em áreas mais expostas, até décadas, nas áreas mais sensíveis ou menos expostas (Baker, 1999; Ipieca, 2000a). Tanto a severidade do dano quanto o tempo de recuperação das comunidades biológicas atingidas irão depender de uma série de fatores, intrínsecos e interferentes, dentre eles: tipo e volume do óleo vazado, sensibilidade do ambiente e das espécies presentes, condições climáticas, fatores sazonais, tais como períodos de reprodução (IPIECA, 1991; ITOPIF, 2011a) e as estratégias de limpeza adotadas (Dicks, 1998; IPIECA, 2000a, Baca *et al.*, 2005). A recuperação pode contar ou não com a

intervenção humana, podendo ser acelerada, como por exemplo, em ações rápidas e adequadas de limpeza após um derrame de óleo, mas também prejudicada por ações inadequadas (Hawkins *et al.*, 1999 *apud* Elliott *et al.*, 2008).

Dessa forma, os principais aspectos observados em cada estudo foram: tipo de óleo, CVA afetado, principais efeitos, tempo de recuperação parcial/total, fatores interferentes (complicadores ou facilitadores) para a recuperação e fatores intrínsecos do caso. A análise da literatura foi segmentada posteriormente por Componente de Valor Ambiental (CVA), de modo a verificar intervalos de tempo de recuperação específicos e também analisar as peculiaridades de cada estudo de caso. Dessa forma, foi possível identificar e comparar os fatores interferentes e os intrínsecos que poderiam ter influenciado nesse tempo.

Os fatores interferentes considerados foram, em sua maioria, o uso de técnicas de limpeza, mais ou menos agressivas, tais como jateamento de água por alta ou baixa pressão; remoção de sedimentos; corte de vegetação; e, principalmente, a aplicação de dispersantes com maior ou menor grau de toxicidade. Eventos naturais, tais como furacões, ou antropogênicos, como novos vazamentos, também foram considerados. Alguns estudos abordaram a questão dos fatores interferentes de modo sistemático e objetivo, por vezes, incluindo-os no seu desenho amostral e comparando seu efeito sobre o tempo de recuperação, enquanto outros apenas mencionaram se foi usada alguma técnica em determinado lugar.

Além desses fatores interferentes, há os intrínsecos do acidente e do local, tais como o volume e o tipo de óleo derramado, e diferenças estruturais num mesmo tipo de habitat. Entende-se como diferenças importantes e de conhecida influência, de acordo com a literatura, os diferentes tipos de substrato ou granulometria numa praia ou o grau de exposição às ondas. Diferenças climáticas, apesar de sua grande relevância, foram consideradas apenas em alguns casos, devido à escassez de estudos em ambientes tropicais para todos os habitats.

Todos os dados da literatura selecionados foram tabulados separadamente por CVA e alguns dos fatores interferentes e intrínsecos (considerados relevantes em cada caso) foram igualmente registrados. Os tempos, tanto para a recuperação parcial quanto para a total, foram apresentados, sempre que a informação estava disponível de forma objetiva. Para alguns estudos, havia também um detalhamento sobre diferenças de tempos de recuperação entre os diferentes grupos biológicos num mesmo habitat, o que foi considerado sempre que pertinente. De acordo com o princípio da precaução, assumimos também que sempre que uma referência mencionava um intervalo de tempo, por exemplo, de 2 a 3 anos, o maior valor era adotado e quando havia menção a um tempo

“menor que”, o número inteiro era considerado. Além disso, no caso de não haver impacto ou deste ser mínimo ou não significativo ou ainda de poucos dias, assumiu-se sempre o tempo de um mês como o mínimo.

Além de tabelas de consolidação dos tempos (ANEXO), foram feitos gráficos de dispersão para melhor visualização. No entanto, para fins de padronização de conceito e para evitar a subjetividade da mensuração, os registros de recuperação parcial da fauna não foram incluídos nesses gráficos.

As estimativas do tempo de recuperação estabelecidas no presente documento levaram em conta o limite inferior e o superior da faixa de variação encontrada na literatura para cada CVA. Os fatores interferentes e intrínsecos relevantes dos acidentes foram considerados de modo a possibilitar ponderações para as diferentes situações, mas é importante ressaltar que alguns casos extremos de interferência por ações de limpeza foram excluídos da estimativa de tempo. Ainda neste contexto, não se justifica considerar o tempo de recuperação de casos históricos que envolveram o uso de técnicas extremamente agressivas ou tóxicas e já ultrapassadas, quando hoje em dia as mesmas não seriam utilizadas nas ações de limpeza. Adicionalmente, sempre que numa área havia dados de locais que ficaram sujeitos à recuperação natural ou com uma limpeza menos agressiva e locais onde houve uma limpeza mais agressiva, o primeiro caso prevaleceu.

Como premissa básica considerou-se, no caso de habitats, que o tempo de recuperação de cada CVA estava relacionado diretamente ao seu aspecto mais representativo ou estruturante, ou seja, a recuperação estimada foi baseada nos estudos que se referiam às principais comunidades biológicas ali presentes.

Para os manguezais, marismas e bancos de gramas marinhas, a vegetação foi o aspecto representativo em virtude de seu caráter estruturante e, adicionalmente, por necessitar de tempos maiores de recuperação (em comparação com o bentos, por exemplo). Para os outros habitats, o aspecto representativo selecionado foi o grupo biológico residente mais importante e estruturante: a comunidade bentônica ou “bentos”. No ambiente marinho, o bentos pode habitar a zona entre marés ou as áreas permanentemente submersas. Por motivos de diferenças em relação à vulnerabilidade de exposição ao óleo e potenciais diferenças no tempo de recuperação, o bentos que vive na região entre marés das praias arenosas e costões rochosos foi considerado nesses respectivos CVAs, sendo a região submersa (infralitoral) considerada separadamente.

Ao final, com o intuito de analisar as variações dos tempos, identificar valores atípicos (*outliers*) e fazer comparações entre os diversos CVA foram feitos gráficos de diagrama

de caixa (*box-plot*) em planilhas EXCEL, segundo modelo previamente formatado e disponível em (http://lab.duxus.com.br/modelos/grafico_box_plot.php). Essa comparação foi organizada por categorias, de acordo com as similaridades dos aspectos representativos de avaliação.

Como a proposta do presente trabalho foi a de avaliar a literatura para subsidiar proposições mais robustas de tempos de recuperação para diferentes CVAs, alguns ambientes (como recifes de corais) e, principalmente, alguns grupos biológicos (ex.: cetáceos, sirênios, aves e quelônios marinhos) não puderam ser incluídos aqui, pois não havia dados consistentes disponíveis sobre o tempo de recuperação. Desse modo, as proposições de tempos para os CVA sem dados consistentes ou disponíveis sobre os tempos de recuperação serão objeto de outro relatório, baseado em outra metodologia. Uma exceção foram os arenitos de praia ou *beachrocks* que, por sua similaridade estrutural e ecológica com os costões rochosos, tiveram seu tempo proposto baseado na literatura disponível sobre estes.

Após essa seleção realizada, os resultados foram classificados e são aqui apresentados separadamente por tipos de ambiente e recursos biológicos, num total de 10 CVA analisados, conforme **Quadro 2**:

Quadro 2 – Componentes de Valor Ambiental (CVA) analisados e seus respectivos aspectos representativos e classificação por tipo.

Nº	CVA	Aspecto representativo	Tipo
1	Substratos inconsolidados submersos	Bentos	Habitat
2	Praias arenosas	Bentos	
3	Costões rochosos	Bentos	
4	Arenitos de praia	Bentos	
5	Manguezais	Vegetação	
6	Marismas	Vegetação	
7	Planícies de maré	Bentos	
8	Bancos de gramas marinhas	Vegetação	
9	Plâncton	Plâncton	Grupo biológico
10	Peixes	Ovos e larvas, juvenis e adultos	

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os derrames de óleo no mar, em sua maioria, envolvem acidentes com navios-tanque e outras embarcações, plataformas de petróleo, dutos submarinos e tanques de armazenamento (National Research Council, 1985; 2003). Embora esses derrames possam causar efeitos adversos ao ambiente, a literatura científica apresenta, em vários estudos, evidências da recuperação dos ecossistemas e seus componentes.

Há, entretanto, uma série de limitações para se obter dados robustos sobre recuperação. Devido provavelmente às restrições orçamentárias e problemas de concepção, muitos estudos pós-derrames costumam ser de curta duração e finalizados antes que possa haver a recuperação total do ecossistema ou habitat, o que gera resultados de tempo de recuperação parcial ou registros de que o ambiente não tenha se recuperado naquele intervalo de tempo estudado (Schlacher *et al.*, 2011). Outros, no entanto, tiveram a duração adequada para poder registrar a recuperação total. É importante ressaltar que a muitos desses estudos não excedeu o período de 5 anos de avaliação.

Em geral, os estudos de avaliação dos impactos de um derrame de óleo que estabeleceram um tempo de recuperação realizaram comparações de dados pós-derrame com dados históricos da mesma localidade ou, quando estes eram inexistentes, comparando-os com os dados de outras áreas próximas não afetadas, ou seja, áreas de referência (Penela-Arenaz *et al.*, 2009). No entanto, há ainda as limitações de alguns desenhos amostrais que geraram incertezas nas conclusões de alguns estudos (Skalski *et al.*, 2001). A realidade é que foi possível identificar na literatura uma variedade grande de estratégias de avaliação do impacto de um derrame, havendo inclusive um aspecto bastante crítico, que são os diferentes critérios e definições de recuperação (Skalski *et al.*, 2001).

5.1 ASPECTOS IMPORTANTES PARA O TEMPO DE RECUPERAÇÃO

Segundo White & Baker (1998), a gravidade de um impacto por derrame de óleo e, conseqüentemente, o tempo necessário para que o ambiente afetado se recupere irão depender basicamente dos seguintes fatores:

- **Tipo de óleo e intemperização**

Devido às diferenças nas propriedades físicas e químicas e toxicidade. Maiores efeitos tóxicos estão associados aos maiores teores de aromáticos. Óleos crus, óleos combustíveis pesados e as emulsões água-óleo (musse) podem ter menor toxicidade, mas um grande efeito físico pelo recobrimento.

A toxicidade é reduzida com a intemperização, especialmente com a volatilização dos compostos mais leves ao longo do tempo. Dessa forma, um óleo que atinge a costa após alguns dias pode ser menos tóxico que outro que atinge a costa rapidamente.

- **Condições climáticas e do mar**

Elevadas temperaturas aumentam a evaporação e contribuem para diminuir a toxicidade. Além disso, a temperatura juntamente com o oxigênio e os nutrientes têm papel fundamental nas taxas de degradação microbiana do óleo.

Condições de fortes ventos e ondas podem aumentar a dispersão do óleo.

- **Características físicas da área**

Áreas mais abrigadas, com menor hidrodinamismo, têm menor potencial para dispersão e diluição natural do óleo e com isso, apresentam maior capacidade de retenção.

Sedimentos mais grosseiros são mais porosos e o óleo consegue penetrar relativamente mais fácil que em sedimentos finos. Se o óleo ficar retido em subsuperfície em condições anóxicas, sua taxa de degradação será muito baixa e isso pode prolongar sua toxicidade.

- **Características biológicas da área**

As espécies têm diferentes sensibilidades ao óleo e podem sofrer impactos diferenciados. A redução na abundância de espécies-chave pode desencadear efeitos indiretos por toda a comunidade.

A história de vida, incluindo o modo de reprodução e dispersão, é crucial na recuperação das comunidades atingidas.

- **Época do ano**

A vulnerabilidade e a sensibilidade de uma comunidade biológica podem ser maiores a depender da época do ano, devido aos hábitos de concentração para reprodução, alimentação ou descanso de algumas espécies e também aos períodos reprodutivos.

- **Limpeza**

A depender da situação, os esforços de limpeza podem ajudar ou causar mais danos. Há um registro histórico de danos e atrasos no processo de recuperação por causa de estratégias de limpeza muito agressivas. Em alguns casos e para alguns habitats, a limpeza natural pode ser a melhor solução.

Conforme já mencionado, a recuperação de um ecossistema se inicia a partir do momento em que o agente estressor é removido ou atenuado (Elliott, 2008). Quando o óleo não é retirado do ambiente por ações antrópicas, esse processo ocorre exclusivamente por processos naturais de limpeza. Os principais mecanismos naturais são a ação das ondas, das marés e as correntes marítimas. Os estudos mostram que o grau de exposição dos ambientes costeiros é um fator muito importante no contexto da sua recuperação, pois quanto mais exposto o ambiente atingido pelo óleo, maior será seu hidrodinamismo e como consequência, mais rapidamente ocorrerá a remoção natural do óleo (Gundlach & Hayes, 1978). Numa situação de menor exposição, com menor ação das ondas e menor influência dos ventos, correntes e marés, o óleo tenderá a ficar retido por mais tempo no local.

O óleo, quando derramado no ambiente aquático, sofre vários processos naturais de intemperismo (**Figura 1**), em que ocorre a degradação física, química e biológica, até se transformar em dióxido de carbono e água. O tempo necessário para que isso ocorra completamente depende do tipo de óleo e das características do ambiente receptor. A evaporação ocorre nas primeiras horas e remove a maior parte dos compostos voláteis e mais tóxicos. A dispersão na coluna d'água ocorre pela turbulência das ondas e correntes e transforma o óleo em pequenas gotículas (O'Sullivan & Jacques, 2001). A sedimentação ocorre quando essas gotículas aderem às partículas em suspensão na água e se depositam no fundo. Há ainda a foto-oxidação, a emulsificação, a dissolução, a aderência e a biodegradação. A biodegradação ocorre pela presença de populações bacterianas e é diretamente relacionada à temperatura (National Research Council, 2003). Maiores detalhes e informações podem ser obtidos nas publicações que abordam todos esses processos de maneira bastante elucidativa e completa (National Research Council, 1985; 2003; ITOPE, 2011b).

A partir do entendimento desses processos de intemperização, é esperado que a recuperação nos ambientes mais frios, particularmente no ártico e subártico, seja mais lenta que nos mais quentes, pois as temperaturas mais frias resultam numa evaporação menor das frações aromáticas e em degradação bacteriana mais lenta e, além disso, a menor quantidade de luz do dia reduz a oxidação fotoquímica (NOAA, 1997).

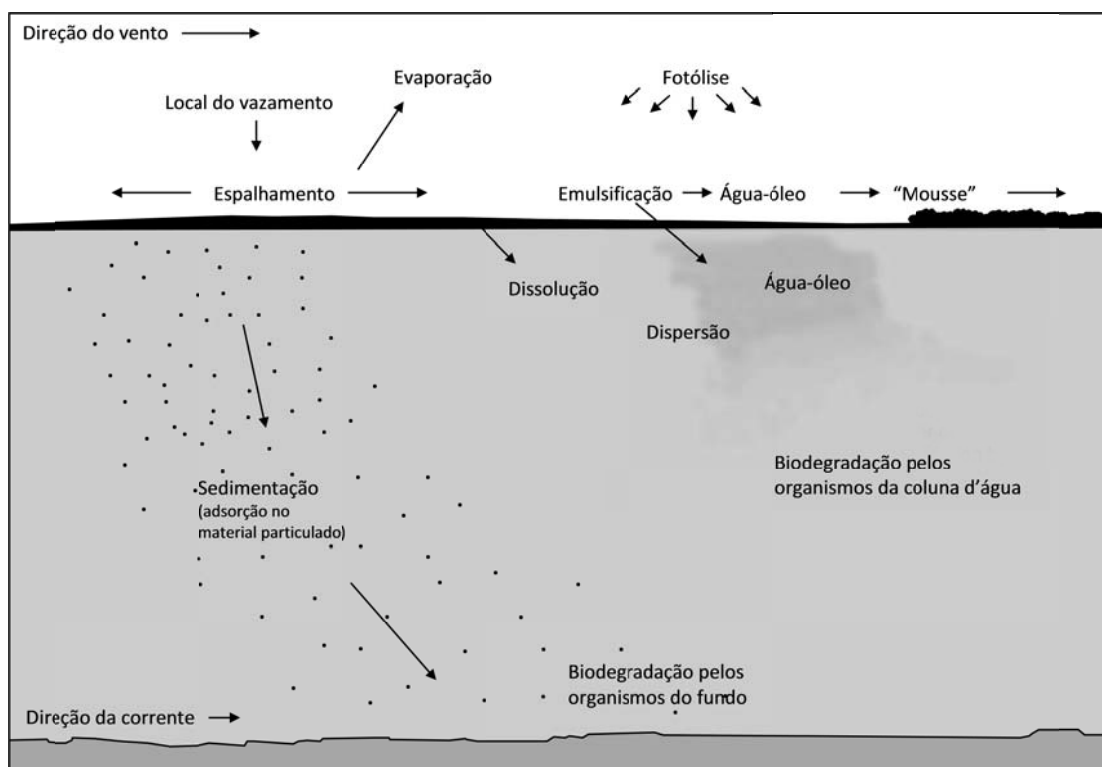


Figura 1: Ilustração dos processos de intemperização do óleo no ambiente marinho. Adaptada e traduzida de Kingston (2002).

Os estudos mostraram também que as ações de limpeza, em geral, podem interferir no tempo de recuperação de forma tanto positiva quanto negativa. Alguns registros na literatura que excederam bastante a faixa média do tempo de recuperação são justamente aqueles associados às ações inadequadas, muitas delas já ultrapassadas, como o uso de dispersantes extremamente tóxicos (de 1ª geração) ou limpeza mecânica com técnicas muito agressivas, como por exemplo, o jateamento de água quente em alta pressão ou a remoção de grandes camadas de sedimentos e consequente alteração do regime hidrológico (Bowman, 1978; Southward & Southward, 1978; Broman *et al.*, 1983; Baca *et al.* 1987; Sell *et al.*, 1995).

O processo e o tempo de recuperação das populações e comunidades biológicas dependem também de aspectos da história de vida dos organismos, isto é, o modo de reprodução e propagação e o tempo de vida. Para espécies com grande capacidade reprodutiva e de dispersão (como, por exemplo, aquelas que apresentam larvas pelágicas e colonização por imigração de outras áreas) e tempo de vida curto, a recuperação é muito mais rápida que para aquelas com tempo de vida mais longo, crescimento lento e que dependem apenas da reprodução local (Kingston, 2002). Adicionalmente, espécies com populações menores ou com áreas de vida ou de acasalamento e procriação muito restritas podem ser mais afetadas que outras e necessitar de mais tempo para se recuperar (O'Sullivan & Jacques, 2001; ITOPI, 2011a).

Devido às diferenças nas propriedades físico-químicas e toxicidade, os diferentes tipos de óleo podem resultar em efeitos peculiares a cada CVA, sendo por isso separados em categorias. Estas, basicamente, dividem os óleos pelo seu peso molecular em óleos muito leves, leves, médios e pesados. Maiores efeitos tóxicos estão associados aos maiores teores de aromáticos. Óleos crus, óleos combustíveis pesados e as emulsões água-óleo (musse) podem ter menor toxicidade, mas um grande efeito físico pelo recobrimento. Para informações mais detalhadas, recomendamos uma consulta ao documento da Comissão Europeia de Controle da Poluição (O'Sullivan & Jacques, 2001).

Segundo a NOAA, os diferentes tipos de óleo são separados em quatro categorias, cujos efeitos e características principais seguem detalhados no **Quadro 3**:

Quadro 3 – Tipos de óleos, efeitos e características principais*.

Categoria	Descrição	Efeitos e características principais
Tipo 1	Óleos muito leves (Querosene de aviação, gasolina)	<ul style="list-style-type: none"> • altamente voláteis (evaporam em um ou 2 dias); • elevadas concentrações de compostos tóxicos (solúveis); • impactos localizados, porém severos na coluna d'água e nos recursos da zona entremarés. • a limpeza não é possível.
Tipo 2	Óleos leves (Diesel, Óleo combustível N ^o . 2, Óleo cru leve)	<ul style="list-style-type: none"> • moderadamente voláteis e irão deixar resíduos (até 1/3 da quantidade vazada) após alguns dias; • concentrações moderadas de compostos tóxicos solúveis; • há recobrimento por óleo dos organismos na zona entremarés com potencial para contaminação de longo prazo; • a limpeza pode ser bem efetiva.
Tipo 3	Óleos médios (a maioria dos óleos crus)	<ul style="list-style-type: none"> • cerca de 1/3 irá evaporar nas primeiras 24 horas; • a contaminação das áreas costeiras na zona entremarés pode ser severa e de longo prazo; • impactos para as aves aquáticas e mamíferos aquáticos com pêlos podem ser severos; • a limpeza é mais efetiva quando rapidamente realizada.
Tipo 4	Óleos pesados (Óleos crus pesados; Óleo combustível N ^o . 6, Bunker C)	<ul style="list-style-type: none"> • pouca ou nenhuma evaporação ou dissolução; • provável contaminação severa das áreas costeiras na zona entremarés; • possibilidade de impactos severos por recobrimento e ingestão em aves aquáticas e mamíferos aquáticos com pêlos; • possibilidade de contaminação de longo prazo nos sedimentos; • intemperização muito lenta; • a limpeza da linha de costa é considerada muito difícil.

(*Traduzido de: <http://response.restoration.noaa.gov/oil-and-chemical-spills/oil-spills/oil-types.html>)

5.2 RECUPERAÇÃO

Por último, cabe uma breve discussão sobre o conceito de recuperação ecológica adotado aqui. Baker (1999) abordou de forma bem coerente e realista essa questão. Tendo em vista as dificuldades inerentes ao recorrente desconhecimento das condições pré-derrame e de como interpretar os dados em função das flutuações naturais, tal autora questiona o quão realista seria tentar definir “recuperação” como o retorno às condições pré-derrame. Desse modo, ela procurou levar em consideração esse aspecto na seguinte definição:

“A recuperação é marcada pelo restabelecimento de uma comunidade biológica saudável na qual as plantas e animais característicos daquela comunidade estão presentes e funcionando normalmente. Pode não ser exatamente a mesma composição de espécies ou de estrutura de idade presentes antes do impacto e esta ainda irá apresentar algumas alterações e posterior desenvolvimento. É impossível afirmar se um ecossistema que se recuperou de um derrame de óleo é o mesmo ou diferente daquele que existiria caso não tivesse acontecido o evento.”
- (Baker,1999)

Essa abordagem biológica realista norteou fortemente a análise da literatura e a avaliação das estimativas de tempo. Esse documento seguiu as premissas aqui apresentadas e priorizou a consolidação da literatura aderente a elas. Com exceção de alguns estudos que, com rigor de avaliação, só consideraram a recuperação total quando os níveis de abundância e riqueza foram similares aos anteriores ao evento. Nesse caso, para não perder muito da informação disponível, esses tempos foram aceitos, mas cabe ressaltar que, no nosso entendimento, muitas vezes estavam superestimados.

Dessa forma, é apresentado a seguir um resumo das premissas adotadas nesse documento para o conceito de recuperação:

- Conceito de recuperação de Baker (1999);
- Recuperação biológica e não química;
- Recuperação em nível de estrutura e função da comunidade, e não no nível de organismo.

5.3 ANÁLISE DA LITERATURA E ESTIMATIVAS DE TEMPOS DE RECUPERAÇÃO

Dentre toda a bibliografia encontrada sobre o tema, um total de 247 referências sobre efeitos do óleo e recuperação de ambientes atingidos por derrames de óleo foram inicialmente avaliadas. De acordo com os critérios e premissas sobre a avaliação da recuperação estabelecidos no presente trabalho, 106 referências foram selecionadas para subsidiar as proposições de tempo aqui adotadas para os 10 CVA considerados.

Além disso, conforme já mencionado na metodologia, foram desconsiderados os tempos máximos dos casos em que ações inadequadas de limpeza interferiram fortemente no tempo de recuperação e para os quais havia a indicação de tempos menores através da comparação com outras áreas onde houve a recuperação pela limpeza natural ou outra técnica mais adequada.

5.3.1 Habitats

5.3.1.1 Substratos inconsolidados submersos (infralitoral)

Aspectos gerais

Após a zona de transição entre o mar e a terra sob influência das marés, encontra-se uma zona permanentemente submersa denominada de infralitoral. Esse ambiente apresenta um gradiente de profundidade, pois se estende a partir da zona costeira rasa, indo pela plataforma continental e talude até as planícies abissais, e pode apresentar diferentes tipos de fundos. Os substratos inconsolidados, isto é, os sedimentos arenosos ou lamosos (**Figura 2**), são abordados aqui, tendo em vista que as regiões de fundos consolidados, geralmente habitats recifais (corais ou algas calcáreas) são objeto de outros CVA.

Por não sofrer o estresse do regime de marés e nem de grandes variações locais de temperatura, que comumente ocorrem nos ambientes costeiros de transição, essa região tem maior estabilidade em relação aos parâmetros físico-químicos. Com exceção dos estuários, as variações desses parâmetros costumam acontecer em maiores escalas (geográfica), relacionadas à profundidade e às correntes oceânicas.

O bentos é uma categorização genérica usada para denominar o conjunto de organismos que vive associado ao sedimento, em substrato consolidado (ex: rochas) ou inconsolidado. É um grupo muito abundante que abrange uma grande variedade de táxons, podendo, dessa forma, ser classificados a partir de diferentes aspectos. Com relação ao tamanho, podem ser classificados em megabentos, macrobentos, meiobentos e microbentos; a partir da sua relação com o substrato, em epifauna ou endofauna

bentônica; pela sua categoria trófica, em fitobentos ou zoobentos; e pelo seu método de locomoção, em organismos sésseis, sedentários, cavadores ou vágéis.

Sendo assim, como indicador para estimar o tempo de recuperação desse ambiente foi escolhido seu grupo biológico estruturante: a comunidade bentônica ou “bentos”. Os componentes da comunidade bentônica utilizados como objeto da maioria dos estudos pós-derrame nesse ambiente foram a meiofauna e a macrofauna.

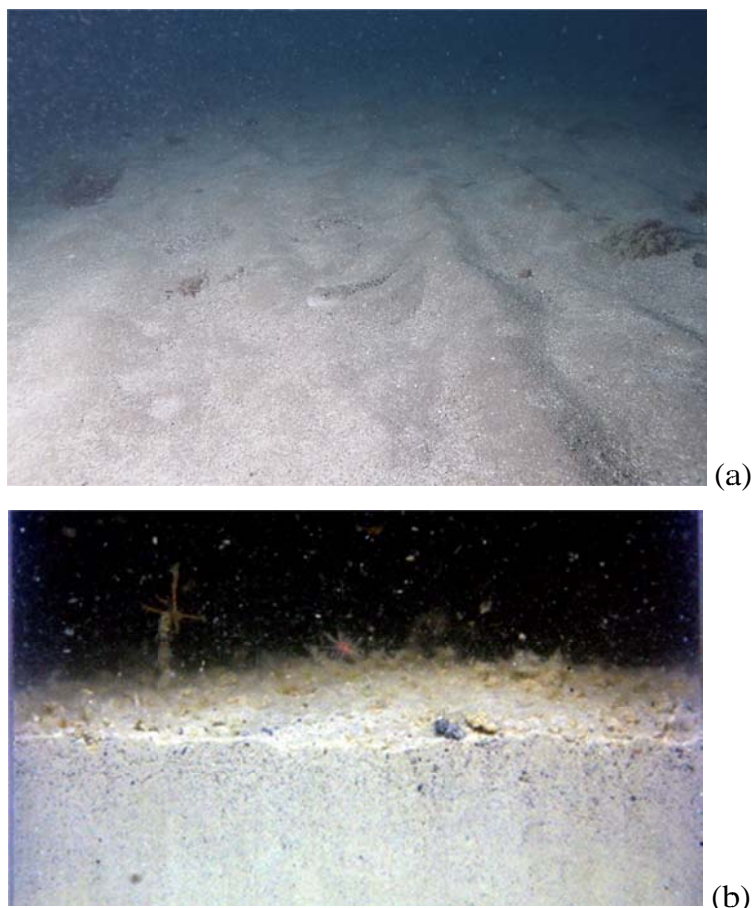


Figura 2: Detalhes de fundos inconsolidados:

- a) Imagem panorâmica de um fundo inconsolidado (arenoso) submerso. Foto: J. G. Harmelin. Fonte: UNEP-MAP-RAC/SPA. 2012. Disponível em: http://sdf.medchm.net/web/mimh/en/index.html?iii_2_2.htm
- b) Imagem de perfil de sedimento de lama arenosa nas ilhas South Orkney Islands, Powell Basin (1180 m de profundidade). Foto: Rochelle Seitz. Disponível em: <http://www.vims.edu/newsandevents/topstories/archives/2007/2007-antartic-diaz.php>

Efeitos e recuperação

Estimativas feitas a partir de um grande número de casos de derrames de óleo sugerem que cerca de 1 a 13% do óleo derramado pode ir para a zona do infralitoral (submersa) por transporte e sedimentação, sendo que as concentrações de hidrocarbonetos nessa região seriam de algumas ordens de grandeza menores que nos sedimentos da zona costeira da região entre marés (Lee & Page, 1997), conforme pode ser visto na **Figura 3**.

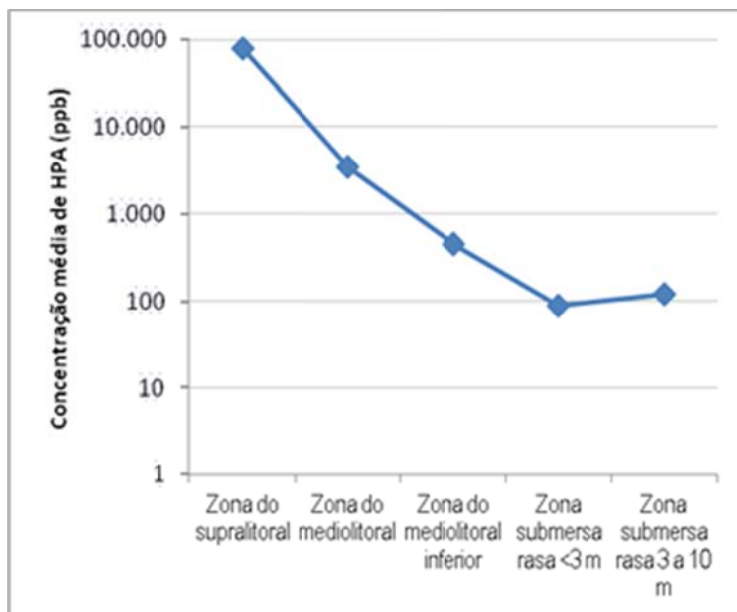


Figura 3: Comparação das concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) após o derrame de óleo do *Exxon Valdez* nos sedimentos das regiões entremarés e submersas. Os valores correspondem às médias geométricas das concentrações de hidrocarbonetos nos sedimentos em três locais fortemente impactados em Prince William Sound e foram coletados em 1990, um ano após o acidente. Fonte: Adaptado de Lee & Page (1997) a partir de Boehm *et al.* (1995).

As condições capazes de possibilitar elevadas concentrações de hidrocarbonetos na região submersa incluem um grande volume de óleo num estuário semifechado ou numa baía, juntamente com altas concentrações de material particulado, de modo que essa associação permita que os hidrocarbonetos afundem, mas isso, no entanto, é raro de acontecer (Lee & Page, 1997), mesmo em regiões costeiras (Payne *et al.*, 1989 *apud* Lee & Page, 1997). Uma elevada concentração de material particulado, da ordem de 10 a 100 mg.L⁻¹ é necessária para produzir quantidades significativas de particulado com óleo aderido e a maior parte das áreas oceânicas abertas apresentam particulado da ordem de 2 mg.L⁻¹ ou menos (Schubel, 1974 *apud* Lee & Page, 1997). Além disso, o transporte e a dispersão pelas correntes contribuem para a diluição desses hidrocarbonetos (Lee & Page, 1997). Grandes quantidades de óleo lançadas diretamente em áreas profundas, como no caso de afundamento de navios em áreas profundas ou *blowout* de poço de perfuração, podem gerar elevadas concentrações de hidrocarbonetos nos sedimentos do

fundo, mas geralmente próximas ao ponto do vazamento. De fato, os resultados geralmente indicam que, após 1 km de distância, essas concentrações já ficam em níveis de *background* (Lee & Page, 1997).

Tanto os óleos leves quanto os óleos pesados, na maioria das vezes, não representam impacto significativo nas áreas submersas (O'Sullivan & Jacques, 2001). Os primeiros dificilmente se depositam no fundo em virtude de sua elevada taxa de evaporação e dispersão, enquanto o óleo pesado depositado no fundo pode algumas vezes formar agregados de piche (*tar aggregates* ou *tar balls*), que parecem não afetar a estrutura da comunidade bentônica devido à sua baixa biodisponibilidade (Serrano *et al.*, 2006).

Como consequência das condições expostas acima, os efeitos já documentados sobre o bentos da região do infralitoral de sedimentos inconsolidados são geralmente de curta duração e de recuperação rápida (Lee & Page, 1997), com algumas exceções. As comunidades bentônicas afetadas por um derrame de óleo apresentam alterações na densidade, na riqueza e quanto às espécies dominantes, geralmente passando por quatro etapas consecutivas de efeitos e recuperação (Suchanek, 1993; Danovaro *et al.*, 1995; Gómez Gesteira & Dauvin, 2005):

1. um período de rápida mortalidade das espécies sensíveis ao óleo;
2. um período de baixo número de espécies e abundância;
3. um período de aumento na abundância das espécies oportunistas, tais como poliquetas e oligoquetas;
4. e um período de rápido declínio na abundância dos oportunistas e recolonização da área pelas espécies sensíveis que haviam sido reduzidas pelo estresse inicial.

Altas concentrações de hidrocarbonetos podem reduzir a abundância do bentos devido aos efeitos tóxicos, enquanto que concentrações intermediárias podem estimular a densidade devido ao enriquecimento orgânico (Gómez Gesteira & Dauvin, 2005). Segundo Serrano *et al.* (2006), no nível de comunidade, os estudos relatam efeitos cascata relacionados ao aumento, tanto das bactérias que degradam os hidrocarbonetos como, posteriormente, da abundância dos oligoquetas e poliquetas depositívoros (Peterson, 2001). O aumento da matéria orgânica e a diminuição dos níveis de oxigênio possibilitam a dominância de espécies oportunistas (Gómez Gesteira & Dauvin, 2005). No entanto, há algumas espécies que apresentam alta sensibilidade à exposição ao óleo e lenta recuperação devido à baixa fecundidade e capacidade de dispersão e colonização, sendo estas principalmente compostas por alguns anfípodos e equinodermas (Dauvin, 1987). Alguns estudos já demonstraram decréscimos populacionais desses grupos sensíveis (Dauvin, 1982; Elmgren *et al.*, 1983; Jewett *et al.*, 1996; Feder & Blanchard, 1998; Gómez Gesteira & Dauvin, 2000; Peterson, 2001; Zenetos *et al.*, 2004).

Um total de 19 artigos científicos que mencionavam efeitos e recuperação da fauna bentônica em substratos inconsolidados submersos foi selecionado inicialmente. Cabe ressaltar que os estudos experimentais em laboratório não foram utilizados, pois não representavam as condições originais de recolonização dos habitats por áreas adjacentes nesses ambientes, o que inseriria grandes ressalvas no exercício de avaliação da recuperação. A partir dessa seleção inicial, quatro estudos foram excluídos da análise, pois apresentavam apenas os impactos agudos imediatos e não a efetiva recuperação (Cabiocch *et al.*, 1978; Widbom & Oviatt, 1994) ou porque foram iniciados muitos anos (8 e 14 anos) após o evento (Guidetti *et al.*, 2000; Joydas *et al.*, 2012). O excelente trabalho de revisão geral de Lee & Page (1997), que mencionou efeitos e tempo de recuperação, foi avaliado para verificar a consistência das informações, mas não inserido na tabela.

Após tal seleção, os 14 estudos científicos avaliados para a estimativa de tempo de recuperação compreenderam, no total, o período entre 1980 e 2006 e englobaram 10 derrames de óleo diferentes, sendo a maioria de óleo cru (leve e pesado), seguido de óleo combustível e todos com navios: *Amoco Cádiz*; *Antonio Gramsci*; *Tsesis*; *Exxon Valdez*; *Braer*; *Sea Empress*; *Agip Abruzzo*; *Eurobulker*; *Aegean Sea* e *Prestige*.

A grande maioria dos estudos sobre impacto de óleo e tempo de recuperação em substratos inconsolidados submersos abordaram, separadamente, ou a macrofauna ou a meiofauna e um deles avaliou ambos. A macrofauna foi o componente estudado na maior parte dos trabalhos (total de 12) e a megafauna (epifauna) foi estudada em apenas um. Apenas dois estudos abordaram exclusivamente a meiofauna (Boucher, 1985; Danovaro *et al.*, 1995). As profundidades analisadas variaram de 2 a 300 m e a maioria dos ambientes foi de áreas razoavelmente abrigadas (baías) avaliadas até a profundidade de 40 m. Os estudos abordaram, em geral, alterações na biomassa, abundância, riqueza e diversidade das comunidades bentônicas após o impacto por óleo a partir de comparações com áreas de referência ou dados pretéritos.

Devido à grande diversidade de táxons, o grupo taxonômico avaliado é um fator importante a ser ponderado na avaliação dos efeitos e da recuperação do bentos. As características locais onde ocorreu o derrame e as suas proporções podem influenciar o tempo de recuperação desse grupo, embora alguns autores defendam que a quantidade de óleo derramado não seja um fator de grande importância na recuperação desses organismos, sendo, nesse sentido, a concentração e o tempo de permanência do óleo no substrato os fatores mais relevantes (Lee & Page, 1997), assim como a sua biodisponibilidade (Serrano *et al.*, 2006).

Aparentemente, os efeitos do óleo tendem a diminuir com o aumento da profundidade (Serrano *et al.*, 2006). Alguns estudos, apesar de terem encontrado hidrocarbonetos nos

sedimentos de fundo, relataram não ter identificado nenhum efeito significativo na fauna bentônica em profundidades maiores que 40 m (Kingston *et al.*, 1995; Feder & Blanchard, 1998), enquanto que alguns outros relataram efeitos para áreas mais rasas (Bonsdorff, 1981; Dauvin & Ibanez, 1986; Ibanez & Dauvin, 1988; Gómez Gesteira & Dauvin, 2005).

O grupo dos anfípodos, em especial as espécies do gênero *Ampelisca*, que são crustáceos da macrofauna, foi o grupo mais sensível segundo a maioria dos estudos. Devido à sua baixa capacidade de dispersão e fecundidade, nas áreas em que desapareceram quase que por completo após um derrame e onde não havia outras áreas adjacentes para recolonização, como no caso emblemático do *Amoco Cádiz* na França, houve dificuldade de recuperação e as estimativas de tempo foram as máximas encontradas (cinco anos), sendo estas bem diferentes do restante das outras áreas e estudos nesse caso (Dauvin & Gentil, 1990; Nikitik & Robinson, 2003). Já em outras áreas, onde uma parte das populações desse grupo sobreviveu, a recuperação foi bem mais rápida (Elmgren *et al.*, 1983; Dauvin & Ibanez, 1986; Nikitik & Robinson, 2003; Gómez Gesteira & Dauvin, 2005). Desse modo, o dado de recuperação referente a essa situação única foi tratado como um *outlier* e excluído do intervalo de tempo proposto para ambientes inconsolidados submersos (**Figura 4**).

A **Figura 4**, que apresenta a distribuição dos tempos de recuperação encontrados na literatura para o bentos de substratos inconsolidados submersos, mostra também a influência dos anfípodos e das características locais para o tempo de recuperação. Para fins de padronização de conceito e para evitar a subjetividade da mensuração, os registros de recuperação parcial da fauna não foram incluídos no gráfico. Os dados de Dauvin & Gentil (1990) foram considerados apenas no **Anexo 1**, mas excluídos da proposição do tempo, pois tal trabalho baseou-se em uma única avaliação, dez anos após o acidente. Em substituição, foram utilizados dados de outros estudos de longo prazo, realizados por esse mesmo autor em colaboração com outros pesquisadores, que relatavam o tempo de recuperação para a mesma área e referente ao mesmo derrame (*Amoco Cádiz*). No **Anexo 1**, estão registrados os estudos selecionados, bem como as informações sobre o grau de exposição do ambiente, o tipo de sedimento, as profundidades de coleta e a recuperação total e parcial, além dos grupos biológicos usados como indicadores.

