

ESTUDO PARA SUPORTE AO GUIA DE ANÁLISE DE RISCOS AMBIENTAIS



INSTITUTO
BRASILEIRO DE
PETRÓLEO, GÁS E
BIOCOMBUSTÍVEIS

A casa
da nossa
indústria.



**IBP - Instituto Brasileiro de Petróleo,
Gás e Biocombustíveis**

Presidente

João Carlos de Luca

Secretário Geral

Milton Costa Filho

Secretário Executivo de E&P

Antônio Guimarães

Gerência Executiva de SMS e Operações

Carlos Henrique Abreu Mendes

Maria Augusta Nogueira

**Comitê de Meio Ambiente, Saúde e
Segurança**

Coordenador – Anderson Cantarino

Vice-Coordenadora – Maria Eduarda
Carneiro Pessoa

Coordenação Técnica

Marcelo Santux



**IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio
Ambiente e Recursos Naturais Renováveis**

Presidente

Volney Zanardi Júnior

Diretor de Licenciamento Ambiental

Thomaz Miazak de Toledo

ESTUDO PARA SUPORTE AO GUIA DE ANÁLISE DE RISCOS AMBIENTAIS

INSTITUTO BRASILEIRO DE PETRÓLEO, GÁS E BIOCMBUSTÍVEIS

Av. Almirante Barroso, 52 / 26° • 20031 918 • Rio de Janeiro • RJ

Tel.: (+55 21) 2112-9000 • Fax: (+55 21) 2220-1596

Website: www.ibp.org.br

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	6
1. UTILIZAÇÃO INTERNACIONAL DA ANÁLISE DE RISCO AMBIENTAL NAS ATIVIDADES DE E&P DE ÓLEO E GÁS EM ÁREAS MARINHAS	10
1.1. INTRODUÇÃO	11
1.1.1 Estados Unidos	11
1.1.2 Reino Unido	14
1.1.3 Austrália	17
1.1.4 Noruega	21
1.1.5 Quadro Resumo das Práticas de ARA nos Países Avaliados	32
2. APLICAÇÃO DE MODELOS DE DISPERSÃO DE ÓLEO À ANÁLISE DE RISCO AMBIENTAL E À RESPOSTA A EMERGÊNCIA EM ATIVIDADES DE E&P EM ÁREAS MARINHAS	34
2.1. INTRODUÇÃO	35
2.2. PROCESSOS ATUANTES	36
2.2.1 Advecção	38
2.2.2 Espalhamento	38
2.2.3 Evaporação	38
2.2.4 Emulsificação	39
2.2.5 Dispersão vertical	39
2.2.6 Dissolução	40
2.2.7 Sedimentação	40
2.2.8 Foto-oxidação	40
2.2.9 Biodegradação	40
2.2.10 Interação com a costa	41
2.2.11 Mecanismos de remoção e bloqueio	41
2.3 REGULAMENTAÇÃO NO BRASIL	41
2.3.1 Conteúdo dos Termos de Referência	42
2.3.2 Alguns questionamentos sobre as exigências atuais	45
2.4 REGULAMENTAÇÃO EM OUTROS PAÍSES	47
2.4.1 Reino Unido	47
2.4.2 Austrália	49
2.4.3 Estados Unidos	53
2.4.4 Noruega	54
2.5 A MODELAGEM DE DISPERSÃO DE ÓLEO COMO SUPORTE A ACIDENTES RECENTES	60
2.5.1 Explosão da plataforma <i>Deepwater Horizon</i> em 2010	60
2.5.2 Vazamento no campo de Montara em 2009	62
2.6 ANÁLISE CRÍTICA E RECOMENDAÇÕES	63
2.6.1 Análise crítica da regulamentação no Brasil	64
2.6.2 Recomendações	65
3. PROPOSTAS PARA APRIMORAMENTO DOS ESTUDOS DE ANÁLISE DE RISCO AMBIENTAL PARA ATIVIDADES DE EXPLORAÇÃO E PRODUÇÃO DE ÓLEO E GÁS EM ÁREAS MARINHAS	66
3.1 INTRODUÇÃO	67

3.2 IDENTIFICAÇÃO E SELEÇÃO DOS EVENTOS ACIDENTAIS	68
3.3 CÁLCULO DAS CONSEQUÊNCIAS DOS EVENTOS ACIDENTAIS	71
3.4 CÁLCULO DAS FREQUÊNCIAS DE OCORRÊNCIA DOS CENÁRIOS ACIDENTAIS	74
3.5 CÁLCULO E AVALIAÇÃO DO RISCO AMBIENTAL	75
3.6 CONCLUSÃO	79
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
4.1 CAPÍTULO 1	81
4.2 CAPÍTULO 2	82
4.3 CAPÍTULO 3	85
5. ANEXO	86

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 - Distribuição probabilística por categoria de consequência / dano em análise baseada em exposição	27
Figura 1.2 - Exemplo de risco ambiental calculado em uma análise baseada em exposição	27
Figura 1.3 - Principais elementos em uma análise baseada em danos para populações	28
Figura 1.4 - Principais elementos em uma análise baseada em danos para habitats	28
Figura 2.1 - Esquema simplificado de aplicação de um modelo de derramamento de óleo no mar	36
Figura 2.2 - Processos atuantes sobre o óleo derramado no mar e a escala temporal em que ocorrem	37
Figura 2.3 - Efeito dos componentes e propriedades do óleo sobre os processos atuantes	37
Figura 2.4 - Domínio do modelo OSTM gerenciado pelo governo australiano	52
Figura 2.5 - Comparação entre os resultados de diferentes modelos de previsão da trajetória e as localizações do óleo inferidas de imagens de satélite	61
Figura 2.6 - Comparação entre a imagem de satélite MODIS (esquerda) e o resultado da modelagem em modo hindcast (direita) às 07:00h do dia 26 de outubro de 2009	62
Figura 2.7 - Mapa de exposição relativa do óleo na superfície representando todas as ocorrências conhecidas e estimadas do óleo visível na superfície associadas ao incidente de Montara	63
Figura 3.1 - Processo de análise e avaliação do risco ambiental	67
Figura 3.2 - Planilha para identificação dos eventos acidentais	69
Figura 3.3 - Apresentação dos eventos acidentais selecionados	71
Figura 3.4 - Critério de aceitabilidade do risco social adotado pela CETESB	76
Figura 3.5 - Sugestão de gráfico para representação do risco ambiental	78

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1 - Exemplos de critérios de aceitabilidade baseados no meio ambiente marinho não impactado 95% do tempo, assumindo dez operações offshore conduzidas por instalação por ano, duas instalações por campo e dois campos em uma mesma área tratados como uma entidade simples	25
Tabela 1.2 - Matriz de cálculo do impacto potencial na análise baseada em exposição	26
Tabela 1.3 - Matriz de cálculo da consequência potencial baseada no impacto potencial	26
Tabela 1.4 - Fator de impacto para mortalidade aguda em aves marinhas	29
Tabela 1.5 - Fator de impacto para mortalidade aguda em mamíferos marinhos	29
Tabela 1.6 - Fator de dano para habitats costeiros com vulnerabilidade V1 a V3	30
Tabela 1.7 - Quadro resumo do contexto regulatório ambiental para a região offshore nos países consultados	32
Tabela 3.1 - Categorias de severidade das consequências do evento acidental	70

APRESENTAÇÃO

O Instituto Brasileiro de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis - IBP, após os eventos dos incidentes com os poços Montara e Macondo, na costa da Austrália e no Golfo do México, respectivamente, criou, dentre outros grupos de trabalho (GT), um dedicado a discutir, avaliar e compartilhar informações referentes à análise de riscos ambientais.

Como parte do trabalho do GT para preparação à discussão de tema, considerado de alto grau de complexidade, o IBP organizou no Rio de Janeiro, em setembro de 2012, um seminário internacional de dois dias sobre o assunto. Na oportunidade foram abordados os seguintes temas:

- "Percepção de Risco versus a Percepção de Dano e Análise de Risco para Tomada de Decisão";
- "Modelagem da Dispersão de Óleo no Mar como Ferramenta para a Análise de Riscos";
- "Lições Aprendidas" (procurando explorar a capacidade de recuperação natural, a partir de intervenções para recuperação de ecossistemas costeiros em eventos com impacto por óleo); e
- "Novas Tecnologias e Conceitos da Análise de Riscos Ambientais".

Em continuidade ao trabalho do GT, o IBP selecionou e contratou a Golder Associates Brasil para a elaboração de uma coletânea de boas práticas internacionais relacionadas à análise de riscos ambientais nas atividades de exploração e produção de óleo e gás em áreas marítimas, que contivesse propostas de aperfeiçoamento para as práticas brasileiras,

no intuito de, em conjunto com o IBAMA, vir a criar um Guia para a Análise de Riscos Ambientais.

O trabalho foi composto pelas seguintes atividades:

- 1) Pesquisa de experiências internacionais sobre a utilização da análise de risco ambiental como subsídio à tomada de decisão no processo de licenciamento das atividades de E&P de óleo e gás em áreas marítimas;
- 2) Análise dos métodos identificados nesta pesquisa internacional, apontando suas vantagens e limitações;
- 3) Análise do método determinado pelo IBAMA para análise de risco ambiental nos termos de referência para as atividades e projetos de E&P de óleo e gás em áreas marítimas no Brasil;
- 4) Avaliação das Análises Quantitativas de Risco (AQRs) e das Análises de Riscos Ambientais (ARAs) realizadas nos processos similares de licenciamento recentes;
- 5) Proposta de revisão visando o aprimoramento do método determinado pelo IBAMA.

O GT também se utilizou da experiência adquirida sobre o assunto pelos integrantes do seu Comitê de Segurança, Meio Ambiente e Saúde (SMS), nos processos de licenciamento ambiental de atividades de exploração e produção de petróleo e gás no Brasil, conduzidos pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA.

As considerações apresentadas ao longo deste documento também buscaram alinhamento com o *Joint Industry Project – JIP “Oil spill risk assessment and response planning for offshore installations – Final Report”*¹, coordenado de forma conjunta pela *The Global Oil and Gas Industry Association for Environmental and Social Issues* (IPIECA) e pela *International Oil and Gas Producers* (IOGP) e concluído em novembro de 2013, sendo considerado como uma das referências para a sua elaboração. O relatório do JIP apresenta orientações para a condução do processo de avaliação dos riscos de um vazamento de óleo, dando ênfase à análise de riscos no contexto do planejamento e estabelecimento adequado à preparação e resposta ao vazamento de óleo, contribuindo com a melhoria da comunicação desses esforços às várias partes interessadas.

O documento síntese do GT faz parte de um dos projetos do Acordo de Cooperação Técnica (ACT) assinado entre o IBAMA e o IBP em agosto de 2013. Não obstante que o seu propósito original tenha sido o de prover orientações sobre o tema aos operadores das atividades de E&P nas instalações em ambiente marítimo, o IBP entende que no âmbito do Acordo de Cooperação Técnica em vigor, existe uma excelente oportunidade para considerá-lo como elemento de suporte à elaboração de um Guia para Análise de Risco Ambiental.

Neste contexto e levando em conta as diretrizes internacionais e as práticas existentes no país, podem-se destacar algumas de suas conclusões e recomendações, a saber:

- O conceito de gestão de riscos utilizado neste documento está relacionado ao processo de identificar qual encaminhamento pode ser realizado frente a possíveis efeitos adversos de determinada atividade. Gerenciar riscos é avaliar incertezas e tomar a melhor decisão

possível, no sentido de reduzirem-se as probabilidades de ocorrência de eventos adversos, bem como minimizarem-se suas consequências;

- Torna-se recomendável aprofundar as discussões referentes ao critério de tolerância ao risco, uma vez que ele é considerado basilar para a sua avaliação, pois define os limites de tolerabilidade para a probabilidade de um determinado impacto ambiental, e varia inversamente à severidade deste impacto, onde probabilidades mais elevadas são aceitáveis para impactos de menor magnitude. Outrossim, o critério de tolerância deve ser apropriado ao tipo de Análise de Risco de Vazamento de Óleo (ARVO) – ou nível de detalhamento da mesma – devendo ser quantitativo em análises quantitativas. Uma importante recomendação indica que mais de um tipo de critério de tolerabilidade pode ser definido por operação, como, por exemplo, em relação ao tempo de recuperação de um recurso ecológico específico. Da mesma forma, merece destaque o Princípio ALARP² (*As Low as Reasonably Practicable*), e a importância da ARVO para o planejamento de resposta a emergências;
- Os processos de comunicação e consultas a relevantes partes interessadas, sejam internas ou externas, não são temas tratados neste documento, mas relevantes para a percepção de risco pela sociedade, tendo em vista determinados públicos alvo. Projetos maiores e complexos podem justificar a elaboração de um plano de comunicação, que inclua recursos necessários e responsabilidades, cronograma e meios (comunicação escrita e/ou oral), entre outros aspectos inerentes a uma comunicação eficiente;
- Em sintonia com o mencionado documento IPIECA/IOGP, torna-se recomen-

dável que o monitoramento, a revisão e atualização da ARVO possam garantir que a análise dos riscos realizada permaneça relevante conforme o ciclo de evolução do projeto. Aquele documento apresenta exemplos de elaboração de ARVO, segundo uma abordagem qualitativa ou quantitativa, concluindo com uma comparação entre as mesmas e indicação das principais diferenças. Da mesma forma refere-se à aplicação da metodologia *Net Environmental Benefit Analysis* (NEBA), como o processo de suporte à escolha das opções de resposta a emergência que resultem em menores danos ecológicos para o ambiente em geral. O resultado destas considerações baseadas no NEBA guia o desenvolvimento tático das estratégias escolhidas dentro de um contexto específico de cada operação. Portanto, sua aplicação, a partir de uma ARVO robusta, aumenta a efetividade das escolhas e tomadas de decisão a serem realizadas durante o desdobramento de um evento acidental com vazamento de óleo no mar, ou seja, à luz das reais condições ambientais;

- Dentre os temas tratados no documento do IBP, um destaque deve ser feito com relação à contribuição que o NEBA pode dar na consideração de métodos de resposta alternativos à contenção e recolhimento mecânicos, vistos ainda no Brasil como as técnicas de combate prioritárias. Há evidências de que, se planejada adequadamente, a aplicação de dispersantes químicos pode ser uma alternativa que resulte em benefício líquido maior que a sua não aplicação, mesmo em áreas próximas à costa. O mesmo vale para a queima in situ, técnica utilizada de forma eficiente em alguns derramamentos de óleo, mas ainda pouco disseminada;
- Da mesma forma, a análise de consequências sustenta a avaliação do

benefício líquido de determinadas táticas de resposta pelo NEBA. Nesse sentido, mediante exercício consistente de avaliação prévia dos impactos das táticas cogitadas, pode-se aplicar a metodologia do NEBA ainda durante o processo de licenciamento ambiental, propiciando a comparação entre as soluções de resposta em condições teóricas (certamente), mas fora do caráter de urgência que permeia as tomadas de decisão durante uma situação de emergência real;

- Neste caso, no intuito de reduzir riscos, não há dúvidas quanto à importância da necessidade de um detalhamento do conjunto de informações sobre uma determinada área, o que permite maior consistência na tomada de decisão em situações extremas de priorização de aplicação de técnicas de resposta, como procedimentos de limpeza, da classificação de seu risco e seleção de áreas preferenciais para concentração das ações desta resposta (áreas de “sacrifício”). Alinhado com este esforço, o IBP concluiu em abril de 2014 a 1ª etapa do Programa de Proteção e Limpeza de Costa (PPLC), que mapeou não só as características de sensibilidade e vulnerabilidade da costa brasileira, mas também outras informações básicas, tais como os acessos por terra a essas áreas vulneráveis, item fundamental para que os recursos de proteção e de limpeza cheguem a tempo ao local. O PPLC é outro projeto que integra o ACT IBAMA/IBP.

Ainda que o presente documento não trate de resposta a emergência, a integração e sequenciamento dos processos de análise de riscos e de planejamento da resposta demonstram sua interdependência ao longo da vida útil das operações em questão, merecendo, oportunamente, atenção na edição final do Guia para Análise de Risco Ambiental.

² “Tão baixo quanto for razoavelmente praticável”

1. UTILIZAÇÃO INTERNACIONAL DA ANÁLISE DE RISCO AMBIENTAL NAS ATIVIDADES DE E&P DE ÓLEO E GÁS EM ÁREAS MARINHAS

1.1. INTRODUÇÃO

A pesquisa internacional sobre a utilização da análise de risco ambiental como subsídio à tomada de decisão no processo de licenciamento das atividades de exploração e produção (E&P) de petróleo e gás (O&G) na região marinha offshore teve como objetivo identificar as diretrizes, regulamentos e normas técnicas aplicáveis ao tema nos Estados Unidos, Reino Unido, Noruega e Austrália.

Além da pesquisa a literatura técnica e científica existente, o conteúdo deste capítulo foi aprofundado em conjunto com os organismos reguladores dos países abordados e consulta a especialistas internacionais das operadoras atuantes.

1.1.1. Estados Unidos

A governança das atividades de exploração e produção de petróleo e gás na região offshore dos Estados Unidos é regida por um conjunto de leis, normas e diretrizes estaduais e federais. No âmbito federal, a lei "*Outer Continental Shelf Lands Act - OCSLA*" é o fundamento legal básico para a maioria dos regulamentos e normas aplicáveis às águas "federais", que se estendem das "margens offshore" dos estados litorâneos (3 milhas náuticas a partir do nível médio da maré baixa na linha de costa) até o limite de 200 milhas náuticas da zona econômica exclusiva da margem continental, onde se encontram cerca de 4.000 instalações offshore dedicadas a atividades de E&P de petróleo e gás (VANN, 2013).

A instância governamental responsável pela concessão de blocos exploratórios, licenciamento e fiscalização ambiental e de segurança na região offshore é o Ministério do Interior dos EUA (*Department of Inte-*

rior - DOI), por intermédio de dois de seus Departamentos: *Bureau of Ocean Energy Management - BOEM* e o *Bureau of Safety and Environmental Enforcement - BSEE*, reorganizados em outubro de 2011 a partir do *Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement - BOEMRE*, este último tendo sucedido o *Minerals Management Service (MMS)* em junho de 2010.

O BOEM é responsável pela gestão das concessões de áreas exploratórias para exploração e produção de petróleo e gás na região offshore, incluindo a avaliação de recursos minerais e a análise econômica, a análise de riscos geológicos e a coordenação dos estudos que subsidiam a avaliação dos impactos ambientais potenciais decorrentes das atividades previstas, segundo as diretrizes da Lei Nacional de Política Ambiental (*National Environmental Policy Act - NEPA*, 1969). O BSEE, por sua vez, responde pela aplicação e observância das normas e regulamentos de segurança e ambientais, realizando inspeções e auditorias, emitindo licenças e atuando no planejamento de respostas a emergências, como no caso de derramamentos de óleo no mar.

Uma das principais responsabilidades do BOEM em suas ações para o desenvolvimento seguro da exploração de energia e recursos minerais na região offshore dos EUA é assegurar a proteção do meio ambiente. Neste sentido, destaca-se o processo de licenciamento ambiental de atividades de exploração, desenvolvimento e produção de petróleo e gás na região offshore norte-americana, que se inicia com a preparação de estudo de impacto ambiental sob a responsabilidade do próprio BOEM, denominado "*Programmatic Environmental Impact Statement*" (EIS), cujo objetivo é subsidiar o Programa Quinquenal de Concessões na Região Offshore.

O Ministério do Interior (DOI) desenvolve Planos Quinquenais de concessões exploratórias para a região offshore, o atual vigente entre 2012 e 2017, os quais são considerados pela NEPA como ações de potencial impacto ambiental, social e econômico. Portanto, requer-se a elaboração de estudos de avaliação de impactos ambientais para a totalidade das áreas a serem concedidas para E&P de petróleo e gás, a cargo do DOI e não dos operadores. O DOI, segundo a NEPA, deve considerar a sensibilidade ambiental e a produtividade marinha das diferentes áreas da plataforma continental em suas avaliações de impactos ambientais e não apenas as feições e características físicas do ambiente. De forma complementar, a Lei de Gerenciamento da Zona Costeira (*Coastal Zone Management Act*, 1972) estabelece que os projetos de exploração devam passar por uma revisão estadual, de modo a assegurar a consistência com os programas de gerenciamento costeiro dos estados litorâneos.

Após o DOI definir a quantidade, dimensão, prazo e localização das áreas a serem licitadas, os EISs são elaborados pelo BOEM, que tem dentre suas atribuições programas regulares de fomento à pesquisa oceânica para subsidiar estes estudos. Os EISs analisam os potenciais impactos a partir de uma perspectiva regional mais ampla; estudos mais detalhados e geograficamente focados são realizados posteriormente pelas empresas quando das etapas de exploração, desenvolvimento e produção.

O BOEM também é responsável pela elaboração de avaliações ambientais simplificadas, denominadas "*Environmental Assessments*" (EAs), para determinar se impactos significativos podem ocorrer numa determinada área onde seja apresentado um plano de exploração ou remoção de estruturas. Caso se identifique potenciais impactos significativos, um estudo ambiental específico é requerido à empresa postulante (*Site-Specific Environmental Assessment - SEA*). Em paralelo, são realizadas revisões de informações ambientais denominadas "*Categorical Exclusion Re-*

views" (CERs), para definir áreas de exclusão, onde não há necessidade de elaboração de EAs, comuns nos casos de levantamentos geológicos e geofísicos na plataforma continental e nas atividades de exploração e desenvolvimento nas porções central e oeste do Golfo do México (estas últimas já extensivamente estudadas). Ambos os estudos, EAs e CERs, são conduzidos pelos escritórios regionais do BOEM através de sua Divisão Ambiental.

A etapa que precede a elaboração de um EIS é a definição do conteúdo técnico recomendado para o relatório (*scoping process*); primeira medida do processo é o anúncio público de que um EIS será preparado e o recebimento de comentários e sugestões sobre seu conteúdo, que pode envolver audiências públicas em comunidades mais diretamente afetadas pelas áreas de concessões ou atividades subsequentes, como exploração ou desenvolvimento e produção. Os *stakeholders* usuais consultados são cidadãos que vivem ou trabalham nas áreas de influência direta das atividades planejadas, comunidades nativas, organizações de interesse público, agências governamentais relacionadas ao tema, representantes da indústria de O&G, comunidades científicas e especialistas técnicos.

As informações recebidas na etapa de consulta pública somam-se aos dados referentes à sensibilidade dos recursos naturais nas áreas propostas, estimativas de reservas de óleo e gás ou atividades projetadas de exploração e desenvolvimento para identificação de alternativas ao plano original apresentado que venham a reduzir os possíveis impactos socioambientais, assim como medidas mitigadoras que devam ser consideradas no EIS. O BOEM conta permanentemente com o suporte de outras entidades governamentais para o desenvolvimento dos EIS, como: "*US Environmental Protection Agency*", "*Army Corps of Engineers*", "*U.S. Fish and Wildlife Service*" e "*National Marine Fisheries Service*".

A partir das alternativas propostas ao plano original, desenvolvem-se diferentes cenários

onde são avaliados os impactos. No caso dos EISs aplicados aos programas quinquenais de concessão de áreas exploratórias, os cenários são hipotéticos, pois ainda não há definição quanto às atividades específicas que serão conduzidas em cada área, e contemplam projeções de número de poços exploratórios e respectivos descartes de cascalho e lama, número de plataformas de produção e sistemas alternativos de escoamento de óleo e gás que possam ser instalados, bem como cenários hipotéticos de acidentes com derramamento de óleo no mar. Os EISs desenvolvidos para projetos de exploração ou desenvolvimento de produção são mais específicos e localizados em sua abrangência, baseando-se no plano proposto pela companhia de O&G concessionária de uma determinada área.

No que tange ao risco ambiental das atividades de E&P de O&G, não há diretrizes nem critérios específicos para o estabelecimento de níveis de tolerância ou aceitabilidade de risco ambiental no arcabouço regulatório americano para as atividades offshore. A principal componente de risco nos EISs são os cenários de derramamentos acidentais de óleo, cuja magnitude e duração dos efeitos dependem da localização, período do ano e volume derramado e das características dos recursos naturais passíveis de terem contato com o óleo. O BOEM avalia o número estimado de eventos de pequeno porte (menor que 1.000 bbl) e grande porte (maior que 1.000 bbl) que são esperados ao longo das atividades previstas. Em todas as áreas de concessões, essa análise nos EISs considera ao menos um evento de grande porte definido como catastrófico, mesmo que a probabilidade de ocorrência seja muito remota.

Após a conclusão do EIS e sua aprovação pela direção do BOEM ou autoridade superior, a equipe técnica do BOEM prepara uma versão preliminar do relatório do EIS, a qual é disponibilizada via internet e cópias impressas distribuídas para bibliotecas públicas, para revisão e comentários públicos por no mínimo 45 dias

(comentários podem ser feitos por escrito e enviados diretamente ao BOEM ou oralmente nas audiências públicas promovidas). O relatório do EIS, após incorporar as contribuições da consulta pública, descritas em um sumário com os comentários específicos e respectivas respostas técnicas, é revisado pelo staff do BOEM, aprovado e publicado em sua versão final. Normalmente, o relatório final do EIS é publicado dentro dos 6 meses seguintes ao término do período de consulta pública³.

As atividades de perfuração de poços e desenvolvimento de produção em áreas concedidas pelo DOI necessitam ainda de licenças ambientais complementares que são obtidas condicionadas à aprovação de documentos específicos, como: o Plano de Exploração (EP) para perfurações de poços; o Plano de Desenvolvimento e Produção (PDP), para as áreas sem presença anterior relevante de atividades de E&P; o Documento para Coordenação de Operações de Desenvolvimento (DCOD), este último aplicável às áreas onde já existam atividades significativas de E&P. Estes documentos devem ser acompanhados de Plano de Resposta a Derramamentos de Óleo (OSRP) e Documento de Responsabilidade Financeira para Derramamentos de Óleo (OSFR), ambos baseados em cenários acidentais de pior caso (WCS), que demonstrem a capacidade da empresa de O&G para conter e recolher os volumes associados aos WCS na máxima extensão praticável (VANN, 2013).

Esses documentos complementam a avaliação ambiental feita pelo BOEM, não sendo geralmente necessário elaborar um novo EIS ou EA. No caso do emprego de tecnologias não convencionais é exigido um Plano de Operações para Águas Profundas (DWOP), mesmo no caso de águas rasas, sempre que houver o uso de tecnologias inovadoras.