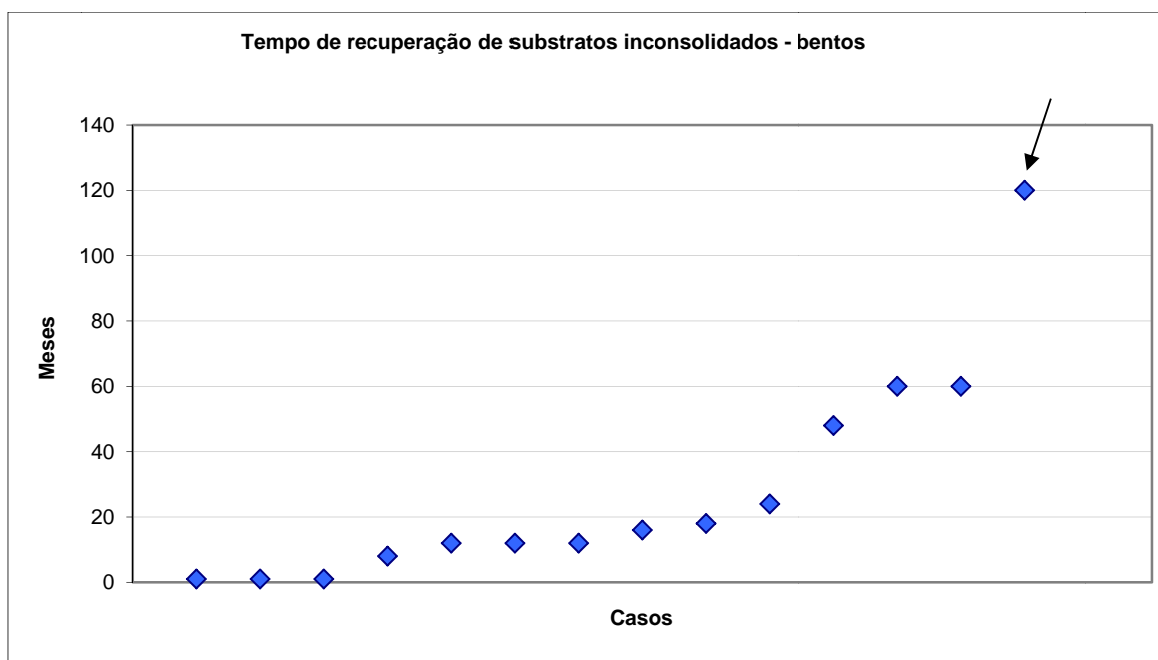


Figura 4: Tempo de recuperação total da fauna bentônica de substratos inconsolidados submersos após eventos de derrame de óleo a partir de dados da literatura. O caso indicado pela seta representa uma situação atípica e foi excluído da estimativa de tempo sugerida por causa dessa restrição.

A análise da literatura possibilitou estabelecer um intervalo de tempo para o bentos de substratos inconsolidados submersos de **um mês a cinco anos**, sobre o qual deverão ser feitas as ponderações a depender da severidade e características de cada caso e ambiente. É importante ressaltar que o bentos de áreas de maior profundidade não costuma ser afetado e, portanto, sequer deve ser escolhido como um CVA, a menos que haja um cenário de *blowout* de poço ou afundamento de navios tanque. Mesmo assim, o caso deve ser avaliado com o devido cuidado e restrições. Montagna *et al.* (2013) verificaram que o impacto na abundância e riqueza da comunidade bentônica, no caso do *blowout* da plataforma *Deep Water Horizon* no Golfo do México em 2010, numa lâmina d'água de 1.525 m se restringiu a uma área de 148 km², 17 km para sul do poço e 8,5 km para nordeste e não por toda a área modelada da mancha de óleo. Os impactos mais severos foram observados num raio de 3 km do poço. Cabe lembrar que esse foi um evento catastrófico, de longa duração e que envolveu uso intenso e atípico de dispersantes diretamente na boca do poço.

É importante ressaltar que a grande maioria dos estudos se situa no intervalo de tempo de recuperação de até dois anos. Portanto, recomenda-se ponderar todos os fatores chave envolvidos na avaliação de cada caso específico, tais como: o tipo de óleo, as espécies dominantes e seu modo de reprodução, o tipo de sedimento, o hidrodinamismo e a profundidade da área em questão. É importante considerar que os óleos mais leves e os mais pesados parecem apresentar pouco impacto significativo para os organismos do fundo, sendo os óleos intermediários os mais críticos. De modo geral, o bentos com pouca capacidade de dispersão, as áreas abrigadas e as pequenas profundidades

tendem a ser aspectos mais críticos para o tempo de recuperação. Enquanto que organismos de ciclo de vida mais curto e dispersão larval, áreas mais expostas com sedimento arenoso ou maiores profundidades são aspectos importantes para uma recuperação mais rápida.

5.3.1.2 Praias arenosas

Aspectos gerais

A praia é um ambiente dinâmico na interface mar-terra sujeito à ação de ondas, marés, correntes e ventos e constituído de sedimento inconsolidado, que pode ser composto por areia, carbonatos, seixos ou rochas. As praias apresentam uma região denominada entremarés e uma região de supralitoral (berma) que é coberta pela água somente em eventos climáticos extremos (ex.: tempestades).

As praias encontram-se distribuídas mundialmente, independente do clima e ocorrem em todo o litoral brasileiro. Nas zonas temperadas, ocorrem praias de seixos.

O perfil morfodinâmico (ou declividade) de uma praia é definido pela interação entre a energia das ondas, o regime de marés e as características do sedimento. O perfil se achata quanto maior a energia das ondas, maior o regime de variação de marés ou menor o tamanho das partículas de sedimento.

Os sedimentos de praia são compostos basicamente por quartzo (ou sílica) e carbonatos, e apresentam diferentes texturas a partir da composição de diferentes tamanhos de grãos e variações de acordo com a proporção de areia, silte e argila, sendo esta última, a partícula de menor diâmetro. A granulometria é um dos fatores determinantes para a composição e abundância das espécies que irão ocorrer naquele ambiente.

Devido à grande instabilidade do ambiente, a biodiversidade da praia é composta basicamente por animais com capacidade para se enterrar no sedimento e por aqueles com razoável mobilidade. Os principais organismos que compõem a comunidade bentônica das praias são divididos basicamente por categoria de tamanho em: macrofauna (>0,5 mm), meiofauna (0,05 – 0,5 mm) e microfauna. Os primeiros são capazes de se movimentar e se enterrar no sedimento, enquanto os da meiofauna são pequenos o suficiente para viver nos espaços intersticiais, ou seja, entre os grãos. Os micro-organismos (bactérias e diatomáceas) vivem aderidos às partículas de sedimento. Devido à disponibilidade de água, alimento e oxigênio, é na camada superficial (ou seja, nos primeiros 10 cm de areia) que se concentra a maior densidade de organismos.

A composição e a distribuição da fauna de praia são fortemente controladas por fatores físicos, especialmente o grau de exposição às ondas, as marés e o tipo de sedimento. Como todo ambiente de região entre marés, as praias apresentam uma zonação de organismos. Acima da zona entre marés, habitam alguns caranguejos e insetos. Crustáceos, moluscos e poliquetas são os organismos predominantes na zona entremarés. Equinodermas, anêmonas e peixes predominam na zona do infralitoral, ou seja, abaixo da zona entremarés e sempre cobertos pela água. Além disso, poliquetas tendem a predominar nas praias de areia fina e baixa energia de ondas e os crustáceos, onde há mais energia.

Por fim, as praias são áreas importantes para reprodução, alimentação e descanso de algumas espécies, como tartarugas e aves marinhas que são podem ser muito afetadas, caso essas praias sejam atingidas por óleo.

O CVA “praias” está sendo apresentado aqui de forma mais restrita como “praias arenosas”, de modo a excluir da proposição de tempo os registros de praias de seixos e matacões, que não são comuns no Brasil. Adicionalmente, foi considerada também apenas a porção entre marés. O indicador estabelecido para estimar o tempo de recuperação foi seu grupo biológico residente mais conspicuo e componente chave: a comunidade bentônica (macro e meiofauna).

Efeitos e recuperação

O ambiente de praia na região entre marés apresenta diferentes níveis de sensibilidade a derrames de óleo, conforme suas características específicas de tamanho de grão ou grau de exposição às ondas. As praias de maior exposição às ondas apresentam menor sensibilidade, e também menor produtividade biológica, quando comparadas às de locais abrigados com menor exposição e com grãos mais finos. Em consequência, a fauna parece se recuperar mais rápido nas praias de maior exposição e granulometria mais grosseira que nas abrigadas. Em contraste, quanto maior o tamanho do grão, maior é a instabilidade e a drenagem de água e, conseqüentemente, a penetração do óleo (Gundlach *et al.*, 1978). Assim, no caso de praias de seixos ou matacões, pode haver maior dificuldade para limpeza e também maior retenção do óleo. A persistência do óleo no ambiente pode afetar diretamente o tempo de recuperação. Quando o óleo fica retido em subsuperfície, pode haver liberação crônica de hidrocarbonetos para o ambiente.

Em geral, tanto a macrofauna quanto a meiofauna apresentam elevada capacidade reprodutiva, ciclo de vida curto e recrutamento larval pelágico, apresentando, portanto, potencial para uma rápida colonização do substrato após distúrbios, a depender do tipo e intensidade do impacto. No entanto, alterações em fatores estruturantes, como o tipo de

sedimento, podem ter implicações graves e apresentar efeitos de longo prazo para a comunidade biológica (NOAA, 1992).

As praias atingidas por óleo são quase que em sua totalidade objeto de intensas ações de limpeza devido ao seu valor estético e turístico (**Figuras 5 e 6**). Em geral, ocorre a limpeza mecânica com retirada da camada superficial de sedimento contaminada pelo óleo, sendo que, a depender da profundidade da camada retirada, grande parte da comunidade biológica ali presente pode ser removida. A literatura relata que esse fato, por si só, pode ser mais prejudicial em termos de impacto que o próprio efeito do óleo (Fricke *et al.*, 1981).



(a)



(b)

Figura 5: (a) Ação manual de limpeza (menos agressiva) numa praia da costa espanhola após o derrame do *Prestige*. Fonte: Whitfield (2003) e (b) Exemplo de limpeza com maquinário pesado, usado nas praias do Golfo do México no acidente da plataforma *Deep Water Horizon*. Fonte: Orlando Sentinel, McClatchy Tribune Services. Foto: Kevin Spear. Disponível em: http://www.nola.com/news/gulf-oil-spill/index.ssf/2010/10/federal_leaders_of_gulf_of_mex.html



Figura 6: Limpeza agressiva com jateamento de água quente em alta pressão numa praia de seixos no derrame do *Exxon Valdez*. Foto: "Exxon Valdez" Oil Spill Trustee Council.

Uma excelente visão geral dos principais aspectos envolvidos e efeitos em ambientes costeiros inconsolidados pode ser obtida em IPIECA (2000b).

Um total de 20 artigos que mencionavam recuperação da fauna bentônica em praias foi selecionado inicialmente. Destes, foram excluídos da análise cinco estudos de curta duração (Junoy *et al.*, 2005; de la Huz *et al.*, 2005; Schlacher *et al.*, 2011; Lv *et al.*, 2011; Yu *et al.*, 2013), suficientes para identificar os impactos na fauna das praias, mas não para avaliar a sua recuperação; e um estudo com dados qualitativos (Allen *et al.*, 1997).

Os 14 artigos considerados na análise compreenderam o período entre 1976 e 2007 e englobaram 10 derrames de óleo diferentes envolvendo navios: *Ap Lei Chau*; *Urquiola*; *Amoco Cádiz*; *Exxon Valdez*; *Sea Empress*; *Sea Transporter*; *Venpet* e *Venoil*, *Laura D'Amato*, *Frota Durban* e *Vicuña*; além de um estudo experimental. Apenas um estudo, uma tese de doutorado, representa um caso ocorrido no Paraná, Brasil (Matuella, 2007). Na maioria dos casos, o derrame foi de óleo cru (n=9), porém nem sempre exclusivamente, com alguns casos incluindo óleo diesel e *Bunker C*.

No **Anexo 2**, são apresentados todos os casos considerados com as informações sobre o tipo de óleo, a intensidade da exposição a este, as técnicas de limpeza, o tipo de sedimento, o grupo biológico alvo, bem como os tempos de recuperação.

Apesar de selecionados, os resultados de Wormald (1976), Bodin (1988) e Shin (1988) devem ser vistos com ressalvas já que não foram comparados com dados pretéritos nem áreas de referência. Shin (1988) apenas especulou que não teria havido impacto

significativo, no caso do navio *Frota Durban* em Hong Kong, enquanto para Wormald (1976), no caso do *Ap Lei Chau*, também em Hong Kong, houve recuperação total em 15 meses. Bodin (1988) apresentou o maior tempo já registrado para praias arenosas (5 anos), porém segundo um conceito de recuperação estritamente rigoroso e um pouco diferente da definição de Baker (1999), além de ter a restrição da falta de dados pretéritos. Boucher (1980) avaliou o mesmo acidente (*Amoco Cadiz*) que Bodin (1988) e num estudo de apenas oito meses, registrou uma recuperação parcial para a meiofauna.

A grande maioria dos estudos sobre impacto de óleo e tempo de recuperação em praias abordou, separadamente, ou a macrofauna ou a meiofauna, e uns poucos avaliaram ambos. A meiofauna foi o componente avaliado em oito dos 14 estudos analisados, sendo os nematódeos e copépodos os grupos considerados como indicadores.

Os efeitos principais relatados sobre as comunidades bentônicas foram a mortalidade de organismos e a redução da abundância e riqueza de algumas espécies (Wormald, 1976; Yu *et al.*, 2013). A recuperação foi avaliada em termos do retorno desses parâmetros aos níveis anteriores aos acidentes ou em comparação com áreas de referência (ou seja, áreas próximas que não foram atingidas). Em muitos casos, há o relato de picos de abundância pouco tempo depois do evento, especialmente dos nematódeos, oligoquetas e poliquetas, geralmente devido ao enriquecimento orgânico, seguido de um declínio por anoxia (Blaylock & Houghton, 1989). A recuperação era identificada, então, como o alcance da condição de relativa estabilidade das flutuações populacionais dentro dos níveis considerados naturais.

A comunidade bentônica das praias arenosas tem capacidade de rápida recuperação. Os componentes da meiofauna, que apresentam ciclo de vida bastante curto, em geral, apresentam rápida recuperação após impactos agudos por óleo, na escala de semanas ou meses. A macrofauna, por sua vez, apresenta um ciclo de vida um pouco mais longo, em geral de um ano ou pouco mais, o que resulta em um tempo de recuperação maior que o da meiofauna.

A **Figura 7** mostra o tempo necessário para a recuperação total da fauna bentônica nos estudos avaliados. Sempre que era mencionado pelo autor um intervalo de tempo, por exemplo, de 2 a 3 anos, o tempo máximo foi considerado. Para fins de padronização de conceito e para evitar a subjetividade da mensuração, os registros de recuperação parcial da fauna não foram incluídos no gráfico. Por isso, dois estudos (Giere, 1979; Boucher, 1980) foram considerados apenas no **Anexo 2**, onde estão registradas, com maiores detalhes, as informações tanto sobre a recuperação total quanto parcial e os grupos biológicos usados como indicadores.

Nos estudos consultados, o intervalo de tempo de recuperação teve como tempo mínimo a condição de não ter havido impacto significativo, sendo aqui considerado como o período de um mês (Matuella, 2007), e o máximo igual ao período de cinco anos (Bodin, 1988). No entanto, para efeito de estabelecer um intervalo de tempo de recuperação a partir da literatura, foram excluídos três estudos: Skalski *et al.* (2001), Shin (1988) e Bodin (1988). As duas últimas referências apresentaram as seguintes restrições: a) não havia dados pretéritos para comparação; b) não houve comparação com uma área de referência e c) a interpretação dos dados baseada apenas nas flutuações populacionais teve elevado grau de subjetividade. Os dados de Skalski *et al.* (2001) não foram considerados, pois neste trabalho os autores avaliaram praias de seixos e pedras grandes (*boulders*), o que não é uma situação representativa das praias brasileiras. Sendo assim, os resultados considerados referem-se às praias arenosas.

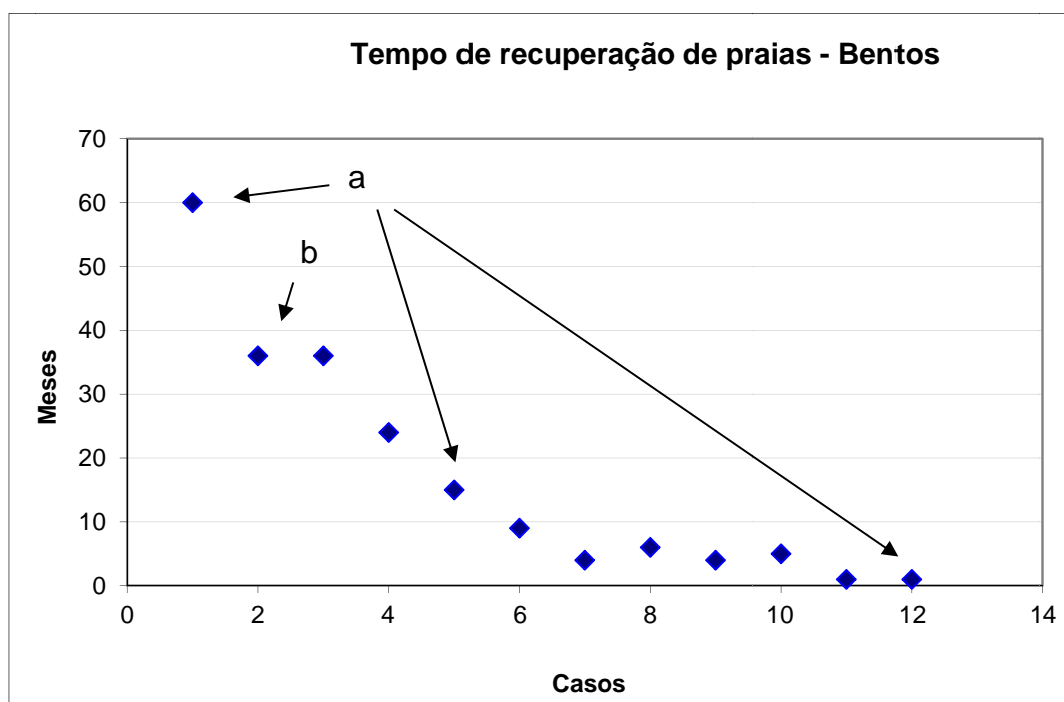


Figura 7 – Tempo de recuperação total da fauna bentônica de praias após eventos de derrame de óleo. Os estudos indicados pelas setas apresentaram restrições e não foram considerados no intervalo de tempo estabelecido para as praias arenosas brasileiras. Restrições: a) Falta de dados pretéritos e ausência de comparação com área de referência; b) Praias de seixos e matacões.

Um artigo (Blaylock & Houghton, 1989) apresentou o tempo máximo de três anos considerando a macrofauna e se baseando em observações de campo. Apesar de, em termos gerais, a meiofauna apresentar uma recuperação mais rápida, comparativamente à macrofauna, esta última apresentou também o menor tempo registrado (Matuella, 2007). O período de quatro a 12 meses engloba cerca de metade dos estudos (Fricke *et al.*, 1981; McLachlan & Harty, 1982; Moore *et al.*, 1997; Ansari & Ingole, 2002; Jones, 2003).

A partir da análise comparativa dos estudos, foi proposto um intervalo de tempo de recuperação padrão para as praias arenosas brasileiras, com relação a sua fauna bentônica. A determinação do tempo dentro desse intervalo irá depender do cenário do evento, considerando-se principalmente o tipo de óleo e sua intemperização ao chegar à costa, além da granulometria e do grau de exposição das praias avaliadas. O tempo máximo proposto é de **três anos e o mínimo de quatro meses**, levando-se em conta que metade dos estudos indicou tempos de no máximo um ano e mais de 85% dos casos válidos considerados tiveram um tempo de até **dois anos**. Assim, o tempo de três anos seria somente para cenários bastante críticos.

5.3.1.3 Costões rochosos

Aspectos gerais

Os costões rochosos formam um ambiente rochoso de interface entre o mar e a terra que compreende uma faixa de zona entre marés e uma zona submersa. São ambientes biologicamente ricos e bastante produtivos que estão mundialmente distribuídos e ocorrem em todo o litoral brasileiro, tanto em áreas expostas (mar aberto) quanto em áreas abrigadas (estuários e baías). O CVA aqui considerado incluirá apenas a sua porção entre marés, tendo em vista que esta apresenta maior vulnerabilidade por ser o local onde o óleo pode vir a se depositar.

Os principais fatores estruturantes para a composição e distribuição dos organismos nos costões são as ondas e a maré. O padrão mais evidente nos costões é o da zonação de organismos, ou seja, sua distribuição em faixas conspícuas em virtude da influência principal da ação da maré (Petraits *et al.*, 2008). O tempo de exposição ao ar, a dessecação e a capacidade das espécies de suportar essas condições adversas é que irão ser o fator determinante. Dessa forma, os costões na região entre marés podem ser divididos em zonas que vão desde onde somente respingos d'água alcançam até a parte mais próxima da água, onde há a maior diversidade de espécies. A disponibilidade de luz, o grau de exposição às ondas, o tipo de substrato, a salinidade, a temperatura e as interações biológicas de competição e predação são outros fatores estruturantes na distribuição dos organismos nesse ambiente (Branch, 2001; Petraits *et al.*, 2008).

Os costões podem ser classificados em expostos ou abrigados, conforme o seu grau de exposição às ondas, sendo que os últimos apresentam maior variedade de espécies.

A maioria dos organismos presentes nos costões é facilmente visível. Alguns ocorrem em elevadas densidades e são relativamente pequenos, sendo muitos destes sésseis (ou sedentários), vivendo aderidos ao substrato rochoso. As microalgas e as macroalgas

bentônicas são os produtores primários enquanto os secundários são principalmente os organismos filtradores (cracas e mexilhões) que retiram o alimento da água. Estes últimos são, em geral, os componentes mais abundantes na faixa superior e intermediária da zona entre marés, sendo as algas mais abundantes na faixa inferior. Entre os invertebrados sésseis, estão presentes também as anêmonas, esponjas, ascídias e poliquetas. Os invertebrados vágeis (que se movimentam) mais abundantes são, geralmente, os ouriços, moluscos gastrópodes, as estrelas do mar e os caranguejos.

O CVA “costões rochosos” (zona entre marés) tem como indicador para estimar o tempo de recuperação seu grupo biológico residente mais conspícuo e estruturante: a comunidade bentônica composta pelas macroalgas e o macrobentos.

Efeitos e recuperação

Apesar de serem vulneráveis, os costões rochosos são relativamente resilientes às mudanças. As condições naturais deste tipo de ambiente são bastante adversas, de forma que os organismos que nele vivem têm genuinamente a capacidade de resistir a condições físicas estressantes e apresentando grande potencial de recolonização do substrato e recuperação que, além de outros fatores, depende principalmente da chegada de suas larvas aos costões impactados (Ipieca, 1995; Le Hir & Hily, 2002).

Os efeitos do óleo nos costões podem ser tanto físicos quanto químicos, com potenciais impactos agudos e efeitos subletais. O aumento da biomassa das espécies menos sensíveis e o declínio daquelas mais sensíveis aos efeitos tóxicos do óleo são efeitos bem conhecidos dos derrames de óleo nos costões (Kotta *et al.*, 2008). Em geral, os impactos agudos costumam ser a mortalidade dos herbívoros, que são mais sensíveis, especialmente os gastrópodes, e essa perda pode levar à proliferação posterior de algas verdes oportunistas (Southward & Southward, 1978; Houghton *et al.*, 1996; Morrell, 1998). Os depositívoros costumam se beneficiar do aumento da matéria orgânica, enquanto os efeitos negativos podem ser o impacto físico do recobrimento por óleos pesados nos organismos, o que pode causar asfixia ou o entupimento do aparato alimentar dos filtradores (Elmgren *et al.*, 1983; Berge, 1990). Dentre os efeitos subletais, pode-se destacar a narcotização, especialmente com relação aos óleos leves como o diesel, que desprende o animal da rocha e o deixa vulnerável ao impacto das ondas (Stirling, 1977).

O processo de recuperação consiste, primeiramente, num aumento das espécies oportunistas e, depois, na sua gradual substituição pelas mais sensíveis. Ao longo do tempo, a riqueza (número) de espécies se recompõe e, posteriormente, a abundância retorna a valores semelhantes aos de antes do evento, dentro da faixa de variabilidade esperada para esses ambientes. Devido à forte interação biológica entre todos os

componentes das comunidades bentônicas dos costões e que determinam muito da dinâmica do sistema, qualquer alteração na abundância de alguma espécie chave é capaz de produzir fortes efeitos diretos e indiretos nos outros componentes (Paine, 1966; Menge *et al.*, 1994; Peterson *et al.*, 2003).

Dentre os fatores que podem ser destacados por influenciar mais diretamente no tempo de recuperação dos costões rochosos, os principais são: o grau de exposição às ondas; as ações de limpeza realizadas após o derrame, a presença de áreas menos impactadas próximas (que atuem como fontes de larvas) e o tipo de óleo vazado no acidente (Milanelli, 1994; Kingston, 2002). Alguns óleos são mais resistentes à degradação e agravam os possíveis impactos causados por danos físicos; enquanto outros, mais leves, porém mais tóxicos, têm um maior potencial para gerar impactos químicos no ambiente. Outros fatores que também são passíveis de influenciar na recuperação são a inclinação e a porosidade do costão, além da época de ocorrência do acidente (Baker, 1999; Ipieca, 1995).

O grau de exposição de um costão rochoso às ondas é um fator de grande influência na sua capacidade de limpeza natural após um derrame de óleo (Gundlach & Hayes, 1978; Hayes, 1996). A rapidez da recuperação é maior quanto maior for o grau de exposição (Kingston, 2002). Além da questão da rápida remoção natural do óleo pelas ondas, os organismos presentes em áreas mais expostas são de natureza mais efêmera e sua colonização nessa área ocorre de maneira mais rápida que em ambientes abrigados. No costão rochoso abrigado, além da remoção natural do óleo ser dificultada pela pouca energia das ondas, o ecossistema é mais sensível e com uma comunidade bentônica diferente daquela presente em costões mais expostos, sendo seu tempo de recuperação superior por causa da influência desses fatores (Baker, 1999; Ipieca, 1995). Além disso, a presença de uma comunidade com uma maior biomassa em ambientes abrigados é um fator que aumenta a persistência do óleo no local. Cabe ressaltar, no entanto, que a presença de óleo, especialmente em costões expostos, não é necessariamente um empecilho para a recuperação biológica desse ecossistema, pois há registros de vários casos em que, mesmo com a presença do óleo no ambiente, a fauna já estava em processo de recuperação ou já se encontrava recuperada (Baker, 1999; White & Baker, 1998).

Outro importante aspecto a ser considerado na análise do tempo de recuperação dos costões rochosos são as ações mecânicas de limpeza (principalmente o jateamento de alta pressão) e o uso de dispersantes realizados após um acidente. As ações de limpeza muito agressivas podem retardar significativamente o tempo de recuperação com relação ao restabelecimento da comunidade local (Sell *et al.*, 1995; Milanelli, 1994; Baker, 1999; Lees *et al.*, 2005), como observado nos derrames do *Torrey Canyon*, *Exxon Valdez* e

Esso Bernicia (Southward & Southward, 1978; Rolan & Gallagher, 1991; Driskell *et al.*, 1993; Houghton *et al.*, 1996; Baker, 1999; Hoff & Shigenaka, 1999; Díez *et al.*, 2009).

O uso de jatos de água com alta pressão, tanto quentes quanto frios, já se mostraram prejudiciais à recuperação biológica dos costões rochosos (Broman *et al.*, 1983; Milanelli, 1994; Kimura & Steinbeck, 1999; Lees *et al.*, 2005), pois removem toda a comunidade ali presente (**Figura 8**). O acidente de *Exxon Valdez* é um caso clássico presente na literatura, quando alguns costões foram limpos através do jateamento de água quente em alta pressão (Driskell *et al.*, 1993; Houghton *et al.*, 1996) e isto resultou em um maior impacto na comunidade bentônica por modificar a sua estrutura com a retirada intensiva de organismos chaves de vida longa. Dessa forma, eles demoram mais tempo para se restabelecer, aumentando consideravelmente o tempo de recuperação do ecossistema. Outro exemplo semelhante é o do acidente com o *Esso Bernicia*, quando ações mecânicas de limpeza agressivas foram feitas em alguns costões rochosos afetados, ocasionando um tempo de recuperação de dois anos para os costões não afetados pela limpeza e mais de nove anos para aqueles que foram limpos (Rolan & Gallagher, 1991; Baker, 1999). No Brasil, Milanelli (1994) verificou, através de um estudo experimental num costão de São Paulo, que o jateamento, tanto de alta quanto de baixa pressão, são contraindicados e, se usados por razões estéticas, devem ser feitos somente acima da faixa de organismos, o que é igualmente recomendado por Cantagallo *et al.* (2007).



Figura 8: Limpeza com jateamento de água em alta pressão na costa da França após derrame do *Erika*. Fonte: Whitfield (2003).

O uso de dispersantes como estratégia de limpeza pode ser um fator de influência negativa, por ser muito prejudicial às comunidades dos costões rochosos, aumentando assim, o tempo de recuperação (Crothers, 1983). Isso foi comprovado no caso do acidente de *Torrey Canyon*, em que o tempo de recuperação para as áreas não afetadas

pelo dispersante foi em média de 2 a 3 anos e nas áreas fortemente atingidas pelo dispersante de primeira geração altamente tóxico, esse tempo foi muito maior, alcançando 10 anos (Southward & Southward, 1978).

Para mais informações sobre os costões rochosos, suas características e os efeitos do óleo e da limpeza, recomendamos a leitura da publicação da Ipieca (1995).

Numa seleção inicial da literatura, foram avaliadas 41 referências sobre derrames de óleo em costões rochosos. Alguns desses estudos (n=21) não foram considerados pelos motivos expostos a seguir e de acordo com as premissas abordadas na metodologia. Alguns avaliaram apenas efeitos de curto prazo (Foster *et al.*, 1971; Cullinane *et al.*, 1975; Stirling, 1977; Myers *et al.*, 1980; Bonsdorff, 1981; Pople *et al.*, 1990; Newey & Seed, 1995; Simpson *et al.*, 1995; Lees *et al.*, 2005; Stevens *et al.*, 2012); outro abordou a bioacumulação (Blackman & Law, 1980); outro avaliou biomarcadores (Cajaraville *et al.*, 2006); outro foi apenas sobre recrutamento e assentamento (van Tamelen *et al.*, 1997); outro comparou o processo de recuperação e colonização em substratos recém criados com o daqueles afetados por óleo (Mearns *et al.*, 2008); outro foi realizado somente sete anos depois do acidente, o que impossibilita saber se havia recuperação anteriormente (Smith & Simpson, 1998) e alguns não deixaram muito claro se a recuperação foi atingida ou não (Blackman *et al.*, 1973; Crothers, 1983; Morrell, 1998) ou mencionavam que a comunidade ainda estava em processo de recuperação (De Vogelaere & Foster, 1994). Além disso, dois outros estudos (Gilfillan *et al.*, 2001; Díez *et al.*, 2009) foram excluídos por razões diversas, conforme esclarecimento a seguir. O recente estudo de Díez *et al.* (2009) sobre os efeitos do *Prestige* no fitobentos não foi considerado, pois o trabalho, que não conseguiu detectar impactos, lança muitas indagações acerca dos resultados e faz ressalvas quanto a falta de dados pretéritos e de áreas de referência adequadas. Entretanto, ainda relativo ao *Prestige*, o trabalho de Lobón *et al.* (2008) mostrou-se robusto o suficiente e não detectou impactos para as macroalgas. O estudo de Gilfillan *et al.* (2001), sobre o impacto do *Exxon Valdez*, também foi excluído, pois além de haver uma lacuna de tempo de dez anos entre uma avaliação e outra, esse acidente já havia sido avaliado através de três outros estudos (Kimura & Steinbeck, 1999; Hoff & Shigenaka, 1999; Skalski *et al.*, 2001).

De modo que, para estabelecer uma faixa de tempo para a recuperação deste CVA foram consideradas, dentre todos os artigos avaliados, 20 referências compreendendo o período entre 1973 e 2008 e que englobaram 12 derrames de óleo diferentes (crus leves, médios e pesados e *Bunker C*): os navios *Nella Dan*, *Exxon Valdez*, *Erika*, *Jessica*, *Nakhodka*, *Prestige Torrey Canyon*, *Vulcan*, *Esso Bernicia*, o terminal Tebar e a guerra do Golfo. Dois estudos apresentaram dados do Brasil, sendo um experimental *in situ* (Milanelli, 1994) e outro de um derrame em São Paulo (Lopes *et al.*, 1997). Dentre os artigos selecionados,

dois não foram considerados, porque foram avaliados apenas para corroborar o intervalo de tempo proposto, já que um era de revisão da literatura sobre os tempos de recuperação (Sell *et al.*, 1995) e o outro, publicado pela Ipieca (1995), que abordou os aspectos gerais dos impactos do óleo nos costões.

No **Anexo 3**, estão registrados os estudos selecionados bem como as informações sobre o tipo de óleo, grau de exposição ao óleo, a limpeza adotada, o grau de exposição (hidrodinamismo) do ambiente, a recuperação total relacionada às estratégias de limpeza, além dos grupos biológicos usados como indicadores. Alguns estudos foram agrupados na tabela, pois eram referentes a um mesmo derrame (*Exxon Valdez, Torrey Canyon, Jessica, Nakhodka e Arizona Standard*) e mesma localidade ou muito próximas, às vezes com grupos biológicos diferentes (Chan, 1973; 1977; Southward & Southward, 1978; Hoff & Shigenaka, 1999; Kimura & Steinbeck, 1999; Peterson, 2001; Skalski *et al.*, 2001; Hawkins *et al.*, 2002; Edgar *et al.*, 2003; Gelin *et al.*, 2003; Teruhisa *et al.*, 2003; Yamamoto *et al.*, 2003). Quando havia diferenças, especialmente de locais, eles foram separados.

O gráfico (**Figura 9**) apresenta a dispersão dos tempos de recuperação do bentos nos costões, sendo que os seguintes critérios foram considerados:

- a) os tempos máximos foram adotados (quando indicados intervalos de tempo; ex.: de dois a três anos = três anos), tanto para os casos onde houve limpeza quanto para aqueles representativos da recuperação natural;
- b) o tempo mínimo de um mês foi definido para os casos que não registraram impactos;
- c) e sempre que um registro indicava “menor que”, assumiu-se o valor cheio (ex.: <1 ano = 1 ano).

A grande maioria dos estudos envolveu estratégias amostrais com diversos tratamentos, incluindo controles, tais como a comparação entre localidades com óleo que sofreram limpezas agressivas, sendo a principal o jateamento de água quente em alta pressão, com áreas que não passaram por limpeza ou esta foi branda e puderam ter sua recuperação natural. Assim, os dados evidenciaram a forte influência negativa das técnicas de limpeza agressivas ou tóxicas para o aumento dos tempos de recuperação do bentos. Além da comparação entre tratamentos, em parte dos estudos, houve também comparações com dados pretéritos e áreas de referência.

Sell *et al.* (1995) realizaram uma ampla pesquisa bibliográfica e concluíram que 3 anos seria o tempo máximo de recuperação para qualquer costão rochoso em um caso típico de derrame. Alguns poucos casos extremos foram excluídos da estimativa de tempo de recuperação proposta por eles, pois, segundo os autores, não são representativos da maioria dos eventos de derrame e referem-se a situações de limpeza muito agressivas.

Entretanto, os autores assumiram que encontraram poucos artigos com uma recuperação completa de costões rochosos abrigados, assumindo que alguns meses deveriam ser somados a esses 3 anos para áreas mais abrigadas (Sell *et al.*, 1995). A relação quantitativa entre os tempos de recuperação de costas abrigadas e expostas é complicada, pois outras variáveis também podem estar envolvidas, como o tipo de óleo, clima, etc. (Baker, 1999).

Skalski *et al.* (2001) fizeram um estudo muito consistente a partir de nove anos de dados de monitoramento da zona entremarés afetada pelo derrame do *Exxon Valdez* e também verificaram que o período de 2 a 3 anos seria o tempo necessário para a recuperação da biota dos costões rochosos, quando comparada às áreas de referência.

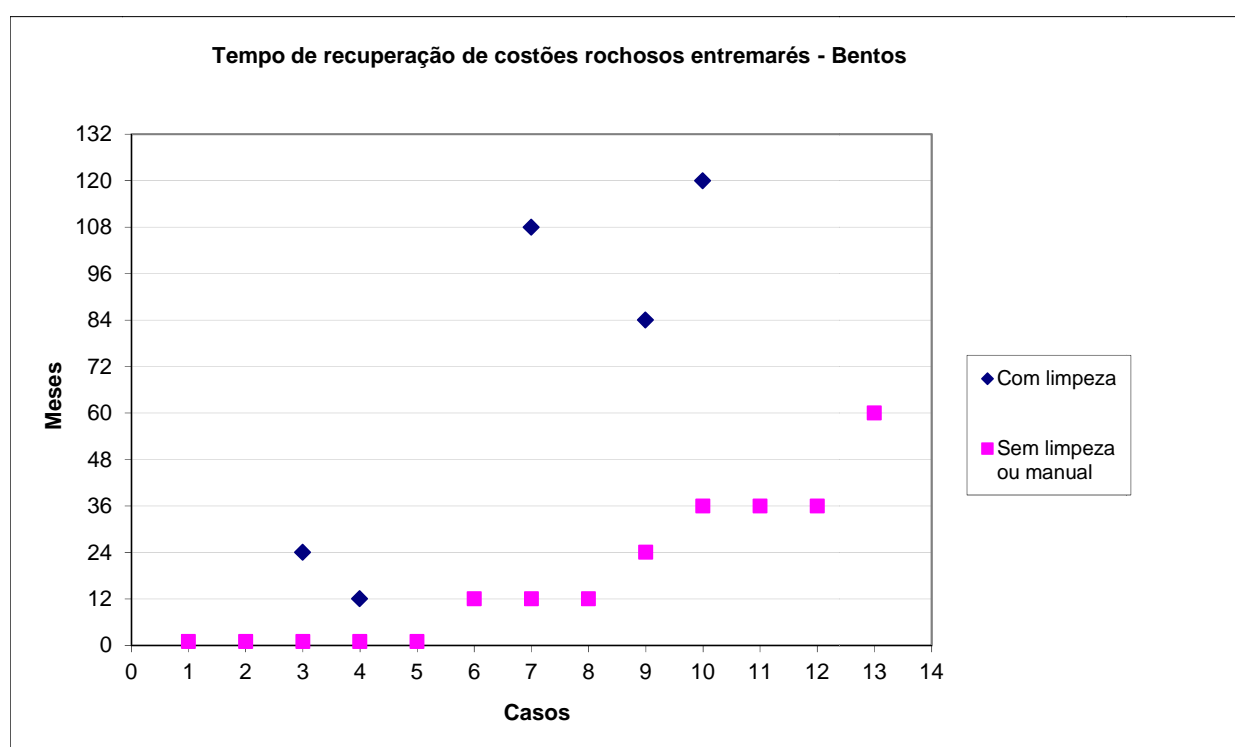


Figura 9: Tempo de recuperação total da fauna bentônica de costões rochosos na zona entremarés após eventos de derrame de óleo de acordo com registros da literatura.

A maior parte dos estudos relacionados à recuperação de costões rochosos após um derrame de óleo foi realizado em áreas temperadas. A ressalva que deve ser feita é de que os costões brasileiros, por estarem em áreas tropicais e subtropicais, apresentam comunidades bentônicas de características diferentes. Aqui há uma menor biomassa de macroalgas e uma composição específica bastante diferente. Dessa forma, o tempo de recuperação pode diferir um pouco entres essas regiões, como por exemplo, a questão da maior retenção de óleo pela grande biomassa das algas pardas (Ipieca, 1995) em costões abrigados temperados não parece ser uma questão tão relevante em áreas tropicais. Os tempos de recuperação registrados no Brasil foram de menos de um mês para costões

expostos que não sofreram limpezas agressivas para retirada do óleo (Milanelli, 1994; Lopes *et al.*, 1997).