O processo de revisão de relatórios para aprovação de licenças envolve um intercâmbio regular de documentos e informações entre os Departamentos do DOI e as empresas con-

³ Disponível em: <<http://www.boem.gov/National-Environmental-Policy-Act>>

cessionárias, visando o atendimento pleno dos requisitos técnicos e legais aplicáveis. Tal processo ocorre de modo cooperativo e demanda tempo para a adequação de todos os requisitos, não havendo prazos limites estatutários ou regulatórios pré-estabelecidos, podendo levar de poucas semanas a muitos meses até sua conclusão, dependendo a complexidade das atividades planejadas.

O sistema regulatório norte americano é caracterizado como de natureza prescritiva, baseado em inspeções regulares ordenadas por um número elevado e descoordenado de normas e procedimentos legais nos âmbitos federal e estadual. Dentro dessa abordagem, destaca-se o reconhecimento da necessidade de um sistema que possibilite uma permanente revisão e atualização das melhores e mais seguras tecnologias para emprego nas atividades offshore, sistema este denominado BAST (*Best Available and Safest Technology*), adotado sob a autoridade da Guarda Costeira com apoio do DOI.

O conceito do BAST subentende que as alternativas de evolução a partir das melhores e mais seguras tecnologias devem ser economicamente viáveis, isto é, o incremento de benefícios deve ser suficiente para justificar o aumento de custos resultante de seu emprego. Ao mesmo tempo, há o cuidado em evitar a recomendação de tecnologia específica que venha a limitar ou inibir o uso de outras opções criando um contexto não competitivo no setor.

Após a ocorrência do blowout da plataforma Deepwater Horizon em 2010 no Golfo do México, a Comissão Nacional sobre a Exploração Offshore e o Derramamento de Óleo da BP Deepwater Horizon apresentou sólidos argumentos quanto à necessidade de um planejamento mais transparente e uma avaliação de risco mais rigorosa para subsidiar as tomadas de decisão governamentais e da indústria offshore; entretanto, não houve mudanças relevantes até o momento no processo de licenciamento e gestão de risco das atividades offshore (BOEM, 2012).

1.1.2. Reino Unido

O direito do Estado sobre a concessão de licenças de exploração e produção de petróleo e gás no Reino Unido foi estabelecido inicialmente pela Lei de Produção do Petróleo (*Petroleum Production Act*) em 1934 para áreas terrestres e mar territorial. Tal direito foi estendido para a Margem Continental do Reino Unido (UKCS) em 1964 após a aprovação da Lei da Plataforma Continental (*Continental Shelf Act*).

No ano seguinte, em dezembro de 1965, a primeira plataforma para perfuração offshore no Mar do Norte, *Sea Gem*, colapsou e provocou a morte de 13 tripulantes. Esse evento produziu forte reação das autoridades e público da Inglaterra, em vista da verificação de diversas limitações da gestão offshore de saúde e segurança praticada à época no modelo simples de relação contratual entre os operadores e o regulador, e resultou na promulgação em 1971 da lei *Mineral Working Act*, que estabeleceu uma nova e detalhada estrutura fundamentada numa abordagem prescritiva, seguida pela *Health and Safety at Work, etc. Act* em 1974, esta última criando a figura do regulador dedicado, o *Health and Safety Executive* – HSE.

Ao longo das décadas de 70 e 80 ocorreram revisões desse sistema, com destaque para a influência em 1977 do *blowout* da plataforma Ekofisk Bravo (na zona norueguesa do Mar do Norte) sobre os conceitos de avaliação e gestão de risco na região offshore, objeto de avaliação pelo Comitê Burgoyne, que concluiu pela indicação de um novo regulador dedicado, a Divisão de Engenharia de Petróleo do Ministério de Energia britânico.

Esse cenário modificou-se totalmente após o acidente da plataforma inglesa Piper Alpha no Mar do Norte em 1988. O inquérito para investigação desse acidente - Inquérito Cullen - criticou severamente a indústria offshore e o regulador federal, e apresentou 106 recomendações para reformulação do regime regulatório. O resultado foi o "fim" da abordagem prescritiva e da centralização das atribuições de fomento, licenciamento e fiscalização dentro de uma

única entidade reguladora, e a criação de um sistema baseado em metas definidas a partir de avaliações formais de segurança (*Formal Safety Assessment*) e análise quantitativa de risco (QRA), ordenados pelas normas *Offshore Safety Act, 1992* e *Offshore Installations (Safety Case) Regulations 2005*, Retrieved Sept 9, 2010.

Em 1998 a Lei do Petróleo (*Petroleum Act*) consolidou os instrumentos legais anteriores e em outubro de 2008 foi criado o Ministério de Energia e Mudança Climática (*Department of Energy and Climate Change* – DECC). O DECC é responsável por meio de sua Diretoria de Petróleo e Gás pelas concessões e licenciamento das atividades de E&P, enquanto que seu Departamento de Meio Ambiente Offshore administra as normas ambientais e a aprovação dos planos de resposta a emergência para derrames de óleo (OPEP).

No Reino Unido há três tipos de licença para atividades de exploração e produção de petróleo (1998):

- Licença para Exploração em Área Marinha (*Seaward Exploration License*): destinada a atividades exploratórias não intrusivas; particularmente aplicada a levantamentos geofísicos, com validade anual (*Petroleum Licensing (Exploration and Production) (Seaward and Landward Areas) Regulations 2004*).
- Licença para Exploração e Desenvolvimento de Petróleo (*Petroleum Exploration and Development License* - PEDL): destinada às atividades de exploração e produção de petróleo e gás *onshore* em todo o seu ciclo de vida (*Petroleum Licensing (Exploration and Production) (Seaward and Landward Areas) Regulations 2004*).
- Licença para Produção em Área Marinha (*Seaward Production License* - SPL): destinada às atividades de exploração e produção de petróleo e gás *offshore* em todo o seu ciclo de vida (*Petroleum Licensing (Production) (Seaward Areas) Regulations 2008*).

As licenças SPL têm seus períodos de validade definidos como "termos"; o primeiro e segundo termos tem validade de quatro anos cada um, compreendendo respectivamente uma etapa de exploração e outra de desenvolvimento; o terceiro termo tem validade inicial de 18 anos e compreende a produção de petróleo e gás, com direito a períodos de renovação.

Complementarmente à licença SPL "tradicional", o DECC criou subcategorias desta licença para adequação de situações específicas, como atividades de empresas operadoras de pequeno porte (*Promote License*), exploração em áreas com maior desafio tecnológico (*Frontier License*) e projetos de descomissionamento de estruturas *offshore*.

A última rodada de licenciamento offshore no Reino Unido (27th *Seaward Licensing Round*) compreendeu a emissão de 167 licenças de produção (SPLs) em 330 blocos exploratórios em outubro de 2012, seguida por mais 52 SPLs em outros 61 blocos em novembro de 2013⁴.

Previamente à realização de rodadas de concessão de áreas exploratórias, o DECC desenvolve uma avaliação ambiental estratégica (*Strategic Environmental Assessment* - SEA) que considera as implicações ambientais das potenciais atividades de exploração e produção de petróleo e gás que venham a se desenvolver na região offshore onde se localizam os blocos a serem ofertados.

Os operadores, por sua vez, são responsáveis pela elaboração de estudos de impacto ambientais (EIAs) específicos para suas atividades planejadas, de acordo com as diretrizes britânicas (*Offshore Petroleum Production and Pipelines (Assessment of Environmental Effects) Regulations 1999*). Os resultados destes estudos devem ser consolidados em um documento denominado "Declaração Ambiental" (*Environmental Statement* - ES) e submetidos ao DECC.

⁴ Disponível em: <<https://www.gov.uk/oil-and-gas-licensing-rounds>>.

As atividades que requerem um EIA compreendem a perfuração de poços, o desenvolvimento e produção de campos e a construção e instalação de estruturas de produção e transporte (dutos), sendo este estudo mandatório nos seguintes casos para o desenvolvimento de novas atividades ou expansão de atividades preexistentes:

- Produção diária estimada superior a 500 toneladas de petróleo.
- Produção diária estimada superior a 500.000 metros cúbicos de gás.
- Dutos com extensão superior a 40 km e com diâmetro superior a 800 mm, exceto quando toda a extensão do duto estiver circunscrita em um raio máximo de 500 m de um poço ou instalação fixa.

A dispensa de realização de estudos de impacto ambiental pelos operadores para certas atividades em determinadas áreas, como novos poços em campos já em produção, modificações de sistemas existentes e extensões de prazos de testes de produção, é uma prerrogativa do DECC. Geralmente, projetos localizados próximos a região costeira ou áreas sensíveis requerem a apresentação de EIAs e ESs.

Não há um prazo máximo estatutário para que o DECC avalie e emita sua decisão quanto aos EIAs e ESs que lhe são submetidos. Habitualmente, requer-se seis meses desde o início do processo até a aprovação ou não da licença para que o DECC realize a consulta e receba os pareceres de outras agências governamentais e da consulta pública sobre os estudos ambientais apresentados. Eventualmente, os trabalhos são concluídos no período de três a quatro meses caso não haja elementos de maior complexidade relacionados à sensibilidade ambiental das áreas estudadas e às tecnologias empregadas.

Os EIAs devem incluir além da avaliação de impactos ambientais das atividades planeja-

das, uma avaliação detalhada dos impactos decorrentes de potenciais acidentes com derramamento de óleo no mar, segundo as diretrizes aplicáveis às instalações offshore (DECC, 2012b). Tal avaliação deve ser objeto de um capítulo ou anexo específico do EIA, que servirá como subsídio à elaboração do Plano de Emergência para Poluição por Óleo (OPEP), este último também exigido pelo DECC para emissão da licença ao operador.

O OPEP deve conter uma descrição dos impactos ambientais e econômicos associados a um cenário de pior caso, definido via modelagem dos cenários de acidente, com destaque para a sensibilidade ambiental das áreas passíveis de serem impactadas, baseada em informações de agências governamentais e no Atlas de Recursos Costeiros e Marinheiros (CMRA). O CMRA pode ser acessado através do MAGIC, website com mapas interativos contendo dados sobre a vulnerabilidade de aves, a sensibilidade de peixes à poluição superficial por óleo no mar e a localização de áreas protegidas⁵.

As implicações ambientais do desenvolvimento das atividades de E&P offshore em cada bloco exploratório, incluídos os cenários de derramamento acidental de óleo, e a garantia de proteção ambiental das áreas mais sensíveis, de acordo com a Diretiva Europeia 2001/42/EC, são consideradas dentro da Avaliação Ambiental Estratégica (SEA) conduzida pelo DECC. No caso das áreas com elevada sensibilidade e importância ecológica, aplica-se a Avaliação Ambiental Apropriada (AA - *Appropriate Assessment* ou *HRA - Habitats Regulation Assessment*), notadamente com respeito ao grupo das aves. As aves e os mamíferos aquáticos são considerados os grupos biológicos mais sensíveis ao impacto do óleo por sua forte interação com a superfície da água do mar (DECC, 2012a).

No caso das aves aplica-se um índice de vulnerabilidade offshore (OVI) desenvolvido pela *Joint Nature Conservation Committee*, que se baseia no tempo de residência do óleo na

superfície da água, na distribuição biogeográfica das populações de aves, no seu grau de dependência do ambiente marinho e na taxa potencial de recuperação da população (DECC, 2013). O ranking de vulnerabilidade das áreas marinhas é calculado a partir da densidade de cada espécie de aves presentes numa determinada área, combinada com seu índice de vulnerabilidade offshore, sendo de natureza sazonal.

Não há o emprego de critérios de aceitabilidade de risco ambiental no processo de licenciamento britânico.

As atividades de E&P de petróleo e gás no Reino Unido demandam ainda a aprovação de licenças específicas para determinadas atividades, como queima e emissão atmosférica no caso de flares (*Offshore Combustion Installations (Prevention and Control of Pollution) Regulations 2001*) e descarga de substâncias químicas no mar, via água produzida ou resíduos de perfuração de poços (*Offshore Chemical Regulations 2002*), que devem ser solicitadas ao DECC ao longo do processo normal de licenciamento ambiental.

No âmbito da saúde e segurança, desde 2005 há exigência de estudo de caso de segurança (*Safety Case*) para todas as operações offshore no Reino Unido, visando identificar os cenários de potenciais acidentes ampliados, suas consequências para a saúde e segurança dos trabalhadores nas instalações offshore e as medidas aplicadas para controle desses riscos. O relatório do estudo de *Safety Case* baseado em uma Análise Quantitativa de Risco (QRA) é, portanto, um documento que atesta a existência e adequação de medidas de controle de risco e sistemas de gestão de saúde e segurança nas atividades offshore, devendo ser atualizado no máximo a cada cinco anos. Atualmente, a responsabilidade pela aprovação do *Safety Case* permanece com o Serviço Federal de Saúde e Segurança (HSE) do Ministério do Trabalho e Previdência Social.

O modelo regulatório britânico baseado em metas de segurança possibilita uma flexibi-

lidade na escolha de tecnologias e sistemas que atendam os padrões de segurança, contanto que se desenvolva uma avaliação sistemática para a identificação dos perigos e das soluções de engenharia que assegurem que os riscos encontram-se reduzidos aos níveis mais baixos dentro do razoavelmente praticável, conceito ALARP - *As Low As Reasonably Practicable* (LINDOE et al., 2012).

O processo de tomada de decisão privilegia a cooperação entre reguladores e operadores, os regulamentos legais, as melhores práticas, o "julgamento de engenharia", os riscos e os aspectos financeiros e sociais envolvidos.

1.1.3. Austrália

A autoridade nacional responsável pela gestão ambiental, de integridade de poços e segurança das atividades offshore da indústria de petróleo e gás na Austrália é a Autoridade Nacional para Gestão Ambiental e de Segurança do Petróleo Offshore - NOPSEMA (*National Offshore Petroleum Safety and Environmental Management Authority*), estabelecida em 01 de dezembro de 2012 sob a égide do Ministério para Recursos e Energia por recomendação da Comissão Montara de Inquérito em 2011, constituída para avaliar o sistema regulatório australiano e as consequências do *blowout* ocorrido na plataforma Montara no Mar do Timor em agosto de 2009.

A NOPSEMA incorporou a NOPSAs (*National Offshore Petroleum Safety Authority*) e unificou as atribuições de gestão ambiental e de saúde e segurança na região offshore que compreende a área marinha além de três milhas náuticas a partir da linha base do mar territorial; dentro desta faixa mais litorânea, as denominadas águas costeiras, a responsabilidade da gestão está a cargo das agências estaduais e dos territórios australianos.

Os principais instrumentos legais aplicáveis ao desenvolvimento das atividades da indústria offshore de petróleo e gás na Austrália são:

⁵ Disponível em: <<http://www.magic.gov.uk>>.

- Lei de Proteção Ambiental e Conservação da Biodiversidade - EPBC (*Environmental Protection and Biodiversity Conservation Act, 1999*), que estabelece os procedimentos para licenciamento prévio de atividades que possam causar impactos significativos no meio ambiente, inclusive terrestre e marinho.
- Lei do Petróleo Offshore e de Estocagem de Gases de Efeito Estufa - OPGGS (*Offshore Petroleum and Greenhouse Gas Storage Act, 2006*), que regulamenta a exploração e produção offshore de petróleo e gás, compreendendo a gestão dos temas associados à segurança e meio ambiente (complementada pela *Offshore Petroleum and Greenhouse Gas Storage Amendment (National Regulator) Bill, 2011*).

Adicionalmente, incorpora-se a estas leis um conjunto de normas e diretrizes que objetivam encorajar a indústria do petróleo a aprimorar continuamente a gestão ambiental e de segurança de suas atividades offshore.

Em 28 de fevereiro de 2014, novas emendas a Lei OPGGS foram aprovadas com o objetivo de simplificar os requisitos regulatórios. Uma das alterações fundamentais foi incorporar à NOPSEMA atribuições exclusivas quanto aos assuntos anteriormente definidos como "protegidos" sob a égide da Lei EPBC com vista a reduzir duplicidade regulatória. A partir da data acima, as questões associadas ao patrimônio da humanidade, patrimônio nacional, áreas úmidas, comunidades ecológicas e espécies ameaçadas, espécies migratórias e áreas marinhas sensíveis passam a ser administradas diretamente pela NOPSEMA, com algumas exclusões, notadamente os casos em que as atividades de E&P tragam impacto significativo a áreas terrestres, estejam próximas do Parque da Grande Barreira de Recifes de Corais, estejam localizadas na região Antártica ou envolvam injeção/estocagem de gases de efeito estufa.

Outros pontos destacáveis desta mudança regulatória são a afirmativa do princípio do

"poluidor pagador" (o concessionário do bloco exploratório é inteiramente responsável pela conformidade ambiental), a maior transparência e eficiência do processo de gestão ambiental pela NOPSEMA e pelos operadores, e a exigência de uma Proposta de Projeto Offshore para novas atividades de E&P offshore, incluindo um período mínimo mandatório de quatro semanas para consulta e comentários públicos.

O novo processo de licenciamento ambiental das atividades de E&P de petróleo e gás offshore compreende, portanto, a partir de março de 2014 a exigência de submissão de dois relatórios pelas empresas de O&G concessionárias de blocos exploratórios: Proposta de Projeto Offshore e Plano Ambiental, segundo as diretrizes ambientais recém-aprovadas (NOPSEMA, 2014).

Até fevereiro de 2014, o sistema australiano de licenciamento de atividades de exploração e produção de petróleo e gás na região offshore requeria do operador a elaboração de três documentos a serem submetidos à NOPSEMA (2012ba): *Safety Case* (SC), similar ao estudo de caso de segurança do Reino Unido; *Well Operations Management Plan* (WOMP), um plano com os procedimento e medidas de controle para a operação de poços; e o *Environment Plan* (EP), plano ambiental que inclui um plano de controle para derramamento de óleo (OSCP). A principal alteração presente é a exigência de uma Proposta de Projeto Offshore (OPP) que antecede os demais documentos.

A OPP consiste numa descrição detalhada do projeto de E&P, cobrindo o seu ciclo de vida planejado, indicando os potenciais impactos e riscos ambientais, o desempenho ambiental esperado e a descrição de alternativas potenciais ao projeto proposto. A proposta deve ser disponibilizada para consulta pública/a antes de sua apreciação final pela NOPSEMA.

Após a aprovação da OPP, a empresa concessionária deverá submeter um Plano Ambiental (EP) à NOPSEMA, cuja aprovação condiciona o início das atividades pretendidas. O EP deve atender todos os requisitos das

normas e diretrizes ambientais relacionadas à gestão de impactos e riscos ambientais do empreendimento⁶.

O EP visa assegurar que os impactos e riscos das atividades de E&P offshore sejam gerenciados em níveis tão baixos quanto os razoavelmente praticáveis (ALARP), a partir da adoção pela indústria de práticas ambientais e tecnologias que melhor se adequem às particularidades e circunstâncias de cada empresa, atividade e localização.

A NOPSEMA deve avaliar e aceitar o plano ambiental (EP) num prazo de 30 dias após sua submissão caso sejam atendidos os seguintes requisitos (NOPSA, 2011; NOPSEMA, 2013):

- Apropriado à natureza e escala da atividade.
- Demonstra que os impactos e riscos serão reduzidos para níveis ALARP.
- Demonstra que os impactos e riscos se situarão em níveis aceitáveis.
- Apresenta metas de desempenho, padrões de referência e critérios para verificação.
- Inclui estratégia de implementação e monitoramento, bem como medidas de registro e reportagem.
- Em conformidade com as leis, normas e regulamentos aplicáveis.

As emendas à legislação de fevereiro de 2014 também produziram mudanças nos requisitos dos planos de resposta a emergência para derramamento de óleo no mar, que passam a ter a denominação de Planos de Emergência para Poluição por Óleo (*Oil Pollution Emergency Plan* - OPEP). As novas diretrizes aplicáveis aos OPEPs estão em pleno desenvolvimento pela NOPSEMA e deverão ser publicadas nos próximos meses. Antecipadamente, os seguintes pontos merecem destaque:

- Um OPEP é considerado componente obrigatório do Plano Ambiental e, portanto, essencial para a obtenção da licença ambiental.
- Um OPEP é objeto de revisão sempre que houver alteração dos riscos ambientais, assim como o Plano Ambiental.

Até o momento vinham sendo considerados nos planos de controle de derramamentos de óleo três cenários nas simulações a serem modelados (NOPSEMA, 2102a; AMSA, 2013): cenário de pior caso de derramamento de óleo (frequência de ocorrência > 1.000 anos); cenário mais credível (< 1.000 anos); e cenário mais provável (< 100 anos e com volume derramado superior a 10 m³). Dentro de cada um dos cenários, Zonas de Potencial Impacto Ambiental (ZPI) são identificadas, segundo dois critérios:

- Concentração dentro da coluna d'água em ppm que reflete exposição tóxica ou contato físico com o óleo derramado, a partir dos resultados de testes de toxicidade LC₅₀ 96h, LD₅₀ 96h e LE₅₀ 96h
- Espessura da mancha ou filme de óleo na superfície da água (maior que 0,01 mm) que reflete a probabilidade de contato do óleo com a área enfocada

Os limites das ZPIs, em termos de área superficial e profundidade na coluna d'água, são definidos por meio de modelagem numérica como aqueles onde além dos mesmos o nível de exposição ao poluente não produza efeitos discerníveis.

A avaliação dos riscos de impacto nos recursos naturais, econômicos e sociais nas ZPI é conduzida por meio de cálculo de um Índice de Risco Ambiental - ERI (DNV, 2011), conforme descrito a seguir:

$$ERI = \sum_{spills} FC \left[Q^{0.6} ESI + P_s Q_s^{0.6} ESI_s \right]$$

⁶ Disponível em: <www.nopsema.gov.au/environmental-management>.

onde **F** é a frequência de derramamentos de óleo por ano; **C** o custo associado ao derramamento de um tipo específico de óleo; **Q** a quantidade de óleo derramado em toneladas; **ESI** a sensibilidade ambiental da região de ocorrência do derramamento; **ESI_s** a sensibilidade ambiental da linha de costa local; e **P_sQ_s** a probabilidade e quantidade do óleo que atinge a linha de costa.

O índice de sensibilidade ambiental é definido como o impacto ambiental médio de uma tonelada de óleo derramado em um local específico, comparado a um derramamento do mesmo óleo em um local hipotético definido como de "linha base" e com valor "1" (considera-se que a linha base deve ser a média da sensibilidade ambiental da zona econômica exclusiva da Austrália - ZEE).

Por esse conceito, o *ESI* é independente do tipo de óleo e da quantidade derramada, sendo uma locação mais sensível quando o valor do *ESI* é maior que "1" e menos sensível quando menor que "1". Como o *ESI* pretende ser proporcional ao custo do derramamento de óleo, um local com *ESI* de valor "10" significa um custo dez vezes superior ao de um local com *ESI* "1"; entretanto, até o momento não foi possível adotar um processo acurado para estimativa de custos, sendo assim mais apropriado utilizar apenas os índices numéricos de forma relativa e não absoluta.

O *ESI* leva em consideração três elementos fundamentais em sua composição: a sensibilidade física (*PSI*) do ambiente (características ambientais que afetam o tempo de residência do óleo e as técnicas de limpeza e remediação ambiental); os recursos biológicos (*BRI*) presentes, incluindo habitats, espécies ameaçadas e ambientes naturais únicos ou raros; e os recursos de uso humano (*HRI*), incluindo pesca comercial, aquicultura, turismo, recreação e outros. Esses três elementos podem ser representados em termos de custos: custo de limpeza e remediação de uma área impactada, danos causados aos recursos biológicos por um derramamento e perdas econômicas das atividades comerciais, respectivamente.

O estudo conduzido pela DNV (2011) apresenta uma estrutura de composição de custo, deduzida a partir dos derramamentos globais originários de navios tanque no período de 1992 a 1997, cujos resultados são os seguintes em relação ao custo total decorrente destes acidentes: custo de limpeza e remediação cerca de 30%, danos aos recursos biológicos 50% e perdas comerciais 20%. A partir dessas premissas, a seguinte razão é proposta:

$$ESI = 0,3 PSI + 0,5 BRI + 0,2 HRI$$

Naturalmente, há simplificações substanciais na definição dos indicadores e no cálculo dos *ESIs* e *ERIs*. Como exemplo, o mapeamento dos *PSIs* foi feito a partir de 10 pontos de amostragem em cada sub-região da ZEE da Austrália, algumas com até 500 km lineares e mais de 6.000 km² de área. O padrão de uso humano da região marinha australiana, por sua vez, é muito complexo e não há um indicador simples que possa ranquear diferentes locais em termos de sensibilidade a derramamento de óleo; no caso do estudo da DNV (2011) combinou-se a intensidade da pesca comercial (peso 80%), a intensidade do transporte marítimo de passageiros ao longo da costa (peso 10%) e a proporção da linha de costa ocupada por unidades de conservação natural (peso 10%) para compor o *HRI*, evidenciando o julgamento que a pesca é o recurso mais afetado quando da ocorrência de derramamento de óleo.

Adicionalmente, há preocupação com a atualização dos bancos de dados locais sobre acidentes offshore com vazamento de óleo e com a simplificação dos modelos de transporte e comportamento do óleo derramado.

De acordo com parecer do próprio Departamento Federal de Recursos, Energia e Turismo (DRET, 2013), os regulamentos legais vigentes na Austrália não fornecem nenhuma definição quanto ao nível de significância dos impactos e riscos ambientais nem quanto aos critérios de aceitabilidade aos quais eles devem ser comparados. Em vez disso, estabelecem que todos os impactos e riscos ambientais devem ser reduzidos a níveis aceitáveis segundo o conceito ALARP.

Isso representa um desafio para os operadores que tem de gerenciar um esforço excessivo para demonstrar que um grande número de impactos e riscos menores sejam ALARP e que a "razoabilidade" da avaliação seja aceita pelo regulador, por meio da seguinte abordagem comumente empregada:

- Aplicação da hierarquia de controle (primeiro o melhor): eliminação, prevenção, redução e mitigação;
- Análise comparativa das alternativas para redução dos impactos e riscos ambientais face aos esforços e ônus envolvidos (custo, cronograma, operabilidade, segurança);
- Os impactos e riscos são tão baixos que qualquer benefício auferido é insignificante e negligenciável; consequentemente, qualquer sacrifício relevante para a redução dos mesmos seria amplamente desproporcional;
- Comparação dos impactos e riscos com os valores da empresa operadora para aferir o que se define como razoavelmente praticável.

Face às mudanças regulatórias adotadas em fevereiro de 2014, os operadores com planos de desenvolvimento na zona offshore australiana devem acompanhar junto à NOPSEMA os comunicados sobre revisões de critérios, padrões e procedimentos ao longo dos próximos meses que venham a ser definidos como novos requisitos para o licenciamento ambiental das atividades de E&P de petróleo e gás.