Alguns registros na literatura indicaram não terem sido observados impactos significativos (Milanelli, 1994; Lopes *et al.*, 1997; Le Hir & Hily, 2002; Lobón *et al.*, 2008) ou um impacto mínimo de menos de um mês (Edgar *et al.*, 2003; Gelin *et al.*, 2003). Como assumiu-se nesse relatório que os menores intervalos de tempo verificados na literatura seriam representados por um mês, esse foi o tempo mínimo considerado na proposição. Os tempos referentes às limpezas muito agressivas com uso de dispersantes muito tóxicos não foram considerados para a proposição do tempo de recuperação, pois não representam a realidade atual de atuação em casos no Brasil (Southward & Southward, 1978; Rolan & Gallagher, 1991; Houghton *et al.*, 1997; Hawkins *et al.*, 2002). Assim, para a proposição de um tempo, sempre que havia registros, para um mesmo caso, de uma área que não sofreu limpeza e outra que foi limpa, foi considerado apenas o dado do local que teve a recuperação natural ou uma limpeza menos agressiva.

A grande maioria dos casos avaliados (92%) apresentou um intervalo de tempo de um a três anos de recuperação, e um estudo apenas, referente ao cenário catastrófico da Guerra do Golfo, apresentou um intervalo de tempo de 5 anos (Jones *et al.*, 1998). Portanto, o tempo de recuperação considerado para costões rochosos abrigados (cenário mais crítico) em grandes acidentes (situação catastrófica) pode chegar a 5 anos.

Baseado nos dados da literatura analisados, sugere-se um intervalo de tempo de recuperação, com base no restabelecimento das comunidades bentônicas, de **um mês a um ano** para costões rochosos expostos, e de **um a três anos** para costões abrigados, com possibilidade de em alguns casos excepcionais esse tempo ser de **cinco anos**. Ressalta-se, então, a ponderação necessária levando em consideração o grau de exposição do ambiente, o tipo do óleo e a proximidade da costa (potencial de intemperismo).

5.3.1.4 Arenitos de praia

Aspectos gerais

Os arenitos de praia (*beachrocks*) são rochas sedimentares, cimentadas por carbonato de cálcio, que se apresentam de forma alongada e estreita e se dispõem em linhas paralelas à costa (Silva *et al.*, 2006). Sua ocorrência é restrita às regiões tropicais e subtropicais entre as latitudes de 35°N e 35°S. No Brasil, os arenitos de praia são feições importantes do litoral nordestino, onde têm ampla ocorrência e constituem extensos afloramentos, sobretudo na baixa-mar (Silva *et al.*, 2006), conforme pode ser visto na **Figura 10**.

Essas rochas constituem uma proteção natural à erosão da linha de costa e apresentam uma biota bentônica característica de substratos consolidados da zona entremarés. Os organismos (macrofauna e macroalgas) podem ser encontrados na superfície ou nas laterais, em fendas, ou em poças de maré e resistem às variações de salinidade e temperatura, e a certos níveis de dessecação e ação hidrodinâmica, assim como nos habitats de costões rochosos.

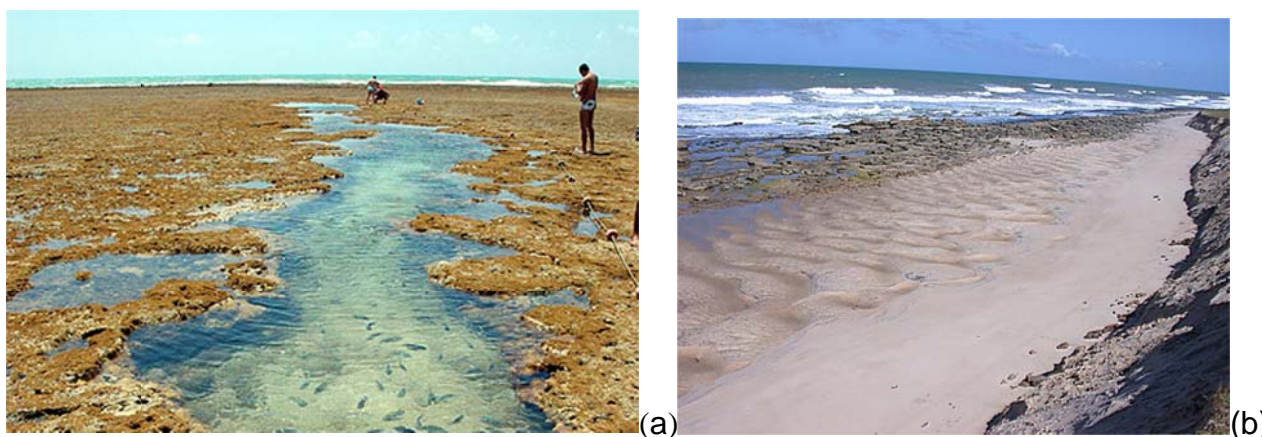


Figura 10: Formações de arenitos de praia no nordeste do Brasil. Fonte: (a) <http://nordestefree.blogspot.com.br/2010/09/recife-veneza-brasileira.html> e (b) Foto: ©Esmeraldino A. R.. Disponível em: www.panoramio.com

Efeitos e recuperação

Devido às inúmeras semelhanças com o habitat “costões rochosos”, este CVA deverá ser tratado em termos de tempo de recuperação como o costão rochoso. Ressalta-se que, além do tipo de óleo e proximidade da costa, inerentes a cada evento, há a necessidade de observação das suas peculiaridades locais em relação à rugosidade e poças de marés, assim como ao seu grau de exposição às ondas.

Então, baseado nos dados da literatura analisados para costões rochosos na zona entre marés, sugere-se para os arenitos de praia um intervalo de tempo de recuperação, com base no restabelecimento das comunidades bentônicas, de **um mês a um ano** para áreas mais expostas e de **um a três anos** para as mais abrigadas, com possibilidade de em alguns casos excepcionais esse tempo ser de **cinco anos**.

5.3.1.5 Manguezais

Aspectos gerais

É um ecossistema costeiro de transição entre os ambientes terrestres e marinhos, característico de regiões tropicais e subtropicais, que se estabelece na zona entremarés, quase sempre associado aos rios e estuários (Hogarth, 2001; Twilley, 2008). É constituído por uma vegetação predominantemente lenhosa e arbórea, mas também existem espécies herbáceas epífitas e aquáticas. A vegetação apresenta adaptações fisiológicas e morfológicas especiais para sobreviver em condições alagadas de elevado teor de sal, com sedimentos ricos em matéria orgânica e baixo teor de oxigênio (Kathiresan & Bingham 2001; Spalding, 2001). A maioria das angiospermas, típicas de manguezal, apresenta reprodução por viviparidade, ou seja, quando as sementes permanecem na árvore mãe até se transformarem em embriões conhecidos como propágulos (NOAA, 2002).

Os manguezais atuam na estabilização da costa, evitando a erosão, e também constituem barreiras físicas e geoquímicas para os contaminantes (Lewis *et al.*, 2011). São ecossistemas que contribuem enormemente para a produtividade das regiões costeiras e áreas de reprodução, berçário e abrigo e para a criação de espécies comercialmente importantes, como peixes, camarões e ostras (Kathiresan & Bingham, 2001; Nagelkerken *et al.*, 2008). Também são muito importantes para as aves no que diz respeito a áreas de alimentação, descanso ou de reprodução. Esse ecossistema faz parte das zonas úmidas de importância internacional da Convenção de Ramsar de 1971.

No que diz respeito à energia e à matéria, são sistemas abertos, recebendo, em geral, um importante fluxo de água doce, sedimentos e nutrientes do ambiente terrestre e exportando água e matéria orgânica para o mar ou águas estuarinas. É um importante transformador de nutrientes em matérias orgânicas, além de contribuir significativamente no ciclo global do carbono (Donato *et al.*, 2011; Kathiresan & Bingham, 2001;; Souza & Dangremond, 2011).

No mundo, existem cerca de cinquenta espécies de árvores de mangue. Sua abundância apresenta um gradiente latitudinal, de forma que o número de espécies diminui conforme aumenta a latitude. A grande maioria das espécies concentra-se na região do Indo-Pacífico. Na costa brasileira, os manguezais ocorrem desde o Amapá até Santa Catarina e são encontradas sete espécies pertencentes a quatro gêneros: *Rhizophora*, *Avicennia*, *Laguncularia* e *Conocarpus*. O Brasil é o terceiro país em área de manguezal, com 962.683 hectares, menor apenas que a Indonésia e Austrália (Giri *et al.*, 2011. Nas regiões temperadas, os manguezais são substituídos pelas marismas, cuja vegetação,

apesar de também ser adaptada às condições especiais de salinidade e alagamento, não é arbórea.

As três principais espécies brasileiras são:

- *Rhizophora mangle* (mangue-vermelho) apresenta raízes escoras que crescem rapidamente para atingir o solo e dar estabilidade à planta. O sistema radicular é formado por rizóforos, que possuem membranas permeáveis que filtram a água, não permitindo a passagem do sal para o interior da planta. É uma espécie tolerante ao alagamento por longos períodos. Seus propágulos se desprendem da árvore e caem como lanças, apontadas para baixo, vindo a enterrar-se no sedimento na baixa mar.
- *Laguncularia racemosa* (mangue-branco ou mangue verdadeiro) é uma árvore de pequeno porte que apresenta pneumatóforos e glândulas que excretam sal junto à lâmina de suas folhas. Sua reprodução, a exemplo dos outros gêneros, se dá através de propágulos e sementes. Seu poder germinativo pode durar aproximadamente 30 dias.
- *Avicennia schaueriana* (siriba, siriúba ou mangue preto) localiza-se geralmente na parte protegida do manguezal, próxima à interface entre a água e a terra. O gênero *Avicennia* é mais tolerante às altas salinidades, sendo o sal eliminado do interior da planta através de estômatos localizados na superfície das folhas. O sistema radicular desenvolve-se horizontalmente, a poucos centímetros da superfície do sedimento, e dessas raízes axiais saem ramificações que crescem eretas (aéreas), conhecidas como pneumatóforos, com a função de fazer a troca gasosa entre a planta e o meio ambiente. A reprodução vivípara ocorre através de sementes, que podem manter o seu potencial germinativo por até 100 dias, flutuando na água até encontrar local apropriado para o seu desenvolvimento.

Com relação à fauna, os caranguejos são dominantes nos manguezais. Sua atividade de cavar tocas e revolver sedimento auxilia na oxigenação das camadas do sedimento, sendo que suas atividades contribuem para a ciclagem de nutrientes (Hogarth, 2001). Além deles, uma fauna e flora composta por diversas espécies de outros invertebrados, tais como esponjas, cracas, briozoários, moluscos e também por algas epífitas vivem associadas ao sistema de raízes das árvores de mangue e seus pneumatóforos, que fornecem substrato duro para essa ocupação (Hogarth, 2001; Nagelkerken *et al.*, 2008).

O componente ambiental do ecossistema manguezal considerado aqui para avaliação da recuperação a um derrame de óleo foi a vegetação, devido ao seu aspecto estruturante e por ser o componente biológico com o maior tempo de recuperação no sistema, já que os

invertebrados se recuperam bem mais rápido (NOAA, 2002; Getter & Lewis, 2003; Otitoloju *et al.*, 2007; Melville *et al.*, 2009).

Efeitos e recuperação

Os manguezais estão entre os ambientes mais sensíveis a derrames de óleo (Jacobi & Schaeffer-Novelli, 1990; NOAA, 2002), sendo classificado com o ISL 10 (Índice de Sensibilidade do Litoral), segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2004). São áreas de baixa energia de ondas e difícil atuação de limpeza (Baker, 1982; NOAA, 2002). Muitas vezes, a limpeza pode causar mais danos que o próprio óleo e, nestes casos, a recuperação natural pode ser a melhor opção, sendo a escolha adequada no caso de óleos leves, como a gasolina e o querosene de aviação (Getter & Lewis, 2003). No caso de óleos pesados, a recuperação natural deve ser considerada apenas se o pisoteio puder causar penetração do óleo nos sedimentos (NOAA, 2002; Getter & Lewis, 2003). Ao considerar uma abordagem de teste da eficácia da aplicação de dispersantes em manguezais, alguns estudos experimentais de campo e laboratório revelaram que seu uso pode vir a ser uma opção benéfica para a redução dos efeitos subletais e mortalidade da vegetação, pois a remoção do óleo acaba por reduzir sua retenção nos sedimentos (Getter *et al.*, 1985; Ballou *et al.*, 1989; Duke & Burns, 1999; Getter & Lewis, 2003; Baca *et al.*, 2005).

Os efeitos do óleo no manguezal são muito similares entre os vários derrames já estudados, mas a magnitude desses efeitos e a recuperação podem variar devido ao tipo e quantidade do óleo vazado, à sua intemperização até chegar à costa, aos padrões de maré e ondas, à extensão de área atingida, à fisiografia, aos métodos de limpeza adotados e até mesmo à densidade dos caranguejos que fazem tocas, que podem ocasionar maior penetração do óleo no sedimento (Getter *et al.*, 1984; Snedaker *et al.*, 1996; NOAA, 2002).

Ao contrário da literatura para marismas, há poucos estudos específicos e comparativos sobre o impacto das ações de limpeza nos manguezais (Getter *et al.*, 1984; Evans, 1985), exceto quanto ao uso de dispersantes, que foi objeto de alguns estudos de longo prazo (Getter *et al.*, 1985; Ballou *et al.*, 1989; Duke & Burns, 1999; Duke *et al.*, 2000; Getter & Lewis, 2003; Baca *et al.*, 2005; De Micco *et al.*, 2011).

Os efeitos do óleo na vegetação dos manguezais podem ser tanto imediatos quanto tardios, surgindo meses ou anos após o evento, a depender da persistência do óleo residual no sedimento (Burns *et al.*, 1993; Garrity *et al.*, 1994; Snedaker *et al.*, 1996; Duke *et al.*, 2000). Esses efeitos consistem em folhas amareladas (clorose), desfolhação e morte de árvores e plântulas, que podem ocorrer tanto por efeitos tóxicos quanto por

efeito físico de recobrimento (Getter *et al.*, 1981; Lewis, 1983; Grant *et al.*, 1993; Keller & Jackson, 1993; Garrity *et al.*, 1994; Duke *et al.*, 2000; NOAA, 2002; Sadaba & Barnuevo, 2011). Os impactos se refletem em diversos parâmetros da estrutura da comunidade. A erosão pode vir a ser um efeito indireto ocasionado a partir da morte de árvores e do apodrecimento das raízes na região da franja (Garrity *et al.*, 1994; Snedaker *et al.*, 1996; Duke *et al.*, 1997).

É importante ressaltar que, quando um manguezal é atingido, nem todas as árvores recobertas por óleo sofrem mortalidade, o que, em geral, ocorre apenas em parte da área afetada (**Figura 11**) (Getter *et al.*, 1984; Burns *et al.*, 1993; Keller & Jackson, 1993; Garrity *et al.*, 1994; Duke *et al.*, 1997; Duke *et al.*, 1999; Yender *et al.*, 2008), possivelmente naquelas de maior retenção de óleo (Keller & Jackson, 1993).

Efeitos mais sutis na vegetação podem incluir: o aumento de raízes adventícias, aumento da sensibilidade ao estresse, redução no tamanho das folhas e deformidades, falhas de germinação, propágulos albinos, redução no número de lenticelas e diminuição da copa das árvores (Baker, 1982; Getter *et al.*, 1984; Grant *et al.*, 1993; NOAA, 2002; Lewis *et al.*, 2011, Sadaba & Barnuevo, 2011).

A fauna de invertebrados e as macroalgas associadas à vegetação, em geral, apresentam elevada mortalidade, mas com rápida recuperação (Chan, 1977; Nadeau & Bergquist, 1977; Gilfillan *et al.*, 1981; Levings *et al.*, 1994; Otitoloju *et al.*, 2007; Melville *et al.*, 2009). Os impactos de mais longo prazo estão associados ao óleo retido nos sedimentos, que pode persistir por muitos anos (Corredor *et al.*, 1990; Burns *et al.*, 1994; Ward *et al.*, 2003) e vir a ser uma fonte crônica de contaminação, sendo liberado continuamente para o ambiente e causando potencialmente efeitos subletais (Burns *et al.*, 1993; Garrity *et al.*, 1993; Snedaker *et al.*, 1996).

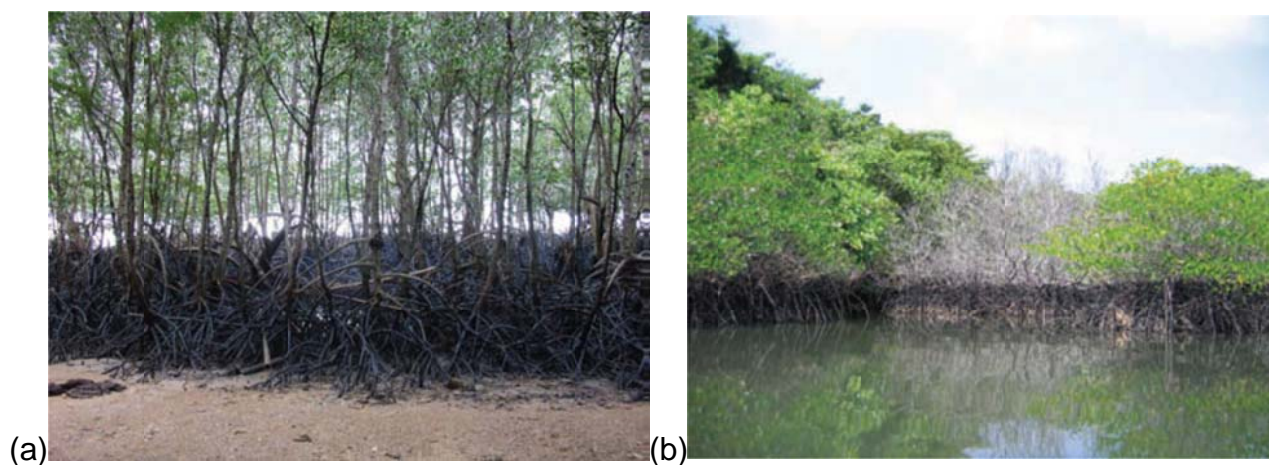


Figura 11: Detalhes de manguezal atingido por derrame de óleo do navio *Solar I* nas Filipinas mostrando aspectos do recobrimento das raízes (a) e de uma área com morte da vegetação (b). Fonte: Yender *et al.* (2008).

Óleos mais leves são mais tóxicos para os manguezais que os mais pesados, porém a intemperização, principalmente a sua rápida volatilização, diminui sua toxicidade (Snedaker *et al.*, 1996; NOAA, 2002). Os óleos muito leves e leves, tais como a gasolina, o querosene de aviação e o óleo combustível nº2, contêm mais compostos tóxicos e são mais solúveis na água. A fauna e flora associadas ao sistema de raízes são bastante vulneráveis aos seus efeitos tóxicos, especialmente se o derrame for de grande volume e atingir a costa rapidamente, antes do óleo evaporar. Além disso, esses óleos leves também podem causar mortalidade dos mangues pretos e vermelhos, devido à absorção pelas raízes e seus efeitos tóxicos. No entanto, eles têm menor persistência no sedimento. Entre os leves, o óleo combustível nº2 tende a ser o mais persistente, em especial se penetrar no sedimento através das tocas dos animais ou pelo pisoteio da equipe de limpeza (Getter *et al.*, 1985). Óleos mais pesados intemperizados são menos tóxicos que os crus (NOAA, 2002).

Os óleos crus e os refinados pesados, tais como o *Bunker C*, ao recobrirem as raízes e pneumatóforos, podem reduzir a troca gasosa. Esse efeito físico, porém, não é considerado a causa principal de mortalidade (Snedaker *et al.*, 1996). Muito embora esses óleos pesados sejam considerados menos tóxicos (Getter *et al.*, 1985), eles têm longa persistência no ambiente (Burns *et al.*, 1994) e podem vir a causar a perda de folhas e, em alguns casos, a morte de árvores mais afetadas, além de prejudicar também o recrutamento e sobrevivência de plântulas e propágulos (Baca *et al.*, 2005).

A morte de árvores e o apodrecimento das raízes, que podem facilitar a erosão da zona de franja e agravar os impactos diminuindo a área recuperada, apresentam uma relação com o grau de exposição (Garrity *et al.*, 1994; Snedaker *et al.*, 1996; Duke *et al.*, 1997). No entanto, a influência do grau de exposição dos manguezais para a recuperação ainda não é uma questão bem definida na literatura. Áreas mais expostas às ondas, ventos e correntes fortes podem ter recuperação mais lenta, ou mais rápida que as áreas abrigadas, dependendo da situação, ou seja, é preciso avaliar caso a caso (Duke *et al.*, 1997, 1999; Getter & Lewis, 2003). Contudo, quando ocorrem eventos naturais catastróficos após um derrame, como ciclones, por exemplo, a recuperação passa a ser mais lenta, mesmo em locais abrigados (Duke *et al.*, 1999).

Nos ambientes tropicais, onde o clima é mais quente e há mais luminosidade, a degradação do óleo é mais rápida (NOAA, 1994), assim como nas áreas do manguezal onde a inundação é maior, os teores de hidrocarbonetos irão diminuir mais rapidamente (Garrity *et al.*, 1994). A recuperação da vegetação pode ser avaliada pela restauração das clareiras, já que esse processo acontece através do recrutamento periódico e sobrevivência de plântulas e propágulos nas áreas afetadas, gerando a recomposição do bosque. Durante todo esse processo, os efeitos tóxicos da contaminação crônica pela

redistribuição do óleo enterrado no sedimento e o impacto físico da queda e arraste de árvores e raízes mortas costumam causar atrasos na recuperação (Getter & Lewis, 2003). Após cinco a sete anos do evento, a estrutura do bosque se torna mais estável e a contaminação se torna menor.

Um total de 61 referências bibliográficas sobre manguezais e óleo foi analisado inicialmente. A análise dessa literatura revelou que muitos estudos abordaram apenas os efeitos agudos do óleo na vegetação, sem avaliações sobre a recuperação (Getter *et al.*, 1981; Cubit *et al.*, 1987; Snowden & Ekweozor, 1987; Ballou & Lewis, 1989; Levings & Garrity, 1995; Chindah *et al.*, 2007; Andersen *et al.*, 2008; Yender *et al.*, 2008). Outros foram de revisão geral dos efeitos (Baker, 1982; Getter *et al.*, 1984; Ipieca, 1993; Ellison & Fansworth, 1996; Snedaker *et al.*, 1996; Duke *et al.*, 1999; NOAA, 2002; Lewis *et al.*, 2011). Quando a recuperação era abordada, havia controvérsias, assim como em outros habitats, tendo em vista as diferentes abordagens adotadas nos estudos. Alguns estudos analisaram a recuperação da vegetação, porém não por tempo suficientemente longo para avaliar uma recuperação total (Rützler & Sterrer, 1970; Cubit *et al.*, 1987; NOAA, 1994; Lamparelli *et al.*, 1997; Proffitt & Devlin, 1998; Soares *et al.*, 2006; Yender *et al.*, 2008; Melville *et al.*, 2009; Sadaba & Barnuevo, 2011;). Em outros, o enfoque foi dado à presença do óleo no sedimento (Burns *et al.*, 1994; Burns & Codi, 1998), independente se a área de manguezal e sua vegetação estavam recuperadas e atuando em suas funções ecológicas e estruturantes. Outros abordaram a recuperação da biota associada de invertebrados (Chan, 1977; Jackson *et al.*, 1989; Gilfillan *et al.*, 1981; McGuinness, 1990; Garrity & Levings, 1993; Levings *et al.*, 1994; Otitoloju *et al.*, 2007; Melville *et al.*, 2009). Alguns analisaram a persistência do óleo associada aos efeitos crônicos e subletais ou bioacumulação de hidrocarbonetos em organismos (Burns *et al.*, 1993; Garrity *et al.*, 1993; Levings *et al.*, 1994) e há também diversos estudos que fizeram extrapolações e previsões sobre o tempo de recuperação (Lewis, 1983; Getter *et al.*, 1984; Thorhaug, 1989; Burns *et al.*, 1993; Garrity *et al.*, 1993; Keller & Jackson, 1993; Burns & Codi, 1998; Duke *et al.*, 1999; Brito *et al.*, 2009; Lewis *et al.*, 2011).

Como não há muitas oportunidades para estudos de longo prazo (> 10 anos), que possam avaliar com maior robustez a recuperação dos manguezais, muitos autores adotaram estimativas por previsão e extrapolação, a partir de seus dados de alguns anos, e apresentaram quanto tempo levaria para que a recuperação fosse completa. Essas estimativas de tempos baseadas em extrapolações não foram consideradas para estabelecer os limites adotados nesse documento, devido ao seu caráter bastante subjetivo (Lewis, 1983; Keller & Jackson, 1993; Burns *et al.*, 1993; Burns & Codi, 1998; Duke *et al.*, 1999; Lewis *et al.*, 2011) e porque há alguns estudos que, de fato, puderam aferir a recuperação dos bosques. Pode-se destacar alguns trabalhos objeto de restrições segundo tal critério: Thorhaug (1989) cita um intervalo de 20 a 50 anos, de forma

genérica, como tempo de recuperação para manguezais, sem citar casos específicos; Burns & Codi (1998) também fizeram uma previsão de 50 anos baseados na potencial persistência do óleo e redução para níveis de *background*, que foi posteriormente citada por outros autores, tais como Brito *et al.* (2009); Keller & Jackson (1993), que fizeram um estudo sobre os efeitos e a recuperação da vegetação com dados de 5 anos, estimaram (por suposição) um tempo de 50 a 60 anos para a recuperação total do manguezal; Lewis (1983) apresentou uma estimativa de tempo de recuperação na faixa entre 10 a 50 anos, porém sem relacionar aos dados de nenhuma referência. A extrapolação, que parece ser a mais bem fundamentada, foi obtida por regressão linear a partir de vários dados de recuperação da vegetação, e foi de 36 anos em média, apresentada por Duke *et al.* (1999) para diversos manguezais. Na mesma publicação, é apresentada, inicialmente, uma suposição de 50 anos para a recuperação dos manguezais, que mais adiante é substituída pelo resultado da extrapolação dos dados reais e cuja conclusão foi de 36 anos.

Assim como para outros ecossistemas, a maioria dos estudos sobre manguezal aborda os efeitos agudos de curto prazo e não o tempo de recuperação. Há, no entanto, dois casos emblemáticos que geraram vários estudos de longo prazo, um sobre um derrame acidental, em Bahia de Las Minas (Jackson *et al.*, 1989; Burns *et al.*, 1993,1994; Garrity & Levings, 1993; Garrity *et al.*, 1993, 1994; Keller & Jackson, 1993; Duke *et al.*, 1997), e outro experimental denominado TROPICS (*Tropical Oil Pollution Investigations in Coastal Systems*), ambos no Panamá. Esse último aconteceu em 1984 e gerou diversos estudos ao longo de 20 anos (Ballou & Lewis, 1989; Ballou *et al.*, 1989; Ward *et al.*, 2003; Baca *et al.*, 2005; De Micco *et al.*, 2011). O objetivo foi avaliar a eficácia do uso de dispersante em alguns ambientes costeiros, incluindo manguezais, e comparar os efeitos entre áreas onde foi aplicado o óleo cru e o disperso, além de comparações com uma área de referência e dados pretéritos.

Seguindo as premissas da metodologia, foi feita uma seleção posterior da bibliografia consultada, o que resultou na exclusão de muitos estudos. Na análise final da estimativa de recuperação, oito referências foram consideradas, englobando acidentes com óleo cru médio, óleo combustível MF-380 e óleo pesado *Bunker C* no Brasil, Panamá, Estados Unidos e Filipinas e envolvendo navios (*M/T Solar*, *Whitwater*, *Peck Slip*, *Howard Star*, *Zoe Colocotronis*), tanque de armazenamento, ruptura de duto e derrame experimental no campo (TROPICS).

No **Anexo 4**, estão registrados os estudos selecionados sobre tempo de recuperação da vegetação (total e parcial), bem como as informações sobre o tipo de óleo, o grau de contaminação e as estratégias de limpeza.

O estudo experimental de longo prazo (TROPICS) avaliou o tempo de recuperação total com e sem o uso de dispersante. Nesse caso, para efeito da estimativa aqui apresentada, foi considerado apenas o tempo da área sem o dispersante, pois não há permissão para uso de tal técnica em áreas costeiras e manguezais no Brasil.

Os estudos avaliados que mencionaram uma recuperação total (cinco eventos) apontaram para tempos de 11, 20, 23, 25 e 29 anos (Duke *et al.*, 1997; Getter & Lewis, 2003; Baca *et al.*, 2005; De Micco *et al.*, 2011). A recuperação parcial de alguns casos foi apresentada na tabela, apenas como registro, mas não como objeto de análise (**Figura 12**).

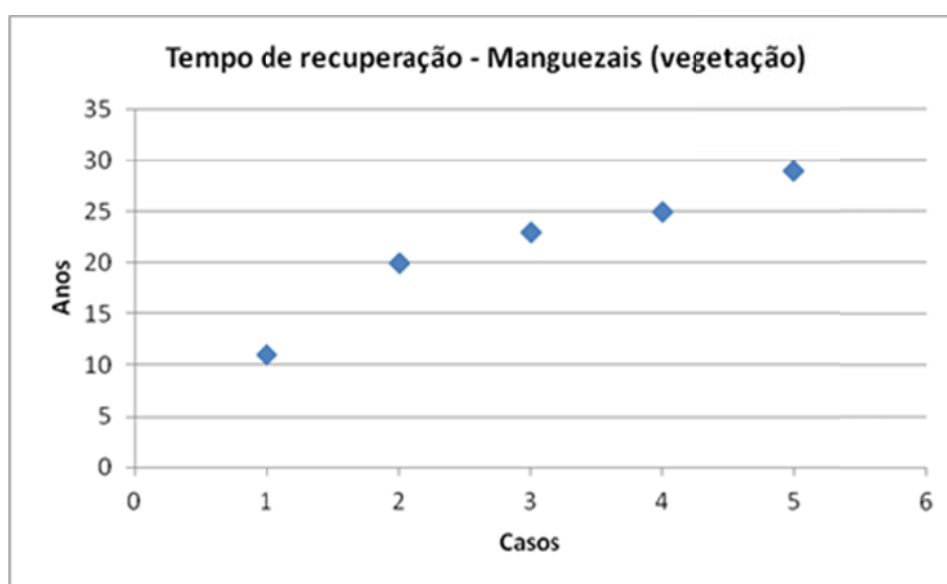


Figura 12: Tempo de recuperação total da vegetação de manguezais após eventos de derrame de óleo.

O menor tempo de recuperação total foi observado por Duke *et al.* (1997), através de imagens aéreas, quando verificaram a vegetação em estágio bem avançado após 6 anos do evento e uma recuperação completa com copas densas após 11 anos. Já o maior tempo (29 anos) foi verificado por Getter & Lewis (2003) para o acidente do *Zoe Colocotronis*, com a ressalva de que a avaliação só foi realizada após esse intervalo de tempo, ou seja, a recuperação pode ter acontecido antes disso.

Segundo Michel (2001) *apud* Getter & Lewis (2003), que realizou uma extensa revisão de literatura de manguezais afetados por óleo, a recuperação pode acontecer em períodos de menos de um ano até mais de 23 anos. Já para Getter & Lewis (2003), que também fizeram uma ampla revisão da literatura, além de revisitarem três áreas de manguezais afetadas por derrames de óleo após um período de 23 e 29 anos, esse ciclo de recuperação seria de **seis a 25 anos**. Esses autores mencionaram que o tempo mais

longo estaria associado a múltiplos eventos (repetição do impacto), inclusive considerando impactos de furacões posteriormente aos acidentes.

Desse modo, para a estimativa de tempo de recuperação de manguezais atingidos por óleo, consideramos nesse documento, o intervalo de **seis a 29 anos**, conforme consolidação feita por Getter & Lewis (2003), que inclusive, levam em consideração eventos de grandes proporções. Embora o tempo máximo seja de 29 anos, recomenda-se que esse limite superior somente seja aplicado para casos extremos. Do contrário, o limite superior deverá ser de **25 anos**. Uma ponderação com relação ao tipo de óleo, grau de intemperização e volume vazado que atingirá a costa deverá ser feita ao estimar um tempo de recuperação dentro desse intervalo apresentado.

5.3.1.6 Marismas

Aspectos gerais

As marismas (*saltmarshes*) são ecossistemas de distribuição global que ocorrem na região entremarés em áreas abrigadas e, nos estuários subtropicais, como no caso do Brasil, costumam ocupar a franja dos manguezais (Ipieca, 1994; Wolinski *et al.*, 2011). É um ecossistema composto por plantas terrestres herbáceas, a maioria perene, adaptadas ao estresse, que suportam as variações de salinidade, temperatura e maré. Na maioria das vezes, é dominado por uma ou poucas espécies de gramíneas, como a grama alta (*Spartina* sp.) ou o junco (*Juncus* sp.), por exemplo. O regime de inundação pelas marés cria uma zonação da vegetação, de forma que as marés são as responsáveis pela estruturação e função das marismas (O'Sullivan & Jacques, 2001).

A depender da latitude, a vegetação pode ficar em estado de dormência no inverno ou pode crescer durante todo o ano. O gradiente latitudinal é o oposto do comumente encontrado para as plantas vasculares, sendo que o número de espécies nos trópicos é muito baixo e a riqueza máxima é encontrada nas regiões temperadas (Adam, 2002).

Esses ambientes são considerados como equivalentes ecológicos dos manguezais e exercem as funções de proteção da linha de costa contra a ação das ondas e de área de berçário e de vida para peixes, aves e outros organismos (Pezeshki *et al.*, 2000; Adam, 2002; Boorman, 2003). A cadeia alimentar baseada em detritos é mais importante que aquela dos herbívoros ou dos carnívoros (O'Sullivan & Jacques, 2001).

Efeitos e recuperação

A recuperação das marismas foi avaliada a partir de seu componente estruturante: a vegetação, sendo a recuperação dependente basicamente do crescimento da vegetação e da recolonização da área pelas plantas.

Há uma quantidade razoável de literatura científica sobre efeitos e recuperação de marismas afetados por óleo, incluindo muitos trabalhos experimentais realizados *in situ*. Algumas publicações compilaram essas informações e geraram uma extensa revisão da literatura (Ipieca, 1994; Hoff, 1995; Sell *et al.*, 1995; Zengel & Michel, 1995; 1996; Proffitt, 1998; Pezeshki *et al.*, 2000; Anderson *et al.*, 2010;). No entanto, essa extensa literatura revelou também uma particularidade em relação à recuperação das marismas: em alguns casos, esta foi bastante lenta, enquanto em outros, o ambiente se mostrou muito resiliente e com rápida recuperação (em até dois anos) (Mendelssohn *et al.*, 1993).

Os estudos pós-acidente com o *Torrey Canyon* (1967) forneceram as primeiras informações sobre os impactos nesses ambientes e, posteriormente, os estudos sobre o *Amoco Cádiz* (1978) trouxeram mais conhecimento sobre a recuperação e principalmente sobre os danos potenciais das técnicas agressivas de limpeza (Baca *et al.*, 1987; Gilfillan *et al.*, 1995). Uma grande parte dos estudos sobre impacto de óleo e tempo de recuperação em marismas abordou a questão dos impactos das técnicas de limpeza adotadas.

A partir de uma seleção inicial de 39 referências bibliográficas, cerca de metade dos estudos (n=21) foram excluídos da análise, pois:

- abordavam somente a fauna associada (Michael *et al.*, 1975; Neff *et al.*, 1981; Decker & Fleeger, 1984; Rozas *et al.*, 2000; McCall & Pennings, 2012);
- ou o óleo residual no sedimento (Peacock *et al.*, 2005; Teal *et al.*, 1992; Reddy *et al.*, 2002);
- ou tratavam apenas dos impactos agudos e não da recuperação (Cowell, 1969; Bender *et al.*, 1977; Mendelssohn *et al.*, 1990; Lin & Mendelssohn, 1996);
- ou somente dos impactos crônicos (Burns & Teal, 1979; Hershner & Lake, 1980; Dicks & Iball, 1981);
- ou porque foram apenas vistorias (avaliação visual) após o evento (Stebbing, 1970; Zengel *et al.*, 2001);
- ou porque abordaram biomarcadores (Teal *et al.*, 1992);
- ou eram redundantes e abordavam o mesmo evento e uma mesma localidade de outros trabalhos considerados (Mendelssohn *et al.*, 1993; Gilfillan *et al.*, 1995; Owens *et al.*, 1999).

Após a seleção, um total de 18 estudos foi avaliado para a estimativa de tempo de recuperação e englobaram 15 eventos de derrames de óleo de diferentes fontes, no período entre 1971 e 2012, sendo a grande maioria de óleo cru e um de gás condensado (Pahl *et al.*, 1999). Além de cinco trabalhos experimentais no campo (Baker, 1971; Alexander & Webb, 1985; De Laune *et al.*, 1997; Lindau *et al.*, 1999; Wolinski *et al.*, 2011), as diversas origens compreenderam os seguintes acidentes:

- os navios *Metula*, *STC-101* e *Amoco Cádiz* (Hershner & Moore, 1977; Baca *et al.*, 1987; Baker *et al.*, 1993);
- um *blowout* de poço – *Deep Water Horizon* (Silliman *et al.*, 2012; Lin & Mendelssohn, 2012);
- o *offloading* para uma refinaria (Hoff *et al.*, 1993);
- o rompimento de dutos (Fischel *et al.*, 1989; Baker *et al.*, 1993; Lin *et al.*, 1999; Pahl *et al.*, 1999; Hester & Mendelssohn, 2000; Michel *et al.*, 2009);
- a Guerra do Golfo (Getter *et al.*, 2005).

Além destes estudos, os três trabalhos de revisão geral que abordaram o tempo de recuperação (Hoff, 1995; Sell *et al.*, 1995; Pezeshki *et al.*, 2000) foram avaliados para verificar a consistência das informações, mas não foram considerados para evitar redundâncias.

No **Anexo 5**, estão registrados os estudos selecionados bem como as informações sobre o tipo de óleo, o grau de contaminação, as espécies dominantes, as estratégias de limpeza e os tempos de recuperação total.

Os derrames de óleo causam vários impactos agudos e crônicos na vegetação das marismas (Cowell, 1969; Ipieca, 1994), que podem acarretar em redução na biomassa, altura e densidade das plantas ou mesmo mortalidade (Ferrell *et al.*, 1984; Alexander & Webb, 1987; Mendelssohn *et al.*, 1990; 1993; Lin & Mendelssohn, 1996). No entanto, às vezes, podem até estimular o crescimento das plantas (Hershner & Moore, 1977; Lin & Mendelssohn, 1996). Os efeitos diretos do recobrimento por óleo nas macrófitas tendem a apresentar maior severidade nos tecidos aéreos e a atuação ocorre pela toxicidade ou por bloqueio das trocas gasosas. Os efeitos dos óleos mais pesados estão relacionados ao recobrimento das superfícies de troca gasosa da planta, enquanto os óleos mais leves atuam no nível celular, através da alteração da permeabilidade da membrana e prejudicando o metabolismo da planta (Scholten & Leedertse, 1991; Pezeshki *et al.*, 2000). A vegetação das marismas apresenta, em geral, uma grande área de superfície de absorção. As espécies do gênero *Spartina*, que são dominantes em muitas marismas, têm uma superfície corrugada nas suas folhas, o que potencializa a capacidade de absorção do óleo (Ipieca, 1994). De acordo com a literatura, as plantas anuais parecem sofrer mais

efeitos que as perenes pela falta do sistema de raízes que gera novo crescimento vegetativo (Baker, 1971; O'Sullivan & Jacques, 2001). A espécie *Spartina alterniflora*, que é perene, parece ser uma das menos sensíveis dentre essas várias espécies (Anderson *et al.*, 2010).

A avaliação de efeitos e de tempo de recuperação de marismas já foi objeto de vários estudos e trabalhos de revisão (Sell *et al.*, 1995; Pezeshki *et al.*, 2000). As marismas demonstram uma boa taxa de recuperação da cobertura vegetal, de cerca de três anos após as perturbações físicas (pastejo, fogo, lixo e corte da vegetação), o que confere a esse habitat um caráter de resiliência frente a esse tipo de impacto ambiental (Marangoni & Costa, 2009). No entanto, apesar de considerado como resiliente, a vulnerabilidade ao óleo desse habitat é das mais elevadas, pois são frequentemente atingidos por derrames, podem reter grandes quantidades de óleo e são difíceis de limpar (Freedman, 1995; Ipieca, 1994). O tempo de recuperação pode variar enormemente, desde meses a dois anos até a escala de década, o que depende de uma série de fatores: volume de óleo vazado, grau de intemperismo do óleo, técnicas de limpeza utilizadas, época do ano e estratégia reprodutiva das plantas dominantes (Cowell, 1969; Baker, 1971; Hershner & Moore, 1977; Alexander & Webb, 1985; Scholten & Leedertse, 1991; Ipieca, 1994; Adam, 2002). Os tempos mais longos estão associados a um clima muito frio, ao recobrimento por grossas camadas de óleo, ao maior grau de penetração na subsuperfície e às técnicas de limpeza inadequadas e muito agressivas. Os tempos mais curtos, por sua vez, estão associados a climas mais quentes, grau de contaminação de leve a moderado, óleos crus leves ou médios, além de limpeza menos agressiva ou até mesmo nenhuma (Hoff, 1995).

Sell *et al.* (1995) realizaram uma ampla pesquisa bibliográfica e concluíram que 5 anos seria o tempo máximo de recuperação para marismas em um caso típico de derrame, correspondendo a 75% dos casos avaliados. Segundo esses autores, as causas de atrasos nesse tempo de recuperação, em alguns casos, apresentavam relação direta com:

- toxicidade de dispersantes de primeira geração usados (*Torrey Canyon*);
- escavação mecânica com grande remoção de substrato e alteração do perfil de inundação (*Amoco Cádiz e Irini*);
- grande penetração de óleo na subsuperfície e aumento do tempo de residência do óleo (*Florida*);
- acúmulo de grossa camada de óleo na superfície associada ao clima frio (*Metula*);
- e questões relativas à definição do conceito de recuperação (*Arrow*).

Uma contaminação de leve a moderada sobre uma vegetação perene e com pouca penetração do óleo no sedimento pode matar alguns talos, mas a recuperação pode

ocorrer rapidamente (de um a dois anos), através do sistema subterrâneo de raízes (Ipieca, 1994). Uma contaminação com penetração substancial no sedimento é mais provável de acontecer com óleos um pouco menos viscosos, como os crus leves, a exemplo do óleo combustível Nº2 (Ipieca, 1994). Nesse caso, pode haver danos ao sistema de raízes e a recuperação é mais lenta, tanto para a vegetação quanto para a fauna associada, como os caranguejos (Ipieca, 1994). Óleos mais viscosos ou a formação de emulsão (“musse”), que podem formar grossas camadas sobre a superfície, podem matar a vegetação e a recuperação pode ser lenta, porque o óleo retido inibe a recolonização (Ferrell *et al.*, 1984; Ipieca, 1994). Em resumo, óleos menos viscosos podem causar mais efeitos agudos tóxicos que os óleos mais pesados e intemperizados (Ipieca, 1994; Pezeshki *et al.*, 2000). Em um trabalho experimental com diferentes tipos de óleo, Alexander & Webb (1985) demonstraram que o óleo Nº2, que é um óleo leve, apresentou os maiores efeitos para a vegetação.

No derrame do Golfo do México em 2010 (plataforma *Deep Water Horizon*), a maior parte do óleo ficou retida na vegetação da borda, que morreu, mas o fato impediu, de certa forma, que a contaminação se alastrasse por uma área maior (Silliman *et al.*, 2012), como pode ser visto na **Figura 13**. No entanto, esses autores levantaram a hipótese de que a erosão, como efeito indireto da mortalidade das plantas da borda, possa causar efeitos de longo prazo em marismas que já tenham vulnerabilidade em relação a esse aspecto.



Figura 13: Emulsão oriunda do vazamento da *Deep Water Horizon* no Golfo do México ao atingir uma marisma em Louisiana, Baía de Barataria (2010). Fotos: Charlie Riedel.

Com relação às consequências dos métodos de limpeza, estes em geral exacerbam os danos (Baker, 1971 *apud* Freedman, 1995; Lin *et al.*, 1999). O uso de maquinário pesado e de técnicas agressivas de remoção de vegetação e sedimento podem causar problemas sérios, sendo muitas vezes, a limpeza natural a melhor opção (Ipieca, 1994). No caso de uma marisma ser atingida por óleo de forma leve a moderada, a vegetação pode se recuperar naturalmente (Baker, 1971 *apud* Freedman, 1995).

Como um exemplo de que técnicas totalmente agressivas e inadequadas de limpeza geram grande impacto em relação ao tempo de recuperação, pode-se citar o caso do vazamento do *Amoco Cádiz* em 1978. Algumas áreas de marisma foram fortemente afetadas por grande quantidade de óleo e a penetração do óleo nos sedimentos chegou até a profundidade de 50 cm. Durante a limpeza, houve a decisão de remover esses 50 cm de sedimento, além de alargar e retificar os canais de água em uma determinada área (*Ile Grande*). Isso afetou profundamente a elevação do habitat em relação à altura das marés e ao regime de inundação e, conseqüentemente, afetou seriamente a recuperação da área. Em comparação com outra área afetada (*Cantel*), que não sofreu a limpeza, esta se recuperou e aumentou a área vegetada em menos de uma década (Ipieca, 1994). Experimentos de manipulação também revelaram efeitos da alteração do regime de emersão como principal fator de estresse ao invés de algum efeito residual do óleo (Hester & Mendelssohn, 2000).

Uma outra técnica de limpeza utilizada, a queima da vegetação oleada, também já foi identificada como fator de estresse e aumento do tempo de recuperação das marismas, como observado no Texas (EUA) por Tunnel *et al.* (1995).

Hester & Mendelssohn (2000) realizaram um estudo de longo prazo para verificação da recuperação de marismas na região de Louisiana (E.U.A.) e constataram um tempo de recuperação de 4 anos para a vegetação. Sell *et al.* (1995), num estudo de revisão de literatura, verificaram, a partir da comparação de dados de áreas com e sem limpeza, que o tempo de recuperação era de 36 a 60 meses (média de 48 meses) para os que não foram limpos e de 60 a 84 meses (média de 72 meses) para os que sofreram algum tipo de limpeza.

Quanto à interferência dos aspectos sazonais, o fato da vegetação ficar em estado de dormência no inverno ou crescer durante todo o ano tem relação direta com a capacidade de recuperação da vegetação se esta for contaminada por óleo (Alexander & Webb, 1985; Ipieca, 1994). As marismas das regiões temperadas ou mais frias podem levar mais tempo para se recuperar se um acidente ocorrer nas estações do ano mais frias (outono e inverno), simplesmente porque não é o período de crescimento (Ipieca, 1994). O caso do *Metula* na Patagônia chilena foi o pior caso registrado, onde, mesmo após 18 anos, ainda não havia sido possível verificar uma recuperação completa da vegetação (Baker *et al.*, 1993).

Apesar de ser uma técnica utilizada, o corte seletivo das plantas gera impactos adicionais que costumam retardar a recuperação, pois removem tecido fotossintético e reduzem a capacidade de propagação vegetativa e reprodução sexual. Além desses aspectos, o

pisoteio da equipe de limpeza revolve o sedimento e pode facilitar a penetração do óleo (Wolinski *et al.*, 2011)

Wolinski *et al.* (2011) estudaram os efeitos e o tempo de recuperação da vegetação de *Spartina alterniflora* em simulações de derrame de óleo (*Bunker MF-180*) no campo, em marismas na baía de Paranaguá (Brasil), aplicando técnicas de corte de vegetação e mantendo uma área como controle. Esses autores verificaram que, independente do tratamento (corte ou não), as áreas impactadas se recuperaram completamente em 6 a 8 meses.

A **Figura 14** apresenta a distribuição dos tempos de recuperação encontrados na literatura considerada para a vegetação de marismas. Para fins de padronização de conceito e para evitar a subjetividade da mensuração, os registros de recuperação parcial não foram incluídos nem na tabela nem no gráfico. É possível notar a grande proporção de trabalhos experimentais *in situ*, nos quais a recuperação observada variou de seis meses a um ano.

O estudo de caso de Baker *et al.* (1993) sobre o *Metula* foi apresentado no **Anexo 5** e no gráfico da **Figura 14**, mas seu tempo (18 anos), excluído da proposição de tempo de recuperação, porque foi considerado como exceção (clima muito diferente do Brasil) e muito peculiar em relação à literatura analisada (Owens *et al.*, 1999; Hoff, 1995; Sell *et al.*, 1995; Pezeshki *et al.*, 2000). Apesar do trabalho de Michel *et al.* (2009) ter verificado um tempo de cerca de sete anos, este resultado apresenta restrições, por ter sido um caso com uma limpeza bastante agressiva. Assim, sua exclusão não afetaria o tempo proposto, tendo em vista que Getter *et al.* (2005) registraram um tempo de mais de 12 anos para a região impactada na Guerra do Golfo e Baker *et al.* (1993), um tempo de 15 anos para uma região temperada (Milford Haven, Reino Unido). Esse último estudo, apesar da ausência de comparação com dados pretéritos ou área de referência, foi considerado para a proposição de tempo, tendo em vista que Getter *et al.* (2005) não conseguiram verificar uma recuperação total.

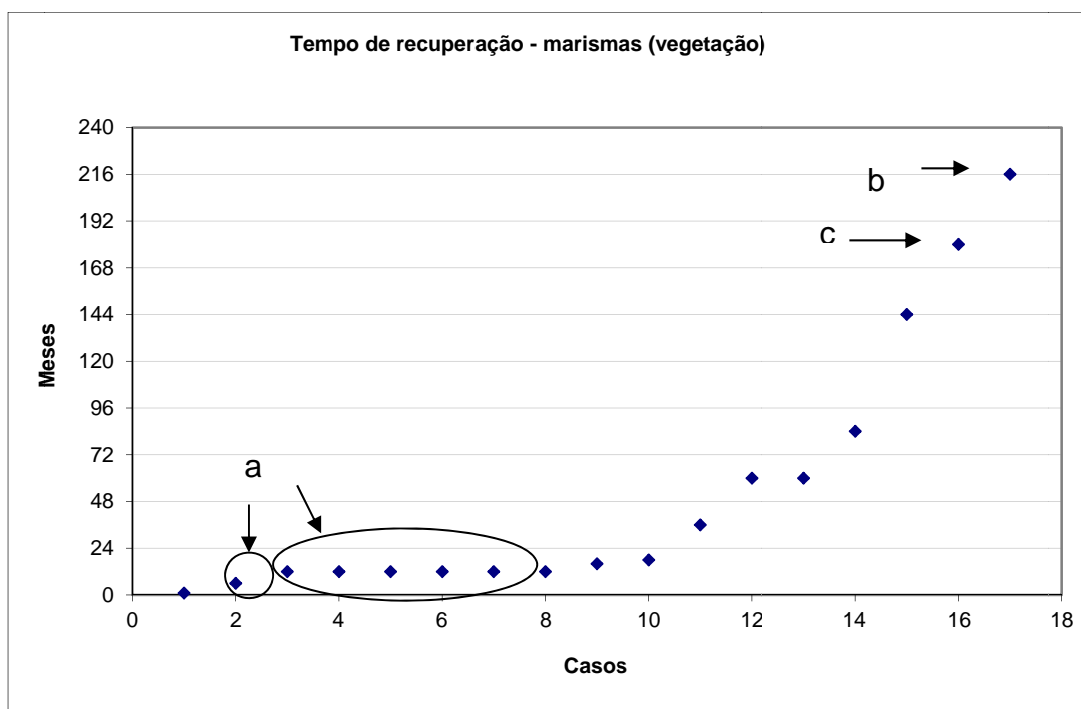


Figura 14: Tempo de recuperação total da vegetação de marismas após eventos de derrame de óleo. a) Estudos experimentais *in situ*; b) Caso do *Metula* – excluído da proposição de tempo pelas suas peculiaridades e c) Caso Milford Haven – sem dados pretéritos nem área de referência para comparação.

A análise da literatura em relação aos tempos de recuperação registrou desde menos de um mês até mais de 18 anos para as marismas. No entanto, para propor um intervalo de tempo para esse CVA, optou-se pela exclusão do caso extremo do *Metula* (Baker *et al.*, 1993), tendo em vista que não seria representativo para o Brasil, e do caso Milford Haven, devido à ressalva de não haver dados pretéritos e nem área de referência para comparação. Desse modo, a proposição de um intervalo de tempo de recuperação para a vegetação das marismas adotada é de **seis meses a 12 anos**, e leva em consideração o clima mais quente que ocorre no Brasil e que as técnicas de limpeza muito agressivas aplicadas no passado não são mais cabíveis nos dias atuais. É importante ressaltar também que, na maioria dos estudos considerados, o tempo de recuperação não ultrapassou os **cinco anos** e, portanto, esse é o cenário mais comum. O limite máximo de **15 anos** deve ser considerado apenas para cenários extremamente críticos. Assim, de modo a determinar qual o tempo dentro da faixa estabelecida a ser considerado, deverão ser feitas ponderações a depender da severidade e características de cada caso.

5.3.1.7 Planícies de maré

Aspectos gerais

As planícies de marés são habitats de sedimentos inconsolidados não vegetados, que ocorrem na zona entremarés, geralmente nos estuários e outros ambientes de baixa energia (Dyer *et al.*, 2000), com ampla distribuição no mundo (**Figura 15**). São áreas

deposicionais, onde há a acumulação de sedimentos finos num perfil de inclinação extremamente suave. Não obstante a baixa energia, as planícies de maré são sistemas altamente dinâmicos e sujeitos mais facilmente à erosão que, por exemplo, as marismas, pois não há sistemas de raízes para retenção dos sedimentos (Teal, 2001; Dineen, 2010). Esses ambientes são geralmente margeados por marismas ou manguezais na zona superior das marés e por bancos de fanerógamas (gramas marinhas) na zona submersa (Whitlatch, 1982).

As planícies de marés podem ser classificadas em lamosas ou arenosas, a depender do tamanho de grão do sedimento predominante. A distribuição dessas planícies ao longo da costa tem forte relação com as correntes, de forma que, quanto mais rápidas, mais há o impedimento da deposição de partículas menores. Assim, onde há menor energia, são caracterizadas por sedimentos lamosos contendo, em geral, mais de 80% de silte e argila e elevada carga orgânica (Dineen, 2010).



Figura 15: Foto ilustrativa de uma planície de maré durante a baixa-mar em Baldoyle Bay, Dublin, Irlanda. Fonte: Aqua-Fact international Services Ltd. (2006).

A saturação dos sedimentos com água é grande. Mesmo nas marés vazantes, a água fica retida na camada superior do sedimento, o que previne a dessecação da biota, embora os organismos que vivem nas planícies de maré sejam capazes de suportar grandes flutuações ambientais. Nas áreas tropicais, a parte superior da zona entre marés dessas planícies é um ambiente extremamente inóspito para os organismos marinhos, devido às elevadas temperaturas e salinidade, atuando em conjunto com os longos períodos de exposição ao ar (Desjardins *et al.*, 2012).

Embora a biodiversidade do habitat seja baixa, sua produtividade biológica é alta, devido à elevada biomassa dos organismos da infauna, particularmente os moluscos bivalves, que costumam ser importante recurso pesqueiro nessas áreas. O microfitobentos (bactérias, diatomáceas, etc.) constitui o produtor primário mais importante e exerce um

papel significativo na produtividade do sistema, na estabilidade do sedimento (MacIntyre *et al.*, 1996 *apud* Dineen 2010) e tem um importante papel na ciclagem de nutrientes (Teal, 2001; Dineen, 2010). Nas planícies arenosas, costumam se formar densos “tapetes” microbianos de cianobactérias, enquanto nas lamosas, há formação de biofilme de diatomáceas (Stal, 2003 *apud* Dineen, 2010).

O bentos, seja ele micro ou macro, é o componente mais importante das planícies de maré, assim como nos habitats de praias e sedimentos inconsolidados do infralitoral (ver classificação por tamanho nos itens 5.3.1.1 e 5.3.1.2). Há ainda peixes e um grande número de aves, especialmente as migratórias, que usam esse ambiente como área de alimentação e descanso.

Como o bentos representa o elemento mais importante do ponto de vista de estrutura e função nesses habitats (Jacobs, 1988), dentro dessa categoria, a macrofauna foi o elemento representativo do CVA escolhido para a avaliação, por apresentar um ciclo de vida mais longo.

Efeitos e recuperação

O bentos (macrofauna) das planícies de maré é afetado por derrame de óleo da mesma forma que nos outros ambientes equivalentes da zona entremarés, tais como as praias arenosas, manguezais ou marismas. Pode haver mortalidade de alguns organismos e, conseqüente, alteração na composição e estrutura da comunidade (Vanderhorst *et al.*, 1980; Chung *et al.*, 2004), além de efeitos subletais, tais como alterações comportamentais de narcose e diminuição na taxa de enterramento ou efeitos fisiológicos como o aumento da taxa de respiração e a inibição do crescimento (Stekoll *et al.*, 1980). Há espécies mais sensíveis, como por exemplo, os anfípodos, e outras mais resistentes, como os poliquetas, que costumam ser dominantes nessas planícies (Chassé, 1978; Bonsdorff *et al.*, 1990; Zajac & Whitlatch, 2003; Faraco & Lana, 2006). As espécies oportunistas e os comedores de depósito costumam se beneficiar do enriquecimento orgânico gerado pela introdução do óleo e a conseqüente proliferação de bactérias (Davis & Spies, 1980 *apud* Fukuyama *et al.*, 1998). No entanto, a falta de oxigênio, causada por esse enriquecimento orgânico e pela possível redução na infiltração da água no sedimento, pode ser responsável por uma parte dos efeitos negativos do óleo nesses ambientes (Connell & Miller, 1984; Cheong *et al.*, 2000 *apud* Chung *et al.*, 2004).

Em geral, após distúrbios, os principais fatores para a recuperação são a recolonização por adultos e juvenis, o que acontece pelas correntes de maré a partir das áreas adjacentes e pelo recrutamento larval (Günther, 1992; Beukema *et al.*, 1999; Faraco & Lana, 2003, 2006; Negrello Filho *et al.*, 2006; Egres *et al.*, 2012). Esse processo de

recuperação consiste primeiro na recomposição da riqueza de espécies, depois da abundância numérica e, em seguida, da biomassa (Beukema *et al.*, 1999).

A resiliência e rápida recuperação da macrofauna nas planícies de maré, após impacto por óleo, especialmente com relação aos leves, tem sido bem demonstrada através de estudos experimentais, tanto *in situ* quanto em laboratório com simuladores das condições da maré (Egres *et al.*, 2012). Isso também foi corroborado por estudos sobre o bentos de manguezais (McGuinness, 1990; Andersen *et al.*, 2008).

Chung *et al.*, (2004), num estudo experimental com um simulador de planície de maré, verificaram que condições anaeróbicas resultantes do derrame de óleo parecem ter sido as responsáveis pela redução na densidade da macrofauna, que se recuperou um mês após o impacto. Segundo esses autores, a redução no volume de infiltração de água do mar por causa do óleo sobre o sedimento, que durou um mês também, indicou uma relação de dependência da população com essa infiltração da água.

Puente *et al.* (2009), ao avaliarem os efeitos do derrame do *Prestige* em nove áreas, não observaram elevadas mortalidades nem alterações significativas na estrutura das comunidades bentônicas nos estuários da região da Cantabria na Espanha e ressaltaram a questão dos sedimentos saturados de água e a conseqüente reduzida penetração do óleo para esses resultados.

Rowland *et al.* (1981) argumentaram que há duas questões que parecem ser cruciais na avaliação dos efeitos do óleo e da recuperação das comunidades bentônicas nas planícies de maré, especialmente as lamosas: a) o tipo de substrato (grãos finos, baixa permeabilidade e sedimentos saturados de água), que não é favorável à penetração do óleo e assim diminui possíveis efeitos biológicos (Farke *et al.*, 1985; Fukuyama *et al.*, 1998 *apud* Puente *et al.*, 2009) e b) as características das comunidades ali presentes, com elevada variabilidade, baixa riqueza de espécies e dominância de espécies tolerantes (Puente *et al.*, 2009). Assim, nas planícies lamosas, há muito menos potencial para penetração do óleo no sedimento para que haja persistência e efeitos tóxicos crônicos. Esses autores verificaram que, em sedimentos saturados com água, a ação das marés foi suficiente e rápida para remover o óleo cru dos blocos experimentais em poucas semanas, o que também foi corroborado por Feder *et al.* (1976), Farke *et al.* (1985) e Little & Baker (1989).

Tal fato parece estar, aparentemente, em contradição com os dados de persistência do óleo por anos em sedimentos de subsuperfície, já descritos na literatura para manguezais e marismas (Corredor *et al.*, 1990; Baca *et al.*, 2005). No entanto, não se pode esquecer que os processos de limpeza com o pisoteio e o maquinário e processos naturais como a

bioturbação (Gundlach *et al.*, 1981) podem contribuir para esse enterramento nos manguezais. Há casos da presença de óleo intemperizado retido abaixo da camada superficial dos sedimentos de uma planície de maré de salinidade muito elevada, mesmo após 10 anos. Segundo Corredor *et al.* (1990), tal permanência seria devido ao rápido enterramento do óleo em sedimentos com maiores teores de areia e baixa energia, somado aos processos de baixa taxa de degradação microbiana.

Há poucos estudos que tratem especificamente dos efeitos do óleo nas planícies de maré não vegetadas. Assim, a avaliação da literatura teve um efeito complicador, já que, na verdade, é muito difícil separar esse ambiente de suas áreas adjacentes, ou seja, os manguezais e as marismas. Assim, uma parte dos estudos avaliaram o bentos desses outros habitats, sendo que algumas vezes, mencionando a planície de maré. Desse modo, foi bastante difícil separar a literatura que fosse específica das planícies não vegetadas, mas essa tentativa foi feita e acredita-se que, o resultado final não foi comprometido, tendo em vista as similaridades das condições ambientais e das comunidades bentônicas entre esses ambientes.

Um total de 17 estudos que mencionavam efeitos e recuperação da fauna bentônica em planícies de marés foi selecionado inicialmente. Posteriormente, foram consolidadas, para a estimativa de tempo, seis referências que atendiam às premissas estabelecidas. Os estudos excluídos da análise abordavam aspectos de contaminação química (Rowland *et al.*, 1981; Corredor *et al.*, 1990); ou a observação de efeitos subletais (Stekoll *et al.*, 1980; Farke *et al.*, 1985); ou eram em manguezal e áreas de gramas marinhas (Nadeau & Berquist, 1977; Gilfillan *et al.*, 1981; McGuinness, 1990; Andersen *et al.*, 2008) e um deles era de revisão sobre os impactos do óleo em regiões frias (Ártico) (NOAA, 1997). Os trabalhos experimentais com remoção da fauna e recolonização, de Beukema *et al.* (1999) e Faraco & Lana (2006), foram avaliados somente para ajudar a validar as estimativas de tempo com relação às eventuais mortalidades drásticas. Esses estudos verificaram tempos de três meses a cerca de um ano para recuperação da riqueza e abundância.

No **Anexo 6**, estão registrados os estudos selecionados sobre tempo de recuperação, bem como as informações sobre o tipo de óleo, o grau de contaminação, o tipo de substrato e outras observações relevantes.

Os estudos de caso avaliaram a recuperação para diversos tipos de óleo: óleo cru, óleo diesel, óleo diesel marítimo, óleo combustível tipo C e óleo combustível N°6. Cabe ressaltar que praticamente todas as referências avaliadas eram de casos experimentais, mas com a vantagem de que a maioria foi realizada *in situ*, a partir de meso ou microcosmos, e apenas um com simulador em laboratório. Dois desses estudos foram

realizados no Brasil (Faraco & Lana, 2003; Egres *et al.*, 2012). Apenas uma referência (Puentes *et al.*, 2009) abordou um derrame a partir de um navio, o *Prestige*, porém foi bastante ampla e analisou nove estuários. A carência de literatura com dados de derrames reais avaliando o bentos nesse tipo de habitat pode gerar algumas ressalvas no exercício de avaliação da recuperação, pois simulações não representam as condições originais de uma grande área afetada. No entanto, com exceção de um estudo de laboratório, todos os outros foram simulações de campo, o que garante resultados mais robustos.

As referências selecionadas e consolidadas indicam um tempo de recuperação da macrofauna de alguns dias ou até um mês para uma contaminação por óleo diesel até o máximo de um a dois anos para óleos mais pesados. Esse tempo está de acordo também com aqueles verificados para o bentos (macrofauna) de ambientes similares e geralmente associados a esse tipo de habitat, ou seja, manguezais, marismas e pradarias de gramas marinhas (McGuinness, 1990; Getter & Lewis, 2003; Andersen *et al.*, 2008; McCall & Pennings, 2012). O tempo máximo de 15 meses, embora considerado por Vanderhorst *et al.* (1980) como tendo sido o suficiente para a recuperação total, na verdade, representava uma recuperação em andamento, embora quase final, onde o tratamento tinha alcançado cerca de 90% do número de espécies do controle (**Figura 16**). É interessante notar que não foram observadas diferenças relevantes entre o tempo de recuperação das planícies de areia ou de lama.

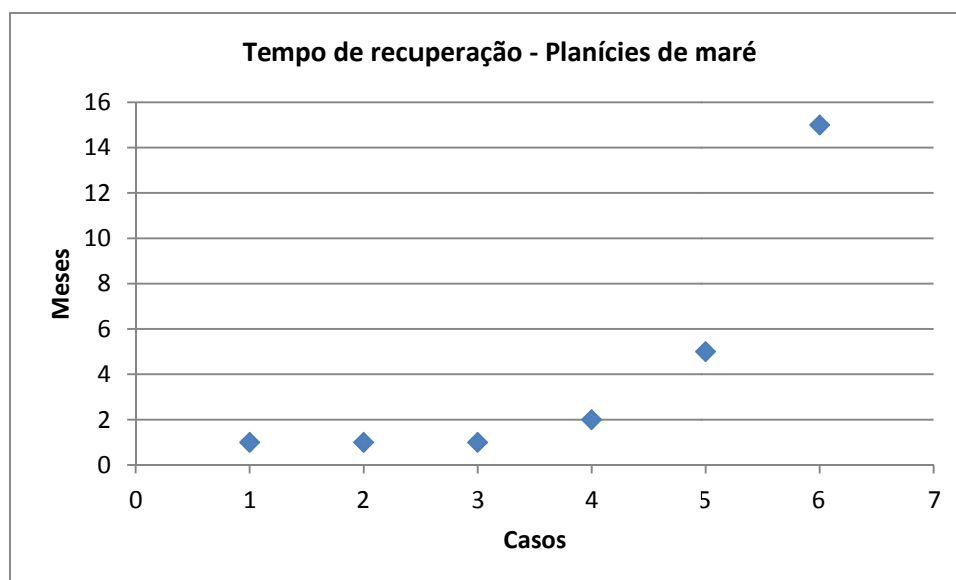


Figura 16: Tempo de recuperação total do bentos nas planícies de maré após eventos de derrame de óleo.

Desse modo, o tempo de recuperação proposto para o bentos de planícies de maré afetadas por derrame de óleo compreende o intervalo de **um mês a dois anos**. O tempo determinado em cada estudo deverá ser ponderado pelo tipo de óleo e de sedimentos predominantes, sendo que os menores tempos devem ser referentes aos óleos mais

leves, sedimentos mais lamosos e com grande saturação de água e maior intemperização ao chegar à costa.

5.3.1.8 Bancos de gramas marinhas (*Pradarias submersas de fanerógamas*)

Aspectos gerais

Os bancos de gramas marinhas (*seagrasses*), também conhecidos como pradarias submersas de fanerógamas, são ecossistemas tanto da zona estuarina quanto marinha e fazem uma ligação entre a zona costeira e a oceânica (**Figura 17**). Essas pradarias apresentam uma distribuição global nas zonas tropical e temperada, estão presentes em baías, lagoas, e estuários, bem como na região mais oceânica, em profundidades desde a zona entremarés até 60 m. Ocorrem em diversos tipos de sedimento, principalmente inconsolidados, e podem ter grande variabilidade de extensão. Os bancos podem ter vida longa, até por décadas, mas também podem ser efêmeros como nas águas mais profundas da plataforma continental. Esse tipo de habitat é bastante sensível ao estresse de temperatura, turbidez e salinidade e pode sofrer colapsos ou expansões repentinas de acordo com as alterações ambientais (Whitfield & Elliott, 2011).

Esse ecossistema apresenta elevada produtividade e necessita de grande luminosidade, sendo por isso encontrado nos ambientes costeiros rasos. As plantas formam densas e extensas coberturas no substrato que compõem essas pradarias e produzem flores e sementes, têm folhas eretas e longas, presas ao fundo por um sistema de rizoma, dependendo assim, dos sedimentos para nutrição e estabilização (Nybakken, 2001). Esses bancos de gramas marinhas têm grande importância ecológica na proteção contra erosão, exportando nutriente e abrigando uma grande variedade de organismos marinhos que vivem associados (Nybakken, 2001; Whitfield & Elliott, 2011). As folhas formam um microhabitat para uma enorme variedade de organismos incrustantes e macroalgas epífitas. Além disso, esses ambientes são habitats críticos para algumas espécies vulneráveis ou ameaçadas, como o peixe-boi (*Trichechus manatus*) e a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), respectivamente, pois esses são grandes consumidores das gramas marinhas.

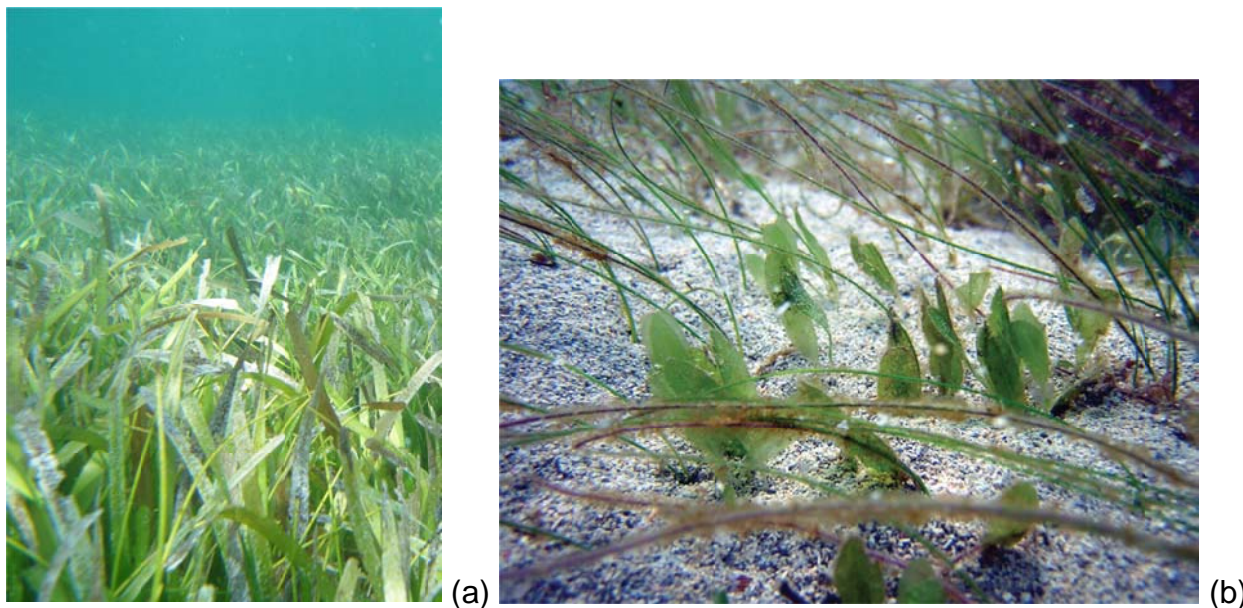


Figura 17: a) Visão de um banco de gramas marinhas submerso em área rasa. Fonte: Di Carlo, G. & McKenzie, L.J. 2011. Disponível em: http://wsa.seagrassonline.org/downloads/documents/Seagrass_Syllabus.pdf b) Detalhe de um banco de *Halodule wrightii* Ascherson e *Halophila decipiens* Ostenfield, em Porto Seguro, Bahia. (Foto: Joel C. Creed). Fonte: Marques & Creed (2008).

São conhecidas 58 espécies dessas fanerógamas no mundo. Os gêneros mais comuns são a *Zostera*, nas regiões temperadas, e a *Thalassia*, nos trópicos (Whitfield & Elliott, 2011). No Brasil, elas são representadas por cinco espécies: *Halophila decipiens*, *Halophila bailloni*, *Halodule wrightii*, *Halodule emarginata* e *Ruppia marítima*, embora não haja consenso sobre esse número ainda (Marques & Creed, 2008). Cabe ressaltar que a maioria das pradarias submersas é composta por apenas uma espécie (Nybakken, 2001). Marques & Creed (2008) fizeram uma completa revisão sobre esses ecossistemas, sua ecologia e distribuição no Brasil.

Como a própria vegetação de gramas marinhas representa o elemento mais importante do ponto de vista de estrutura e função nesses habitats (Jacobs, 1988), elas são os elementos representativos desse CVA e foram escolhidas para avaliação do tempo de recuperação.

Efeitos e recuperação

A dinâmica populacional dos bancos de gramíneas apresenta elevada variabilidade natural por condições climáticas e hidrodinâmicas, tanto em termos de sazonalidade quanto de variações interanuais (Taylor & Rasheed, 2011). Esse aspecto traz mais complexidade à avaliação de impactos nesses ambientes. Desse modo, a comparação com séries temporais longas de dados pretéritos torna-se um aspecto crucial (Taylor & Rasheed, 2011).

O impacto de um derrame irá depender principalmente do tipo de óleo, grau de intemperização, da profundidade e grau de contato do óleo com as plantas.

Os bancos de gramas marinhas são habitats vulneráveis e sensíveis a derrames de óleo, e os efeitos estão relacionados ao grau e tempo de exposição ao óleo (Jacobs, 1988). No entanto, como a maioria desses ambientes se encontra na região permanentemente submersa, isso os torna menos vulneráveis aos danos que os outros ecossistemas conforme relato de alguns autores (Zieman, 1975; Zieman & Zieman, 1989; Jacobs, 1988). O óleo geralmente passa flutuando sobre os bancos, mas sem contato direto (NOAA, 2000). Os impactos relatados para esses ambientes costumam estar relacionados justamente às suas áreas em região entremarés (Foster *et al.*, 1971 *apud* Zieman, 1975), onde podem vir a ficar em contato direto com o óleo durante a maré baixa, enquanto nas áreas submersas, pouco ou nenhum impacto significativo foi registrado na vegetação, devido a pouca exposição (Jacobs, 1988, Jackson *et al.*, 1989; Baca *et al.*, 1996). No entanto, há relatos de algumas condições climáticas especiais de ventos e ondas em áreas rasas que podem ter levado a uma maior dissolução do óleo e causado efeitos tóxicos, podendo matar a vegetação, como aconteceu com o óleo cru no caso do derrame do *Zoe Colocotronis* em Porto Rico (Nadeau & Bergquist, 1977). Além disso, a maior parte da biomassa (de 50 a 85%) se encontra enterrada nos sedimentos e assim, as plantas costumam estar protegidas dos contaminantes presentes na coluna d'água (Jacobs, 1988). Por isso, os bancos em sedimentos mais arenosos podem vir a sofrer mais impactos que os de áreas mais lamosas, devido à maior possibilidade de penetração do óleo (Jacobs, 1988).

De qualquer forma, tanto nas regiões entremarés quanto nas áreas submersas, as gramas marinhas só se encontram sob risco se sofrerem uma longa exposição a elevadas concentrações de hidrocarbonetos dissolvidos, como acontece em áreas de poluição crônica como, por exemplo, em baías e estuários (Jacobs, 1988).

Os efeitos agudos já descritos capazes de causar mortalidade são, principalmente, oriundos de aspectos físicos, como o recobrimento e asfixia que podem ocasionar danos e perdas das folhas ou mesmo a morte da planta, e os aspectos químicos, relativos à toxicidade (Zieman & Zieman, 1989). A partir dos efeitos subletais da toxicidade que afetam as membranas e a fotossíntese, pode haver uma redução da tolerância ao estresse e nas taxas de crescimento (Jacobs, 1988).

Para esses habitats, se a estratégia de resposta for a recuperação natural, os efeitos adversos mínimos estão relacionados aos óleos mais leves, das categorias I e II (gasolina, diesel e crus leves), enquanto as categorias III e IV, dos crus médios e pesados, com um pouco mais de impacto (NOAA, 2000).

Como efeito indireto, uma grande perda da vegetação também pode ter efeitos negativos sobre o bentos associado a esses bancos e alterar a cadeia alimentar, já que as plantas servem de abrigo e diminuem a turbulência das ondas nesses habitats (Zieman, 1982).

Além disso, a fauna associada de invertebrados parece ser mais suscetível que as plantas nesses ambientes, sendo que elevadas mortalidades já foram registradas (Diaz-Piferrer, 1962; Nadeau & Bergquist, 1977; den Hartog & Jacobs, 1980; Jacobs, 1980; Marshall, 1987).

Quanto aos aspectos de ações de limpeza, estudos experimentais demonstraram que o uso de dispersantes pode ocasionar mais efeitos que somente o óleo, conforme relatado na revisão de Runcie *et al.* (2004) e no estudo experimental de Thorhaug & Marcus (1985), embora haja alguma contradição com outros resultados (Baca *et al.*, 1996). Num experimento, Wilson (2011) observou que o óleo sem o dispersante causou menos estresse fotossintético que com adição deste.

Um total de 19 artigos sobre o impacto de óleo em gramas marinhas foi selecionado inicialmente, mas verificou-se que há pouca literatura disponível sobre sua recuperação.

Durante a análise, de acordo com as premissas adotadas, alguns estudos (n=13) foram excluídos, porque:

- abordavam apenas a fauna associada de invertebrados (Nadeau & Bergquist, 1977; Den Hartog & Jacobs, 1980; Jacobs, 1980; Marshall, 1987; Jackson *et al.*, 1989);
- ou tinham sido feitos logo após o acidente e eram de curto prazo (Taylor *et al.*, 2006);
- ou eram descrições qualitativas e de observação visual (Diaz-Piferrer, 1962; Chan, 1973);
- ou abordavam apenas os efeitos agudos de dispersantes em trabalhos experimentais (Thorhaug & Marcus, 1985; Wilson, 2011);
- ou apenas incluíram em seus artigos uma pequena revisão sobre os impactos do óleo nesses habitats (Zieman, 1982; Jacobs, 1988; Zieman & Zieman, 1989).

Os seis casos selecionados referem-se a dois derrames de navios (*Exxon Valdez* e *Global Peace*), à Guerra do Golfo, a um acidente em uma refinaria e a um estudo experimental *in situ* e envolveram óleo cru (pesado, médio e leve), óleo combustível pesado, além da aplicação de dispersantes (Houghton *et al.*, 1992; Keller & Jackson, 1993; Kenworthy *et al.*, 1993; Baca *et al.*, 1996; Dean *et al.*, 1998; Taylor & Rasheed, 2011). Nenhum deles ocorreu no Brasil

No **Anexo 7**, estão registrados os estudos selecionados bem como as informações sobre o tipo de óleo, as profundidades do habitat, os parâmetros da vegetação avaliados, os tempos de recuperação total, além das espécies dominantes ou usadas como indicadores.