1.1.4. Noruega

O sistema regulatório aplicável às atividades offshore de E&P de petróleo e gás na Noruega apresenta uma significativa evolução a partir do acidente com a plataforma Ekofisk Bravo, um *blowout* ocorrido no setor norueguês do Mar do Norte em 1977. O evento suscitou forte reação política e social pela implementação de novos regulamentos voltados ao incremento dos níveis de segurança das atividades offsho-

re, destacando-se ao longo dos anos os marcos legais resultantes do *Work Environment Act* (1977), da *Offshore Safety Act* (1992) e da *Norsok Standard 2013* (2010).

Desde a década de 80 a Noruega tem enviado esforços para o desenvolvimento de uma estrutura legal coerente e integrada para gestão da saúde, segurança e meio ambiente nas atividades offshore. O arcabouço legal atualmente vigente privilegia a autorregulação pelos operadores, demandando que estes desenvolvam e utilizem um sistema interno de controle para redução dos riscos e prevenção de acidentes (LINDOE *et al.*, 2012). Um exemplo disso são as normas técnicas de referência da *NORSOK*, desenvolvidas pela indústria de petróleo norueguesa para assegurar níveis adequados de segurança, valor agregado e custos efetivos para as atividades da indústria offshore, as quais servem como referência para as agências nacionais reguladoras.

O modelo de gestão de segurança e meio ambiente baseia-se em normas e procedimentos coerentes e integrados, orientados por metas de desempenho, por intermédio de uma interpretação flexível e fundamentada nos padrões da indústria e no conceito ALARP.

Dentre os reguladores, destaca-se a Diretoria de Petróleo Norueguesa (*Norwegian Petroleum Directorate* – NPD), criada em 1972 sob a coordenação do Ministério do Petróleo e Energia (MPE), que tem como atribuições principais assessorar o Ministério em suas áreas de domínio interdisciplinar, incluindo o licenciamento ambiental das atividades offshore de exploração, desenvolvimento, produção de petróleo e gás e descomissionamento das estruturas, além de administrar o banco de dados e informações da plataforma continental norueguesa, estabelecer diretrizes, normas e procedimentos e fiscalizar seu cumprimento.

A reestruturação do sistema regulatório em 2004 transferiu da NPD para a Autoridade de Segurança do Petróleo (*Petroleum Safety Authority* - PSA), vinculada ao Ministério do Trabalho (AD), a administração das questões

de saúde e segurança relacionadas às atividades offshore da indústria de O&G, incluindo o planejamento de resposta a emergência e a proteção do meio ambiente.

Complementarmente, foi criada em julho de 2013 pelo Ministério do Meio Ambiente a Agência Ambiental Norueguesa (*Norwegian Environment Agency - NEA*), através da fusão de duas divisões pré-existentes: a Agência para Clima e Poluição e a Diretoria para Gestão da Natureza. A nova agência ambiental tem entre suas responsabilidades a gestão da poluição aquática, das emissões atmosféricas e de produtos químicos no país, o que compreende a emissão de licenças específicas para o descarte de água produzida, compostos químicos e resíduos de perfuração das atividades de O&G em zona offshore.

A gestão de segurança e meio ambiente offshore da Noruega se caracteriza ainda por fóruns tripartites, compostos por representantes da agência reguladora, da indústria e dos trabalhadores. Os incidentes na região offshore, como exemplo, são reportados anualmente pela PSA em cooperação com a indústria, sindicatos e pesquisadores. Os relatórios adotam métodos científicos, estatísticos e de engenharia para descrever os níveis de risco atualizados a partir dos cenários de acidentes, do desempenho das barreiras de proteção e dos resultados das avaliações de risco.

Previamente à abertura de novas áreas de exploração offshore, o MPE elabora estudo de impacto ambiental estratégico (EIA), descrevendo as atividades previstas de exploração e desenvolvimento potencial de produção de petróleo e gás e suas implicações ambientais nas áreas a serem ofertadas, que é submetido ao Parlamento Norueguês para aprovação, após um processo de consulta pública que se inicia já na etapa de discussão do escopo do EIA.

As áreas aprovadas são então licitadas aos operadores para exploração e testes de produção, os quais devem atender alguns requisitos adicionais, como a realização de estudos de impactos ambientais complementares

com enfoque regional (RIA) ou específico do campo a ser explorado (FIA), acompanhados por avaliações de risco ambiental e planos de resposta à emergência para derramamento de petróleo. Estes estudos devem ser submetidos às autoridades (NEA e PSA) para obtenção das licenças ambientais complementares para exploração; os prazos habituais para análise dos estudos, demanda de esclarecimentos e complementos, e concessão ou negação dessas licenças são da ordem de 3 a 4 meses.

A partir dos resultados das sondagens e testes exploratórios, caso o operador decida prosseguir com atividades de desenvolvimento e produção num determinado campo offshore é necessário o desenvolvimento de novo estudo ambiental para obtenção da licença de produção, o qual comporá o Plano para Desenvolvimento e Operação (PDO), que pode ser complementado por um Plano para Instalação e Operação (PIO), segundo preconiza a Lei do Petróleo (*Norway Petroleum Activities Act, 1996*, atualizada em 2010).

O PDO descreve as atividades de desenvolvimento do campo de petróleo para a produção de óleo e gás e as consequências destas atividades em termos de impactos e riscos ambientais, visando à obtenção da licença de produção pelo operador. O PIO já é um documento para obtenção de uma licença independente aplicável às instalações e operações com função de transporte do óleo e gás produzido, especialmente quando estes sistemas são administrados por terceiros e não pela empresa petrolífera operadora do campo. Cabe ao MPE decidir, a partir do PDO, que componentes do desenvolvimento local serão cobertos pela licença de produção e quais componentes deverão ser contemplados por licença específica para instalação e operação de sistemas para transferência de produtos (PIO).

Antes dos operadores submeterem os PDOs/PIOs, contemplando o estudo de impacto e riscos ambientais e o plano de resposta a derramamento de óleo, ao Ministério do Petróleo e Energia (MPE), que coordena sua avaliação, e ao Ministério do Trabalho (AD), tais documen-

tos devem ser objeto de ampla consulta pública junto a outras entidades governamentais, como o Ministério de Meio Ambiente, Ministério de Assuntos Costeiros e Pesca, governos e agências locais, além de representantes da sociedade civil e comunidades diretamente interessadas, com extensão geralmente da ordem de seis meses. O processo de avaliação destes documentos após submissão formal ao MPE e ao AD se estende por outros dois a seis meses, observando as recomendações da NPD, da PSA e da consulta pública, até que o Ministério expresse sua decisão. Caso os investimentos da operadora sejam muito elevados (acima de dez bilhões de coroas norueguesas), o processo necessitará também da aprovação do Parlamento Norueguês, o que demandará um tempo adicional até a obtenção da licença de produção, cuja validade é de 10 anos renovável por períodos similares.

Um ponto destacável do sistema regulatório norueguês é a adoção de uma diretriz metodológica para avaliação de risco ambiental nos estudos ambientais elaborados pelos operadores, desenvolvida especificamente para a indústria offshore, denominada MIRA (*Method for Environmental Risk Analysis*). O método MIRA, desenvolvido pela DNV para a Associação da Indústria de Petróleo Norueguesa (OLF) em 2005 e revisado em 2007, estabelece requisitos para os seguintes componentes gerais de uma análise de risco ambiental:

- Critério de aceitabilidade do risco ambiental
- Cenários de derramamento de óleo (local, período, tipo de óleo, duração e trajetória)
- Dados de ventos e correntes marinhas
- Recursos biológicos presentes na área de influência do derramamento
- Valor desses recursos biológicos
- Vulnerabilidade desses recursos à poluição por óleo nos níveis de indivíduo, população e comunidade

Considerando os diferentes cenários acidentais e seus riscos associados, a metodologia propõe abordagens em três níveis distintos de detalhamento para análise do risco ambiental. O primeiro nível é uma **Análise Baseada em Referência**, uma rápida indicação do nível de risco, baseada em um pequeno conjunto de dados, que representa o método menos detalhado e não inclui cálculo de espalhamento e deriva de óleo.

O segundo nível é uma **Análise Baseada em Exposição**, que propicia uma medida do risco ambiental em uma área delimitada, baseada na probabilidade de ocorrência de poluição por óleo e na presença de recursos importantes e vulneráveis, incluindo cálculo de espalhamento e deriva de óleo e cálculo de vulnerabilidade.

O terceiro nível consiste em uma **Análise Baseada em Danos**, onde se calcula o grau de dano e o tempo de recuperação de populações de organismos ou habitats que sejam reconhecidos como bons indicadores de risco ambiental no caso de derramamentos de óleo. Esses recursos são denominados componentes de destacado valor no ecossistema (*Valued Ecosystem Components - VECs*).

A metodologia compreende as seguintes etapas (OLF, 2007):

1. Definição do critério de aceitabilidade do risco
2. Descrição da atividade
3. Estimativa da probabilidade de ocorrência de incidentes
4. Estabelecimento de um número suficiente de combinações prováveis de volume de óleo derramado, duração e vazão
5. Modelagem do espalhamento e deslocamento do óleo
6. Cálculo dos danos
7. Cálculo dos riscos ambientais

As etapas 1 a 4 são comuns a todos os três níveis de abordagem. Enquanto a avaliação baseada em referência define a área de influência a partir de estatísticas existentes de deriva de óleo, as versões baseadas em exposição e danos utilizam cálculos baseados em novos dados de modelagem do espalhamento e deslocamento do óleo. O propósito de uso de uma abordagem baseada em referência é simplificar o trabalho de análise nos casos em que já existam informações detalhadas, suficientes e comparáveis às especificidades da atividade pretendida, como exemplo uma nova atividade de perfuração em um campo onde já existam atividades similares precedentes.

A análise baseada em exposição representa uma varredura do potencial de dano ambiental de uma área de influência. Ela pode ser aplicada independentemente para identificar situações que possam exceder o critério de aceitabilidade e/ou como base para selecionar e priorizar componentes de destacado valor em um ecossistema da área de influência (VECs).

A análise baseada em danos já propicia um cálculo mais direto das consequências ambientais, expresso em termos de tempo de recuperação / restituição de uma ou mais espécies ou áreas VEC dentro de uma área de influência. No caso de uma análise baseada em exposição apresentar níveis de risco inferiores ao limite máximo de aceitabilidade, tais riscos ambientais podem ser considerados aceitáveis e a realização de uma análise baseada em danos ser desnecessária, mantendo, entretanto, o princípio de redução dos riscos segundo o conceito ALARP.

Os critérios de aceitabilidade para os danos ambientais são requeridos para todas as três abordagens metodológicas e definidos pelo operador como dados primários para as análises de risco ambiental. Os cálculos de risco ambiental são mais conservativos em um nível mais simples de abordagem do que em outro mais detalhado, com o tempo e os custos empregados incrementando com o aumento do detalhamento.

Os Critérios de Tolerância de Risco (RTC) ou Critérios de Aceitabilidade do Risco (RAC) devem atender os seguintes requisitos (NORSOK, 2010):

- Estar em conformidade com a política de gestão de segurança e meio ambiente do operador
- Estar em conformidade com os regulamentos legais
- Possibilitar a avaliação das atividades ou sistemas em questão
- Possibilitar a comparação com os resultados das avaliações conduzidas
- Subsidiar a gestão do risco ambiental e das medidas de redução do risco
- Possibilitar a comunicação do risco e não ser ambíguo em sua formulação
- Não favorecer nenhum conceito ou solução em particular, no modo como o risco é expresso

No caso da Noruega, o critério de aceitabilidade do risco ambiental tem se baseado no princípio de que o tempo de recuperação / restituição de um componente ambiental impactado deve ser insignificante em relação à frequência estimada dos eventos que possam causar tal impacto / dano no mesmo (JONKMAN *et al.*, 2003; NORSOK, 2010).

No caso da frequência de danos ambientais com tempo de recuperação da ordem de 1 ano, sua recorrência teria de ser inferior a 1×10^{-2} / ano se o ambiente tiver como critério não estar afetado em 99% do tempo, ou seja, um período máximo de retorno do incidente não inferior a 100 anos em média (OLF, 2007).

Em termos práticos, adota-se na Noruega a premissa de condição não impactada entre 1% e 5% do tempo, com prevalência de 5%, equivalente ao ambiente não estar impactado em 95% do tempo, representando uma recorrência máxima a cada 20 anos para os cenários de recuperação da ordem de 1 ano (SINTEF, 2011).

Se o risco ambiental exceder o critério de aceitabilidade, a atividade em pauta não é aceita nas condições propostas e deve ser modificada pela introdução de medidas de redução do risco, concentradas especialmente na redução da probabilidade de ocorrência dos eventos acidentais, ou interrompida.

A norma técnica norueguesa NORSOK Z-013 (NORSOK, 2010) recomenda a seguinte classificação de categorias de danos ambientais para definição de critérios de aceitabilidade, segundo o tempo de recuperação de populações de organismos, comunidades ou habitats:

- **Insignificante:** menos de 1 mês para recuperação
- **Menor:** de 1 mês a 1 ano para recuperação
- **Moderado:** de 1 a 3 anos para recuperação
- **Significante:** de 3 a 10 anos para recuperação
- **Sério:** mais que 10 anos para recuperação

A Tabela 1.1 apresenta exemplos de critérios de aceitabilidade baseados em ambientes não impactados durante 95% do tempo.

Tabela 1.1 - Exemplos de critérios de aceitabilidade baseados no meio ambiente marinho não impactado 95% do tempo, assumindo dez operações offshore conduzidas por instalação por ano, duas instalações por campo e dois campos em uma mesma área tratados como uma entidade simples

Designação	Categoria de consequência - Dano ambiental			
	Menor	Moderado	Significante	Sério
Tempo de recuperação (entre parênteses o valor usado para cálculo)	0,1 a 1 ano (1)	1 a 3 anos (3)	3 a 10 anos (10)	> 10 anos (20)
Critério de aceitabilidade específico para a operação (/ano)	$1,25 \times 10^{-3}$	$4,25 \times 10^{-4}$	$1,25 \times 10^{-4}$	$6,25 \times 10^{-5}$
Critério de aceitabilidade específico para a instalação (/ano)	$1,25 \times 10^{-2}$	$4,25 \times 10^{-3}$	$1,25 \times 10^{-3}$	$6,25 \times 10^{-4}$
Critério de aceitabilidade específico para o campo (/ano)	$2,5 \times 10^{-2}$	$8,5 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-3}$	$1,25 \times 10^{-3}$
Critério de aceitabilidade para campos considerados como entidade simples (/ano)	$5,0 \times 10^{-2}$	$1,7 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-3}$

O cálculo do dano ambiental na análise baseada em exposição é realizado com base em uma especificação do Valor ambiental (Va), que representa a significância dos recursos presentes em termos de valor de conservação, valor científico ou de interesse socioeconômico, e da Vulnerabilidade ambiental (V), determinados para todos os quadrantes de 10x10 km de dimensão distribuídos ao longo da área de influência marinha de uma determinada atividade offshore. Os dados de Va e V são obtidos essencialmente junto à base de dados nacional de recursos marinhos - MRDB® (*Marine Resource Data-*

base), que contempla os recursos biológicos e naturais das áreas costeiras e offshore norueguesas.

As categorias de Vulnerabilidade adotadas são definidas como baixa (V1), moderada (V2) e alta (V3); o Valor é definido como moderado (Va1), elevado (Va2) e muito elevado (Va3). O desenvolvimento do cálculo dos danos ambientais se inicia pela determinação do grau de impacto potencial (IP) a partir da quantidade de óleo que atinge os quadrantes e a vulnerabilidade dos mesmos, conforme exemplificado na Tabela 1.2.

Tabela 1.2 - Matriz de cálculo do impacto potencial na análise baseada em exposição

Quantidade de óleo nos quadrantes de 10x10 km	Vulnerabilidade nos quadrantes de 10x10 km		
	V1	V2	V3
1 - 100 t	IP1	IP1	IP2
100 - 500 t	IP1	IP2	IP3
500 - 1.000 t	IP2	IP3	IP4
≥ 1.000 t	IP3	IP4	IP4

Fonte: OLF, 2007.

O impacto potencial é então combinado com o valor atribuído a cada quadrante para determinar a consequência potencial (C) correspondente a quatro categorias de danos ambientais, conforme a Tabela 1.3.

Tabela 1.3 - Matriz de cálculo da consequência potencial baseada no impacto potencial

Impacto potencial nos quadrantes de 10x10 km	Valor nos quadrantes de 10x10 km		
	Va1	Va2	Va3
IP1	C1	C1	C2
IP2	C1	C2	C3
IP3	C2	C3	C4
IP4	C3	C4	C4

Fonte: OLF, 2007. Consequência C1 = menor, C2 = moderada, C3 = significante, C4 = séria.

A frequência de danos ambientais segundo as categorias de consequência nos quadrantes da área de influência é obtida pela multiplicação dos seguintes fatores:

$$f(C1-C4) = f_0 * p(e) * p(C1-C4)$$

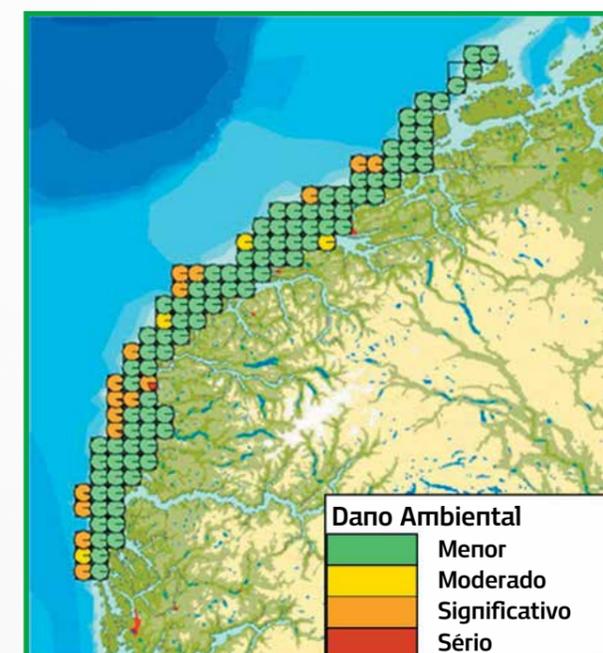
Onde f_0 é a frequência de eventos com derramamento de óleo da atividade em análise; $p(e)$ representa a probabilidade de que um determinado quadrante seja exposto ao óleo; e $p(C1-C4)$ é a probabilidade de ocorrência de uma categoria de consequência dado que o quadrante seja exposto ao óleo.

A frequência calculada de cada categoria de consequência é comparada com o respectivo

critério de aceitabilidade em todos os quadrantes da área de influência onde a Vulnerabilidade e o Valor foram atribuídos, como exemplificado na Tabela 1.1. Se o limite de aceitabilidade do risco for excedido para ao menos uma das categorias de consequência ocorrentes, o quadrante será designado como de alto risco ambiental. Se a frequência calculada cair na faixa ALARP o risco é definido como moderado. Nas demais condições de frequência das categorias de consequência, o risco é baixo.

Nos exemplos da Figura 1.1 e da Figura 1.2 observa-se a distribuição espacial probabilística das categorias de consequência e dos riscos ambientais, respectivamente, em um trecho da zona costeira norueguesa.

Figura 1.1 - Distribuição probabilística por categoria de consequência / dano em análise baseada em exposição

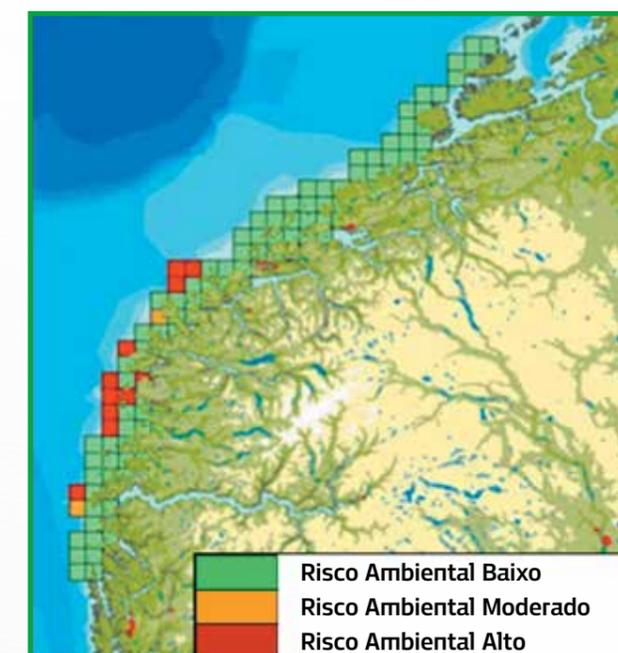


Fonte: OLF, 2007

Legenda:

Verde = Menor,
Amarelo = Moderado,
Laranja = Significativo,
Vermelho = Sério

Figura 1.2 - Exemplo de risco ambiental calculado em uma análise baseada em exposição



Fonte: OLF, 2007

Legenda:

Verde = Risco Ambiental Baixo,
Laranja = Risco Ambiental Moderado,
Vermelho = Risco Ambiental Alto

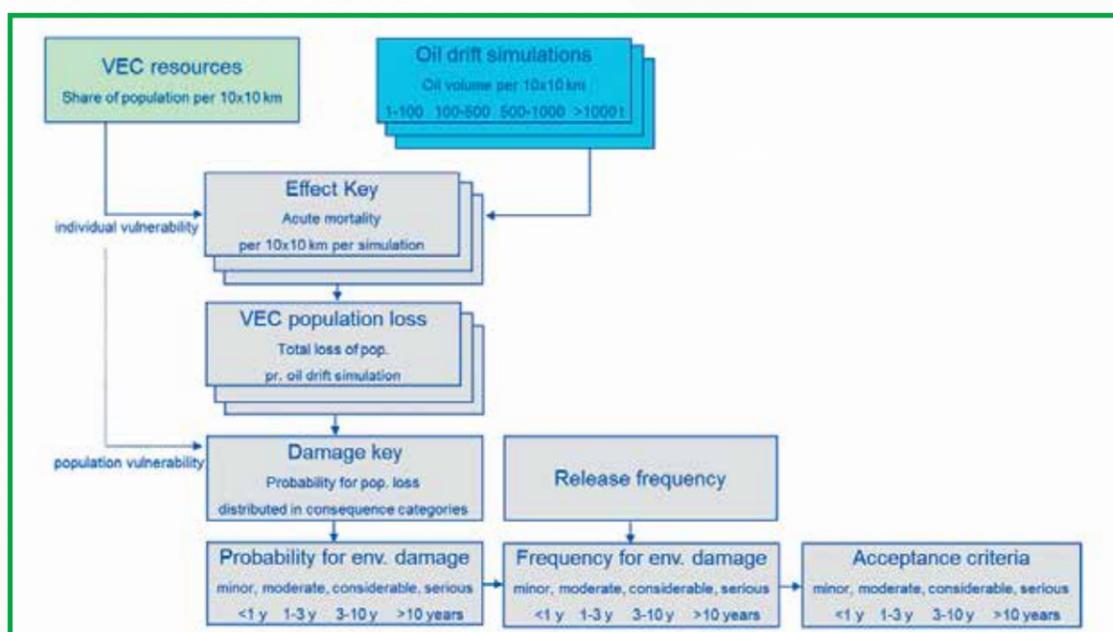
A análise baseada em danos ou VEC gera uma medida dos danos ambientais para uma população ou habitat natural que atenda um conjunto de requisitos e critérios de importância ambiental que aportam um destacado valor a este componente do ecossistema.

Nas áreas onde ocorrem populações importantes de aves marinhas, mamíferos marinhos e peixes, o tempo de recuperação para restauração da densidade original dessas populações caso expostas ao óleo é a medida primária

dos danos ambientais. Essa medida, no caso de habitats naturais, como zonas intermarés, manguezais e bancos de algas, é a restauração da biodiversidade expressa por indicadores apropriados (OLF, 2007).

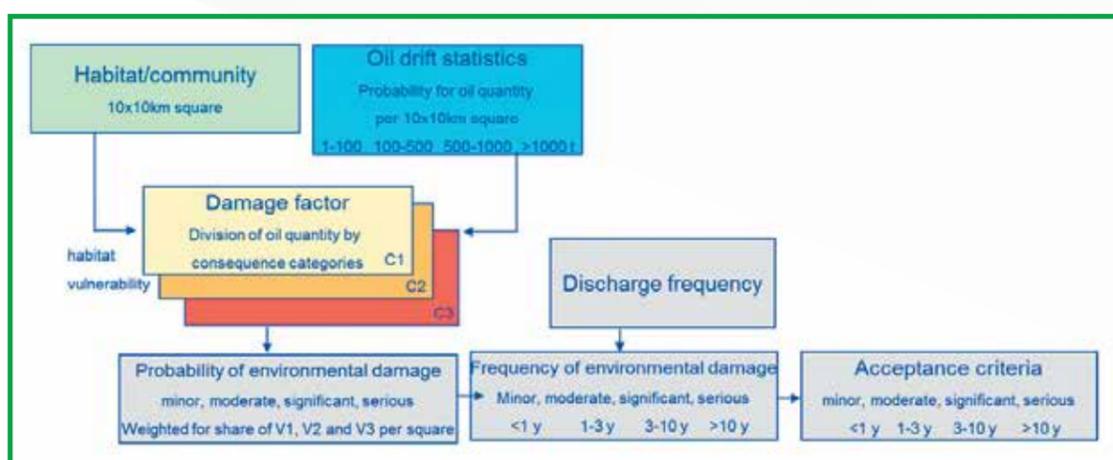
O cálculo dos danos é diferente para populações presentes em distintos compartimentos, como superfície do mar, coluna d'água e fundo, e habitats naturais compreendidos como VECs, de acordo com o descrito na Figura 1.3 e na Figura 1.4.

Figura 1.3 - Principais elementos em uma análise baseada em danos para populações



Fonte: VEC (OLF, 2007)

Figura 1.4 - Principais elementos em uma análise baseada em danos para habitats



Fonte: VEC (OLF, 2007)

Os dados requeridos para um cálculo de danos baseado em componentes VEC são:

- Resultados da modelagem do espalhamento e transporte do óleo derramado
- Presença e extensão dos VECs na área de influência do derramamento
- Vulnerabilidade das populações e habitats VECs
- Fator de impacto para impactos nos quadrantes
- Fator de dano para populações ou habitats naturais

A vulnerabilidade de populações se baseia na mortalidade de indivíduos da espécie e sua capacidade de recomposição nos níveis originais prévios à exposição ao óleo. Tais informações

são resultantes de estudos sobre a biologia das espécies e os efeitos físicos e químicos da exposição ao óleo.

A vulnerabilidade de um habitat ou comunidade é função dos grupos de organismos presentes e das características do substrato, especialmente seu grau de exposição à energia hidrodinâmica. O conhecimento do potencial de recolonização de um habitat é proveniente da experiência acumulada ao longo dos estudos realizados com derramamentos pretéritos de petróleo e seus derivados.