Não há evidências na literatura de efeitos persistentes ou de longo prazo nesses ambientes (Zieman, 1982; Zieman & Zieman, 1989). Com relação à estimativa de recuperação, Zieman *et al.* (1984) *apud* Zieman & Zieman (1989) relataram que os bancos de gramas marinhas podem se recuperar num tempo de seis meses a um ano, caso não tenham seu sistema de rizoma completamente destruído. O mesmo foi corroborado pela literatura avaliada, que registrou uma faixa de tempo de recuperação entre sete e 30 meses, sendo que para a maioria dos estudos o tempo máximo foi de um ano (Keller & Jackson, 1993; Kenworthy *et al.*, 1993; Baca *et al.*, 1996; Dean *et al.*, 1998; Taylor & Rasheed, 2011). O tempo de 30 meses foi registrado para o gênero *Syringodium*, que foi considerado muito sensível pelos autores e não ocorre no Brasil (Marques & Creed, 2008), sendo tratado como uma exceção (**Figura 18**).

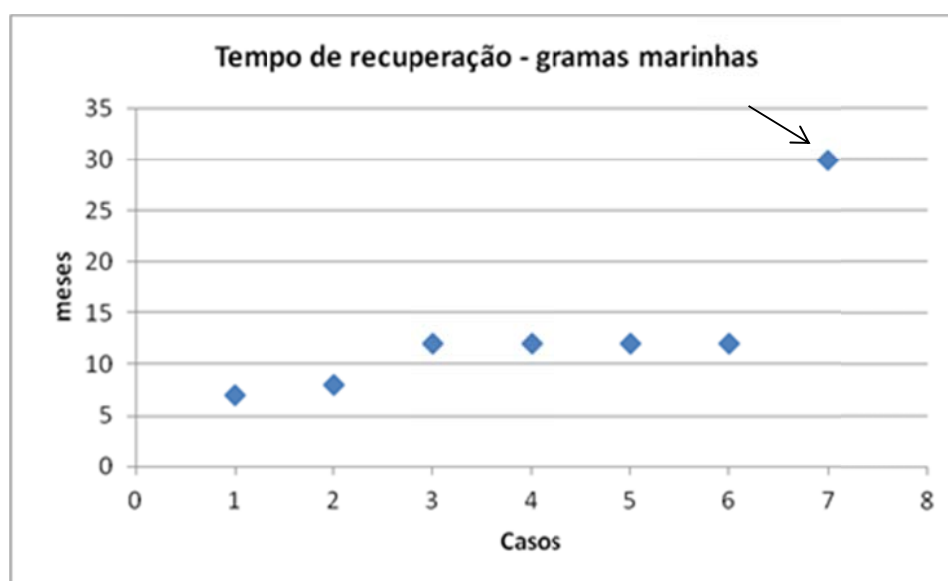


Figura 18: Tempo de recuperação total da vegetação de gramas marinhas após eventos de derrame de óleo. O caso indicado pela seta representa uma situação atípica, referente ao gênero *Syringodium*, que não ocorre no Brasil e foi excluído da estimativa de tempo sugerida por causa dessa restrição.

Desse modo, recomenda-se o intervalo de tempo entre **sete meses a um ano**, ponderando-se para que esse tempo máximo seja considerado apenas para os piores cenários, especialmente aqueles muito próximos à costa e com produtos mais pesados.

5.3.2 Grupos biológicos

5.3.2.1 Plâncton

Aspectos gerais

O plâncton é um conjunto de organismos de tamanho pequeno, com pouco poder de locomoção, que vive livremente na coluna de água e se constitui na base da cadeia alimentar. Eles se movimentam de forma passiva pelas correntes oceânicas em escalas de quilômetros, porém uma parte desses organismos é capaz de realizar migrações verticais ativas na coluna d'água na escala de até uma centena de metros (Mullin, 2001).

O plâncton é formado por uma variedade de organismos desde a escala manométrica, dos vírus até algas e bactérias, a animais maiores e basicamente se constitui em categorias funcionais e diferenciadas por tamanho: bacterioplâncton (bactérias - organismos procariontes autótrofos e heterótrofos), protozooplâncton (protozoários), fitoplâncton (microalgas – realizam fotossíntese) e zooplâncton (animais).

Muitos animais marinhos, incluindo peixes, caranguejos, camarões, lagostas e outros têm seus estágios iniciais de vida como parte do plâncton na forma de larvas ou ovos, constituindo o meroplâncton. O ictioplâncton, que é considerado parte do zooplâncton, é composto pelos ovos e larvas de peixe (Mullin, 2001). As espécies do zooplâncton que costumam habitar as camadas mais superficiais do mar são classificadas de neuston (Mullin, 2001).

O fitoplâncton, que depende da luminosidade para a fotossíntese, ocorre da superfície até cerca de 50 a 200 m, ou seja, na camada fótica. No entanto, as formas microscópicas do plâncton são as que dominam os oceanos, tanto em número quanto em biomassa e diversidade (López-Urrutia, 2013). Mais de 90% da produtividade fitoplanctônica é advinda dos taxa bacterianos *Synechococcus* e *Prochlorococcus* e a biomassa desses grupos bacterianos autotróficos alimenta a alça microbiana, que regenera os nutrientes e mantém o estoque de matéria orgânica dissolvida (Grassle, 2013).

O ambiente pelágico apresenta grande variabilidade e, de acordo com Reynolds (2001), isso favorece os ciclos de vida curtos e as mudanças rápidas na composição das espécies dominantes como resposta às flutuações ambientais. A abundância do plâncton está sujeita não somente às flutuações temporais, mas também espaciais, e a sua distribuição em manchas é bem conhecida e se apresenta em várias escalas, de centímetros até quilômetros (Malchow *et al.*, 2001).

As comunidades planctônicas costumam ser características de massas d'água e regiões oceânicas específicas, visto que há diferenças nas condições físico-químicas e de

disponibilidade de nutrientes (Mullin, 2001; Paffenhöfer, 2009). Assim, as espécies que constituem o plâncton nos estuários, na plataforma continental e nas regiões oceânicas mais profundas, bem como em diferentes latitudes, costumam ser diferentes entre si (Paffenhöfer, 2009).

Efeitos e recuperação

Informações sobre impactos de óleo sobre o plâncton são relativamente esparsas (Davenport, 1982) e a questão apresenta aspectos complicadores, principalmente pela grande variação natural inerente a esse grupo de organismos (Varela *et al.*, 2006). Quando, após um derrame, o impacto ao plâncton é estudado, muitas vezes, a conclusão que os autores chegaram é de que as variações encontradas não são decorrentes do derrame de óleo, e sim decorrentes da variação natural, concluindo que o derrame não gerou um impacto significativo no grupo. Além disso, a ampla distribuição e o ciclo de vida curto possibilitam que, após qualquer possível mortalidade que haja numa área decorrente de um derrame, a comunidade local seja rapidamente repostada pelo recrutamento a partir das áreas adjacentes (Batten *et al.*, 1998), além de que esta mortalidade pode ser pouco significativa diante dos elevados percentuais (até 99,99%) de mortalidade natural dessas populações (Dicks, 1999).

Dentre os aspectos importantes a serem considerados e que podem influenciar os efeitos e a recuperação do plâncton, podemos destacar a época do acidente, se coincide ou não com alguma época de desova (no caso do ictioplâncton), se esta desova é de localização muito restrita espacialmente e as características do local que podem afetar a capacidade de dispersão do óleo (ex.: hidrodinamismo: área exposta x abrigada).

O uso de dispersantes, em geral, costuma ocasionar efeitos mais tóxicos que o óleo em si, como observado no caso do acidente com o navio *Torrey Canyon* (Smith, 1968; Davenport, 1982).

Alguns estudos registraram efeitos subletais em ovos e larvas de peixes e invertebrados, no entanto, com efeitos desprezíveis do ponto de vista de consequências populacionais (Davenport, 1982). Muitos estudos de laboratório já avaliaram os efeitos tóxicos, porém, na maioria das vezes, em condições muito diferentes da realidade no campo (Davenport, 1982). Em termos de comunidade, os efeitos podem ser o aumento da biomassa do bacterioplâncton ou um aumento de sua atividade (Bode *et al.*, 2006), uma diminuição quantitativa do zooplâncton e ictioplâncton (Linden *et al.*, 1979) e, como consequência, um aumento quantitativo do fitoplâncton após um derrame de óleo (Johansson *et al.*, 1980; Hallare *et al.*, 2011). Alguns estudos já demonstraram que, dependendo da concentração dos hidrocarbonetos na água, pode haver tanto o estímulo quanto a inibição

da fotossíntese e do crescimento do fitoplâncton ou aumento de sua produção primária (Bender *et al.*, 1977; Linden *et al.*, 1979; Hebert & Poulet, 1980). Em relação ao zooplâncton (copépodos), há dados sobre a bioacumulação de compostos, mas com potencial de depuração assim que a exposição é descontinuada (Hebert & Poulet, 1980; Davenport, 1982). Há também registros de gotículas de óleo que foram ingeridas ou ficaram aderidas aos apêndices (Conover 1971 *apud* Johansson *et al.*, 1980).

Apesar da alta sensibilidade do icitoplâncton, após um derrame de óleo, o impacto não necessariamente se reflete na comunidade de peixes. A produção de ovos e larvas é muito elevada e naturalmente há um baixo índice de sobrevivência, sendo então a mortalidade gerada pelo efeito do óleo pouco significativa em relação a essa grande mortalidade natural (IPIECA, 2000c).

Com a finalidade de estabelecer uma faixa de tempo para recuperação desse componente de valor ambiental, nove referências foram utilizadas, que englobaram o período de 1968 a 2006, e oito derrames, dos navios *Torrey Canyon*, *Prestige*, *Tsesis*, *Ap Lei Chau*, *Amoco Cadiz*, *Sea Empress*, *Frota Durban*, além de dois *blowouts* de plataforma, uma no Canal de Santa Barbara (Califórnia) e outra no Golfo do México, a *Deepwater Horizon*. Adicionalmente, um estudo de revisão geral (Davenport, 1982) foi avaliado, mas não considerado, tendo em vista que abordava as mesmas referências. O **Anexo 8** consolida as referências selecionadas sobre a recuperação do plâncton. Nela são apresentados o derrame, o tipo de óleo, se houve uso de dispersante ou não, os indicadores utilizados (zooplâncton ou fitoplâncton) e o tempo de recuperação.

Em oito derrames, seis registraram que não ocorreu impacto ou que este não foi significativo (Smith, 1968; Straughan, 1971; Spooner, 1977; Shin, 1988; Batten *et al.*, 1998; Wang *et al.*, 1998; Varela *et al.*, 2006) e dois tiveram o impacto no plâncton identificado e apresentaram uma determinação de tempo de recuperação de cinco dias a três meses (Laubier, 1978; Johansson *et al.*, 1980). Os resultados de Shin (1988) podem ser vistos com ressalvas, pois não puderam ser comparados com dados pretéritos nem área de referência. O estudo de Varela *et al.* (2006) foi o mais completo e abrangente em termos de tempo de monitoramento após o acidente e em parâmetros avaliados, enquanto Davenport (1982) fez uma revisão geral dos estudos que abordaram efeitos de derrame de óleo sobre o plâncton e relatou os tempos de recuperação sobre o grupo baseados principalmente nos estudos considerados aqui.

A **Figura 19** mostra esses tempos de recuperação encontrados na literatura para o plâncton. Para os casos em que foi considerado que não houve impacto ou que este foi desprezível ou ainda de poucos dias, arbitrou-se um tempo de < 1 mês.

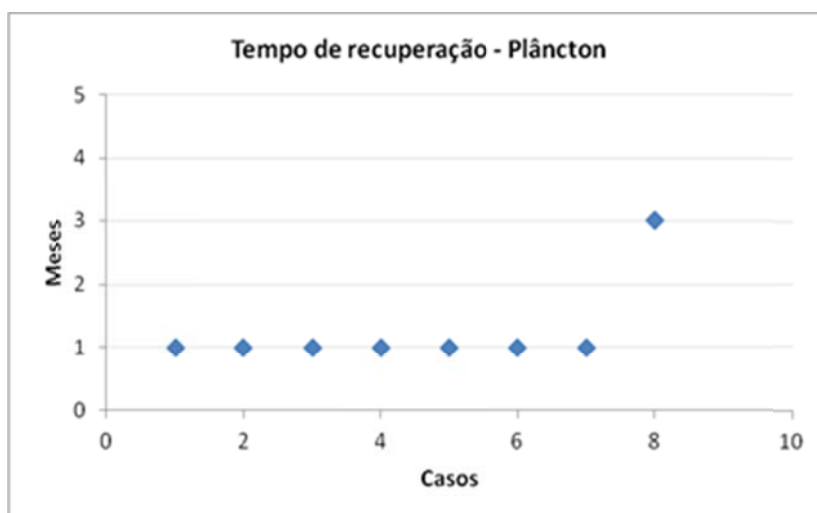


Figura 19: Tempo de recuperação total do plâncton após eventos de derrame de óleo.

Até o momento, a comparação entre os impactos no plâncton de derrames de diferentes tipos de óleo não nos permite inferir variações importantes apesar das conhecidas diferenças relativas à toxicidade. Muitas vezes, este impacto não é significativo, como nos acidentes com óleo cru do *Sea Empress* no sul do mar da Irlanda (Batten *et al.*, 1998; Wang *et al.*, 1998) e o *blowout* no Canal de Santa Barbara (Straughan, 1971). Dois derrames com o óleo *Bunker C* do *Prestige* e *Frota Durban* também não apresentaram impactos significativos para o plâncton e os autores chegaram à conclusão que as variações populacionais eram naturais, encontradas também em outros pontos não atingidos pelo óleo (Shin, 1988; Varela *et al.*, 2006).

O acidente do *Amoco Cádiz*, que liberou óleo cru, também teve impactos relatados. No entanto, um mês após o acidente, nas áreas afastadas mais de 6,4 km da costa, não haviam sido encontradas diferenças no plâncton entre áreas controles e estes ambientes. Contudo, nas áreas mais próximas à costa e áreas com menor hidrodinamismo, a recuperação só ocorreu no terceiro mês (Laubier, 1978; Davenport, 1982).

O acidente do *Ap Lei Chau* em Hong Kong, que teve como consequência a liberação de óleo diesel, o plâncton teve alguma mortalidade, mas nenhum dano significativo com relação à produtividade do sistema, segundo o autor Spooner (1977). Logo após o acidente foi detectada a morte de parte desses organismos, porém em três semanas, a qualidade da água superficial melhorou e uma recuperação rápida ocorreu como consequência da evaporação do óleo e da reposição do plâncton, carregado pelas correntes, provenientes de áreas não impactadas pelo derrame (Spooner, 1977).

No acidente do *Tsesis*, com a liberação de óleo combustível, foi relatado que cinco dias após o derrame a biomassa do zooplâncton já havia se recuperado, sem ocorrer nesse

acidente nenhuma alteração na estrutura da comunidade, embora fosse possível observar pequenos resíduos de contaminação nos organismos do zooplâncton três semanas depois. O estudo também mostrou que o fitoplâncton teve um aumento de biomassa e produtividade depois do derrame, o que provavelmente ocorreu em função da diminuição inicial de zooplâncton (Johansson *et al.*, 1980).

Considerando os dois estudos que relataram impactos, pode-se concluir que há uma rápida recuperação do plâncton após um derrame de óleo. Segundo Davenport (1982), que fez o estudo de revisão que aborda a temática do óleo em ecossistemas planctônicos, a recuperação do plâncton, quando afetado, ocorre na escala de dias para ambientes abertos, e na escala de meses para ambientes abrigados, devido a uma maior persistência do óleo nesses locais.

Com base nos dados da literatura, é sugerido o tempo mínimo de **cinco dias e máximo de três meses** para a recuperação do plâncton, sendo relevante a ressalva de que em muitos casos o impacto decorrente do derrame de óleo nesses organismos não é significativo. A variação entre o tempo mínimo e máximo ocorre conforme o hidrodinamismo do ambiente analisado. Ambientes mais expostos possuem o tempo de recuperação do plâncton inferior aos ambientes abrigados, sendo relevante também a época de ocorrência do acidente (por causa dos períodos de desova ou recrutamento) e secundariamente o tipo de óleo. Os óleos de maior toxicidade (alto teor de aromáticos) revelaram mortalidade do plâncton.

5.3.2.2 Peixes

Aspectos gerais

Os peixes são divididos em teleósteos (ósseos), que constituem a maioria das espécies, e num grupo muito menor de peixes cartilagosos (raias e tubarões) (Bone, 2009). Os peixes podem ser classificados em pelágicos, que nadam livremente na coluna d'água, ou bentônicos, que vivem associados aos substratos e ali se alimentam. Há ainda os peixes classificados como demersais e que vivem próximo aos substratos. Os estágios larvais de muitas espécies bentônicas e demersais são também pelágicos.

Os peixes apresentam diferentes estratégias de vida e de reprodução, que se desenvolveram a partir de condições ecológicas específicas. Os tubarões e raias têm fertilização interna e produzem um pequeno número de ovos grandes. Alguns dão à luz a adultos em miniatura após o desenvolvimento do embrião internamente, enquanto outros liberam ovos em cápsulas elaboradas, onde o desenvolvimento embrionário acontece.

Ambas as estratégias são muito diferentes daquelas da maioria dos peixes teleósteos, que produzem um grande número de ovos pequenos (Miller & Kendall Jr., 2009).

Na maioria das espécies, a fertilização é externa e um grande número de ovos é produzido pelas fêmeas anualmente e que crescem sem cuidado parental (Blaxter, 2001). Muitas espécies de peixes são capazes de crescer, mesmo após alcançar a maturidade sexual e isso perdura pela maior parte de sua vida, o que tem efeitos importantes na capacidade reprodutiva (Blaxter, 2001). Os aspectos da estratégia reprodutiva são fatores importantes para a avaliação da capacidade de recuperação dessas populações quando afetadas por um derrame de óleo. As diferentes estratégias reprodutivas relacionadas ao tempo de geração, sazonalidade da desova, desova única ou múltipla, tamanho dos ovos e fecundidade, e cuidado parental ou não remetem ao conceito de espécies r e K-estrategistas. Os r-estrategistas têm alta fecundidade, ovos pequenos e curto período de desenvolvimento e estão aptos a explorar as oportunidades de ocupação rápida dos ambientes. Já os K-estrategistas apresentam maturidade sexual tardia, baixa fecundidade (prole pequena), ovos grandes e longo período de desenvolvimento, sendo favorecidos em ambientes mais estáveis e de maior competição por recursos.

Como a temperatura influencia no crescimento e tempo de vida, os peixes que vivem nas maiores latitudes ou em águas profundas geralmente crescem de forma mais lenta, atingem a maturidade sexual mais tarde e vivem mais tempo que aqueles de baixas latitudes e águas mais rasas (Blaxter, 2001). A idade da primeira desova pode variar de poucas semanas (em espécies tropicais) até vários anos (nas grandes espécies de águas temperadas ou aquelas de águas profundas). A maior parte das espécies desova várias vezes ao longo da vida (Blaxter, 2001) e, na maioria das espécies marinhas, os indivíduos desovam diversas vezes durante a estação de desova, com periodicidade variando de diária a semanal ou mensal, inclusive com várias desovas durante dois ou três dias por mês (Lowe-McConnell, 1999 *apud* Araujo, 2009). Nas baixas latitudes, devido a uma sazonalidade de temperatura menos marcante, outros fatores podem influenciar na época de desova, tais como ressurgências induzidas pelos ventos. Além disso, algumas espécies tropicais desovam o ano todo. Embora as espécies de áreas costeiras tenham sua distribuição restrita a áreas menores, muitas espécies marinhas fazem migrações sazonais para desovar, se alimentar ou invernar, pois os juvenis ocupam áreas de berçário costeiras e se deslocam para águas mais profundas conforme crescem. Nas águas profundas, com um regime estável de temperatura, os ciclos sazonais de produção e entrada de partículas nutritivas (a partir da produtividade no sistema acima) é que parecem reger a sazonalidade das desovas.

A fecundidade é maior nas espécies que liberam seus ovos em águas abertas e menor naquelas que apresentam desenvolvimento interno ou, então, cuidado parental (Blaxter,

2001). A maioria dos peixes teleósteos produz de milhares a milhões de ovos e larvas planctônicos, chamados de ictioplâncton, sendo que a maioria morre antes de se transformar no estágio juvenil. A redução numérica costuma ser de três ordens de magnitude no estágio larval (Houde, 2001). Sabe-se que essa mortalidade tem relação com fatores físicos, como turbulências, sistemas frontais e a circulação dos oceanos, e com aspectos biológicos, tais como predação e nutrição (Houde, 2001). Somente poucos indivíduos em milhares sobrevivem à fome e à predação. A combinação desses fatores físicos e biológicos é que determinam o sucesso do esforço reprodutivo, ou seja, o recrutamento dos peixes (Houde, 2001). Eventos em todas as escalas espaciais e temporais (de metros e segundos ou horas) são potencialmente importantes e podem gerar uma variabilidade significativa na sobrevivência das larvas. Diferenças sutis e difíceis de medir na mortalidade no período de semanas ou meses é que parecem determinar o sucesso do recrutamento, muito mais que eventos de mortalidade em massa (Houde, 2001).

As larvas e ovos dos peixes marinhos costumam ser pelágicos e suas populações se distribuem por centenas a milhares de quilômetros, a maioria nos primeiros 200 m da coluna d'água. Depois de um período de dias a meses, sendo a média de mais de 35 dias, dependendo da espécie e da temperatura, a larva faz uma metamorfose para juvenil, que é um estágio imaturo da forma adulta (Houde, 2001).

Alguns teleósteos e todos os elasmobrânquios (tubarões e raias) apresentam fertilização interna, sendo que os ovos de muitas espécies se desenvolvem dentro da fêmea e assim nascem juvenis. Outras espécies guardam seus ovos de outras formas. Alguns elasmobrânquios são ovovivíparos e o desenvolvimento acontece independente da mãe. Eles depositam seus ovos grandes e de invólucro rígido, que ficam presos ao substrato, e a incubação pode durar vários meses. Mais comum ainda é a viviparidade, onde os jovens se nutrem da mãe, a partir de um tipo de placenta, como em muitas espécies de tubarões. Essas espécies produzem um número muito pequeno de jovens, em geral menos de 50 (Blaxter, 2001).

Cabe ressaltar que as espécies de peixes comerciais são r-estrategistas, ovíparas (produzem ovos livres) e liberam um grande número deles na água, sem cuidado parental.

Efeitos e recuperação

Os efeitos de um vazamento de óleo nos peixes irão depender de muitos fatores, mas os principais são: tipo de óleo, estágio de vida e espécies atingidas. Além disso, o volume vazado e a localização do acidente também são aspectos relevantes.

O óleo pode causar efeitos subletais ou mesmo morte em peixes; interferir com as atividades pesqueiras e provocar alterações organolépticas (sabor e cheiro) no pescado (McIntyre, 1982).

Apesar de bioacumular hidrocarbonetos, os peixes são capazes também de metabolizar e excretar esses compostos, reduzindo seus teores nos tecidos e após algum tempo de cessada a exposição, estes costumam não ser mais detectados. Há uma transformação dos compostos aromáticos em compostos hidrossolúveis, diminuindo então a toxicidade.

A avaliação de peixes demersais em áreas rasas já demonstrou que há sinais de indicadores bioquímicos de processos de detoxificação após a exposição ao óleo, como observado no caso do *Exxon Valdez* (Peterson *et al.*, 2001). Alguns biomarcadores, como o aumento da atividade da enzima EROD, por exemplo, já foram utilizados para avaliar os efeitos em nível subletal (Penela-Arenaz *et al.*, 2009). Já em ensaios de laboratório com condições ambientalmente mais realistas de concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) do óleo do navio *Prestige*, não foram observados estresse oxidativo ou neurotoxicidade em juvenis (Solé *et al.*, 2008 *apud* Penela-Arenaz *et al.*, 2009). Cabe ressaltar que verificar o aumento de uma atividade enzimática significa que o organismo foi exposto ao poluente, mas não necessariamente que houve um efeito com consequências populacionais.

Após um derrame, mesmo com os hidrocarbonetos em concentrações muito baixas, podem ocorrer alterações de sabor e gosto no pescado. A persistência dessas alterações organolépticas (*tainting*) irá depender do tipo de óleo, das espécies afetadas, da duração da exposição, das condições hidrográficas e da temperatura. O importante é que tal fato é reversível e vai depender do processo de depuração, sendo que quanto maior a temperatura, mais rápido será o processo (ITOPF, 2004). A maior parte dos casos de *tainting* esteve associada a grandes volumes de óleo vazado em áreas costeiras abrigadas (ITOPF, 2004) e, embora todos os tipos de óleo possam causar o fenômeno, os óleos leves são os mais propícios.

Os estágios iniciais de vida (ovos e larvas) são os mais sensíveis ao óleo (National Research Council, 1985; Ipieca, 2000c). Há evidências, tanto no ambiente marinho quanto a partir de ensaios de laboratório, de que o óleo é tóxico para os ovos e larvas de peixes podendo afetar sua sobrevivência (Smith *et al.*, 1977; Mallins & Hodgins, 1981; McIntyre, 1982; Baker, 1983), porém isso não necessariamente resulta em danos às populações ou

aos estoques pesqueiros, sendo considerado como um efeito negligenciável (McIntyre, 1982). O que contribui para tal é o fato de que muitas espécies comerciais (com exceção dos tubarões e raias) desovam em grandes áreas ou apresentam inúmeras áreas de desova (Ipieca, 2000c) e produzem milhões de ovos numa temporada de desova. Naturalmente há um baixo índice de sobrevivência, sendo então a mortalidade gerada pelo o efeito do óleo pouco significativa em relação a essa grande mortalidade natural (Ipieca, 2000c).

Com relação às outras estratégias reprodutivas adotadas pelos peixes (minoria), pode-se aventar a hipótese de uma sensibilidade maior dos elasmobrânquios, pois apresentam uma estratégia K com uma prole menor, no entanto, o fato de serem ovovivíparos ou vivíparos, com a prole já nascendo como miniaturas prontas de um adulto, os tornam nesse estágio, menos vulneráveis que os teleósteos, que produzem ovos, que são muito mais sensíveis às frações solúveis do óleo na água que os peixes propriamente ditos. No caso das raias, o embrião é envolto numa cápsula queratinizada resistente e osmoticamente independente do ambiente e, portanto, muito menos vulnerável e sensível ao óleo que o ictioplâncton (**Figura 20**).

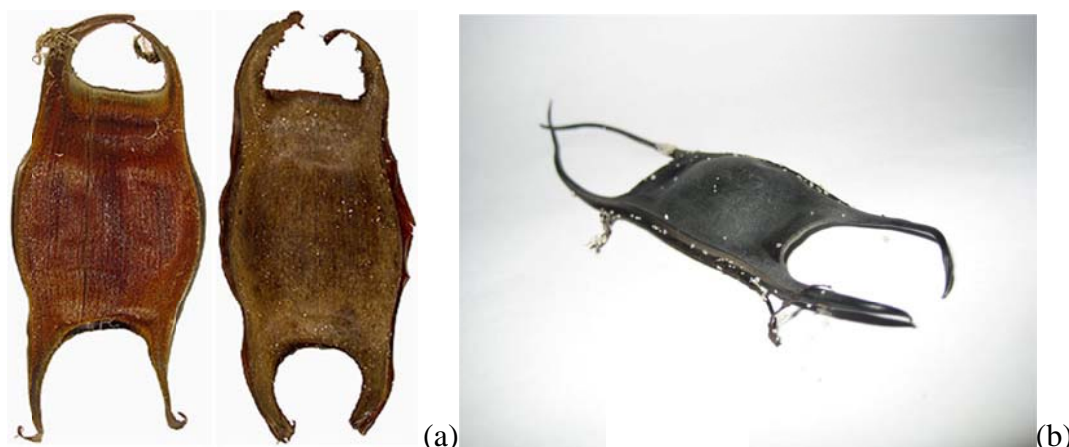


Figura 20: Cápsulas de ovos de arraia. Fontes: (a) Alaska Fisheries Science Center (Gerald Hoff). Disponível em: <http://www.afsc.noaa.gov/Quarterly/amj2005/divrptsRACE2.htm> e (b) Wikipedia. <http://en.wikipedia.org/wiki/File:Mermaidpurse.jpg#file>

Outro aspecto importante é que os ovos bentônicos liberados em águas profundas são menos suscetíveis a encontrar concentrações elevadas de hidrocarbonetos, enquanto que aqueles liberados em águas rasas ficam mais vulneráveis à exposição aos compostos solúveis em água, especialmente nas áreas da zona entremarés e áreas submersas muito rasas.

Os indivíduos adultos são muito menos sensíveis e a mortalidade é pouco provável, embora efeitos subletais, como diminuição do crescimento, aumento da produção de

muco e dano aos tecidos (lesões, necroses e tumores) possam acontecer em determinados cenários (Haensly *et al.*, 1982).

Peixes pelágicos adultos raramente sofrem qualquer dano de longo prazo devido a um derrame de óleo (ITOPF, 2004). As concentrações de óleo na água raramente atingem níveis suficientes para causar impacto e os efeitos do óleo costumam ser temporários, localizados e insignificantes, quando comparados aos efeitos da pesca ou eventos naturais (ITOPF, 2004). Na maioria dos casos, os peixes evitam as manchas de óleo na água (Ipieca, 2000c). Segundo a Ipieca (2000c) e McIntyre (1982), não há nenhuma evidência de que qualquer derrame de óleo tenha causado a mortalidade de adultos ou estágios jovens em águas oceânicas a ponto de afetar de forma significativa as populações de adultos. Impactos potenciais podem, no entanto, ocorrer em águas costeiras abrigadas, especialmente para populações com estoque pequeno e área de desova restrita (Baker, 1983; Ipieca, 2000c). No entanto, existe a ressalva de que nessas localidades, apenas uma pequena proporção da população regional total é geralmente afetada (Gesamp, 1993).

Mesmo nas áreas rasas costeiras, onde o vento pode misturar mais o óleo na coluna d'água e inclusive atingir os sedimentos, os efeitos nos peixes são muito difíceis de serem detectados (McIntyre, 1982). No entanto, caso os sedimentos fiquem muito contaminados, em algumas áreas, pode haver efeitos mensuráveis sobre os peixes bentônicos ou demersais Ipieca (2000c). Um dos poucos casos documentados de efeitos em peixes aconteceu após o acidente com o *Amoco Cadiz*, que matou algumas toneladas de peixes recifais na área e afetou outros peixes demersais (McIntyre, 1982). Mesmo assim, segundo McIntyre (1982), os estoques pesqueiros nessas áreas não sofreram impacto, porque este costuma ser localizado e apenas em algumas baías ou praias específicas que tenham sido muito contaminadas. Ainda no caso do acidente do *Amoco Cadiz*, como efeito imediato, foi verificado que as populações de duas espécies, uma solha e um linguado, foram afetadas nas áreas muito contaminadas, contudo a pesca delas não sofreu perdas (Ipieca, 2000c). Um outro caso foi uma redução observada na abundância de uma espécie de linguado, o *Lepidorhombus boscii*, que vive em substrato lamoso, detectada no acidente do *Prestige*, na área considerada como tendo tido o maior impacto na plataforma da Galícia, porém uma recuperação significativa ocorreu em cerca de um ano (Sánchez *et al.*, 2006).

No entanto, há também casos onde não houve impacto significativo, mesmo em áreas costeiras sensíveis. Mesmo no caso do *Prestige*, por exemplo, não foram observados efeitos significativos sobre a abundância dos juvenis da pescada-branca (*Merluccius merluccius*). Num derrame na África do Sul, com o navio *Castillo de Bellver*, muito próximo de áreas sensíveis e de produtividade pesqueira, não houve impactos

importantes na abundância dos ovos e larvas de peixes (Moldan *et al.*, 1985). O mesmo aconteceu na Baía de Bantry na Irlanda, após o acidente com o *Betelgeuse*, onde também não se verificou nenhum efeito significativo na abundância dos ovos e larvas de peixes e nem mortalidade dos peixes (Grainger *et al.*, 1984). Em alguns casos, mesmo não havendo efeitos detectáveis nas populações de peixes, pode haver um decréscimo no desembarque pesqueiro durante alguns meses, devido ao fechamento da pesca, como ocorrido no canal de Santa Bárbara, na Califórnia (Straughan, 1972).

Shigenaka (2011), num artigo de revisão, relatou um resumo dos resultados de diversos estudos após o derrame do Exxon Valdez. Esses estudos levantaram a hipótese de danos aos ovos e larvas do arenque do Pacífico (*Clupea pallasii*), pois a mortalidade média ovo-larval foi o dobro nas áreas afetadas pelo óleo em comparação com áreas não afetadas. Entre 1989 e 1991, os ovos eram coletados em praias das áreas afetadas e nas áreas controle e incubados até a eclosão. As larvas eram avaliadas quanto às deformidades morfológicas, anomalias citogenéticas e lesões histopatológicas. Em 1989, no mesmo ano do acidente, as áreas afetadas pelo óleo apresentavam significativamente mais deformidades e anomalias que as áreas de referência. Já em 1990 e 1991 não havia mais diferenças significativas entre as áreas.

Segundo Sánchez *et al.* (2006) sobre o acidente do *Exxon Valdez*, que foi muito próximo à costa, as variações e tendências na abundância das populações das espécies avaliadas devido às causas ambientais naturais e à pressão da pesca são muito mais importantes que qualquer variação que possa ser atribuída ao evento. Isso também foi corroborado por Lancaster *et al.* (1998) no acidente do *Sea Empress*, quando apesar de terem sido detectadas algumas diferenças na sobrevivência de larvas e juvenis de robalo em áreas de berçário no estuário, foi verificado também que essas diferenças eram menos significativas que a variação anual por causas naturais. Num caso recente, o emblemático acidente da plataforma *Deep Water Horizon* no Golfo do México, em 2010, não foram observados impactos significativos nos juvenis da comunidade de peixes, em áreas de berçário em habitats de gramas marinhas (Fodrie & Heck-Jr., 2011).

O derrame de óleo cru no acidente do *Braer* não resultou em mortalidades importantes nas espécies comerciais e nem causou alterações na abundância e distribuição das espécies, sendo os efeitos observados: o recobrimento dos artefatos de pesca e as alterações organolépticas (*tainting*), além de contaminação dos peixes confinados em algumas áreas de cultivo de salmão (Ipieca, 2000c).

Em águas oceânicas, as espécies, em geral, evitam a área afetada e, por isso, efeitos adversos não costumam ser registrados (McIntyre, 1982). Por exemplo, nenhum efeito

adverso foi verificado nos estoques dos peixes adultos nos acidentes de Ekofisk (*blowout*) e do navio *Argo Merchant* (Ipieca, 2000c).

Segundo Johnston (1977) *apud* McIntyre (1982), numa simulação de cenário de pior caso considerando a principal área de desova no Mar do Norte, pode-se verificar que o maior efeito seria uma pequena redução na produção pesqueira por um ano e, segundo eles, esta seria muito difícil de detectar devido à elevada variabilidade normal e, portanto, os estoques comerciais em águas oceânicas não estariam sob risco em caso de derrame.

Alguns artigos foram excluídos da análise do tempo de recuperação por não atenderem às premissas: seja porque só avaliavam o impacto de curto prazo ou abordavam concentração nos tecidos, indicadores subletais ou bioquímicos e não a recuperação (Smith *et al.*, 1977; Haensly *et al.*, 1982; Penela-Arenaz *et al.*, 2009; Hernandez *et al.*, 2010; Soares-Gomes *et al.*, 2010).

Com a finalidade de estabelecer uma faixa de tempo para recuperação, cinco referências foram utilizadas, que englobaram o período de 1971 a 2011 e seis derrames: *blowout* em duas plataformas, *Deep Water Horizon* e Plataforma A no canal de Santa Barbara, além dos acidentes com os navios *Castillo de Bellver*, *Betelgeuse*, *Prestige* e *Sea Empress*. Os estudos avaliaram tanto os estágios de ovos e larvas, quanto juvenis e adultos. Além disso, duas referências de revisão geral foram consideradas para corroborar a definição do tempo (McIntyre, 1982; Ipieca, 2000c).

Na tabela do **Anexo 9** estão consolidadas essas referências selecionadas com as informações sobre o acidente, o tipo de óleo, os estágios de vida avaliados, as espécies alvo e o tempo de recuperação. A **Figura 21** mostra os tempos de recuperação encontrados na literatura. Para os casos em que o impacto foi considerado mínimo, arbitrou-se um tempo de < 1 mês.

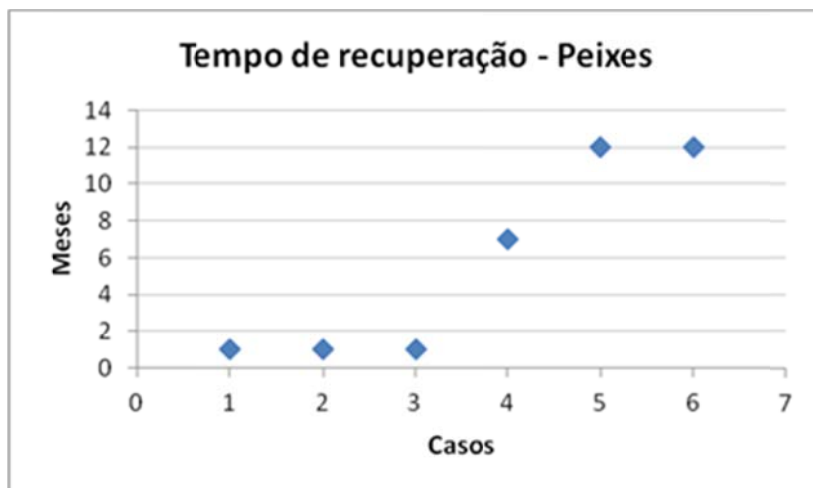
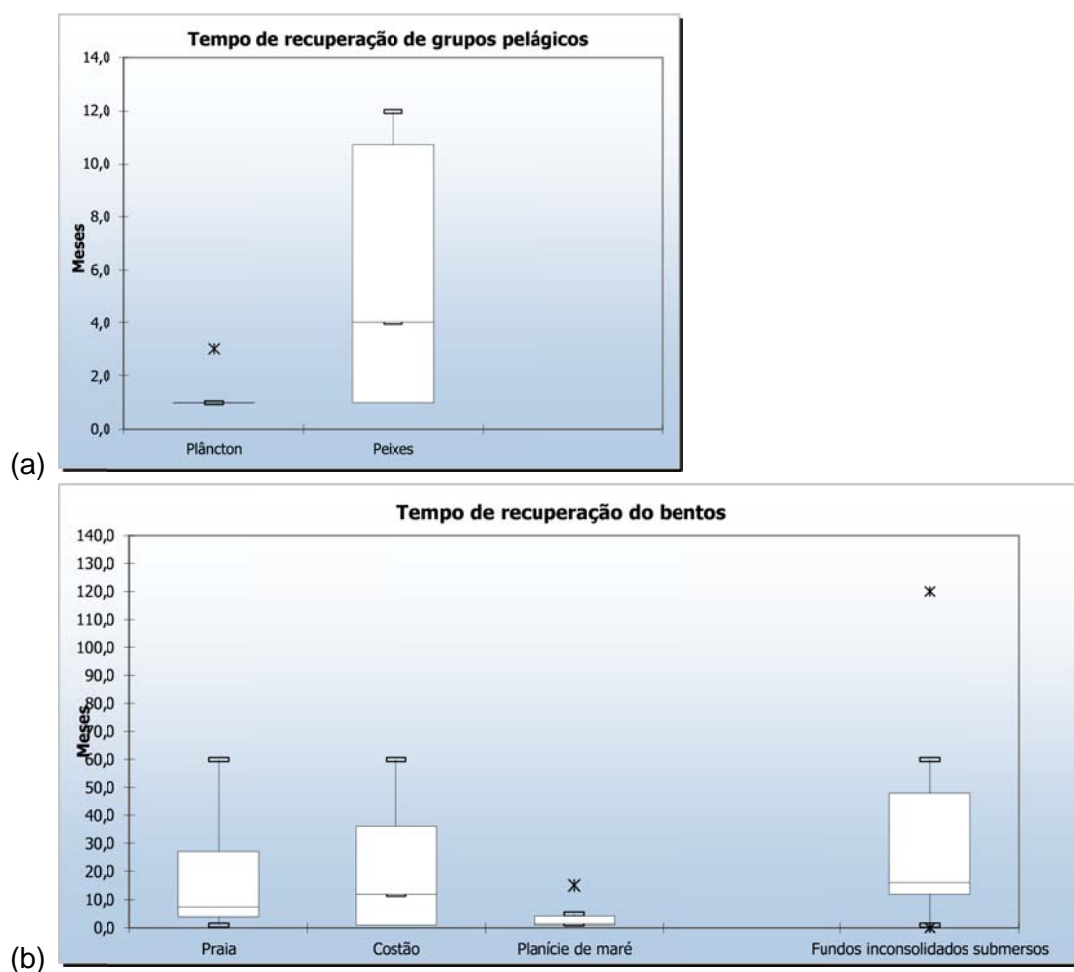


Figura 21: Tempo de recuperação total dos peixes após eventos de derrame de óleo.

Tanto em relação aos adultos quanto aos estágios iniciais de vida, que são os mais sensíveis ao óleo, a recuperação desse componente é bastante rápida. A literatura mostrou que, historicamente, não há registro de impactos importantes aos estoques pesqueiros em águas oceânicas, ou há somente impactos pontuais que são de curtíssimo prazo. Mesmo nas áreas costeiras mais sensíveis, os impactos, quando ocorrem, são localizados e reversíveis numa escala de alguns meses a no máximo um ano. Sendo assim, o tempo de recuperação estimado para o CVA peixes é um pouco maior que o do plâncton e definido no intervalo de no **mínimo um mês e no máximo um ano**. De acordo com os cenários de cada caso, deve-se estabelecer um tempo dentro desse intervalo.

5.3.3 Comparação entre os tempos de recuperação dos CVA

De modo a verificar a variação dos tempos, identificar os valores atípicos (*outliers*) e comparar os CVA, estes foram divididos em três categorias relativas ao seu aspecto representativo de avaliação: grupos biológicos pelágicos, bentos e vegetação. A **Figura 22** mostra as diferenças de escala em relação ao tempo de recuperação dessas categorias e entre os CVA.



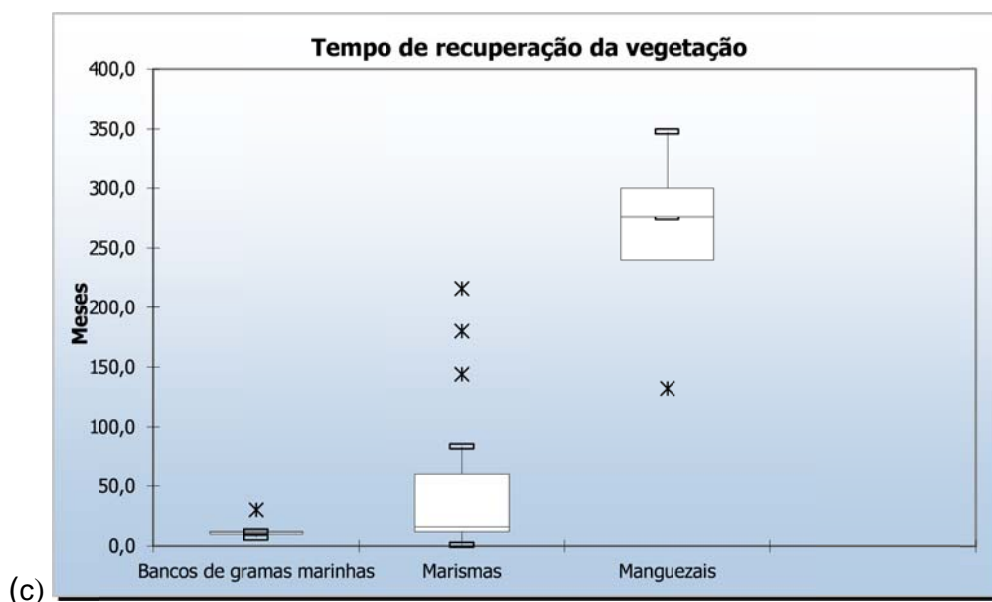


Figura 22: Gráfico do tipo *box-plot* de todos os tempos de recuperação dos componentes de valor ambiental avaliados, a partir dos seus aspectos estruturantes: (a) Grupos pelágicos; (b) Bentos e (c) Vegetação. Obs: As escalas dos gráficos são diferentes entre si para facilitar a visualização.

Os grupos pelágicos apresentaram os menores tempos, na escala de meses (até um ano), seguidos pelo bentos, na escala de poucos anos. A vegetação apresentou um aspecto mais peculiar, pois há maior diferenciação entre os ambientes, podendo variar de poucos meses (bancos de gramas marinhas) até décadas (manguezais).

A análise comparativa dos dados em gráficos de *box-plot*, para todos os tempos avaliados (**Figura 22**), mostra de forma clara a faixa de variação e a distribuição dos tempos de cada CVA. Os aspectos importantes para a ponderação dos tempos estimados, que são responsáveis por essa variação, foram detalhados em cada CVA específico. Os gráficos mostram os limites superiores dos tempos, para 75% dos casos (terceiro quartil), além dos tempos máximos e mínimos, as medianas e os valores atípicos (*outliers*). Apesar de alguns “filtros” que foram aplicados pela metodologia aqui adotada, tais como, por exemplo, não considerar os tempos de recuperação para os casos onde houve limpeza agressiva, quando havia dados de recuperação natural para o mesmo local, os dados da literatura revelaram que, mesmo assim, houve alguns tempos atípicos.

O ambiente pelágico, que foi avaliado através dos CVA de dois grupos biológicos importantes, o plâncton e os peixes, foi o ambiente de menor tempo de recuperação, na escala de poucos meses e tempo máximo de um ano, sendo este apenas para os peixes.

Os habitats que foram avaliados quanto à recuperação do bentos apresentaram limites de tempo de até três anos para o terceiro quartil nas áreas costeiras da região entre marés, com exceção do ambiente de planície de maré e, no infralitoral, de até cerca de quatro anos. Os tempos máximos de cinco anos foram encontrados tanto nos ambientes de

transição (exceto para a planície de maré) quanto no infralitoral. No caso do bentos da região entre marés em praias e costões, por exemplo, 75% dos casos estão bem mais distantes desses tempos máximos. Um valor atípico que pode ser destacado é relativo aos substratos inconsolidados submersos (infralitoral), que é o tempo de 10 anos e representa o dobro do tempo máximo registrado.

Quanto à vegetação, é notável a enorme discrepância dos tempos de recuperação entre os habitats, o que se deve muito ao fato da complexidade estrutural e a taxa de crescimento da vegetação lenhosa nos manguezais. As marismas e os bancos de gramas marinhas são ambientes com vegetação de crescimento mais rápido e estratégias de rápida ocupação do substrato. Nestes dois ambientes, as medianas são similares, mas os limites superiores de tempos para a maioria dos casos (75%) são bem diferentes, com as marismas necessitando de um tempo maior para a recuperação. Tal fato parece estar relacionado às diferenças entre esses ambientes, nas quantidades de óleo retidas, conforme relatado para cada CVA desses. As marismas também apresentaram alguns valores atípicos, com tempos muito superiores à mediana, que foram tratados de forma diferenciada, conforme já discutido anteriormente (ver item **5.3.1.6**). No caso dos manguezais, o valor atípico encontrado teve relação com o menor tempo de recuperação, tendo em vista que, em geral, estes necessitam de mais de 20 anos para recuperarem a estrutura da comunidade vegetal.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Devido à grande variedade de definições de recuperação observadas na literatura sobre impactos de derrame de óleo, os estudos considerados para efeito das estimativas de tempo foram aqueles que levaram em conta a recuperação dos componentes biológicos do ecossistema em coerência com os conceitos de recuperação aqui adotados. Esses conceitos basearam-se principalmente nas premissas de uma recuperação biológica e não química e em nível de estrutura e função das comunidades e não no nível orgânico.

Como premissa básica desse trabalho considerou-se, no caso de habitats, que o tempo de recuperação de cada CVA estava relacionado diretamente ao seu aspecto mais representativo ou estruturante. Portanto, os estudos selecionados abordavam a recuperação estimada para as comunidades biológicas alvo (aspecto representativo).

A literatura consultada foi bastante ampla e completa e, dentro das premissas de recuperação assumidas, pode-se dizer que há subsídios suficientemente robustos para corroborar as faixas de tempo de recuperação propostas para os CVA aqui discutidos, conforme resumo apresentado na **Tabela 1** abaixo.

Tabela 1: Estimativa de tempo de recuperação, para os componentes de valor ambiental, obtida a partir da literatura, considerando a maioria dos casos avaliados. Os limites máximos já relatados para casos excepcionais e condições peculiares estão apresentados entre parênteses.

CVA	Tempo de recuperação (mínimo e máximo)	Aspecto representativo	Tipo
Fundos inconsolidados submersos	1 mês – 5 anos	Bentos	
Praias arenosas	4 meses – 3 anos	Bentos	
Costões rochosos	1 mês - 3 anos (5)	Bentos	Habitats
Arenitos de praias	1 mês - 3 anos (5)	Bentos	
Manguezais	11 – 25 anos (29)	Vegetação	
Marismas	6 meses – 12 anos (15)	Vegetação	
Planícies de maré	1 mês – 2 anos	Bentos	
Bancos de gramas marinhas	7 meses – 1 ano	Vegetação	
Plâncton	1 mês – 3 meses	Plâncton	Grupos
Peixes	1 mês - 1 ano	Ovos e larvas, juvenis e adultos	biológicos

As comunidades biológicas avaliadas (plâncton e peixes) no ambiente pelágico apresentaram os menores tempos de recuperação (até um ano), enquanto os maiores tempos foram observados nos ambientes costeiros com baixo hidrodinamismo, as marismas, seguida dos manguezais, numa escala de até duas décadas. No entanto, é importante notar que mais da metade dos componentes de valor ambiental avaliados no grupo habitats apresentaram uma recuperação total de no máximo três anos, com exceção dos fundos inconsolidados submersos (infralitoral), que podem chegar a cinco anos, além das marismas e manguezais, com muito mais tempo, como pode ser visto na **Figura 23**.

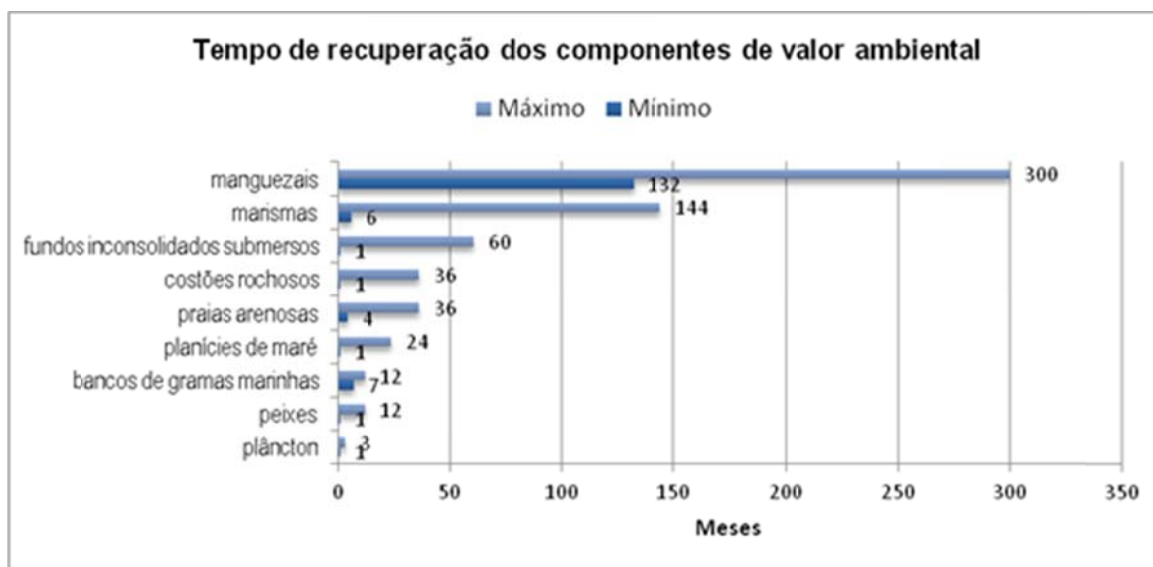


Figura 23: Consolidação dos tempos de recuperação (mínimos e máximos) dos casos mais representativos dos componentes de valor ambiental avaliados.

A partir dos dados da literatura, ficou evidente a necessidade de que, na análise quantitativa de risco ambiental, a estimativa de um determinado tempo dentro desses intervalos propostos seja definida caso a caso e considere todas as ponderações necessárias sobre todos os aspectos relevantes e que influenciam de forma crucial na recuperação de um CVA, tais como:

- tipo de óleo e volume vazado;
- distância da costa;
- condições climáticas e do mar;
- características físicas da área;
- características biológicas da área;
- época do ano;
- e estratégias de limpeza planejadas.

A preferência deverá ser sempre pelo intervalo de tempo dos casos representativos. O limite máximo dos casos excepcionais deverá ser adotado somente em cenários catastróficos.

Os casos onde técnicas de limpeza muito agressivas ou muito tóxicas foram utilizadas, muitas vezes capazes de alterar a estrutura física ou regime hidrológico de um habitat, não devem ser adotados como referência na determinação do tempo de recuperação, tendo em vista que sua grande interferência negativa não é ocasionada pelo efeito do óleo em si.

Recomenda-se que esses intervalos de tempo de cada CVA sejam apresentados na análise de risco, mas que seja sempre proposta uma estimativa de tempo de recuperação (dentro dessa faixa), ponderando todos os aspectos que justifiquem a escolha mais próxima do limite inferior ou superior desse intervalo.

Alguns ambientes (como recifes de corais ou rodolitos) e, principalmente, alguns grupos biológicos (ex.: cetáceos, sirênios, aves e quelônios marinhos) não foram incluídos nessa análise, pois não havia dados consistentes disponíveis sobre o tempo de recuperação. Esses CVA, posteriormente, serão objeto de outro tipo de análise com uma abordagem diferente. Uma exceção foram os arenitos de praia ou *beachrocks* que, por sua similaridade estrutural e ecológica com os costões rochosos, tiveram seu tempo proposto baseado na literatura disponível sobre estes.

7. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem as valiosas contribuições de: 1) Ivanil Ribeiro da Cruz (CENPES/PDEDS/AMA) pela adaptação de figura 1 de Kingston (2002) e 2) Andrea Gallo Xavier (HOPE); Cristiano Leite Parente (UO-SEAL/SMS); Estefane Cardinot Reis (PUC-Rio); Geraldo Adriano Teixeira (AB-CR/SMES/LIC); Eduardo Sá de Sá Rego (JPTE) e Sebastião Andrelino da Silva (ICF Consultoria do Brasil) pela revisão técnica do manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adam, P. 2002. Saltmarshes in a time of change. *Environmental Conservation*. Vol. 29 (1): 39-61.

Alexander, S. K. & Webb, Jr. J. W. 1985. Seasonal response of *Spartina alterniflora* to oil. *Proceedings 1985 Oil Spill Conference*, February 25-28, 1985, Los Angeles, California, pp. 355-357.

Alexander, S. K. & Webb, Jr., J.W. 1987. Relationship of *Spartina alterniflora* growth to sediment oil content following an oil spill. *In: Proceedings of the 1987 International Oil Spill Conference*, pp 445-449.

Andersen, L.E.; Melville, F. & Jolley, D. 2008. An assessment of an oil spill in Gladstone, Australia – Impacts on intertidal areas at one month post-spill. *Marine Pollution Bulletin*, 57: 607–615.

Anderson, C. J.; Artis, C. & Pendergrass, J. 2010. Prospects for Wetland Recovery in the Northern Gulf of Mexico. *Environmental Law Reporter*, 40 (11): 11090-11096.

Allen, K. W.; Williams, R. O. & Kattan, Y. M. 1997. Northern Saudi coastal recovery in the aftermath of the gulf oil spill. *In: Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference*. 423-427.

Ansari, Z. A. & Ingole, B. 2002. Effect of an oil spill from *M V Sea Transporter* on intertidal meiofauna at Goa, India. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 396–402.

Aqua-Fact International Services Ltd. 2006. *A survey of intertidal mudflats and sandflats in Ireland*. Report on the behalf of the National Parks and Wildlife Service (NPWS). 252pp.

Araujo, R.B. 2009. Desova e fecundidade em peixes de água doce e marinhos. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 9 (2): 24-31.

Baca, B. J.; Lankford, T. E. & Gundlach, E. R. 1987. Recovery of Brittany coastal marshes in the eight years following the *Amoco Cadiz* incident. *Proceedings of the 1987 Oil Spill Conference*, American Petroleum Institute, Washington, D.C., pp 459-464.

Baca, B.J.; Snedaker, S.C.; Dodge, R.E.; Knap, A.H. & Sleeter, T.D. 1996. The effects of crude oil and dispersed crude oil in tropical ecosystems: long-term seagrass, mangrove,

and coral studies. OCEANS '96. MTS/IEEE. *Prospects for the 21st Century. Conference Proceedings*. Vol. 1: 469 – 486.

Baca, B.; Ward, G. A.; Lane, C. H. & Schuler, P. A. 2005. Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) of dispersed oil on nearshore tropical ecosystems derived from the 20 year “Tropics” field study. *In: Proceedings of the 2005 International Oil Spill Conference*. USCG, USEPA, NOAA, API, Miami, FL.

Baker, J. M. 1971. Seasonal effects of oil pollution on salt marsh vegetation. *Oikos*, 22: 106-110.

Baker, J.M., 1982. Mangrove swamps and the oil industry. *Oil Petrochemical Pollution*, 1: 5-22.

Baker, J. 1983. Impact of oil production on living resources. *The Environmentalist*, 3: 1–48.

Baker, J. 1999. Ecological effectiveness of oil spill countermeasures: How clean is clean? *Pure Appl. Chem.*, Vol. 71 (1): 135–151.

Baker, J. 2001. Oil Pollution. *In: Encyclopedia of Ocean Sciences*, vol. 4: 1999-2007. Elsevier.

Baker, J. M., Guzman, L. M., Bartlett, P. D., Little, D. I., & Wilson, C. N. 1993. Long-term fate and effects of untreated thick oil deposits on salt marshes. *In Proceedings: 1993 International Oil Spill Conference*, pp. 395-399. Washington, D.C.: American Petroleum Institute.

Ballou, T.G. & Lewis, R.R. 1989. Environmental assessment and restoration recommendations for a mangrove forest affected by jet fuel. *In: Proceedings of the 1989 Oil Spill Conference*, 407-412.

Ballou, T. G.; Hess, S. C.; Dodge, R. E.; Knap, A. H. & Sleeter, T. D. 1989. Effects of untreated and chemically dispersed oil on tropical marine communities: a long-term field experiment. *International Oil Spill Conference Proceedings*: Vol. 1989 (1): 447-454.

Batten, S.D.; Allen, R. J. S. & Motton, C. O. M. 1998. The effects of the Sea Empress oil spill on the plankton of the Southern Irish Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 36 (10): 764-774.

Bender, M. E., E. A. Shearls, R. P. Ayres, C. H. Hershner, and R. J. Huggett. 1977. Ecological effects on experimental oil spills on eastern coastal plain estuarine ecosystems. *Proceedings 1977 Oil Spill Conference (Prevention, Behavior, Control, Planning)*, March 8-10, 1977, New Orleans, Louisiana, Washington D.C., American Petroleum Institute, pp. 505-509.

Berge, J. A. 1990. Macrofauna recolonization of subtidal sediment. Experimental studies on defaunated sediment contaminated with crude oil in two Norwegian fjords with unequal eutrophication status. I. Community responses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **66**: 103-115.

Beukema, J.J.; Flach, E.C.; Dekker, R. & Starink, M. 1999. A long-term study of the recovery of the macrozoobenthos on large defaunated plots on a tidal flat in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, 42: 235–254.

Blackman, R.A.A.; Baker, J.M.; Jelly, J. & Reynard, S. 1973. The *Dona Marika* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 4 (12): 181-182.

Blackman, R.A.A. & Law, R.J. 1980. The *Eleni V* oil spill: fate and effects of the oil over the first twelve months. *Marine Pollution Bulletin*, 11: 217-220.

Blaxter, J. H. S. 2001. Fish reproduction. *Encyclopedia of Ocean Sciences*, vol. 2: 969–975. Elsevier.

Blaylock, W. M. & Houghton, J. P. 1989. Infaunal recovery at Ediz Hook following the *Argo Anchorage* oil spill. *In: Proceeding of The Oil Spill Conference*. 421-426.

Bode, A.; González, N.; Lorenzo, J.; Valencia, J.; Varela, M. M. & Varela, M. 2006. Enhanced bacterioplankton activity after the 'Prestige' oil spill off Galicia, NW Spain. *Aquat. Microb. Ecol.*, 43: 33–41.

Bodin, P. 1988. Results of ecological monitoring of three beaches polluted by the 'Amoco Cadiz' oil spill: development of meiofauna from 1978 to 1984. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 42: 105-123.

Boehm, P. D.; Page, D. S.; Gilfillan, E. S.; Stubblefield, W. A. & Harner, E. J. 1995. Shoreline Ecology Program For Prince William Sound, Alaska, Following The *Exxon Valdez* Oil Spill: Part 2; Chemistry and Toxicology. In *Exxon Valdez Oil Spill: Fate and Effects in Alaskan Waters*, ASTM Special Technical Publication # 1219 (P. G. Wells, J. N. Butler and J. S. Hughes, ed.) American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA. pp. 347-397.

- Boesch, D. F.; Hershner, C. H. & Milgram, J. H. 1974. *Oil spills and the marine environment*. Bullinger Publishing Company, Cambridge, Mass.
- Bone, Q. 2009. Fish: General review. In: *Encyclopedia of Ocean Sciences (Second Edition)*, Pp: 467-475.
- Bonsdorff, E. 1981. The Antonio Gramsci oil spill Impact on the littoral and benthic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 12 (9): 301-305.
- Bonsdorff, E; Bakke, T. & Pedersen, A. 1990. Colonization of amphipods and polychaetes to sediments experimentally exposed to oil hydrocarbons. *Mar. Poll. Bull.* 21:355-358.
- Boorman, L.A., 2003. *Saltmarsh Review. An overview of coastal saltmarshes, their dynamic and sensitivity characteristics for conservation and management*. JNCC Report, No. 334.
- Boucher, G. 1980. Impact of *Amoco Cadiz* oil spill on intertidal and sublittoral meiofauna. *Marine Pollution Bulletin*, 11 (4): 95-101.
- Boucher, G. 1985. Long term monitoring of meiofauna densities after the *Amoco Cadiz* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 16 (8): 328-333.
- Bowman, R. S. 1978. Dounreay oil Spill: Major Implications of a Minor Incident. *Marine Pollution Bulletin*, 9: 269-273.
- Branch, G. M. 2001. Rocky shores. In: *Encyclopedia of Ocean Sciences*, vol. 4: 2427–2434. Elsevier.
- Brito, E. M.S.; Duran, R.; Guyoneaud, R.; Goñi-Urriza, M.; T. García de Oteyza, T.; Crapez, M. A.C.; Aleluia, I. & Wasserman, J. C.A. 2009. A case study of in situ oil contamination in a mangrove swamp (Rio De Janeiro, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 58: 418–423.
- Broman, D.; Ganning, B. & Lindblad, C. 1983. Effects of high pressure, hot water shore cleaning after oil spills on shore ecosystems in the Northern Baltic Proper. *Marine Environmental Research*, 10: 173-187.
- Burns, K. A. & Teal, J. M. 1979. The West Falmouth oil spill: Hydrocarbons in the salt marsh ecosystem. *Estuarine and Coastal Mar. Science*. 8:349–360.

- Burns, K.A. & Codi, S. 1998. Contrasting impacts of localised versus catastrophic oil spills in mangrove sediments. *Mangroves and Salt Marshes*, 2: 63–74.
- Burns, K. A., Garrity, S. D. & Levings, S. C. 1993. How many years until mangrove ecosystems recover from catastrophic oil spills? *Marine Pollution Bulletin*, 26: 239-248.
- Burns, K.A.; Garrity, S.D.; Jorissen, F.; MacPherson, J.; Stoelting, M.; Tierney, J. & Yelle-Simmons, L., 1994. The *Galeta* oil spill. II. Unexpected persistence of oil trapped in mangrove sediments. *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 38: 349-364.
- Cabioch, L., Dauvin, J. C. & Gentil, F. 1978. Preliminary observations on pollution of the sea bed and disturbance of sublittoral communities in northern Brittany by oil from the *Amoco Cadiz*. *Mar. Pollut. Bull.*, 9: 303-307.
- Cantagallo, C.; Milanelli, J. C. C. & Dias-Brito, D. 2007. Limpeza de ambientes costeiros brasileiros contaminados por petróleo: uma revisão. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2 (1): 1-12.
- Cajaraville, M P., Larraitz Garmendia, Amaia Orbea, Raphael Werding, Amagoia Gómez-Mendikute, Urtzi Izagirre, Manu Soto, Ionan Marigómez. 2006. Signs of recovery of mussels health two years after the Prestige oil spill. *Marine Environmental Research*, Vol. 62, Suppl.1: S337-S341
- Chan, G. L. 1973. A Study of the Effects of the San Francisco Oil Spill on Marine Organisms. *In: International Oil Spill Conference Proceedings: Vol. 1973 (1): 741-781.*
- Chan, G. L. 1977. The five-year recruitment of marine life after the 1971 San Francisco Oil Spill. *In: International Oil Spill Conference Proceedings: Vol. 1977 (1): 543-545.*
- Chan, E.I. 1977. Oil pollution and tropical littoral communities: biological effects of the 1975 Florida keys oil spill. *International Oil Spill Conference Proceedings: Vol. 1977, (1): 539-542.*
- Chassé, C. 1978. The ecological impact on and near shores by the Amoco Cadiz oil spill. *Mar. Pollut. Bull.*, 9 (11): 298-301.
- Chindah, A.C.; Braide, S.A.; Amakiri, J. & Onokurhefe, J. 2007. Effect of crude oil on the development of mangrove seedlings from Niger Delta, Nigeria. *Revista UDO Agrícola*, 7 (1): 181-194.

Chung, I.Y.; Cho, K.J.; Kiyonori, H.; Mukai, T.; Nishijima, W.; Takimoto, K. & Okada, M., 2004. Effects of oil spill on seawater infiltration and macrobenthic community in tidal flats. *Mar. Pollut. Bull.* 49: 959–963.

Clark, R. B. 1982. Impact of oil pollution on marine populations, communities and ecosystems: a summing-up. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 297: 433-443.

Connell D.W. & G.J. Miller, 1984. Chemistry and Ecotoxicology of Pollution. John Wiley & Sons, New York. 444 pp.

Corredor, J. E.; Morell, J. M. & Castillo, C. E. 1990. Persistence of spilled crude oil in a tropical intertidal environment. *Marine Pollution Bulletin*, 21: 385-388.

Cowell, E.B. 1969. The effects of oil pollution on salt-marsh communities in Pembrokeshire and Cornwall. *Journal of Applied Ecology*, 6: 133-142.

Crothers, J.H. 1983. Field experiments on the effects of crude oil and dispersant on the common animals and plants of rocky sea shores. *Marine Environmental Research*, 8: 215-239.

Cubit, J. D.; Getter, C. D.; Jackson, J. B. C.; Garrity, S. D.; Caffey, H. M.; Thompson, R. C.; Weil, E. & Marshall, M. J. 1987. An oil spill affecting coral reefs and mangroves on the Caribbean coast of Panama. *International Oil Spill Conference Proceedings*: Vol. 1987, No. 1: 401-406.

Cullinane, J.P.; McCarthy, P. & Fletcher, A. 1975. The effect of oil pollution in Bantry Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 6(11):173-176.

Danovaro, R. Fabiano, M. & Vincx, M. 1995. Meiofauna Response to the Agip Abruzzo Oil Spill in Subtidal Sediments of the Ligurian Sea *Marine Pollution Bulletin*, 30, (2): 133-145.

Dauvin, J. C. 1982. Impact of Amoco Cadiz oil spill on the muddy fine sand *Abra alba* and *Melinna palmata* community from the Bay of Morlaix. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 14(5): 517-53.

Dauvin, J. C. 1987. Evolution à long terme (1978–1986) des populations d'Amphipodes des sables fins de la pierre noire (baie de morlaix, manche occidentale) après la catastrophe de l'Amoco Cadiz. *Marine Environmental Research*, Vol. 21 (4): 247–273.

Dauvin, J. C. & Ibanez, F. 1986. Variations à long terme (1977-1985) du peuplement des sables fins de la Pierre Noire (baie de Morlaix, Manche Occidentale): analyse statistique de l'évolution structurale. *Hydrobiologia*, 142:171-186.

Dauvin, J. C. & Gentil, F. 1990. Conditions of the peracarid populations of subtidal communities in Northern Brittany ten years after the *Amoco Cadiz* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 21 (3): 123-130.

Davenport, J. 1982. Oil and planktonic systems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 297: 369-384.

Dean, T.A., Stekoll, M.S., Jewett, S.C., Smith, R.O., Hose, J.E., 1998. Eelgrass (*Zostera marina* L.) in Prince William Sound, Alaska: Effects of the Exxon Valdez oil spill. *Mar. Pollut. Bull.* , 36: 201–210.

Decker, C. J. & Fleeger, J. W. 1984. The effect of crude oil on the colonization of meiofauna into salt marsh sediments. *Hydrobiologia*, 118: 49-58.

De La Huz, R.; Lastra, M.; Junoy, J.; Castellanos, C. & Viéitez, J. M. 2005. Biological impacts of oil pollution and cleaning in the intertidal zone of exposed sandy beaches: Preliminary study of the "Prestige" oil spill. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65: 19-29.

De Laune, R. D.; Lindau, C. W.; Devai, I. & Henry, C. B. 1997. Burning of oiled Louisiana coastal marsh: field evaluation. *In: Proceedings 1997 International Oil Spill Conference*, 903-904.

De Micco, E.; Schuler, P. A.; Omer, T. & Baca, B. 2011. Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) of Dispersed Oil on Nearshore Tropical Ecosystems: Tropics – the 25th Year Research Visit. *In: Proceedings 2011 International Oil Spill Conference*, No. 1, pp. abs282.

Den Hartog, C., & Jacobs, R.P.W.M. 1980. Effects of the "Amoco Cadiz" oil spill on an eelgrass community at Roscoff (France) with special reference to the mobile benthic fauna. *Helgol. Meeresunters.*, 33:182-191.

Desjardins, P.R.; Buatois, L.A. & Mángano, M.G. 2012. Tidal flats and subtidal sand bodies. *Developments in Sedimentology*, vol. 64: 529-561.

De Vogelaere, A.P. & Foster, M.S. 1994. Damage and recovery in intertidal *Fucus gardneri* assemblages following the “Exxon Valdez” oil spill. *Marine Ecology Progress Series*, 106: 263-271.

Diaz-Piferrer, M. 1962. The effects of oil on the shore of Guanica, Puerto Rico. *In: Proceedings of 4th Meeting of the Association of Island Marine*. Laboratories of the Caribbean, University of Puerto Rico, Mayaguez: 12-13.

Di Carlo, G. & McKenzie, L.J. 2011. *Seagrass training manual for resource managers*. Conservation International, USA. Disponível em:

http://wsa.seagrassonline.org/downloads/documents/Seagrass_Syllabus.pdf

Dicks, B. 1998. The environmental impact of marine oil spills – Effects, recovery and compensation. *In: Proceedings of International Seminar on Tanker Safety, Pollution Prevention, Spill Response and Compensation*. Rio de Janeiro, Brazil.

Dicks, B. 1999. The environmental Impact of Marine Oil Spills – Effects, recovery and Compensation. International Tanker Owners Association. *In: International Seminar on Tanker Safety, Pollution Prevention, Spill response and Compensation*, Rio de Janeiro.

Dicks, B. & Iball, K. 1981. Ten years of saltmarsh monitoring – the case history of a Southampton water saltmarsh and a changing refinery effluent discharge. *In: Proceedings of the 1981 International Oil Spill Conference*,: 361-374.

Díez, I.; Secilla, A.; Santolaria, A. & Gorostiaga, J. M. 2009. Ecological monitoring of intertidal phyto-benthic communities of the Basque Coast (N. Spain) following the Prestige oil spill. *Environ. Monit. Assess.* () 159:555–575.

Dineen, J. 2010. Tidal flat habitats. Report. Smithsonian Marine Station, Fort Pierce.

Acesso em 28/6/2013: http://www.sms.si.edu/irlspec/tidal_flats.htm

Donato, D.C.; Boone Kauffman, J.; Murdiyarsa, D.; Kurnianto, S.; Stidham, M. & Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 1123: 1-5. DOI: 10.1038.

Driskell, W.B.; Fukuyama, A. K.; Houghton, J.P.; Lees, D.C.; Shigenaka, G. & Mearns, A.J. 1993. Impacts on intertidal infauna: Exxon Valdez oil spill and cleanup. *In: Proceedings of the 1993 International Oil Spill Conference*, Vol. 1: 355-361.

Duke, N.C; Pinzón M., Z.S. & Prada T., M.C. 1997. Large-scale damage to mangrove forests following two large oil spills in Panama. *Biotropica*, 29(1): 2-14.

Duke, N.C. & Burns, K.A., 1999. *Fate and Effects of Oil and Dispersed Oil on Mangrove Ecosystems in Australia*. Final report to Australian Petroleum Production and Exploration Association, Main Report 212 pp. Australian Institute of Marine Science and CRC Reef Research.

Duke, N.C.; Burns, K.A. & Ellison, J.C. 1999. Surveys of oil spill incidents around Australia. An assessment of incidents, impacts on mangroves, and recovery of deforested areas. Ch. 2, Pp 240-247. *In: Duke, N.C. & Burns, K.A. Fate and Effects of Oil and Dispersed Oil on Mangrove Ecosystems in Australia*. Final report to Australian Petroleum Production and Exploration Association, Main Report 212 pp. Australian Institute of Marine Science and CRC Reef Research.

Duke, N.C., Burns, K.A., Swannell, R.P.J., Dalhaus, O., Rupp, R.J., 2000. Dispersant use and a bioremediation strategy as alternate means of reducing impacts of large oil spills on mangroves: the Gladstone field trials. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 403-412.

Dyer, K .R.; Christie, M.C. & Wright, E. W. 2000. The classification of intertidal mudflats. *Cont. Shelf Res.*, 20: 1039-1060.

Edgar, G. J.; Kerrison, L. Shepherd, S.A.; Toral-Granda, M.V. 2003. Impacts of the *Jessica* oil spill on intertidal and shallow subtidal plants and animals. *Marine Pollution Bulletin*, 47: 276–283.

Efroymson, R. A., J. P. Nicolette, and G. W. Suter II. 2003. A framework for net environmental benefit analysis for remediation or restoration of petroleum contaminated sites. ORNL/TM- 2003/17. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Egres, A. G.; Martins, C. C.; Oliveira, V. M. & Lana, P. C. 2012. Effects of an experimental *in situ* diesel oil spill on the benthic community of unvegetated tidal flats in a subtropical estuary (Paranaguá Bay, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 64: 2681–2691.

Elmgren, R.; Hansson, S.; Larsson, U.; Sundelin, B. & Boehm, P. D. 1983. The “Tsesis” oil spill: Acute and long-term impact on the benthos. *Marine Biology*, 73 (1): 51-65.

Elliott, M., Hemingway, K.L., Cutts, N.D., Burdon, D., Pérez- Dominguez, R., Allen, J.H., Thomson, S.M. & V.N. de Jonge; Breine, J., Van den Bergh, E., Stevens, M. & I. Simoens; Jager, Z. & F. Twisk. 2008. HARBASINS Final Report: Estuarine Ecosystem Functioning, Restoration and Health (WP2).

Ellis, D. V. 2003. The concept of “sustainable ecological succession”; and its value in

assessing the recovery of sediment seabed biodiversity from environmental impact. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 39–41.

Ellison, A. M. & Farnsworth, E. J. 1996. Anthropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica*, 28 (4a): 549-565.

Evans, C. W. 1985. The effects and implications of oil pollution in mangrove forests. *International Oil Spill Conference Proceedings: Vol. 1985, No. 1:367-371*.

Faraco, L.F.D. & Lana, P.C. 2003. Response of polychaetes to oil spills in natural and defaunated subtropical mangrove sediments from Paranaguá bay (SE Brazil). *Hydrobiologia*, 496: 321–328.

Faraco, L. F. D. & Lana, P. C., 2006. Macrobenthic recolonization processes in mangroves of southern Brazil. *Journal of Coastal Research, Special Issue 39*: 1853 – 1858. (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium), Itajaí, SC, Brazil, ISSN 0749-0208.

Farke, H.; Wonneberger, K.; Gunkel, W. & Dahlmann, G. 1985. Effects of oil and a dispersant on intertidal organisms in field experiments with a mesocosm, the Bremerhaven Caisson. *Marine Environmental Research*, 15: 97-114.

Feder, H. M.; Cheek, L. M.; Flanagan, P.; Jewitt, S. C.; Johnston, M. H.; Naidu, A. S.; Norrell, S. A.; Paul, A. J.; Scarborough, A. & Shaw, D. 1976. *The sediment environment of Port Valdez, Alaska: The effect of oil on this ecosystem*. Environmental Protection Agency. Report EPA-600/3-76-086. 322pp.

Feder, H.M. & Blanchard, A., 1998. The deep benthos of Prince William Sound, Alaska, 16 months after Exxon Valdez oil spill. *Mar. Poll. Bull.* 36: 118–130.

Ferrell, R.E.; Seneca, E.D. & Linthurst, R.A. 1984. The effects of crude oil on the growth of *Spartina alterniflora* Loisel. and *Spartina cynosuroides* (L.) Roth. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 83: 27-39.

Fischel, M.; Grip, W. & Mendelssohn, I. A. 1989. Study to determine the recovery of a Louisiana marsh from an oil spill. *Proceedings 1989 Oil Spill Conference (Prevention, Behavior, Control, Planning)*, February 13-16, 1989, San Antonio, Texas, Washington D.C., American Petroleum Institute, pp. 383-387.

Fodrie, F.J. & Heck Jr., K. L. 2011. Response of coastal fishes to the Gulf of Mexico oil Disaster. *PLoS ONE*, 6 (7): e21609.

Foster, M.; Neushul, M. & Zingmark, R. 1971. The Santa Barbara oil spill part 2: Initial effects on intertidal and kelp bed organisms. *Environ. Pollut.*, 2: 115-134.

Freedman, B. 1995. *Environmental Ecology. The Impacts of Pollution and Other Stresses on Ecosystem Structure and Function. Second Edition.* Academic Press. San Diego, CA. 606 pp.

Fricke, A. H.; Hennig, H. F. K-O. & Orre, M.J. 1981. Relationship between oil pollution and psammolittoral meiofauna density of two South-African beaches. *Marine Environmental Research*, 5: 59-77.

Fukuyama, A.K.; Shigenaka, G. & VanBlaricom, G.R. 1998. Oil spill impacts and the biological basis for response guidance: An applied synthesis of research on three subarctic intertidal communities. Seattle: *NOAA Tech. Memo. NOS ORCA 125*, 89 pp.

Garrity, S. D. & Levings, S. C. 1993. Effects of an oil spill on some organisms living on mangrove (*Rhizophora mangle* L.) roots in low wave-energy habitats in Caribbean Panama. *Marine Environmental Research*, 35: 251-271.

Garrity, S. D.; Levings, S. C. & Burns, K. A. 1993. Chronic oiling and long-term effects of the 1986 Galeta spill on fringing mangroves. *International Oil Spill Conference Proceedings*: Vol. 1993, No. 1: 319-324.

Garrity, S. D.; Levings, S. C. & Burns, K. A. 1994. The Galeta oil spill. I. long-term effects on the physical structure of the mangrove fringe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 38: 327-348.

Gelin, A., Gravez, V. & Edgar, G. J. 2003. Assessment of Jessica oil spill impacts on intertidal invertebrate communities. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 46 (11): 1377-1384.

Getter, C. D.; Scott, G. I. & Michel, J. 1981. The effects of oil spills on mangrove forests: a comparison of five oil spill sites in the Gulf of Mexico and The Caribbean Sea. *International Oil Spill Conference Proceedings*: Vol. 1981, No. 1: 535-540.