No caso de população de organismos, calcula-se o impacto em cada quadrante onde elas ocorram combinando a quantidade de óleo com a vulnerabilidade individual das espécies de organismos, traduzida pela mortalidade aguda. Fatores de impacto para aves e mamíferos marinhos são exemplificados na Tabela 1.4 e Tabela 1.5.

Tabela 1.4 - Fator de impacto para mortalidade aguda em aves marinhas

Fator de impacto Mortalidade aguda	Vulnerabilidade individual - VEC aves marinhas		
Quantidade de óleo nos quadrantes de 10x10 km	V1	V2	V3
1 - 100 t	5%	10%	20%
100 - 500 t	10%	20%	40%
500 - 1.000 t	20%	40%	60%
≥ 1.000 t	40%	60%	80%

Fonte: OLF, 2007

Vulnerabilidade: V1 = baixa, V2 = moderada, V3 = alta

Tabela 1.5 - Fator de impacto para mortalidade aguda em mamíferos marinhos

Fator de impacto Mortalidade aguda	Vulnerabilidade individual - VEC mamíferos marinhos		
Quantidade de óleo nos quadrantes de 10x10 km	V1	V2	V3
1 - 100 t	5%	15%	20%
100 - 500 t	10%	20%	35%
500 - 1.000 t	15%	30%	50%
≥ 1.000 t	20%	40%	65%

Fonte: OLF, 2007

Vulnerabilidade: V1 = baixa, V2 = moderada, V3 = alta

Uma vez que a taxa de mortalidade em cada quadrante tenha sido calculada usando o fator de impacto, a perda populacional somada em todos os quadrantes é utilizada para deduzir a mortalidade total para a população.

Quando se trata de um habitat VEC, o dano

ambiental é calculado diretamente a partir dos dados estatísticos da deriva do óleo derramado e da vulnerabilidade do habitat relevante, e é expresso como tempo de recuperação / reconstituição do ambiente. A Tabela 1.6 exemplifica o cálculo do fator de dano para habitats costeiros com vulnerabilidade variável.

Tabela 1.6 - Fator de dano para habitats costeiros com vulnerabilidade V1 a V3

Fator de impacto Mortalidade aguda		Vulnerabilidade individual - VEC aves marinhas			
Vulnerabilidade	Quantidade de óleo (tonelada por 100 km ²)	Menor (< 1 ano)	Moderado (1 a 3 anos)	Significante (3 a 10 anos)	Sério (> 10 anos)
V3	1 - 100 t	20%	50%	30%	---
	100 - 500 t	10%	60%	20%	10%
	500 - 1.000 t	---	20%	50%	30%
	≥ 1.000 t	---	---	40%	60%
V2	1 - 100 t	60%	40%	---	---
	100 - 500 t	30%	60%	10%	---
	500 - 1.000 t	10%	60%	30%	---
	≥ 1.000 t	---	40%	50%	10%
V1	1 - 100 t	80%	20%	---	---
	100 - 500 t	60%	40%	---	---
	500 - 1.000 t	40%	50%	10%	---
	≥ 1.000 t	20%	40%	40%	---

Fonte: OLF, 2007.

Vulnerabilidade: V1 = baixa, V2 = moderada, V3 = alta

O cálculo do risco ambiental, por fim, é realizado para cada VEC considerando fatores de sazonalidade ao longo do ano. O risco ambiental é calculado anualmente para campos e instalações offshore para cada categoria de consequência, conforme a seguinte equação (OLF, 2007):

$$f[\text{damage}_{\text{less-serious}}]_{\text{year}} = \sum_1^n \left(\left(\frac{f_0}{n} \right) \times p[\text{encounter}]_n \times p[\text{presence}]_n \times p[\text{damage}_{\text{less-serious}}]_n \right)$$

Onde $f[\text{damageless serious}]_{\text{year}}$ é a frequência da categoria de consequência especificada em uma base anual; f_0/n é a frequência por mês / estação; $p[\text{encounter}]_n$ é a probabilidade de encontrar o VEC no mês / estação n , dado um derramamento de

óleo; $p[\text{presence}]_n$ é a probabilidade de presença (parte da estação) para cada um dos n meses / estações; $p[\text{damageless serious}]_n$ é a probabilidade de dano ao VEC no mês / estação especificado; e n é o número de meses / estações (12 / 4).

A metodologia MIRA vem sendo empregada amplamente nos processos de licenciamento de atividades de E&P de petróleo na região offshore da Noruega desde seu advento em 2005. Entretanto, há opiniões discordantes quanto à adequação de seus princípios, como a expressa pela SINTEF (2011), renomada instituição local dedicada ao desenvolvimento científico e tecnológico, a qual apresenta ponderações críticas sobre o MIRA, como as exemplificadas a seguir:

- Considera arbitrário adotar 5% como tempo máximo recomendado para o período impactado de um componente ambiental e questiona o porquê da aceitação de 5% do tempo como período tolerado para o ambiente estar afetado
- Ressalta que aplicar o índice de aceitabilidade do risco de 5% para cada uma das quatro categorias típicas de danos (menor, moderado, significativo e sério), de forma concomitante, acaba por gerar uma tolerância acumulada final da ordem de 19% $[1-(1-0,05)^4]$
- A metodologia do MIRA para cálculo do risco ambiental é limitada no que tange à habilidade para identificar e sugerir medidas de redução do risco, especialmente as relacionadas ao componente "probabilidade de ocorrência dos incidentes"
- Sugere como alternativa ao critério de aceitabilidade do risco ambiental estabelecido pelo MIRA (baseado no tempo de recuperação de populações ou habitats impactados) o emprego da frequência máxima tolerável de cada tipologia de acidentes passível de ocorrer na região offshore

1.1.5. Quadro Resumo das Práticas de ARA nos Países Avaliados

A Tabela 1.7 a seguir apresenta um quadro resumo com os principais pontos referentes às normas e diretrizes associadas ao contexto regulatório ambiental e à avaliação de risco ambiental nas operações de exploração e pro-

dução de petróleo e gás em zona offshore nos países avaliados neste capítulo.

Após a ocorrência do acidente com a plataforma inglesa Piper Alpha no Mar do Norte em 1988, diversos países europeus questionaram a abordagem prescritiva e centralizada da gestão do licenciamento e fiscalização das atividades de exploração e produção de petróleo e gás em regiões offshore.

O resultado destes questionamentos apontaram para o desenvolvimento de sistemas baseados em metas de desempenho a serem perseguidas pelos operadores a partir de avaliações de aspectos de segurança e análises quantitativas de risco (QRA). A QRA passou então a ser reconhecida como uma das mais importantes técnicas empregadas para a identificação dos perigos de acidentes ampliados e para demonstrar que os riscos encontram-se em níveis tão baixos quanto os razoavelmente praticáveis, sendo exigida atualmente sua realização no processo de licenciamento de atividades offshore em dezenas de países (BRANDSAETER, 2002).

A nova Diretiva Europeia 2013/30/EU sobre segurança das atividades offshore da União Europeia, aprovada em julho de 2013, corrobora essa tendência e propõe a utilização de um sistema regulatório pelos países membros baseado em metas de desempenho e "safety cases", incluindo avaliações de risco e verificações independentes, combinado com regulamentos prescritivos específicos para áreas marinhas mais sensíveis e vulneráveis à poluição por óleo (DIRECTIVE, 2013).

Essa diretriz, somada às iniciativas em curso de revisão dos procedimentos de gestão de segurança e meio ambiente das atividades offshore por parte de países produtores, notadamente após a ocorrência do acidente com a plataforma Deepwater Horizon no Golfo do México em 2010, indica que as metodologias existentes para a avaliação de risco ambiental das atividades offshore da indústria de petróleo e gás deverão, provavelmente, ser revistas e incorporar novos conceitos para o seu aperfeiçoamento em um futuro próximo.

Tabela 1.7 - Quadro resumo do contexto regulatório ambiental para a região offshore nos países consultados

Pais	Estados Unidos	Reino Unido	Austrália	Noruega
Entidades Governamentais	Ministério do Interior (DOI): * Departamento de Gestão de Energia no Oceano (BOEM) * Departamento de Fiscalização Ambiental e de Segurança (BSEE)	Ministério de Energia e Mudança Climática (DECC) * Diretoria de Petróleo e Gás Ministério do Trabalho e Previdência Social * Agência Federal de Saúde e Segurança (HSE)	Ministério para Recursos e Energia: * Autoridade Nacional para Gestão Ambiental e de Segurança do Petróleo Offshore (NOPSEMA)	Ministério do Petróleo e Energia * Diretoria de Petróleo Norueguesa (NPD) Ministério do Trabalho * Autoridade de Segurança do Petróleo (PSA) Ministério do Meio Ambiente * Agência Ambiental Norueguesa (NEA)
Legislação Aplicável	Lei da Margem Continental Externa (OCSLA) Lei da Política Ambiental Nacional (NEPA) Lei do Gerenciamento da Zona Costeira (CZMA)	Lei do Petróleo (PA) Lei da Plataforma Continental (CSA) Lei do Trabalho do Setor Mineral (MWA) Lei de Saúde e Segurança no Trabalho (HSWA)	Lei de Proteção Ambiental e Conservação da Biodiversidade (EPBC) Lei do Petróleo Offshore e de Estocagem de Gases de Efeito Estufa (OPGGS)	Lei do Meio Ambiente e Trabalho (WEA) Lei de Segurança Offshore Diretriz Z013 da Norsok
Natureza do Sistema Regulatório	Sistema regulatório prescritivo, baseado em inspeções regulares ordenadas por elevado número de normas e procedimentos legais. Revisão e atualização permanente das melhores e mais seguras práticas através de programa denominado BAST - Best Available and Safest Technology.	Sistema regulatório baseado em metas de segurança, a partir de avaliações sistemáticas para identificação dos perigos e soluções de engenharia que assegurem os níveis de risco mais baixos dentro do razoavelmente praticável, conceito ALARP (<i>As Low As Reasonably Practicable</i>). Processo de tomada de decisão privilegia a cooperação entre reguladores e operadores, os regulamentos legais e as melhores práticas.	Sistema regulatório baseado em metas de segurança, visando assegurar que os impactos e riscos sejam gerenciados segundo o conceito (ALARP), a partir da adoção pela indústria de práticas ambientais e tecnologias que melhor se adequem às particularidades e circunstâncias de cada empresa, atividade e localização. Processo de gestão ambiental e de segurança centralizado em uma única agência governamental (NOPSEMA).	Sistema regulatório privilegia a autorregulação pelos operadores. A gestão de segurança e meio ambiente offshore da Noruega se caracteriza ainda por fóruns tripartites, compostos por representantes da agência reguladora, da indústria e dos trabalhadores. As normas e procedimentos de gestão de SMS são orientados por metas de desempenho, fundamentadas nos padrões da indústria e no conceito ALARP.
Avaliação de Impacto Ambiental (Regulador)	Avaliação Programática de Impacto Ambiental (EIS) Avaliação Ambiental (EA) Revisão de Exclusão Categórica (CER)	Avaliação Ambiental Estratégica (SEA)	Integralmente a cargo dos concessionários & operadores	Estudo de Impacto Ambiental Estratégico (SEIA)
Requisitos para Licenciamento Ambiental (Operador)	Avaliação Ambiental Específica por Site (SEA) Plano de Exploração (EP) Plano de Desenvolvimento e Produção (PDP) Documento para Coordenação de Operações de Desenvolvimento (DOOD) Plano de Operação para Águas Profundas (DWOP)	Estudo de Impacto Ambiental (EIA) Declaração Ambiental (ES) Relatório do "Safety Case" Licença para Exploração em Área Marinha (SEL) Licença para Produção em Área Marinha (SPL) Licença para Queima e Emissão Atmosférica Licença para Descarga de Substâncias Químicas	Proposta de Projeto Offshore (OPP) Plano Ambiental (EP) Estudo de "Safety Case" Plano de Gerenciamento de Operações de Poços (WOMP)	Estudo de Impacto Ambiental Regional (RIA) Estudo de Impacto Ambiental do Campo Exploratório (FIA) Plano para Desenvolvimento e Operação (PDO) Plano para Instalação e Operação (PIO)
Avaliação de Risco Ambiental	Avaliação nos estudos ambientais de cenários de derramamento de óleo no mar e desenvolvimento de planos de resposta a emergência. Plano de Resposta a Derrames de Óleo (OSRP) Documento de Responsabilidade Financeira para Derrames de Óleo (OSFR) Não há critérios para níveis de tolerância ou aceitabilidade de risco ambiental.	Avaliação nos EIAs de cenários de derramamento de óleo no mar e desenvolvimento de Plano de Emergência para Poluição por Óleo (OPEP). Avaliação Ambiental Apropriada (AA ou HRA) para caracterização de área sensíveis ecologicamente. Índice de Vulnerabilidade Offshore (OVI) para aves, baseado no tempo de residência do óleo na superfície do mar, na distribuição biogeográfica das populações de aves, no seu grau de dependência do ambiente marinho e na taxa potencial de recuperação da população. Não há critérios para níveis de tolerância ou aceitabilidade de risco ambiental.	Avaliação nos EPs de cenários de derramamento de óleo no mar e desenvolvimento de Plano de Emergência para Poluição por Óleo (OPEP). Zonas de Potencial Impacto Ambiental (ZPI) são identificadas, segundo a concentração de óleo na coluna d'água e a espessura da mancha de óleo na superfície do mar. A avaliação dos riscos de impacto nas ZPI é conduzida via cálculo de um Índice de Risco Ambiental (ERI), a partir de dados de frequência e volume de óleo derramado, índice de sensibilidade do litoral & probabilidade de ser atingido e custo de resposta e remediação ambiental. Não há critérios para níveis de tolerância ou aceitabilidade de risco ambiental.	Avaliação nos EPs de cenários de derramamento de óleo no mar e desenvolvimento de Plano de Emergência para Poluição por Óleo (OPEP). Adoção de diretriz metodológica para avaliação de risco ambiental nos estudos ambientais elaborados pelos operadores denominada MIRA (Method for Environmental Risk Analysis), que compreende abordagens em três níveis distintos de detalhamento do risco ambiental: Análise Baseada em Referência, Análise Baseada em Exposição e Análise Baseada em Danos. O critério de aceitabilidade do risco ambiental se baseia no princípio de que o tempo de recuperação/restituição de um componente ambiental impactado deve ser insignificante (1% a 5%) em relação à frequência estimada dos eventos que possam impactá-lo, com prevalência de 5%.
Prazos Estimados do Licenciamento Ambiental	Não há prazos limites estatutários & regulatórios.	Não há prazos limites estatutários & regulatórios. Geralmente, requer-se 6 meses desde a submissão dos EIAs e ESS ao DECC para consulta pública e a outras agências governamentais e decisão final quanto à liberação da licença.	NOPSEMA deve avaliar e aceitar o EP num prazo de 30 dias após sua submissão caso sejam atendidos requisitos como: ser apropriado à natureza e escala da atividade; demonstrar que os impactos e riscos serão reduzidos para níveis ALARP; apresentar metas de desempenho, padrões de referência e critérios para verificação; estar em conformidade com as leis, normas e regulamentos aplicáveis.	Os prazos habituais para análise dos RIAs e FIAs são da ordem de 3 a 4 meses. A consulta pública prévia à submissão dos PDOs e PIOs demanda em média 6 meses, seguindo-se outros dois a seis meses para análise e aprovação final pelo Ministério do Petróleo e Energia.

2. APLICAÇÃO DE MODELOS DE DISPERSÃO DE ÓLEO À ANÁLISE DE RISCO AMBIENTAL E À RESPOSTA A EMERGÊNCIA EM ATIVIDADES DE E&P EM ÁREAS MARINHAS

2.1. INTRODUÇÃO

Os modelos de derramamento de óleo evoluíram consideravelmente desde os desenvolvimentos iniciais na década de 70, passando de simples modelos bidimensionais de cálculo de trajetórias para complexos modelos tridimensionais capazes de resolver o transporte do óleo na superfície e na coluna de água, representando consideravelmente bem os processos de intemperismos que nele atuam. Mesmo assim, ainda hoje existem diferentes tipos de modelos com diferentes níveis de complexidade, cuja aplicação depende da finalidade pretendida.

Alguns modelos são capazes de representar unicamente os processos de intemperismo do óleo, fornecendo o balanço de massa com base em alguns poucos parâmetros do ambiente receptor (LEHR *et al.*, 2002). Tais modelos permitem determinar as características do óleo ao longo do tempo, porém não possibilitam calcular sua trajetória. Outros modelos, por sua vez, centralizam seus esforços na determinação da trajetória da mancha, estimando através de algoritmos simplificados alguns dos principais processos de intemperismo do óleo. Modelos desse tipo são comumente utilizados quando se deseja uma rápida resposta em caso de emergências (BEEGLE-KRAUSE, 2001).

Para atender às exigências do processo de licenciamento ambiental de atividades de petróleo faz-se necessário a utilização de modelos capazes de representar com relativa exatidão a trajetória do óleo derramado e os processos de intemperismo. Além disso, esses modelos devem fornecer resultados na forma determinística e probabilística para apoio à avaliação dos impactos, análise de riscos e planejamento da resposta a emergência.

Existem diversos modelos capazes de atender ao elevado nível das exigências atuais dos

processos de licenciamento. A maioria deles adota formulação Lagrangeana, onde o óleo derramado é representado através de partículas cujas trajetórias são calculadas em função das correntes, ventos e ondas (APPLIED SCIENCE ASSOCIATES, 2000; DHI, 2012; MARETEC, 2002; AAMO; REED; LEWIS, 1998). Nesses modelos, o processo de intemperismo do óleo é calculado através de formulações complexas que inter-relacionam as propriedades do óleo e as condições do ambiente.

A aplicação desse tipo de modelo ocorre por meio de duas etapas básicas: modelagem hidrodinâmica e modelagem de dispersão de óleo. A primeira consiste em representar através da aplicação de um modelo hidrodinâmico os fenômenos ambientais responsáveis pelo transporte do óleo derramado, tais como as correntes, ondas e a turbulência do meio. Os resultados gerados nessa etapa formam a base para o cálculo da trajetória e dos processos de intemperismo que atuam sobre o óleo, realizados através de um modelo de transporte advectivo-difusivo.

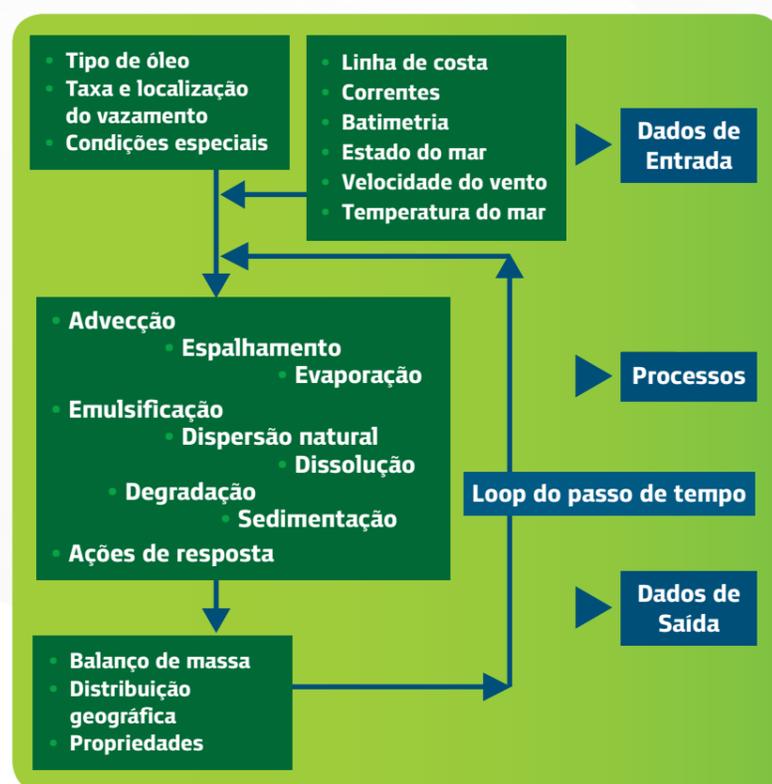
Na primeira etapa do estudo um modelo hidrodinâmico é estabelecido com a finalidade de representar as condições oceanográficas na área do empreendimento e nas regiões com potencial de serem atingidas por eventuais acidentes com vazamento de óleo. Para alimentar esse modelo são utilizadas informações sobre a geometria do corpo de água, como os contornos da linha de costa e a batimetria, e sobre os forçantes do escoamento, como os ventos, marés e campos termo-halinos. Como resultado, são gerados campos de intensidade e direção das correntes, temperatura, e parâmetros de ondas. Dependendo do caso a ser estudado, a hidrodinâmica deve ser modelada tridimensionalmente, aumentando em complexidade a sua representação.

Os resultados do modelo hidrodinâmico, somados às informações sobre o ambiente e às características do óleo e de seu vazamento, são dados de entrada para o modelo de dispersão de óleo. A partir dessas informações o modelo simula a trajetória do óleo derramado como função das correntes, ventos e ondas e calcula os processos de intemperismo que atuam sobre o óleo na superfície e na coluna de água. Ao final, os resultados podem ser apresentados na forma de distribuição do óleo ou de suas frações na superfície ou na coluna de água ou na forma de probabilidades de ocorrência do mesmo, calculadas a partir de um número de possíveis trajetórias da mancha.

O diagrama da Figura 2.1 ilustra de forma esquemática e simplificada o procedimento típico para aplicação de um modelo de derramamento de óleo no mar.

Uma breve descrição de como os processos que atuam sobre o óleo derramado no mar são incorporados aos modelos de dispersão de óleo existentes é feita em seguida. Não se pretende descrever detalhes técnicos sobre cada processo, mas fornecer uma visão geral dos métodos comumente utilizados e suas limitações para a previsão do fenômeno na natureza. O resumo baseia-se em compilações existentes sobre o tema (ASCE, 1996; REED *et al.*, 1999; LEHR, 2001), complementadas com referências atuais.

Figura 2.1 - Esquema simplificado de aplicação de um modelo de derramamento de óleo no mar



Fonte: Adaptado de Reed *et al.*, 1999.

2.2. PROCESSOS ATUANTES

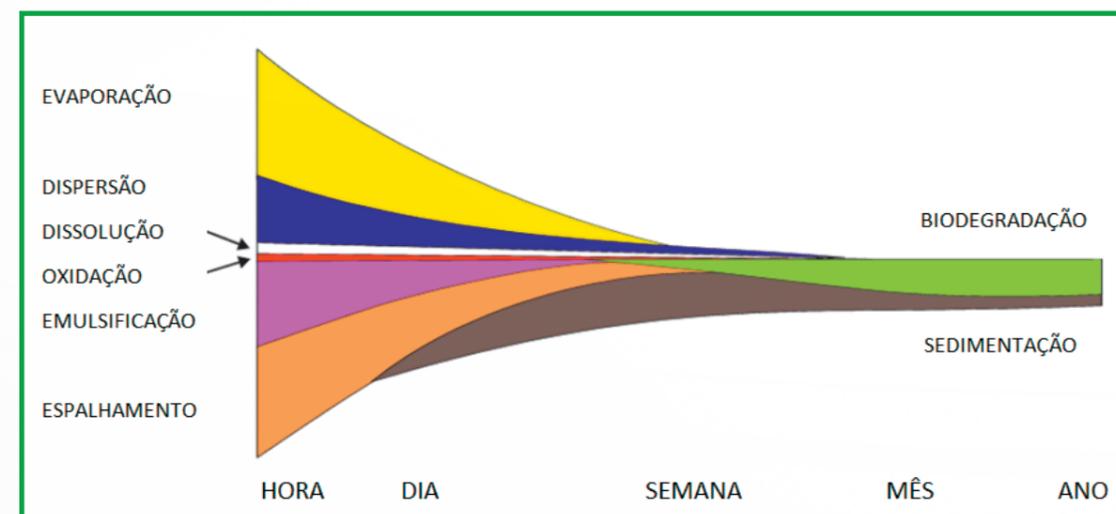
Independentemente da origem do derramamento, um determinado volume de óleo lançado ao mar consiste de uma parte flutuante, representada através de uma fina camada sobre a superfície da água, e de uma parte

dispersa ou dissolvida na coluna de água representada por partículas/gotículas de óleo. O transporte e intemperismo dessas partes são governados por processos complexos que se relacionam entre si e dependem das propriedades do óleo e das características do meio em que o óleo se encontra.

Ao atingir a superfície, um determinado volume de óleo sofre alguns processos relacionados diretamente com o seu deslocamento. São eles: advecção pela ação das correntes, ventos e ondas; espalhamento horizontal pela ação das forças gravitacionais, de inércia, viscosas e das tensões superficiais; e interação com a linha de costa (a interação com o gelo não é um processo relevante em águas brasileiras). Outros

processos são responsáveis pelas alterações da massa e das propriedades do óleo: evaporação, emulsificação, dispersão, dissolução, sedimentação, foto-oxidação e biodegradação. Esses processos ocorrem em diferentes escalas de tempo (Figura 2.2) e a importância de cada um deles varia de acordo com as propriedades do óleo, as características do ambiente e o tempo necessário para a remoção do óleo da água.

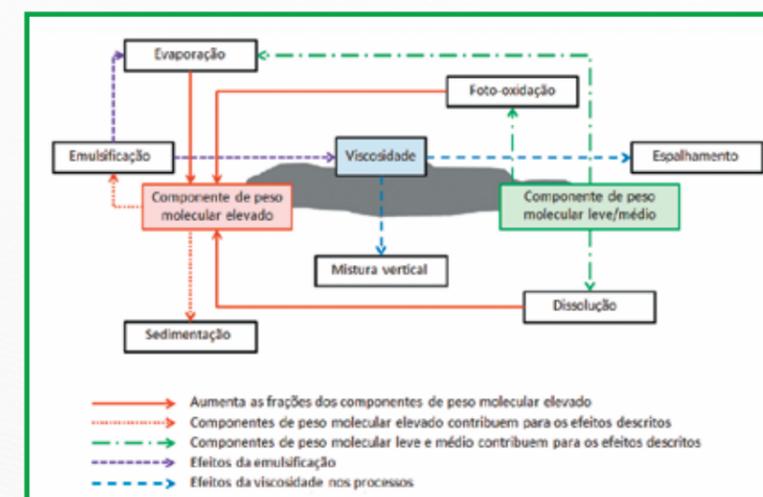
Figura 2.2 - Processos atuantes sobre o óleo derramado no mar e a escala temporal em que ocorrem



Fonte: adaptado de www.itopf.com

Os diferentes componentes químicos do óleo são descritos, entre outras coisas, pelo seu peso molecular, o qual é uma indicação de quão volátil é o componente e de como ele é afetado pelo processo de intemperismo. A forma como esses processos e os componentes do óleo se inter-relacionam é apresentada na Figura 2.3.