Getter, C.D., Cintron, G., Dicks, B., Lewis, R.R., & Seneca, E.D. 1984. The recovery and restoration of saltmarshes and mangrove following an oil spill. *In: Restoration of habitats impacted by oil spills.* Butterworth. Boston. pp. 65-113.

Getter, C. D.; Ballou, T. G. & Koons, C. B. 1985. Effects of Dispersed Oil on Mangroves Synthesis of a Seven-Year Study. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 16 (8): 318-324.

Getter, C. D.; & Lewis, R. R. 2003. Spill response that benefits the long-term recovery of oiled mangroves. *International Oil Spill Conference Proceedings*: 539-550.

Getter, C.; Michel, J. & Hayes, M. 2005. Natural recovery of salt marshes from the 1991 oil spill on the Saudi Arabian gulf coast. *International Oil Spill Conference Proceedings*: 869-872.

Gesamp. 1993. *Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment*. Rep. Stud. Gesamp (50). (IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution).180pp.

Giere, O. 1979. The impact of oil pollution on intertidal meiofauna: field studies after the La Coruna-spill, May 1976 *Cah. Biol. Mar.* 20(2): 231-251.

Gilfillan, E. S.; Maher, N. P.; Krejsa, C. M.; Lanphear, M. E.; Ball, C. D.; Meltzer, J. B. & Page, D. S. 1995. Use of remote sensing to document changes in marsh vegetation following the Amoco Cadiz oil spill (Brittany, France, 1978). *Marine Pollution Bulletin*, 30 (12): 780-787.

Gilfillan, E. S.; Page, D. S.; Gerber, R. P.; Hansen, S.; Cooley, J. & Hotham, J. 1981. Fate of the Zoe Colocotroni oil spill and its effects on infaunal communities associated with mangroves. *International Oil Spill Conference Proceedings*: Vol. 1981, No. 1.

Gilfillan, E. S.; Page, D. S.; Neff, J. M.; Parker, K. R.; Boehm, P. D. 2001. A 10-year study of shoreline conditions in the *Exxon Valdez* spill zone, Prince William Sound, Alaska. *In: Proceedings of the International Oil Spill Conference*, No. 1: 559-567.

Giri, C.; Ochieng, E.; Tieszen, L. L.; Zhu, Z.; Singh, A.; Loveland, T.; Masek, J. & Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 154–159.

Gómez Gesteira, J. L., & Dauvin, J. C. 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1017–1027.

- Gómez Gesteira, J.L. & Dauvin, J. C. 2005. Impact of the *Aegean Sea* oil spill on the subtidal fine sand macrobenthic community of the Ares-Betanzos Ria (Northwest Spain). *Marine Environmental Research*, 60: 289–316.
- Grainger, R. J. R.; Duggan, C. B.; Minchin, D. & O'Sullivan, D. 1984. Investigations in Bantry Bay following the *Betleuse* oil tanker disaster. *Irish Fisheries Investigations. B (Marine)*, 27: 3-25.
- Grant, D. L.; Clarke, P.J. & Allaway, W. G. 1993. The response of grey mangrove (*Avicennia marina* (Forsk.) Vierh) seedlings to spills of crude oil. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 171: 273-295.
- Grassle, J. F. 2013. Marine Ecosystems. *Encyclopedia of Biodiversity (2nd Edition)*. Pp: 45–55.
- Guidetti, P.; Modena, M.; La Mesa, G. & Vacchi, M. 2000. Composition, abundance and stratification of macrobenthos in the marine area impacted by tar aggregates derived from the Haven oil spill (Ligurian Sea, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 40 (12): 1161-1166.
- Gundlach, E. R. & Hayes, M. O. 1978, Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. *Marine Technology Society Journal*, Vol. 12 (4):18– 27.
- Gundlach, E. R.; Berné, S.; D'Ozouville, L. & Topinka, J. A. 1981. Shoreline oil two years after *Amoco Cadiz*: new complications from *Tanio*. In: Proceeding of the 1981 *International Oil Spill Conference*. Pp: 525-534.
- Gundlach, E. R; Ruby, C. H.; Hayes, M. O. & Blount, A. E. 1978. The *Urquiola* Oil Spill, La Coruña, Spain: Impact and reaction on Beaches and Rocky coasts. *Environmental Geology*, 2 (3): 131-143.
- Günther, C. 1992. Dispersal of intertidal invertebrates: a strategy to react to disturbances of different scales? *Netherlands Journal of Sea Research*, 30: 45-56.
- Haensly, W.E.; Neff, J.M.; Sharp, J.R.; Morris, A.C.; Bedgood, M.F. & Boem, P.D. 1982. Histopathology of *Pleuronectes platessa* L. from Aber Wrac'h and Aber Benoit, Brittany, France: long-term effects of the *Amoco Cadiz* crude oil spill. *Journal of Fish Diseases*, 5 (5): 365-391.

Hallare, A.V.; Lasafin, K.J.A. & Magallanes, J.R. 2011. Shift in phytoplankton community structure in a tropical marine reserve before and after a major oil spill event. *International Journal of Environmental Research*, Vol. 5 (3): 651-660.

Hawkins, S.J.; Gibbs, P.E.; Pope, N.D. Burt, G.R.; Chesman, B.S.; Bray, S.; Proud, S.V.; Spence, S.K.; Southward, A.J. & Langston, W.J. 2002. Recovery of polluted ecosystems: the case for long-term studies. *Marine Environmental Research*, 54(3-5): 215–222.

Hayes, M. O. 1996. An Exposure Index for Oiled Shorelines. *Spill Science & Technology Bulletin*, 3 (3): 139-147.

Hernandez, F.; Carassou, L. & Graham, W. 2010. Response of zooplankton assemblages from the Alabama inner shelf to the Deepwater Horizon oil spill: fisheries implications. *In: Proceedings of Gulf of Mexico: Oil Spill & ecosystem Science Conference*. 2013. New Orleans, Louisiana.

Herbert, R. & Poulet, S.A. 1980. Effect of modification of particle size of emulsions of Venezuelan crude oil on feeding, survival and growth of marine zooplankton. *Marine Environmental Research*, 4: 121-134.

Hershner, C. & J. Lake, 1980. Effects of chronic oil pollution on a salt marsh grass community. *Marine Biology*, 56: 63-173.

Hershner, C. & Moore, K. 1977. Effects of the Chesapeake Bay oil spill on salt marshes of the lower bay. *Proceedings of the 1977 Oil Spill Conference*, American Petroleum Institute, Washington, D. C, pp 529-533.

Hester, M.W. &, Mendelssohn, I. A. 2000. *Marine Environmental Research* 49: 233- 254.

Hoff, R. Z. 1995. Responding to oil spills in coastal marshes: the fine line between help and hindrance. HAZMAT Report 96-1. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). USA.

Hoff, R. Z.; Shigenaka, G. & Henry, Jr., C. B. 1993. Salt marsh recovery from a crude oil spill: vegetation, oil weathering, and response. *International Oil Spill Conference Proceedings*: Vol. 1993 (1): 307-311.

Hoff, R. Z. & Shigenaka, G. 1999 Lesson From 10 years of post *Exxon Valdez* monitoring on intertidal shorelines. *In: Proceedings of 1999 Internacional Oil Spill Conference*.

Hogarth, P. J. 2001. Mangrove Ecosystems. *In: Encyclopedia of Biodiversity. Volume 3.* Levin, S. A. (Ed). Academic Press, pp: 853-870.

Houde. 2001. Fish Larvae. 2001. *Encyclopaedia of Ocean Sciences.* 2nd. Edition. Steele, J. H.; Turekian, K. K. & Thorpe, S. A. (eds.) Elsevier. Pp: 381-391.

Houghton, J.P.; Lees, D.C.; Ebert, T.A. & Driskell, W.B. 1992. *Evaluation of the 1991 condition of Prince William Sound shorelines following the Exxon Valdez oil spill and subsequent shoreline treatment. Volume II. 1991 Biological monitoring survey.* NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 67. National and Oceanic Atmospheric Administration. 238pp.

Houghton, J.P.; Lees, D.C.; Driskell, W.B.; Lindstrom, S.C. & Mearns, A.J. 1996. Recovery of Prince William Sound intertidal epibiota from Exxon Valdez oiling and shoreline treatments, 1989 through 1992. *In: Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice (ed.), R.B. pp. 379-411.

Houghton, J.P.; Gilmour, R.H.; Lees, D.C.; Driskell, W.B.; Lindstrom, S.C. & Mearns, A.J. 1997. Prince William Sound intertidal biota seven years later: has it recovered? *International Oil Spill Conference Proceedings: Vol. 1997: 679-686.*

Ibanez, F. & Dauvin, J. C. 1988. Long-term changes (1977 to 1987) in a muddy fine sand *Abra alba-Melinna palmata* community from the Western English Channel: multivariate time-series analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 49: 65-81.

IPIECA. 1991. *Guidelines on Biological Impacts of Oil Pollution.* IPIECA Report Series. Volume 1. International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, London.

IPIECA. 1993. *Biological Impacts of Oil Pollution: Mangroves.* IPIECA Report Series. Volume 4. International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, London.

IPIECA, 1994. *Biological impacts of oil pollution: saltmarshes.* IPIECA Report Series, Vol. 6. International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, London.

IPIECA. 1995. *Biological Impacts of Oil Pollution: Rocky Shores.* IPIECA Report Series. Volume 7. International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, London.

IPIECA. 2000a. *Choosing spill response options to minimize damage: Net Environmental Benefit Analysis.* IPIECA Report Series. Vol.10. International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, London.

IPIECA. 2000b. *Biological Impacts of Oil Pollution: Sedimentary Shores*. Report Series. Vol. 9. International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, London.

IPIECA. 2000c. *Biological Impacts of Oil Pollution: Fisheries*. IPIECA Report Series. Vol. 8. International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, London.

IТОPF. 2004. *Oil Spill Effects on Fisheries*. Technical Information Paper N°3. International Tanker Owners Pollution Federation. London. 8 pp.

IТОPF. 2011a. *Effects of oil pollution in the marine environment*. Technical Information Paper, 13. The International Tanker Owners Pollution Federation.

IТОPF, 2011b. *Fate of Marine Oil Spills*. Technical Information Paper No.2. International Tanker Owners Pollution Federation. London. 12 pp.

Jackson, J.B.C; Cubit, J.D.; Keller, B.D.; Batista, V.; Burns, K.; Caffey, H.M.; Caldwell, R.L; Garrity, S.D.; Getter, C.D.; Gonzalez, C. Guzman, H.M.; Kaufmann, K.W.; Knap, A.H.; Levings, S.C.; Marshall, M.J.; Steger, R.; Thompson, R.C. & Weil, E. 1989. Ecological effects of a major oil spill on Panamanian coastal marine communities. *Science*, New Series, Vol. 243 (4887): 37-44.

Jacobi, C. M. & Schaeffer-Novelli, Y. 1990. Oil spill in mangroves: a conceptual model based on long-term field observations. *Ecological Modelling*, 52: 53-59.

Jacobs, R. P. W. M. 1980. Effects of the 'Amoco Cadiz' oil spill on the seagrass community at Roscoff with species reference to benthic infauna. *Marine Ecology Progress Series*, 2: 207-212.

Jacobs, R. P. W. M. 1988. Oil and the seagrass ecosystem of the Red Sea. *Oil & Chemical Pollution*, 5: 21-45.

Jahn, A. E. & Robilliard, G. A. 1997. Natural recovery: a practical natural resource restoration option following oil spills. *In: International Oil Spill Conference Proceedings*: Vol. 1997, No. 1: 665-668.

Jewett, S.C.; Dean, T.A. & Laur, D. R. 1996. Effects of the Exxon Valdez oil spill on benthic invertebrates in an oxygen-deficient embayment in Prince William Sound, Alaska. *In: Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium*. 1993. Alaska. pp. 440-447. American Fisheries Society Symposium. Vol. 18.

Johansson, S., Larsson, U., Boehm, P., 1980. The Tsesis oil spill. Impact on the pelagic ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, 11 (10): 284-293.

Jones, A. R. 2003. Ecological Recovery of Amphipods on Sandy Beaches Following Oil Pollution: An Interim Assessment. *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 35. Proceedings of The Brazilian Symposium on sandy beaches: morphodynamics, ecology, uses, hazards and management (Spring, 2003): 66-73.

Jones, D.A.; Plaza, J.; Watt, I.; Sanei, M.A. 1998. Long-term (1991-1995) monitoring of the intertidal biota of Saudi-Arabia after the 1991 Gulf War oil Spill. *Marine Pollution Bulletin*, 36 (6): 472-489.

Joydas, T.V.; Qurban, M. A.; Al-Suwailem, A.; Krishnakumar, P.K.; Nazeer, Z. & Cali, N.A. 2012. Macrobenthic community structure in the northern Saudi waters of the Gulf, 14 years after the 1991 oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 325–335.

Junoy, J.; Castellanos, C.; Viéitez, J.M.; de la Huz, M.R. & Lastra, M. 2005. The macroinfauna of the Galician sandy beaches (NW Spain) affected by the Prestige oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 526–536.

Kathiresan, K. & Bingham, B.L. 2001. Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40: 81-251.

Keller, B.D. & Jackson, J.B.C. (eds.) 1993. *Long-term assessment of the oil spill at Bahía las Minas, Panama, synthesis report, volume I: executive summary*. OCS Study. MMS 93-0047. U.S. Department of the Interior, Mineral Management Service., Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, La. 129pp.

Kenworthy, W.J., Durako, M.J., Fatemy, S.M.R., Valavi, H., Thayer, G.W., 1993. Ecology of seagrasses in Northeastern Saudi Arabia one year after the Gulf war oil spill. *Mar. Pollut. Bull.* 27: 213–222.

Kimura & Steinbeck. 1999. Can post-oil spill patterns of change be used to infer recovery? *In: Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference*, Seattle, Washington.

Kingston, P. F. 2002. Long-term Environmental Impact of Oil Spills. *Spill Science & Technology Bulletin*, 7(1–2): 53–61.

Kingston, R E.; Dixon, I. M. T.; Hamilton, S. & Moore, D. C. 1995. The Impact of the *Braer* oil spill on the macrobenthic infauna of the sediments off the Shetland Islands. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 30 (7): 445-459.

Kotta, J; Aps, R. & Herkül, K. 2008. Predicting ecological resilience of marine benthic communities facing a high risk of oil spills. Environmental Problems in Coastal regions, VII. *Transactions on the Built Environment*, vol. 99: 101-110.

Lamparelli, C.C.; Rodrigues, F.O. & Orgler de Moura, D. 1997. Long-term assessment of an oil spill in a mangrove forest in São Paulo, Brazil. *In: B. Kjerfve, L. Drude de Lacerda, and W. H. Salif Diop (eds.). Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa.* UNESCO, Paris, pp. 191-203.

Lancaster, J. E.; Pawson, M. G.; Pickett, G. D. & Jennings, S. 1998. The impact of the "Sea Empress" oil spill on seabass recruitment . *Marine Pollution Bulletin*, vol. 36 (9): 677-688.

Laubier, L, 1978. The Amoco Cadiz oil spill – lines of study and early observations. *Marine Pollution Bulletin*, 9 (11): 285-287.

Lee. R. F. & Page, D. S. 1997. Petroleum hydrocarbons and their effects in subtidal regions after major oil spills. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 34 (11): 928-940.

Lees, D. C.; Houghton, J. P. & Driskell, W. B. 2005. Effects of shoreline treatment methods on intertidal biota in Prince William Sound. *In: Proceedings of the 2005 International Oil Spill Conference.* Washington, D.C.

Le Hir, M. L. & Hily, C. 2002. First observations in a high rocky-shore community after the Erika oil spill (December 1999, Brittany, France). *Marine Pollution Bulletin*, 44 (11): 1243-1252.

Levings, S. C. & Garrity, .S. D. 1995. Oiling of mangrove keys in the 1993 Tampa bay oil spill. *International Oil Spill Conference Proceedings: Vol. 1995, No. 1: 421-428.*

Levings, S.C.; Garrity, S.D. & Burns, K. A. 1994. The *Galeta* Oil Spill. III. Chronic reoiling, long-term toxicity of hydrocarbon residues and effects on epibiota in the mangrove fringe. *Esuarine, Coastal & Shelf Science.*, 38: 365-395.

Lewis, R. R. 1983. Impact of oil spills on mangroves forests. Pp. 171-183. *In: H. J. Teas (ed.) Biology and ecology of mangroves.* Tasks for vegetation science 8. Dr. W. Junk. The Hague. 188 pp.

Lewis, M.; Rachel Pryor, R. & Wilking, L. 2011. Fate and effects of anthropogenic chemicals in mangrove ecosystems: A review. *Environmental Pollution*, 159: 2328-2346.

Lin, Q. & Mendelssohn, I. A. 1996. A comparative investigation of the effects of South Louisiana crude oil on the vegetation of fresh, brackish and salt marshes. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 32 (2): 202-209.

Lin, Q. & Mendelssohn, I. A. 2012. Impacts and recovery of the *Deepwater Horizon* oil spill on vegetation structure and function of coastal salt marshes in the Northern Gulf of Mexico. *Environmental Science & Technology*, 46(7):3737-43.

Lin, Q.; Mendelssohn, I. A.; Hester, M. W. & Webb, E. C. 1999. Effect of oil cleanup methods on ecological recovery and oil degradation of phragmites marshes. *In: Proceedings of International Oil Spill Conference*: 511-517.

Lindau, C. W.; DeLaune, R. D.; Jugsujinda, A. & Sajo, E. 1999. Response of *Spartina alterniflora* vegetation to oiling and burning of applied oil. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 38 (12): 1216-1220.

Linden, O; Elmgren, R.; Boehm, P. 1979. The Tsesis Oil Spill: Its Impact on the Coastal Ecosystem of the Baltic Sea. *Ambio*, Vol 8 (6): 244-253.

Little, D. I. & Baker, J. M. 1989. The role of dispersants in the persistence and fate of oil in sediments. *In: Ecological impacts of the oil industry*. Dicks, B. (ed.) Proceedings of the *International Meeting*. 1987. Institute of Petroleum. Londres. 316pp.

Lobón, C.M., Fernández, C., Arrontes, J., Rico, J.M., Acuña, J.L., Anadón, R., Monteoliva, J.A., 2008. Effects of the Prestige oil spill on macroalgal assemblages: large-scale comparison. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1192-1200.

Lopes, C.F.; Milanelli, J.C.C.; Prospero, V.A.; Zanardi, E. & Truzzi, A.C. 1997. Coastal monitoring program of São Sebastião Channel: Assessing the effects of TEBAR V oil spill on rocky shore populations. *Marine Pollution Bulletin*, 34 (11): 923-927.

López-Urrutia, A. 2013. Macroscopic Patterns in Marine Plankton. *In: Encyclopedia of Biodiversity*, pp:667-680.

Lotze, H. K.; Coll, M.; Magera, A. M.; Ward-Paige, C. & Airoidi, L. 2011. Recovery of marine animal populations and ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, Vol. 26 (11): 595-605.

Lv, Y.; Zhang, W.; Gao, Y.; Ning, S. & Yang, B. 2011. Preliminary study on responses of marine nematode community to crude oil contamination in intertidal zone of Bathing Beach, Dalian. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 2700–2706.

Maggi, P. 2011. Oil Spill Risk Assessment for Offshore E&P Activities - A New Environmental Approach in Brazil. *In: Proceedings of International Oil Spill Conference*.

Malchow, H.; Petrovskii, S. & Medvinsky, A. 2001. Pattern formation in models of plankton dynamics. A synthesis. *Oceanologica Acta*, 24 (5): 479–487.

Mallins, D. C. & Hodgins, H. O. 1981. Petroleum and marine fishes: a review of uptake, disposition and effects. *Environmental Science & Technology*. 1272-1278.

Marangoni, J. C. & Costa, C. S. B. 2009. Diagnóstico ambiental das marismas no estuário da lagoa dos Patos – RS. *Atlântica*, Rio Grande, 31(1) 85-98.

Marques, L. V. & Creed, J. C. 2008. Biologia e ecologia das fanerógamas marinhas do Brasil. *Oecol. Bras.*, 12 (2): 315-331.

Marshall, M. J. 1987. The effects of the Bahia las Minas oil Spill on *Thalassia* meadow communities. *In: Short-term assessment of an oil spill at Bahia las Minas, Panama*. Pp:43-65.

Matuella, B. A. 2007. *O efeito de um derramamento de óleo na abundância e estrutura populacional de *Excirolana armata* (Dana, 1853) em duas praias da Ilha do Mel, PR*. Dissertação de Mestrado. UFPR. 78pp.

McCall, B.D. & Pennings, S.C. 2012. Disturbance and recovery of salt Marsh arthropod communities following BP Deepwater Horizon oil spill. *PLoS ONE* 7(3): e32735. doi:10.1371/journal.pone.0032735

McGuinness, K.A. 1990. Effects of oil spills on macro-invertebrates of saltmarshes and mangrove forests in Botany Bay, New South Wales, Australia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, vol. 142: 121-135.

McLachlan, A. & Harty, B. 1982. Effects of crude oil on the supralittoral meiofauna of a sandy beach. *Marine Environmental Research*, 7: 71-79.

McIntyre, A. D. 1982. Oil pollution and fisheries. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*. 297: 401-411.

Mearns, A.; Shigenaka, G. & Whitney, J. 2008. Colonization of a virgin shoreline in Prince William Sound, 2000 to 2007, compared to recovery of oiled and cleaned shorelines. *In: Proceedings of the 2008 International Oil Spill Conference*. Pp: 743-747.

Melville, F, Andersen, L. E. & Jolley, D. F. 2009. The Gladstone (Australia) oil spill – Impacts on intertidal areas: Baseline and six months post-spill. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 58(2): 263-271.

Mendelssohn, I. A., Hester, M. W.; Sasser, C & Fischel, M.E.. 1990. The effect of a Louisiana crude oil discharge from a pipeline break on the vegetation of a southeast Louisiana brackish marsh. *Oil and Chemical Pollution* 7: 1-15.

Mendelssohn, I. A., M. W. Hester, and J. M. Hill. 1993. Assessing the recovery of coastal wetlands from oil spills. *In: Proceedings of the 1993 International Oil Spill Conference*. Pp: 141-145.

Menge, B. A.; Berlow, E. L., Blanchette, C. A., Navarette, S. A. & Yamada, S. B. 1994. The keystone species concept: variation in interaction strength in a rocky intertidal habitat. *Ecological Monographs*, 249: 249-286.

Michael, A. D.; Van Raalte, C. R. & brown, L. S. 1975. Long-term effects of an oil spill at West Falmouth, Massachusetts. *In: Proceedings of the Conference on Prevention and Control of Oil Pollution*: 573-582.

Michel, J.; Nixon, Z.; Dahlin, J.; Betenbaugh, D.; White, M.; Burton, D. & Turley, S. 2009. Recovery of interior brackish marshes seven years after the chalk point oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 995–1006.

Milanelli, J. C. C. 1994. *Efeitos do petróleo e da limpeza por jateamento em costão rochoso da praia de Barequecaba, São Sebastião, SP*. São Paulo: Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 1994. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. [acesso 2013-07-19]. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/21/21131/tde-05042007-164057/>

Miller, B.S. & Kendall Jr., A.W. 2009. *Early Life History of Marine Fishes*. Univ. of California Press. 376pp.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2004. Especificações e Normas Técnicas para a Elaboração de Cartas de Sensibilidade Ambiental para Derramamentos de Óleo.

Moldan, A.G.S.; Jackson, L.F.; McGibbon, S. & Van Der Westhuizen, J. 1985. Some aspects of the *Castillo de Bellver* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 16 (3): 97-102.

Montagna, P. A.; Baguley, J. G.; Cooksey, C.; Hartwell, I.; Hyde, L. J.; Hyland, J. L.; Kalke, R. D.; Kracker, L. M.; Reuscher, M. & Rhodes, A. C. E. 2013. Deep-Sea Benthic Footprint of the Deepwater Horizon Blowout. *PLOS One*. Vol. 8 (8): 1- 8. e70540.

Moore, C.; Harries, D. & Ware, F. 1997. The impact of the Sea Empress oil spill on the sandy shore meiofauna of south west Wales. CCW Sea Empress Contract report, nº 230. 53pp.

Morrell, S. L. 1998. *Sea Empress rocky shore assessment/monitoring: dale Fort Field Centre permanent transects and rock pool studies*. CCW Sea Empress Contract Report. 18pp.

Mullin, M. M. 2001. Plankton. *In: Encyclopedia of Ocean Sciences*, Vol.4: 2192-2194.

Myers, A.A; Southgate, T. & Cross, T.F. 1980. Distinguishing the effects of oil pollution from natural cyclical phenomena on the biota of bantry Bay, Ireland. *Marine Pollution Bulletin*, 11: 204-207.

Nadeau, R.J. & Berquist, E.T. 1977. Effects of the March 18, 1973 oil spill near Cabo Rojo, Puerto Rico on tropical marine communities. *In: Proceedings of the 1977 Oil Spill Conference*, American Petroleum Institute, Washington, D.C., 1977, pp. 535-539.

Nagelkerken, I.; Blaber, S.J.M.; Bouillon, S.; Green, P.; Haywood, M.; Kirton, L.G.; Meynecke, J.O.; Pawlik, J.; Penrose, H.M.; Sasekumar, A. & Somerfield, P.J. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany*, Vol. 89 (2): 155-185.

National Research Council. 1985. *Oil in the Sea: Inputs, Fates, and Effects*. The National Academy Press, Washington, D.C. 601pp.

National Research Council. 2003. *Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects*. The National Academy Press, Washington, D.C. 265 pp.

Neff, J. M., M. S. Sharp, and W. L. McCulloch. 1981. Impact of the *Esso Bayway* oil spill on salt marsh macro fauna. *Proceedings 1981 Oil Spill Conference (Prevention, Behavior, Control, Planning)*, March 2-5, 1981, Atlanta, Georgia, Washington D.C., American Petroleum Institute, pp. 413-418.

Negrello Filho, O.A.; Underwood, A.J. & Chapman, M.G. 2006. Recolonization of infauna on a tidal flat: an experimental analysis of modes of dispersal. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 328: 240–250.

Newey, S. & Seed, R. 1995. The effects of the Braer oil spill on rocky intertidal communities in south Shetland, Scotland. *Marine Pollution Bulletin*, 30: 274-280.

Nikitik, C. C.S & Robinson, A. W. 2003. Patterns in benthic populations in the Milford Haven waterway following the “Sea Empress” oil spill with special reference to amphipods. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1125–1141.

NOAA. 1992. *Evaluation of the condition of Prince William Sound shorelines following the Exxon Valdez oil spill and subsequent shoreline treatment: Vol. II 1991 Biological Monitoring Survey*. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 67. National Oceanic and Atmospheric Administration. 238 pp.

NOAA. 1994. *Oil and Hazardous Materials Response Reports*, October 1992-September 1993. Seattle: Hazardous Materials Response and Assessment Division, National Ocean Service, National Oceanic and Atmospheric Administration. 128 pp.

NOAA. 1997. *Literature review of the effects of oil and oil spills on Arctic and north temperate intertidal and shallow subtidal ecosystems*. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 103. Seattle: Hazardous Materials response and Assessment Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. 124pp.

NOAA. 2000. *Characteristic Coastal Habitats - Choosing Spill Response Alternatives*. NOAA, Seattle, 87 pp.

NOAA. 2002. *Oil Spills and Mangroves; Planning and response considerations*. National Oceanic and Atmospheric Administration. 51pp.

Nybakken, J. W. 2001. *Marine Biology - An ecological approach*. 5th ed. San Francisco, Calif., US, Benjamin Cummings, 516pp.

Otitolaju, A.A.; Are, T. & Junaid, K. A. 2007. Recovery assessment of a refined-oil impacted and fire ravaged mangrove ecosystem. *Environ. Monit. Assess.*, 127: 353- 362.

O’Sullivan, A. J. & Jacques, T. G. 2001. *Impact Reference System - Effects of Oil in the Marine Environment: Impact of Hydrocarbons on Fauna and Flora*. European

Cominssion. Bélgica. Internet edition. Disponível em:
<http://www.europa.eu.int/comm/environment/civil/index.htm>

Owens, E. H.; Sienkiewicz, A. M. & Sergy, G. A. 1999. Evaluation of Shoreline Cleaning Versus Natural Recovery: The *Metula* Spill and the Komi Operations. *International Oil Spill Conference Proceedings* Vol. 1999 (1): 503-509.

Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, 100: 65-75.

Paffenhöfer, G. A. 2009. Marine plankton communities. *In: Encyclopedia of Ocean Sciences*. Elsevier. 656-663.

Pahl, J. W.; Mendelssohn, I. A. & Hess, T.J. 1999. Recovery of a Louisiana coastal marsh 3 years after *in situ* burning of a hydrocarbon product spill. *Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference*, American Petroleum Institute, Washington, DC, pp. 1279-1282.

Palumbi, S.R.; McLeod, K. L. & Grunbaum, D. 2008. Ecosystems in Action: Lessons from Marine Ecology about Recovery, Resistance, and Reversibility. *Bioscience*, 58: 33-42.

Parker, K. R. & Maki, A. W. 2003. Defining recovery and detecting when it occurs. *Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference*, American Petroleum Institute, Washington, DC , pp. 1-6.

Peacock, E.E.; Nelson, R.K.; Solow, A.R.; Warren, J.D.; Baker, J.L. & Reddy C.M. 2005. The West Falmouth oil spill: similar to 100 Kg of oil found to persist decades later. *Environmental Forensics*, 6: 273-281.

Penela-Arenaz, M.; Bellas, J. & Vázquez, E. 2009. Effects of the Prestige Oil Spill on the Biota of NW Spain: 5 Years of Learning. *Advances in Marine Biology*, Volume 56: 365-396.

Peterson, C. H. 2001. The "Exxon Valdez" Oil Spill in Alaska: Acute, Indirect and Chronic Effects on the Ecosystem. *Advances in Marine Biology*, vol. 39: 1-103.

Peterson, C.H.; McDonal, L.; Green, R.H. & Erickson, W. 2001. Sampling design beget conclusions: the statistical basis for detection of injury to and recovery of shoreline communities after the "Exxon Valdez" oil spill. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210, 255–283.

Peterson, C. H.; Rice, S. D.; Short, J. W.; Esler, D.; Bodkin, J. L.; Ballachey, B. E. & Irons, D. B. 2003. Long-Term Ecosystem Response to the Exxon Valdez Oil Spill. *Science*, Vol. 302: 2082-2086.

Petraitis, P. S.; Fisher, J. A. D. & Dudgeon, S. 2008. Rocky Intertidal Zone. *In: Encyclopedia of Ecology*: 3107–3113. Elsevier.

Pezeshki, S.R.; Hester, M.W.; Lin, Q. & Nyman, J.A. 2000. The effects of oil spill and clean-up on dominant US Gulf coast marsh macrophytes: a review. *Environ. Pollut.* 108, 129–139.

Pople, A.; Simpson, R. D. & Cairns, S. C. 1990. An incident of Southern ocean oil pollution: effects of a spillage of diesel fuel on the rocky shore of Maqarie Island (sub-Antarctic). *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 41: 603-620.

Proffitt, C.E. (ed.). 1998. *Effects and management of oil spills in marsh ecosystems: a review produced from a workshop convened July 1996 at McNeese State University*. OCS Study MMS 98-0018. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. xii + 46 pp.

Proffitt, C. E. & Devlin, D. J. 1998. Are there cumulative effects in red mangroves from oil spills during seedling and sapling stages? *Ecological Applications*, 8: 121–127.

Puente, A.; Juanes, J.A.; Caldéron, G.; Echavarri-Erasun, B.; García, A. & García-Castriho, G. 2009. Medium-term assessment of the effects of the *Prestige* oil spill on estuarine benthic communities in Cantabria (Northern Spain, Bay of Biscay). *Mar. Pollut. Bull.* 58 (4): 487–495.

Reddy, C. M., Eglinton, T. I., Hounshell, A., White, H. K., Xu, L., Gaines, R. B., and Frysinger, G. S. 2002. The West Falmouth oil spill after 30 years: The persistence of petroleum hydrocarbons in salt marsh sediments. *Environ. Sci. Technol.* 36:4754–4760.

Reynolds, C. S. 2001. Status and role of plankton. *In: Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 4: 569-599.

Rolan, R. G. & Gallagher, R. 1991. Recovery of intertidal biotic communities at Sullon Voe following the *Esso Bernicia* oil spill. *In: Proceedings of the 1991 International oil Spill Conference*, American petroleum Institute, Washington, D.C., pp: 461-465.

Rowland, S. J.; Tibbetts, P. J. C.; Little, D.; Baker, J. M. & Abbiss, T. P. 1981. The fate and effects of dispersant-treated compared with untreated crude oil, with particular reference to sheltered intertidal sediments. *In: International Oil Spill Conference Proceedings: Vol. 1981, No. 1: 283-293.*

Rozas, L. P.; Minello, T. J. & Henry, C. B. 2000. An Assessment of Potential Oil Spill Damage to Salt Marsh Habitats and Fishery Resources in Galveston Bay, Texas. *Marine Pollution Bulletin*, 40, (12): 1148-1160.

Runcie, J., Macinnis-Ng, C., & Ralph, P., 2004. *Toxic effects of petrochemicals on seagrasses. Literature review.* Sydney. Institute for Water and Environmental Resource Management Department of Environmental Sciences, University of Technology, 19p.

Rützler, K. & Sterrer, W. 1970. Oil Pollution: Damage Observed in Tropical Communities along the Atlantic Seaboard of Panama. *BioScience*, Vol. 20, (4): 222.

Sadaba, R. B. & Barnuevo, A. P. 2011. Monitoring of the impacts, responses, and recovery of mangroves affected by M/T Solar I oil spill in Guimaras, Philippines. *International Oil Spill Conference Proceedings: Vol. 2011, No. 1: abs398.*

Sánchez, F.; Velasco, F.; Cartes, J.E.; Olaso, I.; Preciado, I.; Fanelli, E.; Serrano, A. & Gutierrez-Zabala, J.L. 2006. Monitoring the *Prestige* oil spill impacts on some key species of the Northern Iberian shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 332–349.

Santos, L.C.M.; Cubha-Lignon, M.; Schaeffer-Novelli, Y. & Cintrón-Molero, G. 2012. Long term effects of oil pollution in mangrove forests (Baixada Santista, Southeast Brazil) detected using a gis-based multitemporal analysis of aerial photographs. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(2): 159-170.

Schlacher, T. A.; Holzheimer, A.; Stevens, T. & Rissik, D. 2011. Impacts of the 'Pacific Adventurer' oil spill on the macrobenthos of subtropical sandy beaches. *Estuaries and Coasts*, 34: 937–949.

Scholten, M. C. T. & Leedertse, P. C. 1991. The impact of oil pollution on saltmarsh vegetation. *In: Rozema, J. & Verkleij, A. C. (eds.) Ecological responses to environmental stresses.* Pp.: 184-190.

Sell, D.; Conway, L.; Clark, T.; Picken, G.B.; Baker, J.M.; Dunnet, G.M.; McIntyre, A.D. & Clark, R.B. 1995. Scientific criteria to optimize oil spill clean up. *Proceedings of the 1995 Oil Spill Conference*, American Petroleum Institute, Washington, DC , pp. 595–611.

Serrano, A., Sánchez, F.; Preciado, I.; Parra, S. & Frutos, F. 2006. Spatial and temporal changes in benthic communities of the Galician continental shelf after the Prestige oil spill, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 53 (5-7): 315-331.

Shigenaka, G. 2011. Effects of oil in the environment. *In: Oil Spill Science and Technology*. Fingas, M. (ed.). Elsevier. Chapter 27: 985-1024.

Shin, P. K. S. 1988. Effects of a spill of Bunker oil on the marine biological communities in Hong Kong. *Environment International*, Vol. 14: 545-552.

Silliman B.R.; van de Koppel, J.; McCoy, M.W.; Diller, J.; Kasozi, G.N. & Earl, K.; Adams, P.N. & Zimmerman, A. R. 2012. Degradation and resilience in Louisiana salt marshes after the BP-Deepwater Horizon oil spill. *Proc Natl Acad Sci USA*, vol. 109 (28): 11234–11239.

Silva, F.L.M.; Barreto, A.M.F. & Correa, A.C.B. 2006. Geomorfologia e sedimentologia dos *beachrocks* da praia de Boa Viagem – Recife – PE. *In: Resumos do VI Simpósio Nacional de Geomorfologia / Regional Conference on Geomorphology*.

Simpson, R.D. Smith, S.D.A. & Pople, A. R. 1995. The effects of a spillage of diesel fuel on a rocky shore in the sub-antarctic region (Macquarie Island). *Marine Pollution Bulletin*, 31(4-12): 367-371.

Skalski, J.R.; Coats, D.A. & Fukuyama, A.K., 2001. Criteria for oil spill recovery: a case study of the intertidal community of Prince William Sound, Alaska, following the *Exxon Valdez* oil spill. *Environ Management*, Vol. 1: 9-18.

Smith, J. E. (Ed.). 1968. *“Torrey Canyon” pollution and marine life*. Cambridge University Press. 196pp.

Smith, S.D.A. & Simpson, R.D. 1998. Recovery of benthic communities at Macquarie Island (sub-Antarctic) following a small oil spill. *Marine Biology*, 131: 567-581.

Smith, W.; Busch, D.; Sullivan, L. & Sherman, K. 1977. Impact of *Argo Merchant* on Ichthyoplankton. *In: The Argo Merchant oil spill and the fishery resources of Nantucket*

shoals and Georges Bank: A summary of assessment activities and preliminary results. Pp: 38 – 42. Northeast Fisheries Center. Woods Hole.

Spalding, M. D. 2001. Mangroves. *In: Encyclopedia of Ocean science*. Academic Press. 1533-1542.

Spalding, M.D.; Blasco, F. & Field, C.D. (eds). 1997. *World Mangrove Atlas*. Okinawa, Japan: International Society for Mangrove Ecosystems.

Snedaker, S.C., Biber, P.D. & Aravajo, R.J. 1996. Oil Spills and Mangroves: An Overview. *In: Managing Oil Spills in Mangrove Ecosystems*, OCS Study MMS 97-0003. U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCA Region, New Orleans, LA. 76pp.

Snowden, R.J. & Ekweozor, I.K.E., 1987. The impact of a minor oil spillage in the estuarine Niger Delta. *Marine Pollution Bulletin*, 18: 595-599.

Soares, M. L. G.; Silva Junior, C. M. G.; Cavalcanti, V. F.; Almeida, P. M. M. de; Monteiro, A. de S.; Chaves, F. de O. E.; G. C. D. & Barbosa, B. 2006. Regeneração de floresta de mangue atingida por óleo na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Brasil): Resultados de 5 anos de monitoramento. *Geochemica Brasiliensis*, 20(1): 038-061.

Soares-Gomes, A.; Neves, R. L.; Aucélio, R.; Van Der Ven, P. H.; Pitombo, F. B.; Mendes, C. L.T. & Ziolli, R. L. 2010. Changes and variations of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in fish, barnacles and crabs following an oil spill in a mangrove of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1359–1363.

Southward, A.J., & Southward, E.C. 1978. Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the 'Torrey Canyon' spill. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35: 682-706.

Sousa, W.P. & Dangremond, E.M. 2011. Trophic Interactions in Coastal and Estuarine Mangrove Forest Ecosystems, In: Editors-in-Chief: Eric Wolanski and Donald McLusky, Editor(s)-in-Chief, *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, Academic Press, Waltham, 2011, Pp: 43-93.

Spooner, M. F., 1977. Oil spill in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 8 (3): 62-65.

Stebbing, R.E., 1970. Recovery of salt marsh in Brittany sixteen months after heavy pollution by oil. *Environmental Pollution*, 1: 163-167.

Stekoll, M.S.; Clement, L.E. & Shaw, D.G. 1980. Sublethal effects of chronic oil exposure on the intertidal clam *Macoma balthica*. *Marine Biology*, 57:51-60.

Stevens, T.; Boden, A.; Arthur, J. M.; Schlacher, T. A.; Rissik, D. & Atkinson, S. 2012. Initial effects of a moderate-sized oil spill on benthic assemblage structure of a subtropical rocky shore. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 109: 107-115.

Stirling, H. P. 1977. Effects of a spill of marine diesel oil on the rocky shore fauna of Lamma Island, Hong Kong. *Environ. Pollut.*, 12: 93-117.