Figura 2.3 - Efeito dos componentes e propriedades do óleo sobre os processos atuantes



Fonte: adaptado de www.itopf.com

Além dos processos 'naturais' listados anteriormente, as ações de resposta ao derramamento também podem ser incluídos como mecanismos de remoção da massa ou de alteração das propriedades do óleo. Como exemplos desses mecanismos estão a instalação de barreiras de contenção e o uso de dispersantes químicos.

2.2.1. Advecção

A advecção é o principal mecanismo responsável pelo deslocamento do óleo no mar. Trata-se de um processo tridimensional, pois atua tanto sobre a mancha de óleo na superfície quanto sobre as gotículas dispersas na coluna de água. Na superfície seu deslocamento horizontal ocorre sob a ação das correntes, ventos e ondas. Quando disperso na coluna de água, seu transporte depende fortemente do perfil vertical das correntes.

Conforme constatado em trabalhos anteriores (ASCE, 1996; REED *et al.*, 1999; LEHR, 2001), a maioria dos modelos de dispersão de óleo calculam o movimento do óleo vazado através da soma vetorial das componentes hidrodinâmica, do vento e da dispersão turbulenta. A componente hidrodinâmica é usualmente obtida de modelos hidrodinâmicos, podendo incluir efeitos de maré, fluxos baroclínicos, correntes induzidas por ondas, etc., dependendo da área de estudo. A dispersão turbulenta é usualmente incluída através de uma componente aleatória ao deslocamento, calculada a partir de um coeficiente de difusão horizontal. Os efeitos do vento sobre a mancha, por sua vez, são considerados através de um fator de deriva, para o qual é usualmente assumido um valor em torno de 3 - 3,5% da velocidade do vento, e um ângulo de deflexão em relação à direção do vento (AL-RABEH, 1994).

O deslocamento do óleo é fortemente dependente da base hidrodinâmica. Com o constante crescimento da capacidade de processamento dos computadores, aumenta também a possibilidade de gerar campos hidrodinâmicos de alta resolução e, assim, reduzir os erros no cálculo da trajetória do óleo. O mesmo ocorre com campos de ventos. A melhora na qualidade

desses modelos, no entanto, também depende da disponibilidade e qualidade de dados de campo para a sua avaliação. Sem esses, não há garantias de que a base hidrodinâmica utilizada é de fato representativa da área que se está estudando.

2.2.2. Espalhamento

O espalhamento da mancha de óleo é um importante processo nos instantes iniciais do vazamento e consiste na expansão horizontal da mancha devido à ação mecânica das forças gravitacionais, inerciais, viscosas e das tensões interfaciais. Diferentemente do processo de expansão da mancha devido à turbulência do meio, o espalhamento está relacionado com as propriedades do óleo. Por isso, é afetado também pelos processos de intemperismo, que podem alterar a massa e as propriedades do óleo (ASCE, 1996).

As teorias desenvolvidas por Fay (1969 e 1971) e Hoult (1972) formam a base para a maioria dos modelos existentes hoje, embora seja reconhecido que o espalhamento do óleo não seja totalmente explicado por essas teorias. Segundo Reed *et al.* (1999), para vazamentos instantâneos as formulações baseadas nas teorias de Fay são apropriadas durante as fases iniciais do lançamento. Porém, devem ser realizadas modificações no modelo de Fay para melhor representar os efeitos da viscosidade do óleo nas fases finais do espalhamento.

Para vazamentos contínuos em mar aberto, Reed *et al.* (1999) sugerem que as equações unidimensionais de Fay são mais adequadas do que os modelos de espalhamento radiais utilizados para vazamentos instantâneos, uma vez que o espalhamento lateral é dominante até uma determinada distância da fonte. Porém, modificações ao modelo também devem ser consideradas com a finalidade de representar os efeitos da viscosidade do óleo nas fases finais.

2.2.3. Evaporação

Evaporação é um dos principais processos responsáveis pela perda de massa do óleo,

especialmente nos primeiros instantes do vazamento, sendo também a base para a estimativa das mudanças na propriedade do óleo ao longo do tempo. Óleos leves podem ter até 75% de sua massa evaporada nos primeiros dias, enquanto que óleos médios evaporam até 40% e óleos pesados até 10% (ASCE, 1996).

Existem basicamente três tipos de métodos usualmente utilizados para o cálculo da evaporação em modelos de dispersão de óleo: analíticos, empíricos e de pseudo-componentes.

Grande parte dos modelos de derramamento de óleo utilizam métodos analíticos para o cálculo da evaporação, sendo o desenvolvido por Stiver (1984) e Mackay (1980b) o mais popular deles. A simplicidade do método é a sua grande vantagem, pois dispensa a necessidade de informações sobre a destilação do óleo, nem sempre de fácil obtenção. O método, entretanto, tende a superestimar a perda de massa (REED *et al.*, 1999).

Outros modelos utilizam formulações baseadas em experimentos de laboratório, como o proposto por Fingas (1996 e 1997). Porém, as simples relações empíricas obtidas de tais experimentos são questionáveis uma vez que não consideram no cálculo da taxa de evaporação correções para a espessura da mancha e a velocidade do vento (REED *et al.*, 1999).

O método de pseudo-componentes é o mais confiável e flexível dentre os métodos atualmente existentes (REED *et al.*, 1999). Nele, o óleo é dividido em frações especificadas em termos de intervalos na temperatura de ebulição, e a fração evaporada é calculada em função do tempo e da temperatura. Modelos deste tipo podem ser encontrados no ADIOS2 (Automated Data Inquiry for Oil Spills 2), desenvolvido pelo National Oceanic and Atmospheric Administration Hazardous Materials Response Division (NOAA/HAZMAT) (LEHR *et al.*, 2002). Entretanto, a necessidade de uma grande quantidade de informações para alimentar os modelos que utilizam esse método acaba justificando a procura por métodos mais simples. Por esse motivo, alguns modelos

(APPLIED SCIENCE ASSOCIATES, 2000; DHI, 2012) possibilitam calcular a evaporação por meio de diferentes métodos.

2.2.4. Emulsificação

A emulsificação consiste no processo de formação do mousse, isto é, na mistura entre a água e o óleo. A formação da emulsão altera significativamente as propriedades do óleo devido ao aumento no seu volume, densidade e viscosidade. Como resultado, a taxa de evaporação e o espalhamento são reduzidos consideravelmente e o óleo emulsificado move-se mais lentamente na coluna de água (ASCE, 1996).

O processo de emulsificação depende das propriedades químicas do óleo e do nível energético do mar. A maioria dos modelos de derramamento de óleo utiliza a formulação de Mackay *et al.* (1980a e 1980b) ou variações da mesma, na qual a taxa de incorporação da água é função da velocidade do vento, da fração de água no óleo e de uma constante que depende do tipo de óleo. Avanços recentes permitiram uma melhor compreensão do fenômeno e alguns modelos foram desenvolvidos (FINGAS; FIELDHOUSE, 2004; XIE; YAPA; NAKATA, 2007), permitindo classificar a emulsão em até quatro categorias: estáveis, semi-estáveis, instáveis e água entranhada.

2.2.5. Dispersão vertical

Dependendo das condições do mar, a mancha de óleo na superfície pode ser rompida em pequenas gotículas que se espalham na coluna de água. A esse processo dá-se o nome de dispersão vertical.

Uma vez dispersas na coluna de água, as gotículas de óleo passam a sofrer processos de intemperismo diferentes dos que atuam sobre o óleo na superfície. A evaporação não mais ocorre, e a dissolução e a biodegradação passam a atuar significativamente. Como consequência, a composição do óleo disperso também é diferente ao longo do tempo (ASCE, 1996).

O método baseado no trabalho experimental de Delvigne e Sweeney (1988), o qual estima a dispersão da massa de óleo por unidade de área e tempo, é a mais utilizada nos modelos de derramamento de óleo em uso atualmente. Porém, os resultados de sua aplicação são fortemente influenciados pela escolha da dimensão limite que define as gotículas de óleo que permanecem dispersas e as que retornam à superfície. Reed *et al.* (1999) sugerem que uma análise de sensibilidade seja realizada para avaliar as consequências do valor limite escolhido.

2.2.6. Dissolução

Além da evaporação e da dispersão vertical, a dissolução é um dos processos responsáveis pela remoção do óleo da superfície da água. O processo é caracterizado por moléculas separadas dos componentes do óleo que se dissolvem na fase água.

Por ser um processo pouco relevante em relação aos demais (normalmente menos de 1% do óleo vazado na superfície se dissolve), nem todos os modelos de derramamento de óleo o consideram na sua formulação. No entanto, a dissolução pode ser importante do ponto de vista toxicológico, uma vez que os componentes mais solúveis do óleo são normalmente os mais tóxicos (ASCE, 1996).

Apesar de bem compreendido, sua modelação para o caso de derramamentos de óleo é bastante complicado em virtude da complexa composição dos óleos. Dentre os fatores que afetam a dissolução estão a quantidade de óleo exposta na superfície da mancha, condições do mar e dos ventos, temperatura do ar, insolação e a emulsificação, que retarda significativamente a taxa de evaporação (DHI, 2012).

2.2.7. Sedimentação

A sedimentação consiste na adesão do óleo às partículas sólidas presentes na coluna de água. Sua relevância no processo de intemperismo do óleo depende da carga de sedimentos existente no ambiente aquático. Em

ambientes com elevada carga de sedimentos, como rios, a remoção de óleo por sedimentação pode exceder a dispersão vertical. Em regiões oceânicas, onde a carga de sedimentos é baixa, a remoção por sedimentação é desprezível (LEHR, 2001).

Os processos físicos que regem a sedimentação são bastante complexos, e alguns dos métodos desenvolvidos para a sua modelação divergem na definição dos parâmetros que afetam esses processos. Uma das formulações usualmente empregadas, proposta pela Science Applications International (PAYNE, 1987), calcula a massa de óleo removida como função do tipo e tamanho da partícula sólida e da energia da onda.

2.2.8. Foto-oxidação

Oxidação do óleo consiste na combinação entre hidrocarbonetos e oxigênio. O processo afeta o óleo derramado por meio do aumento da dissolução, dispersão ou emulsificação e é facilitado significativamente pela exposição da mancha à luz solar.

A contribuição geral da foto-oxidação para a remoção do óleo é pequena. Mesmo exposta à intensa luz solar (da ordem de 700 W/m²), a foto-oxidação é capaz de quebrar somente 0,1% de uma mancha exposta em um dia (DHI, 2012). Por esse motivo, a maioria dos modelos de derramamento de óleo não inclui a foto-oxidação entre seus processos de intemperismo. Algumas das formulações utilizadas assumem que a taxa de foto-oxidação está diretamente relacionada com o ângulo de incidência da luz solar, cobertura de nuvens e espessura da mancha (LEHR, 2001).

2.2.9. Biodegradação

A degradação microbiana do óleo é o estágio final no processo de intemperismo de um derramamento, uma vez que é a fase que remove gradualmente os últimos poluentes de óleo do ambiente marinho. Por esse motivo, muitos dos modelos de derramamento de óleo não incluem esse processo.

A biodegradação de compostos de petróleo ocorre mais rapidamente pelas vias metabólicas oxidativas dos organismos degradantes. Dessa forma, a biodegradação deve ocorrer mais rapidamente em ambientes com excesso de oxigênio e com uma flora diversa e saudável degradável pelo óleo. Por outro lado, sedimentos marinhos sem a presença de oxigênio, que são muitas vezes contaminados pelo óleo vazado, estão entre os habitats onde o metabolismo aeróbico é limitado. Nesses casos, a quebra do óleo por ação microbiana ocorre mais lentamente, por via anaeróbia. Apesar da degradação nesses ambientes ocorrer de forma lenta, pode ainda ter um substancial impacto cumulativo ao longo do tempo (DHI, 2012).

2.2.10. Interação com a costa

O óleo em contato com a linha de costa é submetido a uma série de processos diferentes dos demais processos que ocorrem na água, como a deposição na praia, incorporação de sedimentos em suspensão, penetração do óleo nos sedimentos costeiros e retorno à superfície da água. Além disso, as condições do mar junto à costa também se tornam mais complexas. Por isso, muitos modelos acabam não incorporando a interação do óleo-costa como parte das simulações, cessando-as no momento do encontro (ASCE, 1996). Outros utilizam formulações simples, como o cálculo da taxa de permanência do óleo na costa como um processo de primeira ordem (TORGRIMSON, 1980), ou considerando a probabilidade de retenção ou 'reflexão' do óleo em função do tipo de costa (DHI, 2012).

Dos modelos existentes, o mais abrangente no sentido de representar de alguma forma a dinâmica do óleo na zona costeira talvez seja o desenvolvido por Reed *et al.* (1989). O modelo incorpora um modelo de transformação de ondas junto à costa, o cálculo das correntes induzidas pelas ondas na zona de arrebentação e uma representação da linha de costa em segmentos variáveis. A taxa de permanência do óleo na costa é calculada com base nas condições de ondas e nas propriedades do óleo e do sedimento.

2.2.11. Mecanismos de remoção e bloqueio

Apesar dos estudos de modelagem usualmente assumirem que nenhum procedimento de resposta a emergência atua durante o período do vazamento, alguns modelos permitem inserir alguns mecanismos de remoção e bloqueio do óleo.

Os processos normalmente considerados são a remoção por dispersão química, por meio do aumento da quebra do óleo pela ação de detergentes, a remoção mecânica, informando a taxa de remoção do óleo em uma determinada área, e o bloqueio da mancha com o uso de barreiras de contenção (DHI, 2012; MARETEC, 2002).

2.3. REGULAMENTAÇÃO NO BRASIL

O licenciamento ambiental das atividades de exploração e produção (E&P) de óleo e gás em áreas marítimas brasileiras é de responsabilidade da Coordenação Geral de Petróleo e Gás (CGPEG) do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. Cabe à CGPEG licenciar a localização, instalação, ampliação e a operação de atividades de exploração, desenvolvimento e produção de petróleo e gás natural nessas áreas.

As atividades licenciadas pela CGPEG são:

- Aquisição de dados sísmicos
- Perfuração
- Produção para pesquisa (teste de longa duração)
- Sistemas de produção e escoamento

O empreendedor que deseja desenvolver quaisquer das atividades acima deve solicitar à CGPEG um termo de referência (TR). A CGPEG define, então, com a participação do empreendedor, os documentos, projetos e estudos ambientais necessários ao início do processo de licenciamento da atividade requerida, sendo seus detalhes especificados no TR.

Das atividades acima, somente a aquisição de dados sísmicos não se caracteriza como potencialmente poluidora por óleo. As demais atividades são consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras por óleo e, por isso, inclui-se em seu processo de licenciamento a identificação e avaliação dos impactos decorrentes da descarga desse poluente no ambiente marinho. Como ferramenta de apoio à avaliação desses impactos, os TRs elaborados para essas atividades exigem que seja desenvolvido um estudo de dispersão de óleo utilizando modelagem matemática.

Além da avaliação dos impactos, a modelagem matemática de dispersão de óleo é também utilizada como apoio ao dimensionamento da resposta a emergência para o caso de incidentes com derramamento de óleo no mar, cujos critérios são estabelecidos na Resolução CONAMA nº 398 de 2008 (MMA, 2008). Os cenários acidentais de vazamento de óleo considerados na modelagem são estabelecidos conforme a Resolução e os resultados das simulações auxiliam tanto na elaboração do Plano de Emergência Individual (PEI) quanto na avaliação dos impactos ambientais.

2.3.1. Conteúdo dos Termos de Referência

A Informação Técnica ELPN/IBAMA nº 023/02 – Modelagem de Derramamento de Óleo

no Mar, desenvolvida conjuntamente por técnicos do órgão ambiental e representantes de instituições de pesquisa brasileiras, descreve as diretrizes para o desenvolvimento e apresentação ao órgão licenciador das modelagens hidrodinâmica e de dispersão de óleo no mar no âmbito do licenciamento ambiental das atividades de petróleo (ELPN/IBAMA, 2009).

No modelo atual de licenciamento utilizado no Brasil, cabe ao empreendedor desenvolver e apresentar ao órgão licenciador o estudo de modelagem de dispersão de óleo como apoio à análise de riscos e à elaboração da estratégia de resposta contida no PEI. Os resultados do estudo também são utilizados na identificação e avaliação dos impactos causados por eventuais acidentes com derramamento de óleo.

As premissas básicas a serem consideradas no estudo de modelagem são definidas no TR e podem sofrer algumas modificações em função da atividade que se deseja desenvolver e da sensibilidade da área em que se localiza o empreendimento. O quadro abaixo descreve, em linhas gerais, o que é usualmente requisitado pelo órgão licenciador e baseia-se no conteúdo de TR recentemente emitido pela CGPEG/IBAMA (2009).

“A empresa deverá elaborar estudos de modelagem para a simulação da trajetória e da dispersão de óleo no mar, devendo, para tal, utilizar ferramentas informatizadas, dados operacionais, dados meteo-oceanográficos e outros que se façam necessários. Essas simulações deverão considerar e atender os seguintes aspectos:

- A escolha dos modelos utilizados deverá ser adequadamente justificada, devendo ser claramente indicadas suas premissas básicas e limitações;
- Em cada simulação, a empresa deverá informar, de maneira objetiva, quais as premissas, parâmetros e valores utilizados como dados de entrada do modelo;
- A modelagem deverá considerar os parâmetros meteo-oceanográficos condizentes com a área onde se desenvolverá a atividade, sendo que os dados utilizados deverão estar de acordo com o apresentado no diagnóstico do meio físico;
- Os resultados das modelagens devem ser apresentados em forma gráfica e discutidos.

Deverão ser apresentados as premissas, parâmetros e valores empregados na modelagem:

- Grade batimétrica utilizada no modelo, com as fontes das informações e cotas batimétricas referenciadas, tipo de interpolação, acompanhados de mapas e figuras representativas;
- Descrição das forçantes utilizadas como entrada no modelo (dados meteorológicos, oceanográficos e parâmetros do óleo), com referências à forma de obtenção (fonte, localização, equipamentos, referência bibliográfica) e tratamento (filtros, médias, interpolações) destes dados;
- Descrição das considerações (domínio, condições de contorno) e equações utilizadas na confecção do modelo numérico, relativas à modelagem hidrodinâmica e de derrame de óleo;
- Quando necessário, deve-se apresentar uma justificativa técnica a respeito das limitações do modelo quanto aos dados meteo-oceanográficos utilizados, visto que, em muitos locais, não existem medições recentes que possibilitem a avaliação do modelo hidrodinâmico;
- Nas áreas de atividades situadas fora da plataforma continental, a simulação realizada deverá englobar dados de vento e de corrente oceânica, sendo que tais dados deverão estar de acordo com o apresentado no diagnóstico do meio físico;
- Para as atividades localizadas sobre a plataforma continental, em águas rasas (com profundidade menor que 60 m), a modelagem deverá abranger, além dos dados de vento e correntes costeiras, dados de ondas e correntes de maré, sendo que tais dados deverão estar de acordo com o apresentado no diagnóstico do meio físico;
- Após a apresentação, os dados devem ser interpretados e discutidos, integrando as informações levantadas pela modelagem, considerando as variações sazonais, definindo o quadro final do possível derrame de óleo.

Deverão ser apresentadas as simulações da dispersão e trajetória de manchas de óleo provenientes de derramamentos acidentais nos Pontos de Fronteira de cada Área de Modelagem, com cenários que atendam aos seguintes aspectos da modelagem:

- *Probabilística*, considerando as condições sazonais;
- *Determinística crítica*, referindo-se ao pior cenário (que mais favoreça a chegada do óleo na costa) dentre as condições sazonais, que será embasada na análise de frequência de fenômenos meteorológicos relevantes à área da atividade, como tempestades oceânicas, sistemas frontais, etc. As forçantes do cenário determinístico crítico devem estar indicadas no gráfico;
- *Determinística nas condições meteo-oceanográficas mais frequentes*, que deverão ser especificadas;
- A simulação deve ser interrompida caso sejam satisfeitas quaisquer das três condições apresentadas: i) não existência de óleo no mar com espessura superior ao valor mínimo de 3×10^{-7} m; ii) todo óleo do vazamento remanescente no mar atinge a costa; iii) o tempo de simulação completa 30 dias após o final do vazamento.
- A empresa deverá indicar o tipo de óleo (grau API, densidade, viscosidade, pour point), o local de vazamento (superfície/profundidade, fundo, coordenadas geográficas UTM), e o regime do derramamento (instantâneo ou contínuo) considerado na modelagem;
- Com relação ao volume do derramamento a ser considerado na modelagem, deverão ser utilizados os critérios de descarga constante na Seção 2 do Anexo III da Resolução CONAMA 398/08, ou seja, descargas pequenas - 8 m^3 , descargas médias - até 200 m^3 e descarga de pior caso (VPC);

- Tanto para modelagem determinística, quanto para a modelagem probabilística, deve ser indicado o volume (m^3) de óleo que chega à costa. No caso da modelagem determinística, deverá ser indicada, ainda, uma previsão de tempo de chegada à costa e a trajetória da mancha;
- As áreas identificadas como passíveis de serem atingidas deverão ser avaliadas de acordo com a seção 3 do Anexo II da Resolução CONAMA 398 (análise de vulnerabilidade). Cabe salientar que os impactos do derramamento de óleo sobre estas áreas deverão ser discutidos no item Identificação e Avaliação dos Impactos Ambientais;
- Para o cenário determinístico deverá ser apresentada uma animação da simulação em meio digital."

O item dos TRs referente à Avaliação das Consequências (II.8.4) também define os volumes de óleo a serem considerados na simulação, conforme descrito no quadro abaixo.

"II.8.4.1 – MODELAGEM DA DISPERSÃO DE ÓLEO

A empresa deverá elaborar estudos de modelagem para a simulação da trajetória e da dispersão das manchas de óleo oriundas dos cenários acidentais identificados, conforme as diretrizes estabelecidas no item II.6.1 deste Termo de Referência. Para simplificar, estes estudos deverão ser realizados por faixa de volumes, como proposto a seguir:

- Para cenários acidentais com volumes entre 0 e $8 m^3$: modelar o volume de $8 m^3$.
- Para cenários acidentais com volumes entre 8 e $200 m^3$: modelar o volume de $200 m^3$.
- Para cenários acima de $200 m^3$: modelar o volume de pior caso, segundo a Resolução CONAMA 398/08.

Caso a diferença entre $200 m^3$ e a descarga de pior caso seja maior que várias ordens de grandeza, a empresa poderá propor faixas intermediárias, justificadas tecnicamente."

Para atividades de perfuração exploratória não deveria ser exigido que a base hidrodinâmica utilizada no estudo de modelagem seja validada a partir de dados primários, tendo em vista o caráter exploratório da atividade e a falta de informações em algumas bacias sedimentares. Porém, tal exigência pode se fazer presente nos TRs para a fase de produção, quando se assume que o empreendedor já tenha realizado o monitoramento de parâmetros ambientais da área de interesse. No modelo de licenciamento atual, é de responsabilidade do empreendedor a aquisição dos dados meteo-oceanográficos necessários para a avaliação do modelo hidrodinâmico.

Recentemente, a concessão de blocos exploratórios na chamada Margem Equatorial Bra-

sileira chamou a atenção para os potenciais impactos das atividades de E&P realizadas em áreas ambientalmente sensíveis, com escassez de recursos de resposta a emergência, e sobre as quais se tem poucas informações levantadas. Para esses casos, o IBAMA já aceitou com a possibilidade de exigir estudos de modelagem mais robustos e validados a partir de dados primários, mesmo nas etapas exploratórias (VILARDO, 2013; IBAMA, 2013).

O quadro a seguir transcreve as premissas a serem consideradas para a avaliação dos modelos e apresentação dos dados, extraídas de TR recentemente emitido pelo órgão ambiental para o licenciamento de um Sistema Piloto de Produção para Teste de Longa Duração (CGPEG/IBAMA, 2009).

"É imprescindível que os modelos sejam calibrados, alimentados e validados com dados recentes coletados na área de interesse da modelagem. Tais dados constituirão uma base única para todos os modelos utilizados:

- Os dados a serem coletados devem estar de acordo com os propostos no diagnóstico do meio físico (Meteorologia e Oceanografia);
- Com relação aos dados referentes à meteorologia, devem ser elaborados gráficos utilizando dados históricos coletados com menor tempo entre medida possível. O local de coleta desses dados deve ser no interior do domínio da modelagem. O mesmo deve ser feito para os dados primários a serem coletados para a elaboração do EIA. Estes gráficos devem ter formato de rosa dos ventos ou histogramas direcionais separando os dados em período mensal;
- Com relação aos dados referentes à oceanografia:
- Devem ser apresentados mapas com os pontos de coleta dos dados de modo a facilitar a análise do relatório;
- Os dados oceanográficos devem ser analisados com tratamento estatístico e/ou espectral adequado."

Ao contrário de exigências contidas em TRs anteriores, a modelagem de dispersão de óleo não mais deve ser considerada para a definição da área de influência da atividade, conforme texto abaixo extraído de TR recente (CGPEG/IBAMA, 2009).

"A modelagem de dispersão de óleo relacionada a eventos acidentais não deverá ser utilizada como critério para a definição da Área de Influência da atividade, uma vez que se trata de aspecto relacionado aos riscos do empreendimento, devendo ser considerada na Análise de Riscos e na elaboração do Plano de Emergência Individual da unidade. Ressalta-se, ainda, que os impactos potenciais associados a eventuais derramamentos de óleo deverão ser descritos e avaliados no item de Identificação e Avaliação de Impactos Ambientais."

2.3.2. Alguns questionamentos sobre as exigências atuais

Apesar de a CGPEG ter tornado oficial em 2006 a incorporação das diretrizes contidas na IT nº 23/02 aos termos de referência elaborados pelo órgão, ainda não há consenso acerca dos critérios considerados adequados para a elaboração dos estudos de modelagem como apoio ao licenciamento das atividades de E&P. A própria CGPEG, no texto da IT, aponta problemas para o desenvolvimento desses estudos, tais como a falta de uma base de dados meteo-oceanográficos consistente para as bacias sedimentares e a falta de padronização dos modelos aplicados e sua avaliação para as condições da costa brasileira.

Por esse motivo, é comum a discussão entre os analistas do órgão licenciador e os técnicos dos operadores e consultores a cada novo estudo submetido à avaliação. Um documento técnico contendo questionamentos às diretrizes da CGPEG foi desenvolvido em 2008 pelo Grupo de Trabalho de Modelagem (GT Modelagem) formado pelo Sub-Comitê de Segurança, Saúde e Meio Ambiente do IBP. O documento, intitulado 'Documento síntese dos aspectos técnicos da modelagem de transporte de óleo no mar e suas aplicações aos processos de licenciamento em E&P' (IBP, 2008), resultou do trabalho realizado pelo GT para identificar, analisar e propor melhorias aos pontos considerados críticos para a elaboração dos estudos de modelagem. O documento foi enviado à

CGPEG, que o analisou e emitiu em resposta a Nota Técnica nº 02/2009/CGPEG/DILIC (CGPEG/IBAMA, 2009). Os pontos discutidos e a posição do órgão licenciador são apresentados na sequência:

- **Volúmenes de modelagem:** o GT questionou os volúmenes de óleo derramado usualmente exigidos nos estudos de modelagem (8 m³, 200 m³ e o volume de pior caso), alegando que os volúmenes de 8 e 200 m³ não vêm sendo efetivamente utilizados e que o volume de pior caso representa uma situação catastrófica de ocorrência improvável. A CGPEG, porém, informou que os volúmenes devem seguir o estabelecido na Resolução CONAMA 398 e, por isso, não podem ser alterados.
- **Critério de parada do modelo:** o GT sugeriu em seu documento que as modelagens considerem a presença do óleo por 30 dias e que as probabilidades sejam calculadas com base em um limite de espessura. Admitindo a complexidade de se utilizar a espessura como critério de parada, a CGPEG decidiu pela permanência do critério de simulação de 30 dias após o término do vazamento como sendo único. Porém, a discussão permanece em aberto.
- **Probabilidade de toque na costa ou em Unidades de Conservação Marinhas:** preocupado com possíveis interpretações equivocadas das probabilidades apresentadas nos relatórios, o GT sugere multiplicar as probabilidades calculadas no modelo de dispersão de óleo pela probabilidade de ocorrência do acidente, o que resultaria na probabilidade efetiva de ocorrência do derramamento. Além disso, o GT sugere modificar a denominação da Área de Influência Indireta (AII) por Área de Potencial Influência Direta (APID), por entender que o impacto de um evento com derramamento de óleo, se ocorrer, será direto. Em sua nota técnica a CGPEG alegou que interpretações equivocadas podem ser evitadas informando o significado de tais probabilidades no relatório e afirmou que os TRs atuais não mais vinculam os resultados da modelagem à definição da AII (vide item 3.1).
- **Modelagem determinística crítica:** o GT propõe que seja incluída nos estudos de modelagem a descrição das condições meteo-oceanográficas que definem o cenário determinístico crítico, assim como uma análise estatística dos tempos de chegada do óleo na costa. Em sua resposta, a CGPEG informou que incorporará as sugestões do GT à proposta de alteração dos TRs, apesar de algumas empresas já apresentarem tais informações em seus estudos. Além disso, a CGPEG pretende discutir com as consultoras sobre a possibilidade de apresentar, adicionalmente, a modelagem determinística crítica que dificulte os procedimentos de recolhimento do óleo na superfície do mar.
- **Modelagem em baías e estuários:** foi aceita pela CGPEG a sugestão do GT de não incluir baías e estuários no domínio de modelagem para o caso de derramamentos em regiões oceânicas, visto o esforço computacional demasiado para fazê-lo. Em substituição à exigência anterior, a equipe da CGPEG sugere a realização de uma análise do comportamento do óleo, caso a caso, quando o tempo mínimo de chegada do óleo na entrada de uma baía ou estuário for menor do que 60 horas, que é o limite associado ao tempo para ativação de todos os recursos de TN3 para o cenário de pior caso, conforme definido na Resolução CONAMA 398.
- **Influência das ondas na modelagem de óleo:** questionado pelo GT sobre o fato de que a influência das ondas já estaria incorporada no coeficiente empírico utilizado no cálculo do deslocamento da mancha na superfície, a CGPEG informou que tal questão já foi esclarecida e que foi incorporada à proposta de alteração dos TRs.
- **Condições ambientais consideradas na modelagem:** o GT questionou a exigência

por parte da CGPEG de se considerar os efeitos dos fenômenos La Niña e El Niño em alguns estudos. Por entender que as bases de dados hoje existentes carecem de informações suficientes para a incorporação de tais fenômenos, a CGPEG aceita que atualmente sejam apresentadas duas condições sazonais típicas da região. Porém, o órgão entende que o problema da carência de informações deve ser discutido entre as partes envolvidas, não cabendo aos empreendedores e consultores o custo total para a obtenção dessas informações.

- **Calibração das bases hidrodinâmicas:** o GT propôs discutir com a CGPEG e as demais partes envolvidas sobre melhorias nas bases hidrodinâmicas utilizadas. A CGPEG, por sua vez, entende que o termo calibração usualmente adotado nos estudos deve ser substituído pelo termo avaliação, que deve compreender a comparação com dados medidos e a demonstração da capacidade do modelo em reproduzir o padrão hidrodinâmico na área de estudo.

2.4. REGULAMENTAÇÃO EM OUTROS PAÍSES

Visando conhecer os procedimentos adotados internacionalmente para o desenvolvimento de estudos de modelagem de dispersão de óleo como apoio à Análise de Risco Ambiental e à resposta a acidentes com derramamento de óleo no mar, foi realizada uma pesquisa sobre a regulamentação

nos seguintes países: Reino Unido, Austrália, Estados Unidos e Noruega.

Os subitens seguintes descrevem os pontos mais relevantes nos documentos regulatórios de cada país.

2.4.1. Reino Unido

A regulamentação do setor energético no Reino Unido é de responsabilidade do Departamento de Energia e Mudanças Climáticas (*Department of Energy & Climate Change – DECC*). Cabe ao DECC garantir o suprimento seguro, limpo e acessível de energia e promover ações internacionais para mitigar as mudanças climáticas.

Os requerimentos para a elaboração de planos de emergência para poluição por óleo também são definidos pelo DECC e são apresentados no documento denominado *Guidance Notes to Operators of UK Offshore Oil and Gas Installations (including pipelines) on Oil Pollution Emergency Plan Requirements* (DEPARTMENT OF ENERGY AND CLIMATE CHANGE, 2012). A última versão dessa Nota de Orientação, datada de julho de 2012, foi revisada após o acidente com a plataforma Deepwater Horizon no Golfo do México. O documento em seu item 5.1 descreve os procedimentos para desenvolver um estudo de modelagem de derramamento de óleo como apoio ao plano de emergência para acidentes com derramamento. O quadro abaixo apresenta o conteúdo desse item.

"5.1. Modelagem

Ao desenvolver um Plano de Emergência para Poluição por Óleo (PEPO), a modelagem da poluição do óleo deve ser usada para determinar o potencial impacto da poluição por óleo com resultados fornecendo uma indicação quanto à trajetória e provável destino (intemperismo e transporte) do óleo.

Devem ser realizadas modelagens determinística e estocástica com base nos cenários de descarga de pior caso identificados para a instalação específica para determinar o destino dos hidrocarbonetos líquidos liberados. O resultado também deve considerar as sensibilidades ambientais relevantes para orientar a estratégia de resposta.

Os modelos estocásticos devem ser utilizados para determinar as áreas que podem ser afetadas usando dados relevantes para os tipos de hidrocarbonetos e a taxa de fluxo descontrolado estimada. Se a profundidade de lançamento abaixo da superfície do mar pode afetar significativamente a dispersão e destino dos hidrocarbonetos liberados, isso deve ser levado em consideração para o estudo se for uma característica do modelo selecionado, uma vez que é provável que seja relevante para a avaliação de impacto ambiental. No entanto, a avaliação do lançamento em águas profundas não pode ser confiada para o propósito de desenvolver uma estratégia de resposta robusta que acomode todos os cenários de vazamento, de modo que também seria necessário modelar separadamente um vazamento superficial equivalente.

Os modelos devem ser executados por um período de tempo suficiente para identificar as possíveis direções de deslocamento e as áreas suscetíveis ao risco. No mínimo, os modelos devem ser executados por um período de 10 dias nas condições de descarga de pior caso de hidrocarbonetos líquidos, ou até que não haja hidrocarbonetos remanescentes na superfície do mar (ou seja, até que tenham evaporado, dissipado ou atingido a costa). Se o período mínimo de modelagem de 10 dias não identifica claramente as áreas potenciais de risco, então o período de modelagem deve ser estendido.

A modelagem da trajetória deve usar os mesmos dados de entrada da modelagem estocástica. A modelagem da trajetória deve ser realizada utilizando um vento de 30 nós direcionado para a costa, para determinar a escala e impacto prováveis para o Reino Unido, e um vento de 30 nós soprando em direção à linha mediana mais próxima, a fim de determinar a escala e o impacto para a Irlanda, Noruega e mares e costas do continente europeu. O hidrocarboneto mais persistente deve ser usado para a modelagem estocástica.

As conclusões de ambos os modelos determinísticos e estocásticos devem incluir:

- Probabilidade de impactos sobre as sensibilidades ambientais (como as populações de aves, áreas de conservação ou outros usuários do mar) e a escala desse impacto em diferentes épocas do ano;
- A identificação das áreas que podem ser afetadas como resultado de qualquer lançamento, incluindo potenciais locais na costa do Reino Unido, e as águas e os potenciais locais na costa dos Estados adjacentes, e os prováveis prazos para que os hidrocarbonetos atinjam a praia ou cruzem a linha mediana; e
- Se o óleo **não** atingir a costa, mostrar dentro de que escala de tempo o óleo provavelmente dispersará completamente e o quão próximo da costa ele estará antes da dispersão.

Favor notar que não se deve levar em consideração nenhuma medida contra a poluição quando se avalia o impacto.

Para as instalações de óleo a modelagem determinística deve ser realizada para diesel e óleo e a modelagem estocástica deve ser realizada para o óleo.

Para as instalações de gás e condensado a modelagem determinística deve ser realizada para diesel e gás / condensado e a modelagem estocástica deve ser realizada para diesel.

Em todos os casos a modelagem deve ser realizada utilizando-se dados meteorológicos, de corrente e temperatura relevantes obtidos de fontes de dados históricos cientificamente validados, e a origem dessa informação deve ser devidamente referenciada.

O DECC determinou que os modelos atualmente disponíveis são capazes de satisfazer os requisitos acima de modo a permitir aos operadores desenvolver uma estratégia de resposta competente que atenda de forma adequada todos os cenários possíveis de vazamento."

O documento do DECC, em seu item 3.2, também indica a necessidade de uso da modelagem em tempo real como ferramenta de apoio à resposta a emergência para o caso de incidentes com vazamento de óleo, conforme descrito no quadro abaixo.

"3.2 Modelagem de óleo durante incidentes com poluição por óleo

Em casos de incidentes reais com poluição por óleo, os operadores devem ter disponível a capacidade de modelação da poluição por óleo como parte do seu mecanismo de resposta. Serão utilizados parâmetros em tempo real para auxiliar na previsão da trajetória e destino dos hidrocarbonetos e as áreas do ambiente em risco e, assim, ajudar a determinar uma estratégia de resposta orientada."

O item 13.3 descreve como o estudo de modelagem deve ser incluído no documento final do PEPO:

"Modelagem de poluição por óleo

Detalhes de como a modelagem da poluição por óleo será implementada durante um incidente de poluição devem estar contidos na seção de resposta. As informações devem incluir se a modelagem será realizada internamente ou por uma empresa contratada. Caso seja realizada por empresa contratada, então deverá informar como o operador iniciará a modelagem.

O PEPO deve conter um resumo dos resultados da modelagem de poluição por óleo utilizados na elaboração do Plano. Isso mostrará a direção estimada do movimento do óleo em relação à localização imediata e aos potenciais locais em terra. Informações detalhadas do programa e os parâmetros utilizados podem ser apresentados como parte do PEPO submetido para aprovação em um Documento de Justificativa separado."

2.4.2. Austrália

As atividades petrolíferas nas águas comuns offshore (Commonwealth Waters) e nas áreas costeiras sob responsabilidade do Estado são regulamentadas pela *National Offshore Petroleum Safety and Environmental Management Authority* – NOPSEMA⁷. O órgão foi criado em 1º de janeiro de 2012 e é o primeiro órgão regulador da Austrália para a saúde, segurança, integridade do poço e gestão ambiental das operações de petróleo e gás em áreas offshore. O NOPSEMA substituiu a *National Offshore Petroleum Safety Authority* – NOPSA após o Governo Federal decidir por um único órgão regulador depois do acidente no Campo de Montara em 2009.

O aperfeiçoamento da regulamentação para a segurança das atividades no setor de petróleo é feito pela NOPSEMA em parceria com a *Australian Maritime Safety Authority* – AMSA⁸, agência do governo responsável pela segurança das atividades industriais marítimas. É de responsabilidade da AMSA o Plano Nacional de Contingência para Vazamento de Óleo no Mar (*National Marine Oil Spill Contingency Plan* – NMOSCP) e outras ferramentas de apoio ao combate a emergências nas águas australianas.

Após o acidente no Campo de Montara em 2009 e com a plataforma *Deepwater Horizon* no Golfo do México em 2011, a regulamentação da indústria offshore na Austrália está

⁷ Disponível em: <www.nopsema.gov.au>.

⁸ Disponível em: <www.amsa.gov.au>.

passando por um processo de reformulação. O Plano Nacional, leis, diretrizes, etc. estão em processo de revisão visando aperfeiçoar a capacidade de resposta a emergência em casos de acidentes. Uma Diretriz Técnica publicada em março de 2013 em caráter preliminar, denominada *Technical Guideline for the Preparation of Marine Pollution Contingency Plans for Marine and Coastal Facilities* (AMSA, 2013), indica aos operadores os procedimentos para a elaboração, documentação e implementação de um eficiente Plano de Contingência para Poluição no Mar (PCPM). O item 5.1 do documento, dedicado à Análise de Risco Ambiental,

descreve como a ferramenta de modelagem de derramamento de óleo deve ser utilizada como apoio à definição da zona de potencial impacto. Em poucas palavras, a Diretriz recomenda uma abordagem tridimensional que permitiria quantificar os volumes presentes na coluna de água, principalmente para o caso de óleos miscíveis em água ou dispersos. Além disso, o documento sugere a adoção de critérios de toxicidade ou de parâmetros associados à espessura da mancha superficial para definir a extensão da zona potencialmente impactada. O quadro abaixo transcreve o conteúdo desse item.

"5.1 Determinando a Zona de Potencial Impacto (ZPI)

Ao desenvolver o PCPM, o operador deve determinar a área (incluindo subsuperfície) sobre a qual um lançamento de óleo e/ou produto químico poderá ter um potencial efeito ambiental. Essa área é referida como Zona de Potencial Impacto (ZPI). As estratégias de resposta do PCPM devem se concentrar na proteção e remediação dos recursos dentro da ZPI.

Para o propósito dessa Diretriz, o limite externo da ZPI é definida como o nível de exposição abaixo do qual não são esperados efeitos perceptíveis. Entretanto, os operadores devem estar cientes de que podem haver outras definições dentro de leis ou regulamentações relevantes, como o *Environment Protection and Biodiversity Conservation Act* de 1999. Deve-se notar que a ZPI define somente a área (e possivelmente também a profundidade) de potencial exposição e não indica o impacto real, exposição ou efeito de um evento particular.

O perímetro da ZPI pode ser baseado em duas considerações:

- Concentração na coluna de água, expressa como uma concentração, por exemplo, partes por milhão (ppm), e deve refletir exposição à toxicidade ou contato físico;
- Espessura do filme na superfície da água, expressa em milímetros (mm) ou microns (μ), e deve refletir a probabilidade de contato.

5.1.1 Modelando a Zona de Potencial Impacto

A modelagem estocástica é o método recomendado para determinar a ZPI. Essa modelagem deve ser conduzida em três dimensões para garantir que a distribuição de hidrocarbonetos e produtos químicos na subsuperfície seja medida. A modelagem deve ser representativa das variações das condições ambientais (maré, corrente e ventos) presentes no local.

Os operadores devem modelar os seguintes cenários caso seja identificado que mais de um produto pode ser lançado:

- O volume de pior caso e o volume máximo credível para lançamentos superficiais.
- Volumes de pior caso e máximo credível para lançamentos subsuperficiais.
- Volumes de pior caso e credível para hidrocarbonetos miscíveis em água e produtos químicos.

Os resultados da modelagem devem ser avaliados para determinar o seguinte:

- Condições nas quais o impacto é mais provável.
- Comportamento do óleo e/ou do produto químico em processos de intemperismo específicos.
- Fatores ambientais e outros que podem influenciar o potencial para impactos aos recursos naturais e socioeconômicos.

5.1.2 Parâmetros de modelagem

Modelos estocásticos podem simular um vazamento de óleo ou produtos químicos até que os produtos modelados sejam extremamente dispersos ou diluídos. Tais resultados podem superestimar significativamente a área sobre a qual os impactos devem ocorrer e, portanto, desviar o desenvolvimento de estratégias de resposta.

Esta Diretriz recomenda incluir toxicidade e parâmetros de contato para definir de forma efetiva o perímetro da ZPI.

5.1.2.1 Parâmetros de toxicidade para óleo e produtos químicos

A modelagem estocástica subsuperficial deve ser realizada para hidrocarbonetos e produtos químicos miscíveis em água ou dispersos. O operador deve determinar o parâmetro de toxicidade para definir a ZPI para esses produtos. Os parâmetros de toxicidade podem ser determinados por meio do uso de uma ou mais destas medidas de toxicidade:

- Exposição Letal 50% (EL50)
- Concentração Letal 50% (CL50)
- Dose Letal 50% (DL50)

A escolha da medida de toxicidade deve refletir as principais espécies de interesse no ambiente receptor.

Deve-se notar que cada uma dessas medidas é geralmente medida ao longo de um período fixo de tempo (entre 48 e 96 horas) e esses podem exceder os tempos de exposição (usualmente maiores que 24 horas) no campo (oceano ou costa).

Para refletir tempos de exposição próximos da realidade em suas análises de risco e modelagens, é recomendado que operadores procurem especialistas para ajustar essas medidas a tais períodos de exposição mais curtos, conforme o caso, por meio de referências a perfis de exposição de espécies relevantes, conforme determinado em testes de laboratório e/ou literatura de ecotoxicologia. Raramente uma relação dose-resposta de uma substância tóxica é linear, de modo que calcular o valor da exposição EL50 equivalente a uma hora de 960 ppb como o equivalente de uma exposição EL50 de 96 horas de 10 ppb pode ser muito inapropriado. Consultar French-McCay (2002; 2011) para mais detalhes sobre o uso de modelagem para determinar a toxicidade do óleo e modelos de exposição.

5.1.2.2 Parâmetros da mancha superficial para modelagem de Zonas de Potencial Impacto ao óleo e produtos químicos

Modelos estocásticos superficiais devem ser realizados para óleo e produtos químicos flutuantes.

Esta Diretriz recomenda um parâmetro de espessura do óleo na superfície de 0,01 mm ou 10 microns. Essa medida foi selecionada como a espessura provável para causar efeito de sufocamento em espécies que podem interagir com o óleo na superfície."

Como parte do Plano Nacional de Contingência - NMOSCP, a AMSA (2011) opera um sistema em modo preditivo para simular a trajetória de vazamentos acidentais de óleo no mar. O modelo, denominado *Oil Spill Trajectory Model* (OSTM), identifica o movimento, intemperismo e o espalhamento do óleo sob influência das

condições das correntes e meteorológicas. O sistema modela o movimento das águas na região da plataforma continental australiana (Figura 2.4) sob a ação das marés, batimetria e ventos. A trajetória do óleo é então modelada levando em consideração o volume e o tipo de óleo vazado.

Figura 2.4 - Domínio do modelo OSTM gerenciado pelo governo australiano



Fonte: adaptado de AMSA,2011.

O OSTM fornece⁹:

- previsão do intemperismo e do transporte superficial / subsuperficial de manchas de óleo;
- previsão da probabilidade das principais áreas costeiras / marinhas serem impactadas a partir de um determinado local;
- plotagem dos contornos de espessura do vazamento de óleo e seu espalhamento;
- tabelas, cartas e gráficos contendo o balanço de massa do óleo;
- backtracking do modelo para determinar a localização provável do derramamento;
- seleção de vazamentos isolados, contínuos ou múltiplos;
- atualização das previsões com dados de sobrevoo na cena do derramamento;
- incorporação da interação do óleo com barreiras;
- plotagem das zonas de aplicação de dispersantes e modelagem dos efeitos do uso de dispersante sobre as manchas à deriva;

- realização de avaliações de risco para costas e recursos ambientais importantes;
- representação do gelo marinho flutuante ou fixo para águas antárticas;
- utilização do extenso banco de dados do ADIOS, desenvolvido pelo NOAA, com mais de 1.000 óleos e combustíveis para os cálculos de intemperismo; e
- incorporação das propriedades químicas / físicas de óleos produzidos e importados para a Austrália.

O modelo de derramamento de óleo prevê trajetórias de óleo para derramamentos instantâneos ou contínuos e inclui algoritmos para o cálculo do espalhamento, evaporação, emulsificação, dispersão, interação óleo-costa e interação óleo-gelo. A distribuição e o balanço de massa do óleo são previstos para o tipo de óleo derramado. As previsões do modelo podem ser refinadas com observações da localização do óleo por meio de operações de vigilância. Barreiras flutuantes também podem ser adicionadas para a implementação de estratégias simples de bloqueio em locais determinados, bem como a simulação da aplicação de dispersante para determinar cenários de remoção do óleo.

As previsões do OSTM podem ser requisitadas pelos operadores para o caso de incidentes ou treinamento. Para isso, devem encaminhar Formulário de Solicitação (ver Apêndice 1) à AMSA. Para fins de exercício ou planejamento de contingência, um prazo de pelo menos quatro

semanas será necessário para que sejam executadas as rodadas do OSTM (AMASA, 2011).

2.4.3. Estados Unidos

A análise e aprovação dos Planos de Resposta a Vazamentos de Óleo (OSRP, do inglês *Oil Spill Response Plan*) submetidos por proprietários e operadores que armazenam, manuseiam ou transportam óleo em áreas offshore, incluindo oleodutos, cabe ao *Bureau of Safety and Environmental Enforcement* (BSEE). Sua Divisão de Resposta a Vazamentos de Óleo é responsável por verificar se o conteúdo dos planos está em concordância com as especificações contidas no Código Federal 30 CFR Part 254 (*Code of Federal Regulations; Title 30: Mineral Resources; Part 254 – Oil-spill response requirements for facilities located seaward of the coast line*)¹⁰.

A Nota NTL nº 2012-N06 (BSEE, 2012), emitida em agosto de 2012 pelo BSEE, contém novas recomendações para a elaboração do OSRP baseadas nas lições aprendidas com o vazamento da plataforma *Deepwater Horizon* no Golfo do México. Tais recomendações complementam as diretrizes contidas na *30 CFR Part 254*.

Diferentemente da regulamentação nos demais países pesquisados, os documentos de referência para a elaboração dos Planos de Resposta não especificam em detalhes a metodologia a ser seguida para a modelagem de dispersão de óleo no mar. A *30 CFR Part 254*, em seu item 254.26, subitem (b), estabelece que a discussão sobre o cenário de descarga de pior caso deve incluir:

"Uma análise apropriada da trajetória do óleo específica para a área em que a instalação se encontra. A análise deve identificar as áreas da costa e offshore potencialmente afetadas pela descarga de pior caso. A análise da trajetória escolhida deve refletir a distância máxima a partir da instalação que o óleo poderia se mover em um período de tempo no qual se espera que poderia persistir no ambiente."

⁹ Disponível em: <http://www.amsa.gov.au/marine_environment_protection/national_plan/general_information/oil_spill_trajectory_model/OSTM30.asp#>.

¹⁰ Disponível em: <<http://www.ecfr.gov/>>.

Ainda em relação ao cenário de descarga de pior caso, a Nota NTL nº 2012-N06 estabelece que a discussão deve incluir a identificação do segmento de terra com possibilidade de ser atingido pela descarga.

O *Bureau of Ocean Energy Management* - BOEM avalia os riscos de derramamentos de óleo associados às atividades de energia realizadas nas áreas offshore da costa dos Estados Unidos e Alasca por meio do cálculo das trajetórias de derramamento e as probabilidades de contato associadas. As análises abordam a probabilidade de ocorrência do derramamento, o transporte e o destino de todo o óleo derramado, e os impactos ambientais que possam ocorrer como resultado do vazamento. Seu modelo *Oil-Spill Risk Analysis* - OSRA combina a probabilidade de ocorrência do derramamento com uma descrição estatística do movimento hipotético do vazamento na superfície do oceano¹¹.

Os resultados da modelagem são utilizados pela equipe do BOEM para a preparação de documentos ambientais de acordo com a Lei Nacional de Política Ambiental (*National Environmental Policy Act*), por outras agências federais e estaduais para a revisão das declarações de impacto ambiental (*Environmental Impact Statements* - EIS), avaliações ambientais e consultas das espécies ameaçadas, e por especialistas da indústria do petróleo para a preparação dos Planos de Resposta (OSRP).

As trajetórias dos derramamentos de óleo hipotéticos são baseadas em *hindcasts* de ventos, correntes oceânicas e de gelo nas águas do Ártico, usando os melhores dados ambientais disponíveis. Os resultados do modelo

incluem probabilidade de contato na forma de tabelas e mapas, com e sem a probabilidade de ocorrência de um ou mais derrames. Exemplos de tabelas para o Golfo do México, por exemplo, podem ser encontradas em relatórios e mapas disponíveis na internet¹².

2.4.4. Noruega

Assim como a Austrália, a Noruega também possui uma legislação avançada no que diz respeito à Análise de Risco Ambiental e à resposta a emergência para acidentes com derramamento de óleo no mar. O documento de referência é o Método para Análise de Risco Ambiental, também conhecido como relatório MIRA, emitido em 2007 pela Associação Norueguesa de Óleo e Gás com apoio da *Det Norske Veritas* - DNV (*Norwegian Oil and Gas*, 2007).

A metodologia norueguesa de ARA baseia-se no princípio de que o risco é uma combinação da probabilidade de ocorrência de um dano e sua gravidade. A metodologia assume que toda a informação gerada durante a ARA seja armazenada em uma base de dados unificada para uso posterior em outros estudos e análises. Por isso, a necessidade de fornecimento dos dados em um formato padrão. Os cálculos da deriva do óleo estão entre os dados a serem fornecidos e são armazenados pela Associação Norueguesa de Mares Limpos para Operadores (NOFO, da sigla em Norueguês).

O relatório MIRA inclui com riqueza de detalhes os procedimentos para a elaboração de um estudo de modelagem de dispersão de óleo como apoio à ARA. Os procedimentos são descritos no Passo 5 da metodologia, reproduzido no quadro abaixo.

"3.2.5 Passo 5: Cálculo da dispersão

Dados de deriva do óleo são exigidos somente para análises baseadas na exposição e dano. Análises baseadas na referência utilizam dados de deriva de óleo existentes e que sejam

representativos para a atividade. A descrição apresentada no restante desta seção lida com os cálculos de espalhamento para análises baseadas na exposição e dano. Para maiores detalhes da análise baseada na referência, ver seção 3.3.