Straughan, D. 1971. What has been the effect of the spill on the ecology in the Santa Barbara channel, Biological and oceanographical survey of the Santa Barbara channel oil spill, 1969-1970. *Biology and bacteriology*, 1: 401-426.

Straughan, D., 1972. Biological effects of oil pollution in the Santa Barbara Channel. In: FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Marine Pollution and Sea Life*. Fishing News Books Ltd., London, pp. 355–359.

Suchanek, T.H. 1993. Oil impacts on invertebrate populations and communities. *American Zoologist*, 33 (6): 510-523.

Taylor, H.A. & Rasheed, M.A. 2011. Impacts of a fuel oil spill on seagrass meadows in a subtropical port, Gladstone, Australia – The value of long-term marine habitat monitoring in high risk areas. *Marine Pollution Bulletin*, 63: 431–437.

Taylor, H.A.; Rasheed, M.A. & Thomas, R. 2006. *Port Curtis post oil spill seagrass assessment, Gladstone - February 2006*. DPI&F Information Series QI06046 (DPI&F, Cairns), 19 pp.

Teal, J. M. 2001. Salt marshes and mud flats. In: *Encyclopedia of Ocean Sciences*, vol. 5, pp 2490-2495.

Teal, J. M., Farrington, J. W.; Burns, K. A.; Stegeman, J. J.; Tripp, B. W.; Woodin, B. & Phinney, C. 1992. The West Falmouth oil spill after 20 years: fate of fuel oil compounds and effects on animals. *Marine Pollution Bulletin* 24 (12): 607–614.

Teruhisa, K.; Masahiro, N.; Hiroshi, K.; Tomoko, Y.; Marine Life Research Group of Takeno & Kouichi, O. 2003. Impacts of the *Nakhodka* heavy-oil spill on an intertidal ecosystem: an approach to impact evaluation using geographical information system. *Marine Pollution Bulletin*, 47: 99–104.

Thorhaug, A. 1989. Dispersed oil effects on tropical nearshore ecosystems. *In: Oil Dispersants: New ecological approaches*. ASTM STP 1018, L. Michael Flaherty (Ed.), American Society for Testing And Materials, Philadelphia. Pp. 257-273. ASTM STP 1018.

Thorhaug, A. & Marcus, J. 1985. Effects of dispersant and oil on subtropical and tropical seagrasses. *International Oil Spill Conference Proceedings*: Vol. 1985, (1): 497-501.

Tunnell, J. W., Hardegree, B., and D. W. Hicks. 1995. Environmental impact and recovery of a high marsh pipeline oil spill and burn site, upper Copano Bay, Texas. *In: Proceedings of the 1995 Oil Spill Conference (Prevention, Behavior, Control, Planning)*, American Petroleum Institute, pp. 133-138.

Twilley, R.R. 2008. Mangrove Wetlands. *In: Encyclopedia of Ecology*. Jorgensen, S. E. & Fath, B. (Eds), Academic Press, Oxford, pp: 2198-2208.

Underwood, A. J. 2002. Establishing the true environmental impact of a spill. *Proceedings of The Spillcon 2002: 9th International Oil Spill Conference*.

UNEP-MAP-RAC/SPA. 2012. *Interpretation manual: reference list of marine habitat types*. Disponível em: http://sdf.medchm.net/web/mimh/en/index.html?iii_2_2.htm

Vanderhorst, J. R.; Blaylock, J.W. & Wilkinson, P. 1980. Recovery of Strait of Juan de Fuca intertidal habitat following experimental contamination with oil. Second Annual Report. Batelle, Pacific Northwest Laboratories. 73pp.

van Tamelen, P.G.; Stekoll, M.S. & Deysher, L. 1997. Recovery processes of the brown alga *Fucus gardneri* following the "Exxon Valdez" oil spill: settlement and recruitment. *Marine Ecology progress Series*, 160: 265-277.

Varela, M.; Bode, A.; Lorenzo, J.; Ivarez-Ossorio, M.T.A.; Miranda, A.; Patrocínio, T.; Anadon, R.; Viesca, L.; Rodríguez, N.; Valdé, L.; Cabal, J.; Urrutia, A.; García-Soto, C.; Rodríguez, M.; Álvarez-Salgado, X. A. & Groom, S. 2006. The effect of the "Prestige" oil spill on the plankton of the N-NW Spanish coast. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 272-286.

Wang, W.Z.; Matsumori, A.; Matoba, Y.; Matsui, S.; Sato, Y.; Hirozane, T.; Shioi, T.; Sasayama, S.; Batten, S.D.; Allen, R.J.S. & Wotton, C.O.M., 1998. The effects of the Sea Empress oil spill on the plankton of the Southern Irish Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 36 (10): 764-774.

Ward, G, B. Baca, W. Cyriacks, R. Dodge & A. Knap. 2003. Continuing Long-Term Studies of the TROPICS Panama Oil and Dispersed Oil Spill Sites. *Proceedings of the. 2003 Oil Spill Conference*, USCG, USEPA, NOAA, API, Vancouver, BC. No. 1, pp. 259-267.

Whitlatch, R.B, 1982. *The ecology of New England tidal flats: a community profile*. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Services Program., Washington, D.C. FWS/OBS-81/01, 125 pp.

White, I. & Baker, J. 1998. The Sea Empress oil spill in context. *In: Proceeding of International Conference on the Sea Empress Oil Spill*. Pp11-13.

Whitfield, J. 2003. How to clean a beach. *Nature*, v. 422: 464-466.

Whitfield, M & Elliott, M. 2011. Chapter 1.07: Ecosystem and Biotic Classifications of Estuaries and Coasts. In: Volume 1, Classification of Estuarine and Nearshore Coastal Ecosystems, C Simenstad and T Yanagi (Eds), *In: Wolanski, E. & McLusky, D.S. (Eds) Treatise on Estuarine & Coastal Science*, Elsevier, Amsterdam, pp 99-124.

Widbom, B. & Oviatt, C. A. 1994. The “World Prodigy” oil spill in Narragansett Bay, Rhode Island: acute effects on macrobenthic crustacean populations. *Hydrobiologia*, 291: 115-124.

Wilson, K. 2011. The effects of oil and dispersed oil on three temperate Australian seagrass: Scaling of pollution impacts. Final Report. Plant Functional Biology & Climate Change Cluster (C3). University of Technology, Sydney. 26pp. Disponível em: <http://www.amsa.gov.au/environment/maritime-environmental-emergencies/national-plan/Contingency/documents/Final%20Report.PDF>

Wolinski, A. L.T.O.; Lana, P. C. & Sandrini-Neto, L. 2011. Is the cutting of oil contaminated marshes an efficient clean-up technique in a subtropical estuary? *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1227–1232.

Wormald, A. P. 1976. Effect of an oil spill of marine diesel oil on meiofauna of a sandy beach at Picnic Bay Hong Kong. *Environ. Pollut.*, 11: 117-130.

Yamamoto, T.; Nakaoka, M.; Komatsu, T. & Kawai, H.; Marine Life Research Group of Takeno & Ohwada, K. 2003. Impacts by heavy-oil spill from the Russian tanker Nakhodka on intertidal ecosystems: recovery of animal community. *Marine Pollution Bulletin*, 47: 91–98.

Yender, R.; Stanzel, K. & Lloyd, A. 2008. Impacts and response challenges of the tanker Solar 1 oil spill, Guimaras, Philippines: observations of international advisors. *In: Proceedings of the 2003 International Oil Spill Conference*, 77-82.

Yu, O. K.; Lee, H.; Shim, W. J.; Kim, M. & park, H. S. (2013). Initial impacts of the *Hebei Spirit* oil spill on the sandy beach macrobenthic community west coast of Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 70: 189–196.

Zajac, R.N. & Whitlatch, R.B. 2003. Community and population-level responses to disturbance in a sandflat community. *Journal of Experimental marine Biology and Ecology*, 294: 101-125.

Zenetos, A.; Hatzianestis, J.; Lantzouni, M.; Simboura, M.; Sklivagou, E. & Arvanitakis, G. 2004. The *Eurobulker* oil spill: mid-term changes of some ecosystem indicators. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 122–131.

Zengel, S. & J. Michel. 1995. Cutting oiled marshes: a review of the effect on vegetation recovery, with illustrated examples from riverine salt and brackish-water environments. HAZMAT Report 95-6. Seattle: NOAA. 41 pp.

Zengel, S. A. & J. Michel, J. 1996. Vegetation Cutting as a Clean-Up Method for Salt and Brackish Marshes Impacted by Oil Spills: A Review and Case History of the Effects on Plant Recovery. *Marine Pollution Bulletin*. 32(12) 876-885.

Zengel, S. A.; Hayes, M. O.; Benggio, B. & Lopez, F. 2001. Oil penetration and vegetation recovery in Lajas Creek marsh, Puerto Rico. *In: Proceedings of the 2001 IOSC, Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, DC, pp. 545-549.

Zieman, J. C. 1975. Tropical sea grass ecosystems and pollution. *Oceanography Series*. Tropical sea grass ecosystems, 63-74.

Zieman, J. C. 1982. *The ecology of seagrasses of South Florida: a community profile*. U.S. Fish and Wildlife Services. Office of Biological Services. Washington, D. C. FWS/OBS-82/25. 158pp.

Zieman, J. C. & Zieman, R. T. 1989. The ecology of the seagrass meadows of the west coast of Florida: a community profile. *U. S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep.* 85 (7.25). 155p.

ANEXO

TABELAS DE TEMPO DE RECUPERAÇÃO

ANEXOS

1. Tabela contendo literatura sobre o tempo de recuperação em substratos inconsolidados do infralitoral (bentos) em casos de derrame de óleo.
2. Tabela contendo literatura sobre o tempo de recuperação de praias arenosas no mediolitoral (bentos) em casos de derrame de óleo.
3. Tabela contendo literatura sobre o tempo de recuperação de costões rochosos no mediolitoral (bentos) em casos de derrame de óleo.
4. Tabela contendo literatura sobre o tempo de recuperação em manguezais (vegetação) em casos de derrame de óleo.
5. Tabela contendo literatura sobre o tempo de recuperação em marismas (vegetação) em casos de derrame de óleo.
6. Tabela contendo literatura sobre o tempo de recuperação em planícies de marés (bentos) em casos de derrame de óleo.
7. Tabela contendo literatura sobre o tempo de recuperação de bancos de gramas marinhas (vegetação) em casos de derrame de óleo.
8. Tabela contendo literatura sobre o tempo de recuperação de plâncton em casos de derrame de óleo.
9. Tabela contendo literatura sobre o tempo de recuperação de peixes em casos de derrame de óleo.

Anexo 1: Literatura sobre tempo de recuperação em substratos inconsolidados do infralitoral (bentos) em casos de derrame de óleo.

Referência	Derrame	Local	Tipo de óleo	Tipo de sedimento	Tipo de ambiente	Profundidade	Grupo biológico	Tempo de recuperação	OBS
Jacobs, 1980	<i>Amoco Cadiz</i>	França	Óleo cru (árabe leve) e óleo combustível Bunker	areia	Banco de gramíneas marinhas	0,5 – 4m	Macrofauna	1 ano	Comparação com dados pretéritos
Bonsdorff, 1981	<i>Antonio Gramsci</i>	Suécia e Finlândia	Óleo cru	Lama	Baías	4 m – meiofauna 20m - macrofauna	Meiofauna e macrofauna	1 ano (macrofauna)	Efeitos pouco significativos Macrofauna: 3 anos de estudo e comparação com dados pretéritos Meiofauna: sem dados pretéritos e apenas 2 meses de estudo.
*Elmgren <i>et al.</i> , 1983	<i>Tsesis</i>	Suécia	Óleo combustível Nº 5		Abrigado	28 – 45m	Macrofauna	1,5 ano – comunidade (biomassa e abundância) 3 anos – parcial anfípodos	*Extrapolção – 5 anos para recuperação total Comparação com dados pretéritos
Boucher, 1985	<i>Amoco Cadiz</i>	França	Óleo cru (árabe leve) e óleo combustível Bunker	Lama; Areia	Baía	20m	Meiofauna	4 anos – parcial – Nematoda 2 anos – total - Copepoda	Comparação com dados pretéritos
Dauvin & Ibanez, 1986	<i>Amoco Cadiz</i>	França	Óleo cru (árabe leve) e óleo combustível Bunker	Areia fina	Baía	15 – 20m	Macrofauna	5 anos	Estudo de longo prazo: 8 anos comparação com dados pretéritos
Ibanez &		França	Óleo cru (árabe leve) e óleo	Areia fina e	Baías	10m		10 anos	Estudo de longo prazo: 10

Dauvin, 1988	<i>Amoco Cadiz</i>		combustível Bunker	lama			Macrofauna		anos comparação com dados pretéritos
**Dauvin & Gentil, 1990	<i>Amoco Cadiz</i>	França	Óleo cru (árabe leve) e óleo combustível Bunker	Lama; silte Areia fina; areia grossa	Baías	22m - 70m	Macrofauna: Peracarida	10 anos	**Apenas uma coleta após 10 anos para comparação com dados pretéritos
Danovaro et al., 1995	<i>Agip Abruzzo</i>	Itália	Óleo cru leve iraniano		Golfo	10m	Meiofauna	2 semanas - parcial 1 mês - total	Comparação com dados pretéritos
Kingston et al., 1995	<i>Braer</i>	Escócia	Óleo cru leve e óleo combustível pesado	Carbonato de cálcio; Areia fina, média e grossa; Silte/argila	Baías	53 -146m	Macrofauna	Sem impacto significativo na comunidade	Grande heterogeneidade dos sedimentos
***Feder & Blanchard, 1998	<i>Exxon Valdez</i>	EUA	Óleo cru	Areia; lama	Baías; Fiordes	40 – 100m	Macrofauna	16 meses	***Jewett et al., 1996 – apresenta os mesmos resultados
Nikitik & Robinson, 2003	<i>Sea Empress</i>	Inglaterra	Óleo cru leve e óleo combustível pesado	Lama com cascalho; Areia fina;	Estuário		Macrofauna	2 anos 5 anos (uma estação)	Comparação com dados pretéritos Recuperação diferenciada em locais diferentes
Zenetos et al., 2004	<i>Eurobulker</i>	Grécia	Óleo cru	< 5m - areia> 5m - Silte e argila	Abrigada (golfo)	2 – 36m	Macrofauna	8 meses	Riqueza, diversidade e densidade, índice: Bentix
Gómez Gesteira & Dauvin, 2005	<i>Aegean Sea</i>	Espanha	Óleo cru (Brent blend)	Areia fina	Estuário	2 a 43m	Macrofauna	2,5 anos – parcial 4 anos - total	Riqueza, diversidade e densidade

Serrano et al., 2006	<i>Prestige</i>	Espanha	Óleo pesado nº 6	Lama; Areia fina	Plataforma continental	70 – 300m	Macrofauna e megafauna (epifauna)	Sem impacto (macrofauna) 1 ano (epifauna)	Ocorrência de agregados de piche - Baixa biodisponibilidade Comparação com dados pretéritos
----------------------	-----------------	---------	------------------	---------------------	------------------------	-----------	-----------------------------------	--	--

Anexo 2: Literatura sobre tempo de recuperação de praias arenosas no mediolitoral (bentos) em casos de derrame de óleo.

Referências	Derrame	Local	Tipo de óleo	Intensidade da exposição	Limpeza	Tipo de sedimento	Grupo biológico	Tempo de recuperação	OBS
Wormald, 1976	<i>Ap Lei Chau</i>	Hong Kong	Diesel marítimo pesado	Não mencionado	Remoção por espuma de poliestireno	Areia média a grossa	Meiofauna	8 meses (parcial) 15 meses (total)	Condições climáticas adversas após o derrame; Não havia dados pretéritos nem área de referência; Duração: 14 meses
Giere, 1979	<i>Urquiola</i>	Espanha	Óleo cru	Severa a leve	Remoção mecânica (manual)	Areia fina e Areia grossa	Meiofauna	1 ano *	* Parcial
Boucher, 1980	<i>Amoco Cadiz</i>	França	Óleo cru (árabe leve)	Severa	Remoção mecânica	Areia fina	Meiofauna	Mediolitoral: 6 – 8 meses (parcial Nematoda)	Infralitoral - Sem impacto; Dados pretéritos; Duração: 8 meses
Fricke et al., 1981	<i>Vanpet/ Venoil</i>	África do Sul	Óleo cru e óleo combustível	Severa	Remoção mecânica e palha	Areia	Meiofauna	6 meses	Áreas de referência (9); A limpeza (remoção da areia) teve maior influência que o óleo.
McLachlan & Harty, 1982	Experimental <i>In situ</i>	África do Sul	Óleo cru (árabe leve)	Severa	*Dispersante	Areia fina	Meiofauna	5 meses	*Óleo cru fresco X óleo cru intemperizado X óleo cru + dispersante X controle
Bodin, 1988	<i>Amoco Cadiz</i>	França	Óleo cru (árabe leve)	Severa (emulsão)	Remoção mecânica	Areia fina e Areia grossa	Meiofauna	3 anos (Total p Nematoda) 5 anos (Harpacticoida)	Gradientes entre praias de exposição e granulometria diferentes; Não havia dados pretéritos nem área de referência;

Shin, 1988	Frota Durban	Hong Kong	Óleo pesado Bunker C	Não mencionada	Remoção manual Dispersante em área próxima na água	Areia fina lamosa	Macrofauna	1 mês - Impacto mínimo*	*Não foi possível distinguir efeitos na comunidade; Não havia dados pretéritos nem área de referência; Duração: 150 dias
Blaylock & Houghton, 1989	Arco Anchorage	EUA	Óleo cru	Leve, moderada e severa	Agitação mecânica	Areia grossa misturada com seixos	Macrofauna	3 anos	Duração: 5 anos Gradiente de contaminação
Moore et al., 1997	Sea Empress	Inglaterra	Óleo cru e óleo combustível	Leve e severa	Informações não disponíveis	Areia média e fina	Meiofauna	9 meses	Gradiente de contaminação
Hoff & Shigenaka, 1999	Exxon Valdez	EUA (Alaska)	Óleo cru	Severa	Sem limpeza e com limpeza (lavagem : alta pressão e água quente)	Areia Grossa; Seixos e pedras grandes	Macrofauna	1 – 2anos	Penetração profunda do óleo na área de matacões e seixos; grande impacto da limpeza – alteração da granulometria
Skalski et al., 2001	Exxon Valdez	EUA (Alaska)	Óleo cru	Severa	Sem limpeza e com limpeza (lavagem: alta pressão e água quente)	Seixos e pedras grandes (Gravel/boulder)	Macrofauna*	2 - 3 anos**	Área de referência; * Infauna; **apenas óleo; 5 anos – com limpeza
Ansari & Ingole, 2002	Sea Transporter	Índia	Óleo combustível	Leve	Remoção mecânica	Areia média e fina	Meiofauna	4 meses***	Dados pretéritos; ***Efeitos de distúrbios naturais concomitantes
Jones, 2003	Laura d'Amato	Austrália	Óleo cru leve	Leve, moderada e severa	Jateamento em alta pressão	Areia média e fina	Macrofauna - Anfípoda	4 meses (completa) e 9 meses (parcial) 9 meses sem recuperação	Menor impacto: recuperação mais rápida Praia Intensamente atingida: recuperação 9 meses. Método de limpeza foi crucial na demora da recuperação;

									Áreas de referência.
Matuella, 2007	Vicuña	Brasil	Diesel, lubrificante e Bunker C (nº6)		Remoção mecânica	Areia fina	Macrofauna (isópode: <i>Excirolana armata</i>)	1 mês - Não houve impacto significativo	Ligeira redução na densidade; Houve registro de efeitos sub-letais Dados pretéritos;

Anexo 3: Literatura sobre tempo de recuperação de costões rochosos no mediolitoral (Bentos) em casos de derrame de óleo.

Ref.	Derrame	Local	Tipo de óleo	Exposição ao óleo	Limpeza	Grau de Exposição	Grupo biológico	Tempo de recuperação	OBS
Chan, 1973 Chan, 1977*	Arizona Standard Oregon Standard	EUA	Óleo combustível pesado (Bunker C)	Severa	Mecânica (palha) na área costeira	Exposto e abrigado	Macrofauna	1 ano	Dados pretéritos; *Duração: 5 anos
Rolan & Gallagher, 1991	Esso Bernícia	Reino Unido (Escócia)	Óleo Bunker C	Severa	Mecânica, manual e dispersante	Abrigado	Macrofauna, macroalgas	1 ano – limpeza manual e sem limpeza 9 anos – limpeza mecânica	Dados pretéritos
Milaneli, 1994	Experimental In situ	Brasil	Óleo cru	Severa*	Com e sem limpeza (Jateamento de água quente em alta pressão)	Moderadamente abrigado	Macrofauna, macroalgas	sem impacto - óleo 2 anos - jateamento	Dados pretérito óleo x limpeza x Controle *50 l - aplicações sucessivas por 7 dias
Houghton et al., 1997	Exxon Valdez	EUA (Alaska)	Óleo cru	Severa	Com e sem limpeza (Jateamento de água quente em alta pressão)	Abrigado	Macrofauna, macroalgas	2 anos – sem limpeza* > 7 anos – com limpeza	* inclui também limpeza com jateamento moderado
Lopes et al., 1997	TEBAR	Brasil	Óleo cru (pesado)	Moderada	Bomba de vácuo (nas poças de maré)	Exposto	Macrofauna	sem impacto < 1 mês	BACI (dados pretéritos e área de referência)
Jones et al., 1998	Guerra do Golfo	Arábia Saudita (Golfo)	Óleo cru (árabe leve)	Severa	Não mencionado	Exposto e abrigado	Macrofauna	3 anos – exposto 5 anos - abrigado	Área de referência; Não havia dados pretéritos

Hoff & Shigenaka, 1999 Kimura & Steinbeck, 1999	Exxon Valdez	EUA (Alaska)	Óleo cru	Severa	Com e sem limpeza Jateamento de água quente em alta pressão	Abrigado	Macroalgas: <i>Fucus</i> Macrofauna, macroalgas	1 ano 2 anos	Em pedras (<i>bedrocks</i>); óleo x limpeza x Controle (Sem limpeza) Óleo x óleo + limpeza Duração: 7 anos
Skalski <i>et al.</i> , 2001 Peterson, 2001	Exxon Valdez	EUA (Alaska)	Óleo cru	Severa	Com e sem limpeza Jateamento de água quente em alta pressão	Abrigado	Macrofauna, Macroalgas <i>Fucus</i>	2 anos	Sem limpeza x água fria x jateamento água quente e alta pressão
Le Hir & Hily, 2002	Erika	França	Óleo combustível pesado	Leve	Com e sem limpeza Jateamento de alta pressão	Muito exposto	Macrofauna e macroalgas	s/limpeza: sem impacto c/limpeza: < 1 ano	óleo x limpeza x Controle (Sem limpeza) Usado o resultado de costão apenas; Duração: 1 ano
Edgar <i>et al.</i> , 2003 Gelin <i>et al.</i> , 2003	Jessica	Equador (Galápagos)	Óleo Bunker C e óleo diesel	Leve	Não mencionado	Abrigado	Macrofauna e macroalgas	Impacto mínimo – 1 mês	Presença de ondas moderadas e pouca quantidade de dispersante aplicada longe dos costões
Yamamoto <i>et al.</i> , 2003 Teruhisa <i>et al.</i> , 2003	Nakhodka	Japão	Óleo pesado	Severa e leve	Sem limpeza no local estudado	Exposto e abrigado	Macrofauna Macroalgas	2-3 anos - Macrofauna 3 anos - macroalgas	Sem dados pretéritos; Usaram gradiente de contaminação Duração: 5 anos
Hawkins <i>et al.</i> , 2002	Torrey Canyon	Reino Unido	Óleo cru (Kuwait)	Severa e leve	Com e sem Dispersante	Exposto	Macrofauna	2-3 anos – sem dispersante 5-8 anos – leve, exposto e	Uso excessivo de dispersante altamente tóxico foi decisivo para demora na recuperação.

Southward & Southward, 1978								com pouco dispersante 9-10 anos* – severa e com muito dispersante em aplicação repetida	
Lobón <i>et al.</i> , 2008	<i>Prestige</i>	Espanha	Óleo combustível pesado (M-100)	Moderada	Uso limitado de técnicas agressivas	Não mencionado	Macroalgas	< 1 mês*	*Nenhum efeito fora da variabilidade natural Dados pretéritos da região próxima

Anexo 4: Literatura sobre tempo de recuperação em manguezais (vegetação) nos casos de derrame de óleo.

Referência	Derrame	Local	Tipo de óleo	Grau de contaminação	Limpeza	Tempo de recuperação (vegetação)	OBS
Duke et al., 1997	Whitwater (1968) Tanque de armazenamento (Refinaria) – (1986)	Panamá	Óleo Diesel e Bunker C Óleo cru médio	Severa	Não informado	Total: 1968 – 11 anos Parcial: 1986 - 4 a 6 anos	Bahia Las Minas; Avaliação por fotos aéreas e verdade de campo; Algumas áreas sofreram impacto nos 2 acidentes;
¹ Lamparelli et al., 1997 ² Santos et al., 2012	Ruptura de duto*	Brasil	Óleo cru	Severa	Não informado	Parcial: 9 anos Parcial: 7 anos	* Acidente aconteceu dentro do manguezal; ¹ Duração: 9 anos ² Avaliação por fotos aéreas e verdade de campo - Duração: 20 anos
Getter & Lewis III, 2003	<i>Peck Slip</i> <i>Howard Star</i> <i>Zoe Colocotronis</i>	EUA	vários	Severa	Não informado	**Total: 23 anos 25 anos 29 anos	Incluiu revisão; **A avaliação de campo foi feita em 23 e 29 anos depois do evento.
Baca et al., 2005 De Micco et al., 2011	Experimental <i>in situ</i>	Panamá	Óleo cru	1l.m ⁻² óleo cru jogado diretamente no sedimento; 500ppm de óleo disperso na água	Dispersante	Total: 10 anos (com dispersante) 20 anos (sem uso de dispersante)	TROPICS - Dados pretéritos e área de referência; Campo: óleo (+ dispersante) x óleo (sem dispersante) x Controle Duração: 20 anos e 25 anos, respectivamente.
Soares et al., 2006	Ruptura de duto submarino	Brasil	Óleo combustível MF-380	Moderada a severa	Barreiras	Parcial: 5 anos	Baía de Guanabara Duração: 5 anos
Sadaba & Barnuevo, 2011	<i>M/T Solar</i>	Filipinas	Óleo Bunker C	Não informado	Não informado	Parcial: 4 anos	Duração: 4 anos

Anexo 5: Literatura sobre tempo de recuperação em marismas (vegetação) nos casos de derrame de óleo.

Referência	Derrame	Local	Tipo de óleo	Grau de contaminação	Limpeza	Táxons dominantes	Tempo de recuperação	OBS
Baker, 1971	Experimental <i>In situ</i>	Reino Unido	Óleo cru fresco Kwait	Leve Recobrimento de toda a planta	Sem limpeza	<i>Suaeda maritima</i> <i>Festuca rubra L.</i> <i>Juncus gerardii</i> <i>Spartina townsendii</i>	6 meses – 1 ano	Tratamento x Controle
Hershner & Moore, 1977	STC-101	EUA	Óleo combustível No. 6	Severa	Limpeza	<i>Spartina alterniflora</i>	< 1 mês	Impacto x referência
Alexander & Webb, 1985	Experimental <i>In situ</i>	EUA	Árabe cru, Líbia cru, Óleo combustível No. 6 e óleo combustível No. 2	Diversos: Severa e moderada Somente no sedimento ou em toda a planta	Sem limpeza	<i>Spartina alterniflora</i>	1 mês* 5 meses** > 1ano ***	Tratamento x Controle; * óleo sobre o sedimento; ** óleo pesado sobre a planta; *** Óleo Nº2 sobre a planta
Baca <i>et al.</i> , 1987	Amoco Cadiz	França	Óleo cru (árabe leve) e óleo combustível pesado Bunker C	Severa	Remoção de substrato	<i>Juncus maritimus</i> <i>Halimione portulacoides</i>	Limpeza – 7 a 8 anos Sem limpeza - < 5 anos	Óleo (limpeza) x óleo (sem limpeza) x Controle
Fischel <i>et al.</i> , 1989	Rompimento de duto	EUA	Óleo cru (da Louisiana)	Leve a severa	Remoção de substrato (?)	<i>Spartina patens</i> ; <i>Spartina alterniflora</i>	1 ano****	* ***em algumas áreas; Áreas que não se recuperaram, além do óleo, tiveram problemas de danos físicos após a limpeza.
Baker <i>et al.</i> , 1993	Milford haven	Reino Unido	Óleo combustível pesado	Severa	Sem limpeza	<i>Juncus maritimus</i>	15 anos	Sem referência e sem dados pretéritos;

Baker et al., 1993	<i>Metula</i>	Chile	Óleo cru (árabe leve) e óleo combustível pesado Bunker C	Severa	Sem limpeza	<i>Salicornia ambigua</i> <i>Suaeda argentinensis</i>	> 18 anos	Região extremamente fria (Estreito de Magalhães)
Hoff et al., 1993	Refinaria: <i>offloading</i>	EUA	Óleo cru (North Slope)	Leve a severa	Jateamento baixa pressão; sucção	<i>Salicornia virginica</i>	16 meses	Impacto x referência
De Laune et al., 1997	Experimental <i>In situ</i>	EUA	Óleo cru (da Louisiana)	2 L/m ²	Queima	<i>Spartina alterniflora</i>	1 ano	Tratamento (óleo) x Tratamento (óleo e queima) x Controle
Lin et al., 1999	Rompimento de duto	EUA	Óleo cru	Moderada	Mais agressiva: Jateamento baixa pressão; sucção e corte de vegetação; Menos agressiva: Barreiras; absorventes;	<i>Phragmites australis</i>	1 ano – limpeza menos agressiva	Óleo (limpeza mais agressiva) x óleo (limpeza menos agressiva) x óleo (sem limpeza) x Controle área sem limpeza: houve 2 vazamentos seguidos Sem limpeza: recuperação foi pior que na limpeza menos agressiva
Lindau et al., 1999	Experimental <i>In situ</i>	EUA	Óleo cru (da Louisiana)	Informação não disponível	Queima	<i>Spartina alterniflora</i>	1 ano	Tratamento (óleo) x Tratamento (óleo e queima) x Controle
Pahl et al., 1999	Rompimento de duto	EUA	Gás condensado	Informação não disponível	Queima	<i>Distichlis spicata</i> <i>Spartina alterniflora</i>	3 anos	Impacto e queima x impacto x referência
Hester & Mendelssohn, 2000	Rompimento de duto*	EUA	Óleo cru (da Louisiana)	Leve, moderada e severa	Barreiras; bombeamento; jateamento;	<i>Spartina patens</i> ; <i>Spartina alterniflora</i>	4 – 5 anos	Impacto x referência Tempo: consequência da *Mesmo evento de Fischel

								<i>et al, 1989</i>
Getter et al., 2005	Guerra do Golfo	Arábia Saudita	Óleo cru	Informação não disponível	Sem limpeza ?	<i>Halocnemon</i> <i>Arthrocnemon</i> <i>Salicornia</i> <i>Suaeda</i>	12 anos***** (recuperação parcial)	*****Estudo feito 12 anos depois *Sem comparação com dados pretéritos Impacto x referência
Michel et al., 2009	Rompimento de duto	EUA	Óleo combustível No. 6 e No. 2	Moderada e severa	Excavação de trincheiras; jateamento; remoção mecânica com absorventes; bioestímulo	<i>Spartina alterniflora</i> <i>Spartina cynosuroides</i>	> 7 anos	Impacto x referência
Wolinski et al., 2011	Experimental <i>In situ</i>	Brasil	Óleo combustível Bunker – MF180	6 L/11m ²	Corte da vegetação	<i>Spartina alterniflora</i>	6 meses	Estudo experimental (9 meses) Tratamento x Controle
Silliman et al., 2012	Blowout de poço BP-DWH	EUA	Óleo cru	Moderada a severa		<i>Spartina alterniflora</i>	18 meses	Impacto x referência Em algumas áreas, a franja sofreu uma erosão acelerada (devido à morte das plantas).

Anexo 6: Literatura sobre tempo de recuperação em planícies de marés (bentos) nos casos de derrame de óleo.

Referência	Derrame	Local	Tipo de óleo	Grau de contaminação	Tipo de substrato	Tempo de recuperação	OBS
Vanderhorst et al., 1980	Experimental	EUA	Óleo cru	500 ppm 1000 ppm 2000 ppm	Areia	15 meses*	*90% - nº de spp e 48% -abundância Tratamento x Controle
Little & Baker, 1989	Experimental	Reino Unido	Óleo cru	0,3 l.m ⁻²	Lama	< 1 mês **	**Sem efeitos Tratamento (dispersante) x Controle
Faraco & Lana, 2003	Experimental <i>In situ</i>	Brasil	Óleo diesel	Severa 50 ml. 78,5 cm ⁻²	Areia fina	< 1 mês***	*** Não ocorreu mortalidade Tratamentos: óleo x Controle x ressecamento x ressecamento + óleo
Chung et al., 2004	Experimental	Japão	Óleo combustível tipo C	1 l.m ⁻²	Não informado	< 2 meses (50 dias)	Simulador de planície de maré
Puente et al., 2009	<i>Prestige</i>	Espanha	Óleo combustível No. 6	Moderado a leve	Areia e lama	> 1ano* *** (5 meses)	****Sem impactos significativos Impacto x Referência (múltiplas áreas) 9 estuários Duração: 3 anos (início: 5 meses depois do evento) Não havia dados pretéritos
Egres et al., 2012	Experimental <i>In situ</i>	Brasil	Óleo diesel marítimo	2500 ml / área de amostragem	Areia fina	< 1 mês (2 dias)	Desenho: M-BACI Duração: 147 dias

Anexo 7: Literatura sobre tempo de recuperação de bancos de gramas marinhas (vegetação) em casos de derrame de óleo.

Referência	Caso	Local	Tipo de óleo	Espécies	Profundidade	Parâmetros da vegetação	Tempo de recuperação	OBS
Houghton et al., 1992	Exxon Valdez	EUA	Óleo cru	<i>Zostera marina</i>	Infralitoral	Densidade de talos; Biomassa das plantas e dos rizomas; Aspectos reprodutivos e de crescimento	< 1 ano* 2 anos **	Comparação com área de referência; *não houve efeitos nos aspectos vegetativos; ** aspectos reprodutivos (alguns efeitos subletais)
Keller & Jackson, 1993	Refinaria	Panamá	Óleo cru (médio)	<i>Thalassia</i> <i>Syringodium</i>	> 1m	biomassa de folhas e dos rizomas	7 meses – <i>Thalassia</i> 15 – 30 meses - <i>Syringodium</i>	Comparação com áreas de referência
Kenworthy et al., 1993	Guerra do Golfo	Arábia Saudita	Óleo cru (árabe leve)	<i>Halodule univervis</i> <i>Halophila</i> spp.	1,5 – 10m	Abundância: % cobertura e densidade; biomassa de folhas e talos e biomassa dos rizomas; morfologia das folhas	1 ano***	Comparação com áreas de referência e um gradiente e dados pretéritos de áreas adjacentes; ***Avaliação feita 1 ano após o evento; Poucos efeitos observados
Baca et al., 1996	Experimento <i>In situ</i>	Panamá	Óleo cru + óleo com dispersante	<i>Thalassia testudinum</i>	Não mencionado	Sobrevivência; Abundância; Crescimento	< 1 ano	Simulação de pior caso; Poucos efeitos observados; óleo (+ dispersante) x óleo x referência Monitoramento durante 2 anos e depois aos 10 anos
Dean et al., 1998	Exxon Valdez	EUA	Óleo cru	<i>Zostera marina</i>	Infralitoral	Densidade de talos; Biomassa; Aspectos reprodutivos	1 ano	Comparação com áreas de referência; Duração: 6 anos; Poucos efeitos observados;

Taylor & Rasheed, 2011	Global Peace	Austrália	Óleo combustível pesado (Bunker e querosene)	<i>Zostera capricorni</i> <i>Halophila</i> spp <i>Halodule uninervis</i>	Entremarés	área; composição; biomassa	8 meses	Comparação com dados pretéritos e área de referência Impacto detectado apenas no 1º mês
------------------------	--------------	-----------	--	--	------------	----------------------------	---------	--

Anexo 8: Literatura sobre tempo de recuperação de plâncton nos casos de derrame de óleo.

Referência	Derrame	Local	Tipo de óleo	Uso de dispersante	Indicadores	Tempo de recuperação	OBS
Smith, 1968	Torrey Canyon	Reino Unido	Óleo cru (Kuwait)	Sim (algumas áreas)	Fitoplâncton Zooplâncton	< 1 mês*	*Sem impacto significativo (especialmente nas áreas onde foi usado menos dispersante);
Straughan, 1971	Plataforma A (Canal de Santa Barbara)	EUA	Óleo cru	Sim	Fitoplâncton Zooplâncton	< 1 mês*	*Sem impacto significativo;
Spooner, 1977	Ap Lei Chau	Hong Kong	Óleo diesel marinho pesado	Sim	Fitoplâncton Zooplâncton	< 1 mês*	*Sem impacto significativo;
Laubier, 1978	Amoco Cadiz	França	Óleo cru (árabe leve) e óleo combustível Bunker	Sim (algumas áreas)	Zooplâncton	3 meses*	*Áreas mais confinadas
Johansson et al., 1980	Tsesis	Suécia	Óleo combustível nº5	Não	Fitoplâncton Zooplâncton	< 1 mês*	* 5 dias - biomassa.
Shin, 1988	Frota Durban	Hong Kong	Óleo Bunker	Sim	Fitoplâncton	< 1 mês*	*Sem impacto significativo; Não havia dados pretéritos;
Wang et al., 1998 Batten et al.,	Sea Empress	Inglaterra	Óleo cru leve e óleo combustível pesado	Sim	Zooplâncton;	< 1 mês*	*Sem impacto significativo; Comparação com série histórica; Continuous Plankton Recorder

1998							
Varela <i>et al.</i> , 2006	<i>Prestige</i>	Espanha	Óleo pesado (M-100)	Não	Fitoplâncton Zooplâncton	< 1 mês*	*Sem impacto significativo; Comparação com série histórica; Profundidade da LDA: 30 e 100 m.

Anexo 9: Literatura sobre tempo de recuperação de peixes nos casos de derrame de óleo.

Referência	Derrame	Local	Tipo de óleo	Estágio de vida	Espécies alvo	Tempo de recuperação	OBS
Straughan, 1971	<i>Plataforma A</i> <i>(Canal de Santa Barbara)</i>	EUA	Óleo cru	Ovos e larvas;	Comunidade	< 1 mês*	*Sem impacto significativo;
Grainger et al., 1984	<i>Betelgeuse</i>	Irlanda	Óleo cru árabe leve	Ovos e larvas;	Comunidade	< 1 mês*	*Efeitos mínimos; Área abrigada (baía); Uso de dispersante; Estoques adultos não foram afetados
Moldan et al., 1985	<i>Castillo de Bellver</i>	África do Sul	Óleo cru leve	Ovos e larvas;	Comunidade (Incluiu o nêuston)	< 1 mês*	*Impacto mínimo. Abundância normal de ovos e larvas.
Lancaster et al., 1998	<i>Sea Empress</i>	Reino Unido	Óleo cru leve e óleo combustível pesado	Ovos e larvas; Pós-larva	Robalo <i>(Dicentrarchus labrax L.)</i>	< 1ano*	*Diferenças não seriam maiores do que a variação ano a ano; Área costeira
Sánchez et al., 2006	<i>Prestige</i>	Espanha	Óleo pesado (M-100)	Recrutas; juvenis; Adultos	<i>Merluccius merluccius</i> ; <i>Lepidorhombus boscii</i>	1 ano*	*Diferenças observadas apenas para: <i>Lepidorhombus boscii</i> em áreas lamosas muito afetadas
Fodrie & Heck-Jr, 2011	<i>Deep Water Horizon</i>	EUA	Óleo cru	Juvenis	Comunidade	< 7 meses*	*Sem impactos significativos Série histórica Gramas marinhas