Nesse contexto, o cálculo da dispersão do óleo é realizado para:

- estabelecer a base para o cálculo dos danos na Análise de Risco Ambiental;
- fornecer estatísticas suplementares e informações baseadas em cenários como a base para a análise de resposta a emergência.

Todas as durações (da descarga) relevantes, assim como o tipo de óleo (e suas propriedades), devem ser normalmente disponibilizados quando iniciado o modelo de deriva de óleo. Se exigido, a distribuição das taxas entre durações diferentes pode ser feita no pós-processamento, dependendo do modelo de óleo utilizado.

Os modelos de deriva atuais podem então calcular as concentrações de óleo na coluna de água (quantidades de óleo misturadas em cada quadrado do grid), acumuladas e médias no tempo. Eles podem calcular estatísticas para uma determinada área e também fornecer a distribuição de quantidades em diferentes trechos na costa.

O padrão de entrega ao NOFO será baseado na máxima distribuição da taxa/duração. O formato da NOFO inclui a entrega de cenários individuais para o cenário com a maior quantidade de óleo atingindo a costa, menor tempo de deriva em direção à costa, maior número de quadrados atingidos e possivelmente o maior risco ambiental. A versão de 2005 do MIRA também introduziu a exigência de enviar dados para quantidades e tempos de deriva médios, assim como para a distribuição de quantidades e tempos de deriva. Isso tem como objetivo fornecer uma imagem melhor do risco ambiental e permitir visualizar a faixa de incerteza para diferentes incidentes.

Juntamente com uma análise do tipo de óleo e período/estação relevante, cálculos iniciais da deriva do óleo para a mesma posição ou uma posição próxima podem formar a base para um processo de análise simplificado (ver a seção sobre análise de referência). O pós-processamento dos dados permite que o arquivo de deriva do óleo seja utilizado para taxas modificadas atribuindo outras quantidades de óleo para cada partícula de óleo. Por outro lado, a duração de uma descarga não pode ser alterada por um exercício de pós-processamento.

Os dados de entrada e os formatos dos dados devem estar de acordo com as especificações descritas aqui. Atualmente, os cálculos de deriva de óleo são realizados pelo Instituto Norueguês de Meteorologia, DNV e SINTEF. Esses organismos usam modelos ligeiramente diferentes que frequentemente fornecem resultados diferentes para a probabilidade das quantidades de óleo em diferentes quadrados. Deve-se ter cautela ao comparar riscos ambientais entre operações e locações e entre empresas diferentes. As análises somente podem ser comparadas de imediato caso os cálculos da deriva do óleo tenham sido conduzidos utilizando o mesmo modelo baseado em um mesmo padrão de configuração. Um projeto conduzido pela Associação Norueguesa de Óleo e Gás comparou diferentes modelos de espalhamento e identificou diferenças substanciais entre eles.

Em todos os casos, é recomendada a realização de um ano completo de cálculos de deriva de óleo. A abordagem padrão deve envolver os cálculos da deriva do óleo para inverno, primavera, verão e outono, com um número suficiente de simulações em cada estação. Como alterna

¹¹ Disponível em: <<http://www.boem.gov/Environmental-Stewardship/Environmental-Assessment/Oil-Spill-Modeling/Oil-Spill.aspx>>.

¹² Disponível em: <<http://www.boem.gov/Environmental-Stewardship/Environmental-Assessment/Oil-Spill-Modeling/Oil-Spill-Modeling/Oil-Spill-Risk-Analysis-Reports.aspx>>.

tiva, uma resolução mensal pode ser utilizada. Isso ajudará a aumentar o reuso dos dados de deriva de óleo e fornecer oportunidades para identificar o instante em que uma determinada atividade envolve o menor risco. Isso, por sua vez, garantirá uma base de dados adequada para possíveis alterações durante o período de perfuração e fornece oportunidades para o uso do conjunto de dados para outra atividade na mesma localização. Um arquivo estabelecido no NOFO usualmente contém uma grande quantidade de trajetórias de deriva para diferentes localidades. Assume-se que os novos cálculos de deriva de óleo sejam disponibilizados para o arquivo do NOFO, e sejam apresentados no formato padronizado pelo NOFO. Diferentes formatos de padronização existem atualmente, os quais podem formar a base para as escolhas relacionadas aos dados MIRA. Os quadrados a serem definidos como mar e terra devem ser cuidadosamente analisados durante as análises baseadas na exposição e dano na zona costeira.

Dados de entrada exigidos

Os dados de entrada necessários para os cálculos da deriva do óleo são especificados abaixo. É feita uma distinção entre os dados de entrada gerais, os quais formam uma base de dados comum independente da atividade, e os dados de entrada específicos, os quais variam de acordo com a atividade.

Dados de entrada gerais

- O conjunto de dados uniforme de correntes estabelecido pelo Instituto Meteorológico da Noruega (met.no) deve ser usado para os cálculos da deriva do óleo. Esse conjunto de dados é disponível para um grid padronizado de 20 km e é baseado em [x] anos de dados de corrente. Dados de marés são incluídos nos dados de correntes climatológicas do met.no. Caso se tenha dados melhores em mão, o melhor disponível será utilizado.
- Um conjunto de dados de vento também é utilizado. Esse conjunto de dados padronizado é baseado em cerca de 40 anos de dados de vento. Será necessário avaliar até quanto tempo atrás as estatísticas das condições de tempo devem ser utilizadas para garantir uma base de dados representativa. O conjunto de dados deve ser atualizado regularmente com novas estatísticas.
- Dados de onda são gerados a partir das informações de vento nos modelos.

Dados de entrada específicos

- Matriz de taxa/duração da liberação de óleo com especificação das durações a serem utilizadas (ver tabela 3-3 do relatório MIRA).
- A distribuição de frequência na matriz deve somar 1.
- A máxima duração da modelagem é igual ao tempo necessário para perfurar um poço de alívio.
- Alternativamente, isso pode ser feito em uma avaliação documentada da máxima duração.
- Propriedades do óleo. Caso o tipo de óleo seja desconhecido, um tipo relevante para o qual existam dados de intemperismo deve ser escolhido em consulta aos engenheiros de reservatório. As razões para a escolha devem ser documentadas. Quando o tipo de óleo é conhecido, os resultados de estudos de intemperismo são usados como base para os cálculos da deriva do óleo.
- Duração da operação.

Processamento dos dados

Em conexão com o planejamento da resposta a emergência regional, o NOFO estabeleceu formatos para o grid de quadrados e para os arquivos para apresentação das estatísticas de deriva do óleo para serem utilizadas na análise de resposta a emergência (ver <http://planverk.NOFO.no>).

A modelagem deve ser realizada com uma série histórica de condições meteorológicas adequada para garantir que os resultados obtidos para um único mês tenham validade estatística. Minimamente, uma simulação deve ser executada para cada duração por mês e por ano para o período onde os dados de vento e corrente estão disponíveis. Com 30 anos de dados de vento e corrente e cinco durações, serão necessárias pelo menos 150 simulações por mês. Uma única duração exige pelo menos 30 simulações por mês. Uma seleção aleatória das datas de início deve ser realizada sem retornos de modo a evitar registro duplo na estatística.

A modelagem deve ser conduzida de forma que os resultados possam ser recuperados posteriormente para um período de tempo opcional, sendo um mês a máxima resolução possível. O produto padrão a ser entregue envolve resultados para um período cobrindo a duração da operação de perfuração mais o tempo necessário para um poço de alívio e 30 dias de período de acompanhamento. O ponto de corte de uma tonelada é definido para as quantidades de óleo no pós-processamento.

A modelagem deve ser conduzida de forma que os resultados possam ser especificados para cada um dos quatro intervalos de quantidade. Esses intervalos são para quadrados de 10x10 km (ver exemplo na Figura 3-5 do MIRA, reproduzida abaixo).

- 1-100 t
- 100-500 t
- 500-1000 t
- > 1.000 t

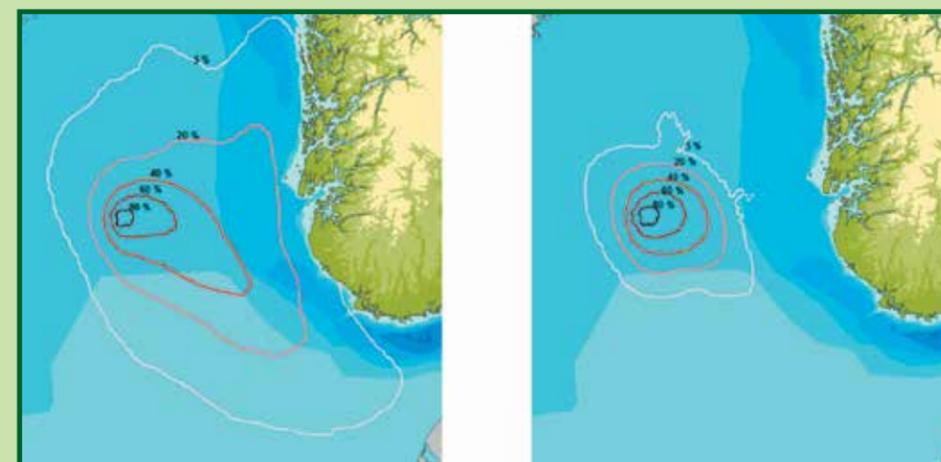


Figura 3-4 (numeração do MIRA). Exemplo de probabilidade de contato de óleo para um vazamento superficial (esquerda) e no fundo (direita), com um poço de exploração sendo perfurado. A área de influência é definida pelas áreas com a probabilidade de contato superiores a 5%. A probabilidade de contato é baseada na estatística completa da deriva do óleo e não reflete o espalhamento de uma simulação isolada.

A modelagem é pós-processada para a distribuição especificada de taxa/duração.

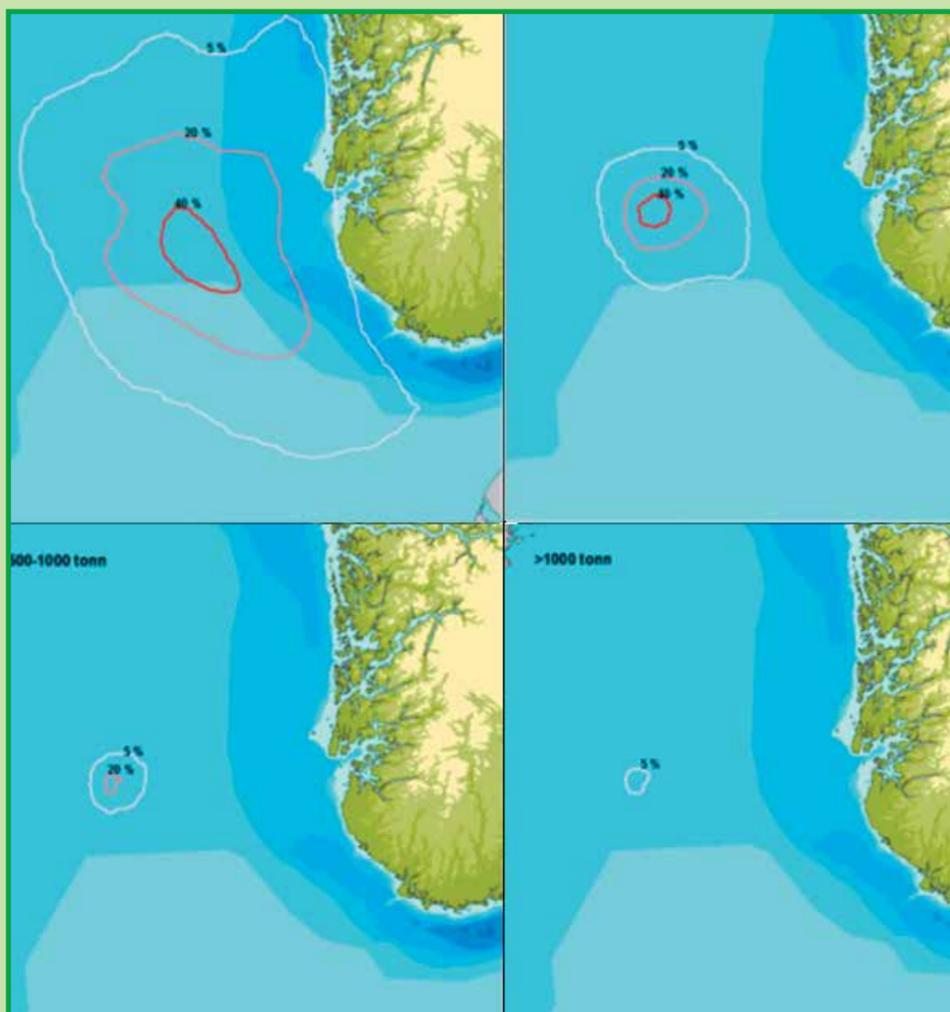


Figura 3-5 (numeração do MIRA). Exemplos de probabilidade de contato do óleo dentro das categorias de quantidade – 1-100, 100-500, 500-1000 e >1000 toneladas – no evento de uma descarga superficial a partir de um poço de perfuração.

Dados de Saída

Conduzir uma ARA exige que os arquivos de resultados dos cálculos de deriva do óleo sejam apresentados na grid padrão de 10x10 km.

- Arquivo de resultados 1: estatística de deriva do óleo para o grid
- Arquivo de resultados 2: deriva do óleo para todas as simulações individuais no grid

O arquivo de resultados 1 constitui o dado de entrada para a elaboração da análise de risco baseada na exposição e na análise baseada no dano para habitats VEC (*Valued Ecosystem Components*). Ao mesmo tempo, a probabilidade de contato é utilizada para delimitar a área de influência (Figura 3-4). O arquivo de resultados 2 é utilizado na análise baseada no dano da população de VEC, na qual o alcance do dano é calculado em termos da redução aguda da população para cada simulação individual, seguida da preparação de uma distribuição de probabilidade para a redução aguda da população.

O arquivo de resultados 1 contém estatísticas para todos os quadrados afetados (mar / terra) baseadas em todas as simulações e deve conter informações de probabilidade em cada quadrado, menor tempo de chegada na costa, quantidades de óleo dispersada e evaporada, entre outros. A lista de informações que devem ser fornecidas no arquivo de resultados 1 é apresentada no quadro da página 25 do relatório MIRA (NORWEGIAN OIL AND GAS, 2007).

O arquivo de resultados 2 contém resultados para cada simulação individual para todos os quadrados afetados. O formato é o mesmo descrito anteriormente, mas com valores para simulações individuais ao invés de todas as simulações. Probabilidades e valores máximos não são apresentados. Adicionalmente, devem ser apresentadas informações relativas à data e hora de início de cada simulação (ver página 25 do relatório MIRA, NORWEGIAN OIL AND GAS, 2007).

As simulações de deriva do óleo devem ser ponderadas para a distribuição da duração no cálculo do dano (baseado no dano e na exposição) e permitir extrair estatísticas gerais de deriva de óleo. Para ter em conta alterações posteriores nos parâmetros de ponderação, cada duração individual também deve ser relatada na sua totalidade.

Além dos arquivos de resultados 1 e 2, outros arquivos serão necessários para outras análises (resposta a emergência, ganho ambiental):

- Arquivo de resultados 3: estatística de deriva de óleo para segmentos na costa.
- Arquivo de resultados 4: deriva de óleo para simulações individuais selecionadas.
- Arquivo de resultados 5: dados meteorológicos para as simulações individuais selecionadas.



Figura 3-6 (numeração do MIRA). Quantidade de óleo na superfície do mar para uma simulação individual de deriva de óleo para 6,5 dias (esquerda) e 9 dias (direita) após o início da descarga.

Resultados de deriva do óleo (resultados 4) devem ser apresentados em um grid significativamente mais detalhado (1x1 km) e fornecer informações mais detalhadas sobre a deriva do óleo do que os cálculos estatísticos. A abordagem recomendada é selecionar simulações individuais que forneçam uma imagem representativa do risco ambiental e uma base para a preparação da resposta a emergência (ver Figura 3-6, por exemplo). As condições meteorológicas relevantes (resultados 5) para a simulação também serão significativas neste caso. Entretanto, selecionar as simulações individuais que trarão a maior contribuição para o risco ambiental também representa uma abordagem relevante. Isso tornará mais fácil o dimensionamento da resposta a emergência em uma base mais realista em relação ao risco relevante."

2.5. A MODELAGEM DE DISPERSÃO DE ÓLEO COMO SUPORTE A ACIDENTES RECENTES

O uso de modelos de derramamento de óleo como ferramenta de apoio ao planejamento da resposta a vazamentos de óleo e à avaliação dos impactos decorrentes desses vazamentos mostrou-se importante em dois eventos recentes: a explosão da plataforma Deepwater Horizon no Golfo do México em 2010 e a perda de controle do poço H1 no campo de Montara, na costa australiana, em 2009.

No Golfo do México, um sistema de previsão da trajetória do óleo vazado foi estabelecido com a finalidade de apoiar o planejamento das ações de resposta. O estudo de modelagem elaborado para o caso do vazamento de Montara, por sua vez, teve como objetivo identificar as áreas expostas ao óleo e as áreas não expostas ao óleo que poderiam ser utilizadas como áreas de controle para o monitoramento ambiental. Diferentemente da aplicação ao caso do Golfo do México, o modelo não foi utilizado em modo preditivo, mas sim em modo de hindcast, ou seja, a partir de campos hidrodinâmicos pretéritos. Os dois trabalhos mesclaram o uso de modelos com imagens de satélite e de sobrevoos das áreas impactadas.

2.5.1. Explosão da plataforma Deepwater Horizon em 2010

O maior vazamento de óleo na história dos EUA ocorreu em 20 de abril de 2010 após a explosão da plataforma de perfuração Deepwater Horizon. O vazamento durou aproximadamente três meses até que o poço fosse vedado, trazendo danos extensos aos recursos marinhos no Golfo do México.

Como apoio ao planejamento de resposta ao vazamento, um sistema de previsão da trajetória da mancha de óleo foi implementado na Universidade do Sul da Flórida (University of South Florida – USF) imediatamente após o início do vazamento. O sistema mesclou modelagem numérica e imagens de satélite disponíveis para a região. Seis modelos numéricos de circulação oceânica foram utilizados:

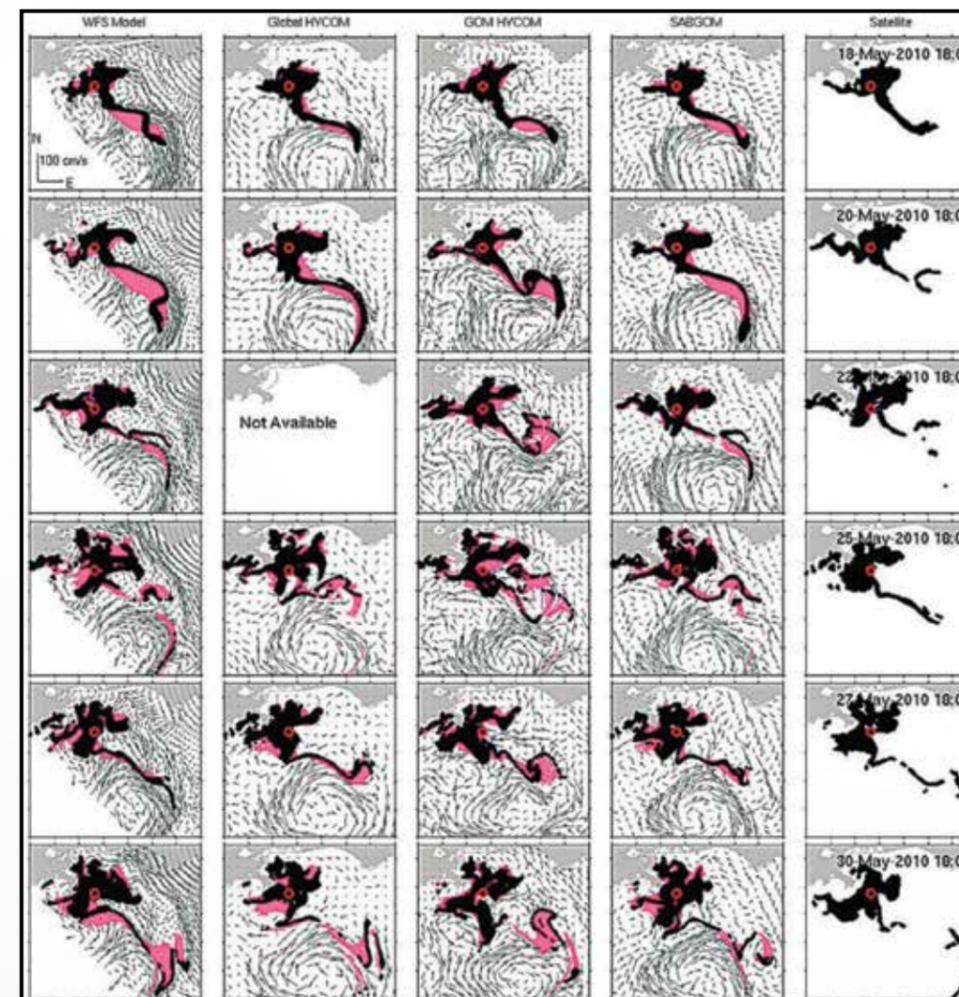
(1) o modelo West Florida Shelf (WFS) da USF; (2) o modelo Global Hybrid Coordinate Ocean Model (Global HYCOM); (3) o modelo HYCOM para o Golfo do México (GOM HYCOM); (4) o modelo South Atlantic Bight – Gulf of Mexico model (SABGOM); (5) o sistema Real Time Ocean Forecast System for the North Atlantic Ocean (RTOFS); e (6) o sistema Intra-Americas Sea Nowcast/Forecast System (IASNFS). Imagens de satélite MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) e MERIS (Medium Resolution Imaging Spectroradiometer) foram utilizadas para inicializar os modelos por meio da interpretação da localização e do tamanho da mancha de óleo na superfície. Os resultados das simulações abasteceram o centro de comando das operações de resposta (EOS TRANSACTIONS AMERICAN GEOPHYSICAL UNION, 2011; LIU *et al.*, 2011).

A abordagem da modelagem foi alimentar as localizações das manchas de óleo inferidas a partir das imagens de satélite com partículas virtuais e, então, advectar essas partículas através dos campos de velocidades de correntes superficiais em modo de previsão fornecidos pelos modelos mencionados anteriormente. O fluxo contínuo de óleo vazando do poço era simulado por meio da inserção de novas partículas na localização do poço. Novas previsões da trajetória do óleo eram feitas diariamente e reinicializadas a cada interpretação de uma nova imagem de satélite. A frequente reinicialização da localização do óleo com base nas imagens permitiu controlar o crescimento do erro usualmente associado a modelos de previsão e também compensar os efeitos dos processos de intemperismo atuando sobre o óleo derramado e os efeitos das operações de mitigação (LIU *et al.*, 2011).

A comparação entre os resultados da previsão calculada pelos modelos com as posições reais da mancha de óleo obtidas a partir das imagens de satélite permitiu avaliar a capacidade preditiva desses modelos. A Figura 2.5 apresenta os resultados dos modelos em comparação com a imagem de satélite para o período entre 6 e 17 de maio de 2010. Todos os modelos utilizados representaram razoavelmente bem a trajetória do óleo para previsões de curto prazo. Evidentemente, alguns desvios foram observados entre os resultados dos modelos, que se deve a diferenças no método numérico, resolução da malha de discretização, parametrizações, esquemas de assimilação dos dados e domínio de modelagem (LIU *et al.*, 2011).

velmente bem a trajetória do óleo para previsões de curto prazo. Evidentemente, alguns desvios foram observados entre os resultados dos modelos, que se deve a diferenças no método numérico, resolução da malha de discretização, parametrizações, esquemas de assimilação dos dados e domínio de modelagem (LIU *et al.*, 2011).

Figura 2.5 - Comparação entre os resultados de diferentes modelos de previsão da trajetória e as localizações do óleo inferidas de imagens de satélite



Fonte: Adaptado de U.S. DEPT. OF THE INTERIOR. MINERALS MANAGEMENT SERVICE (2002).

Legenda: Pontos pretos indicam as partículas virtuais, pontos rosa indicam a área varrida pelas partículas virtuais. Vetores indicam as correntes superficiais no momento indicado.

Uma tentativa de prever a trajetória do óleo na subsuperfície também foi feita utilizando os campos de correntes 3D do modelo WFS para transportar o óleo em diferentes níveis na coluna de água. Entretanto, a falta de informações sobre a localização do óleo não permitiu a reinicialização do modelo e, devido aos erros elevados, não foi possível avaliar sua capacidade preditiva (EOS TRANSACTIONS AMERICAN GEOPHYSICAL UNION, 2011).

Apesar da relativa eficiência na aplicação do modelo ao caso em questão, ainda existem algumas limitações que dificultam a previsão acurada da trajetória do óleo em situações como essa. Em primeiro lugar estão os erros associados aos modelos de previsão, que tendem a crescer ao longo do tempo. Em segundo, a dependência de fatores que influenciam no destino do óleo no mar, tais como o transporte e a dispersão pelas correntes oceânicas

e os processos de intemperismo. Em terceiro, o desconhecimento sobre a quantidade de óleo efetivamente vazada e, por último, as incertezas sobre os efeitos das medidas de mitigação durante o combate ao vazamento, tais como o uso de dispersantes e barreiras (EOS TRANSACTIONS AMERICAN GEOPHYSICAL UNION, 2011).

2.5.2. Vazamento no campo de Montara em 2009

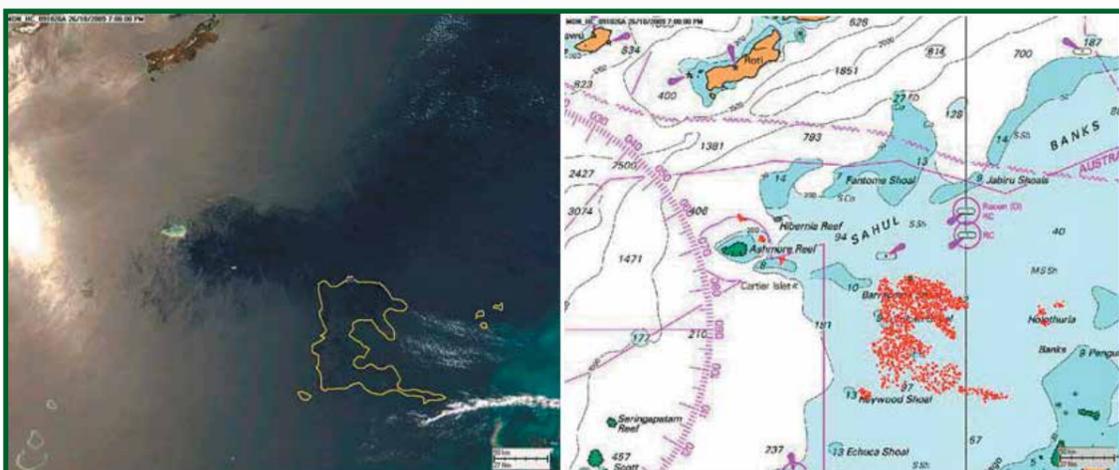
Em 21 de agosto de 2009, a perda de controle do poço H1 no campo de Montara, no Mar de Timor, provocou um dos maiores vazamentos de óleo da história da Austrália. Estimativas da operadora indicam que cerca de 400 barris de óleo vazaram por dia durante os 72 dias de vazamento até que o poço fosse vedado em 3 de novembro de 2009.

Como parte do Plano de Monitoramento de Montara, um estudo de modelagem foi desenvolvido posteriormente ao acidente com a finalidade de subsidiar os programas de monitoramento e a avaliação dos impactos do vazamento. A abordagem combinou o uso

de modelagem da trajetória do óleo, dados de sobrevoo e imagens de satélite com o objetivo de compreender o comportamento do vazamento ao longo do tempo e determinar a extensão e magnitude dos potenciais efeitos do vazamento (APASA, 2010).

Um modelo de derramamento de óleo foi aplicado utilizando como base campos de correntes superficiais obtidos a partir de três modelos distintos acrescidos dos efeitos das marés: NCOM (USA Navy Coastal Ocean Model); Oceanmaps (Ocean Model Analysis and Prediction System); e GSLA (Gridded Sea Level Anomaly model). Campos de ventos obtidos do modelo de reanálise Global Forecast System (GFS) da NOAA também foram utilizados. Os resultados desses modelos foram analisados para avaliar o grau de concordância entre eles e comparados diariamente com informações de sobrevoo, observações feitas a partir de navios e imagens de satélite MODIS e Landsat para estabelecer um grau de confiança (APASA, 2010). Como exemplo, apresenta-se na Figura 2.6 a comparação entre os resultados do modelo e a imagem de satélite às 07:00h do dia 26 de outubro de 2009.

Figura 2.6 - Comparação entre a imagem de satélite MODIS (esquerda) e o resultado da modelagem em modo hindcast (direita) às 07:00h do dia 26 de outubro de 2009



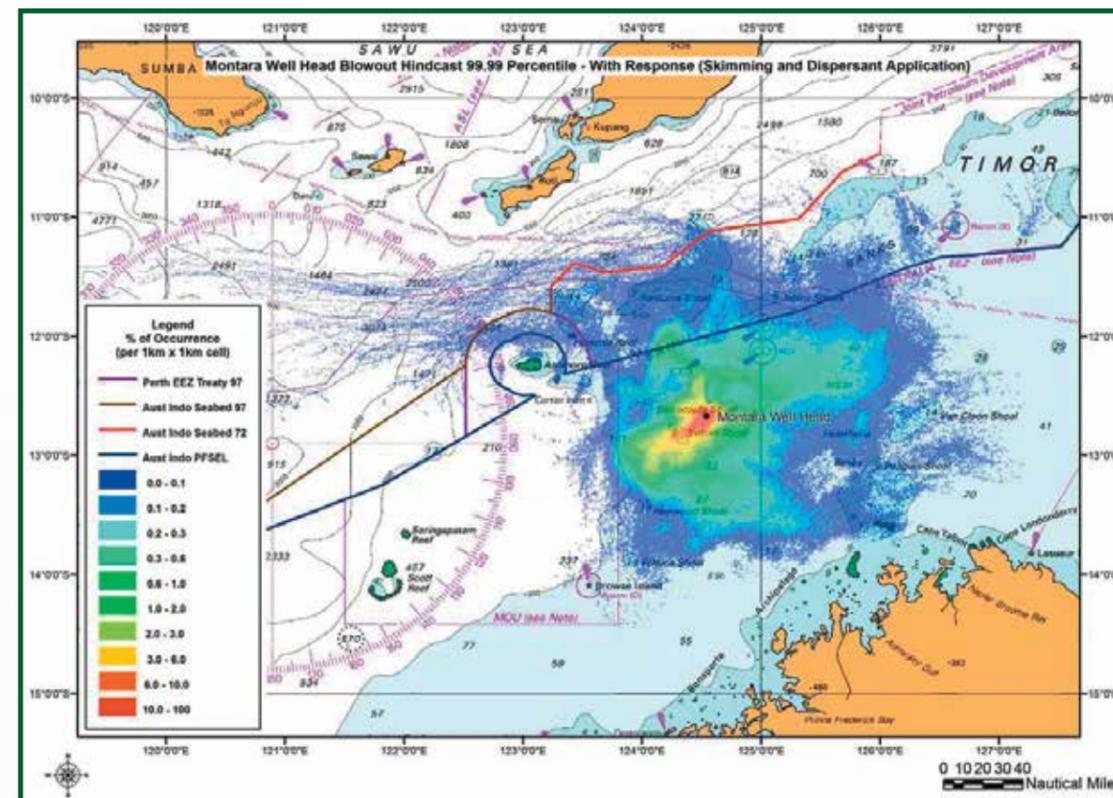
Fonte: APASA, 2010.

Legenda: A linha amarela na imagem de satélite indica a mancha de óleo observada e as partículas em vermelho indicam a mancha de óleo modelada.

A integração das observações dos sobrevoo e navios, das imagens de satélite e dos resultados do modelo permitiram determinar de forma bastante acurada todas as posições visíveis do óleo. Os resultados, que cobriram o período de 92 dias desde o início do vazamen-

to, foram processados para gerar a medida relativa da exposição do óleo na superfície. A Figura 2.7 ilustra a área total dentro da qual cada mancha isolada de óleo foi observada por meio de um dos métodos acima listados (Ref. /49/).

Figura 2.7 - Mapa de exposição relativa do óleo na superfície representando todas as ocorrências conhecidas e estimadas do óleo visível na superfície associadas ao incidente de Montara



Fonte: Adaptado de APASA, 2010.

2.6. ANÁLISE CRÍTICA E RECOMENDAÇÕES

O levantamento das informações apresentadas nas seções anteriores permitiu tomar conhecimento do status atual dos modelos de derramamento de óleo e da regulamentação no Brasil e no exterior envolvendo a aplicação desses modelos como apoio à ARA e à resposta a emergência para o caso de incidentes com vazamento de óleo no mar com origem nas atividades de E&P em áreas marinhas.

A pesquisa mostrou que as ferramentas computacionais hoje existentes são capazes de representar a trajetória e praticamente todos os processos que ocorrem com o óleo

derramado no mar. Em diferentes níveis de complexidade, possibilitam representar desde o comportamento da pluma com origem na perda de controle de um poço em elevadas profundidades até seu comportamento na superfície, incluindo os processos de intemperismo e seus efeitos sobre as propriedades do óleo. Apesar da avaliação desses modelos depender da comparação com dados obtidos em campo, os modelos existentes são capazes de atender aos requisitos necessários para uma ARA e prover informações suficientes para o dimensionamento da estrutura de resposta a um even-

tual acidente com vazamento.

As diretrizes brasileiras para a elaboração dos estudos de modelagem como apoio ao licenciamento ambiental das atividades de E&P descrevem em relativa riqueza de detalhes o procedimento a ser seguido para o desenvolvimento desses estudos, seguindo um padrão geral que é adaptado em função da atividade a ser licenciada e da sensibilidade do ambiente em que será desenvolvida. Entretanto, existem diversos aspectos nessas diretrizes que poderiam ser aperfeiçoados à luz da tecnologia existente atualmente e das boas práticas utilizadas em outros países.

Na sequência são apresentadas uma análise crítica das principais características da regulamentação brasileira e algumas recomendações para o aperfeiçoamento do uso da modelagem de derramamento de óleo como apoio à ARA.

2.6.1. Análise crítica da regulamentação no Brasil

- Definição da área impactada sem considerar o dano ao ambiente: Os critérios adotados atualmente no Brasil para delimitação da área potencialmente afetada por um derramamento de óleo não levam em consideração os possíveis danos sobre o ambiente, estando associados a aspectos visuais da mancha na superfície, seu toque na costa ou simplesmente o acompanhamento da mancha por 30 dias a partir da interrupção do vazamento. O limite adotado de 3×10^{-7} m de espessura, por exemplo, é baseado em observações aéreas do óleo no mar e correspondem a uma mancha superficial brilhante (APASA, 2010).
- Descargas de vazamento a serem simuladas: Além da descarga de pior caso, no Brasil é exigida a simulação de vazamentos de 8 e 200 m³. Essa exigência resulta dos valores determinados pela Resolução CONAMA 398 – e anteriormente da Resolução CONAMA 293 –, que os utiliza como referências para o dimensionamento da

capacidade de resposta a derramamentos de óleo nos Planos de Emergência Individuais. Não se encontra justificativa técnica para a rigidez na exigência de modelagem destas quantidades, que na maioria das vezes não representam bem as quantidades possivelmente liberadas nos cenários acidentais identificados na análise de risco.

- Duração da simulação: Apesar de o período de 30 dias para acompanhamento do óleo após o término do vazamento ser adotado em outros países e corroborado por alguns estudos (KELLY; SANDERS, 2008), a adoção do período fixo de 30 dias de vazamento no caso de *blowout* também resulta de uma determinação da Resolução CONAMA 398 para consideração do tempo de 30 dias para cálculo do volume correspondente à descarga de pior caso nos Planos de Emergência Individuais. A definição da duração do *blowout* para a modelagem de derramamento deveria levar em consideração critérios mais apropriados e específicos de cada operação, como as características do óleo, do poço e do reservatório, e o tempo máximo estimado para interromper o vazamento.
- Análise caso a caso sobre os impactos em corpos de água costeiros: Entende-se que o procedimento atualmente adotado pela CGPEG de avaliar caso a caso a necessidade de incluir estuários e outros corpos de água costeiros no domínio de modelagem, levando em consideração sua sensibilidade ambiental e o tempo de chegada do óleo nessas regiões (60 horas), é válida e pode ser mantida. De fato, os processos nesses corpos de água ocorrem em escalas diferentes daquelas dos processos em áreas offshore, de modo que a sua solução usando um único domínio de modelagem demandaria elevado custo computacional. Assim, em função dos resultados do estudo, uma análise adicional poderia ser solicitada de modo a incorporar esses corpos de água na análise integrada. Entretanto, entende-se que tal

condição deve ser explicitada nos termos de referência de modo a tornar claro ao operador os possíveis desdobramentos do estudo de modelagem.

2.6.2. Recomendações

Tomando por base o status atual dos modelos de derramamento de óleo e a regulamentação internacional apresentada, são apresentadas as seguintes recomendações para o aperfeiçoamento da metodologia atualmente aplicada no Brasil:

- Inclusão de mecanismos de contenção: Os modelos de derramamento de óleo atuais permitem a inclusão de mecanismos de bloqueio do óleo, tais como barreiras de contenção e dispersantes. A apresentação de cenários específicos incluindo tais mecanismos, na forma de simulações adicionais às que já são realizadas para a situação de não-resposta, podem ser úteis para a verificação da eficácia da resposta planejada à emergência.
- Revisão das descargas a serem simuladas: Em substituição às descargas de 8 e 200m³, recomenda-se, além da descarga de pior caso, simular a descarga mais provável ou mais credível (conforme sugerido na diretriz australiana), contribuindo para

uma análise mais realista dos riscos.

- Duração da simulação: Recomenda-se a adoção de critérios mais apropriados e específicos para definir a duração da simulação, como a duração do vazamento acrescida do tempo necessário para conter o vazamento (ex: tempo para perfurar um poço de alívio) e o período adicional para acompanhamento do óleo derramado (30 dias).
- Solicitação do fornecimento dos arquivos das simulações: Países como a Noruega exigem que os arquivos contendo os resultados das simulações de derramamento de óleo sejam entregues juntamente com o estudo. Tal medida visa alimentar a base de informações do órgão e permitir o reuso em outros estudos e análises. A adoção dessa prática possibilitaria a criação de uma base de informações que permitiria ao órgão regulador tomar as suas decisões ou fazer as suas próprias análises. No entanto, isso requer uma estrutura para operar tais informações, que inclui corpo técnico qualificado e a aquisição e manutenção de ferramentas computacionais.

3. PROPOSTAS PARA APRIMORAMENTO DOS ESTUDOS DE ANÁLISE DE RISCO AMBIENTAL PARA ATIVIDADES DE EXPLORAÇÃO E PRODUÇÃO DE ÓLEO E GÁS EM ÁREAS MARINHAS

3.1. INTRODUÇÃO

O estudo de ARA para atividades de E&P de óleo e gás em áreas marinhas deve ter como finalidade identificar e avaliar os riscos dessas atividades para o ambiente. Para isso, o estudo deve cumprir as seguintes etapas:

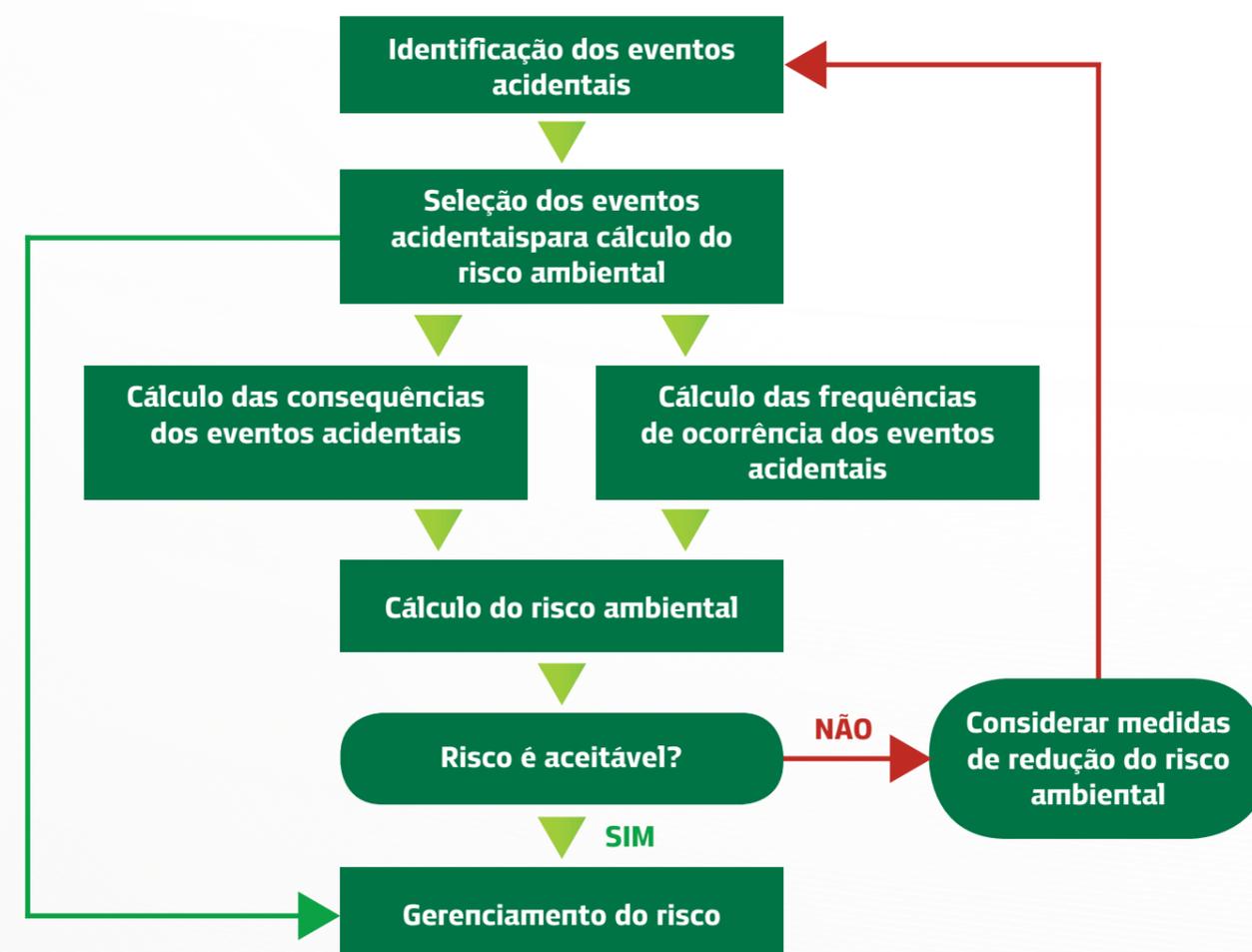
- Identificar os eventos acidentais capazes de resultar em danos aos meios físico ou biótico;
- Selecionar os eventos acidentais relevantes para uma avaliação mais detalhada e, eventu-

almente, o cálculo do risco ambiental;

- Quando aplicável, calcular o risco ambiental associado aos eventos acidentais selecionados;
- Avaliar a aceitabilidade do risco ambiental com base em critérios de aceitabilidade pré-definidos;
- Caso o risco seja considerado inaceitável, considerar a adoção de medidas de redução do risco.

A Figura 3.1 ilustra as etapas de um processo de análise e avaliação de risco ambiental.

Figura 3.1 - Processo de análise e avaliação do risco ambiental



Considerações conceituais e metodológicas são feitas a seguir com relação a cada etapa do processo de ARA. As considerações têm como base os elementos e conclusões constantes dos relatórios referentes às partes anteriores deste projeto. A partir dessas considerações, são propostas, em alguns casos, abordagens metodológicas consideradas mais apropriadas para o aperfeiçoamento

e a padronização dos estudos. Em outros casos, são apontadas questões conceituais e limitações metodológicas que indicam a necessidade de amadurecimento técnico e científico para a utilização da ARA como uma ferramenta eficaz de apoio à tomada de decisão no licenciamento ambiental de atividades de E&P de óleo e gás em áreas marinhas no Brasil.

3.2. IDENTIFICAÇÃO E SELEÇÃO DOS EVENTOS ACIDENTAIS

A técnica reconhecidamente eficaz e mais amplamente utilizada para a identificação preliminar dos possíveis eventos acidentais relacionados a uma atividade industrial é a Análise Preliminar de Perigos (APP). Na APP, busca-se identificar e discutir as causas de cada um dos eventos acidentais e suas respectivas consequências, sendo feita em alguns casos uma avaliação qualitativa da frequência de ocorrência, da severidade das consequências e do risco resultante.

Em um estudo de análise de risco cuja finalidade é servir de base, dentro de um processo de licenciamento ambiental, para a tomada de decisão quanto à aceitabilidade do risco que uma determinada atividade traz para o ambiente, entende-se que a etapa de identificação dos eventos acidentais deve cumprir dois objetivos principais:

- 1) Indicar todos os eventos acidentais capazes de provocar alteração no ambiente; e
- 2) Permitir a seleção dos eventos acidentais cuja severidade das consequências requeira uma análise mais aprofundada e, quando possível, uma análise quantitativa de risco.

No caso da ARA para atividades de E&P de hidrocarbonetos em áreas marinhas, devem ser identificados todos os eventos acidentais capazes de resultar na liberação de substâncias nocivas que possam atingir o ambiente aquático ou terrestre afetando de alguma maneira os meios físico ou biótico. Essas substâncias nocivas podem incluir, entre outras:

- Óleo cru e condensado;
- Fluidos de perfuração e completação;
- Diesel e outros óleos combustíveis;
- Óleo hidráulico e óleo lubrificante;
- Produtos químicos diversos.

Visando à padronização da análise, sugere-se que a identificação dos eventos acidentais seja feita por meio da planilha ilustrada na Figura 3.2. O conteúdo dos campos da planilha está indicado a seguir.

Atividade: Atividade de E&P de hidrocarbonetos objeto do estudo de análise de risco.

Instalação: Unidade marítima ou outra instalação envolvida na atividade.

Sistema: Conjunto físico ou funcional de elementos ou de operações que faz parte da unidade marítima ou de outra instalação envolvida na atividade.

Evento acidental: Qualquer evento capaz de resultar na liberação de substâncias nocivas que possam atingir o ambiente aquático ou terrestre.

Causas: Eventos simples ou combinados que podem levar à ocorrência do evento acidental, tais como perda de contenção em equipamentos ou tubulações, falha no cumprimento de procedimentos, falha de instrumentos, falha de sistemas de proteção, etc.

VTO: Vazão máxima estimada de liberação, tempo máximo estimado de liberação e quantidade máxima estimada de substâncias nocivas liberadas para o ambiente em cada evento acidental.

Efeitos: Possíveis consequências do evento acidental para os meios físico ou biótico.

Severidade: Avaliação qualitativa do nível de severidade das consequências do evento acidental. As categorias de severidade sugeridas para essa avaliação estão indicadas na Tabela 3.1. (Página 70)

Medidas preventivas e mitigadores: Medidas previstas para reduzir a probabilidade de ocorrência ou para mitigar as consequências do evento acidental.

N°: Número sequencial para identificação do evento acidental.

Figura 3.2 - Planilha para identificação dos eventos acidentais

ANÁLISE PRELIMINAR DE PERIGOS		Folha N°
Atividade:		
Instalação:		
Sistema:		
Evento acidental		
Causas		
VTO		
Efeitos		
Severidade		
Medidas preventivas e mitigadores		
N°		

Tabela 3.1 - Categorias de severidade das consequências do evento acidental

Categoria	Definição
IV	Possibilidade de a substância liberada atingir áreas costeiras ou insulares de alta sensibilidade ambiental ($ISL \geq 7$) ¹³ , unidades de conservação ou áreas terrestres ou marinhas de relevante interesse ecológico.
III	Possibilidade de a substância liberada atingir áreas costeiras ou insulares.
II	Possibilidade de a substância liberada afetar áreas marinhas extensas, mas sem atingir áreas costeiras ou insulares.
I	Alcance da substância liberada restrito às imediações da fonte da liberação.

Para a avaliação do nível de severidade das consequências do evento acidental deverão ser considerados:

- O tipo, as características e a quantidade da substância liberada;
- O local da liberação;
- As condições meteo-oceanográficas locais;
- As características das áreas passíveis de serem atingidas pela substância liberada.

Na avaliação podem ser usados como referência eventos acidentais e estudos de modelagem de trajetória anteriores.

A principal diferença entre planilha de APP aqui proposta e aquelas comumente utilizadas nos estudos até hoje realizados é a ausência das classificações qualitativas de frequência e de risco dos eventos acidentais. A razão por trás disso é o entendimento de que essas classificações qualitativas de frequência e de risco não são fatores relevantes para qualquer tomada de decisão dentro do processo de licenciamento ambiental ou quanto à necessidade de análises mais aprofundadas, com a eventual utilização de métodos quantitativos, em etapas posteriores do estudo. De forma análoga à visão da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2003) no tratamento de riscos para a vida humana e para o ambiente associados a instalações que manuseiam produtos perigosos, entende-se que o fator relevante a ser avaliado nesta etapa de identificação dos eventos acidentais é a severidade das suas possíveis consequências para o ambiente.

Isso não quer dizer que devam ser desconsiderados no estudo os eventos acidentais com

severidades menores. Todos esses eventos deverão estar devidamente identificados e, independentemente da sua frequência e da severidade das suas consequências, deverão ser indicadas as medidas previstas ou propostas para a redução da sua probabilidade de ocorrência ou para a mitigação das suas consequências.

Uma distinção, porém cabe ser feita em relação aos eventos acidentais considerados de severidade mais importante, p.e. classes III ou IV conforme a classificação sugerida na Tabela 3.1, ou seja, aqueles em que haja a presunção da possibilidade de que sejam atingidas áreas costeiras ou insulares, unidades de conservação ou áreas de relevante interesse ecológico. Devido ao seu potencial de gravidade, esses eventos devem ser objeto de análises mais profundas nas etapas seguintes do estudo. Uma sugestão de padronização para apresentação dos eventos acidentais selecionados para as etapas seguintes está ilustrada na Figura 3.3.

Figura 3.3 - Apresentação dos eventos acidentais selecionados

Nº	Evento acidental	VTQ	Severidade

Caso nenhum evento acidental seja considerado de severidade III ou IV, o estudo de ARA deverá ser limitado à etapa de identificação dos eventos acidentais e das respectivas medidas preventivas e mitigadoras. Isto não quer dizer que eventos acidentais com efeitos presumidamente limitados a áreas marinhas sem relevante interesse ecológico sejam considerados admissíveis ou que não devam merecer atenção e tratamento adequados. O entendimento por trás da metodologia aqui proposta é de que, embora esses eventos causem inevitavelmente alterações no ambiente, essas alterações têm magnitude e duração limitadas, não justificando a aplicação de técnicas quantitativas de análise de risco.

Sabe-se que qualquer liberação de uma substância nociva para o ambiente marinho, independentemente da quantidade liberada, provoca alterações nesse ambiente. Dentre os organismos potencialmente afetados, o plâncton é um dos grupos mais vulneráveis devido à incapacidade dos seus indivíduos de fugir da poluição movendo-se para locais não afetados. Entretanto, devido às suas próprias características de reprodução e colonização do ambiente marinho, sua recuperação ocorre de uma forma relativamente rápida com a redução da presença da substância poluente, que por sua vez também ocorre rapidamente no ambiente marinho em decorrência dos processos naturais de degradação e disso-

lução. Assim, não se mostra apropriada a aplicação de análises quantitativas para situações como esta, em que os efeitos dos eventos acidentais se limitem a áreas marinhas sem relevante interesse ecológico, ademais pela dificuldade de estabelecer critérios de aceitabilidade de risco, como será visto mais à frente.

3.3 CÁLCULO DAS CONSEQUÊNCIAS DOS EVENTOS ACIDENTAIS

De acordo com a metodologia aqui proposta¹⁴, devem ser selecionados para análise mais detalhada os eventos acidentais considerados de severidade mais importante, p.e. classes III ou IV conforme a classificação sugerida na Tabela 3.1, ou seja, aqueles em que haja a presunção da possibilidade de que sejam atingidas áreas costeiras ou insulares, unidades de conservação ou áreas de relevante interesse ecológico. Como primeira etapa dessa análise, deve ser feita uma avaliação das consequências dos eventos acidentais para os ambientes a eles vulneráveis.

A identificação dos ambientes vulneráveis deve ser feita por meio da modelagem matemática dos eventos acidentais de derramamento de substâncias nocivas para o mar, em particular derramamento de óleo. No capítulo 2 deste trabalho foi feita uma análise dos procedimentos exigidos para a

¹³ ISL: Índice de sensibilidade do litoral a derramamentos de óleo, de acordo com as Especificações e Normas Técnicas para a Elaboração de Cartas de Sensibilidade Ambiental para Derramamentos de Óleo, do Ministério do Meio Ambiente.

¹⁴ Importante notar que a análise de riscos do projeto continuará sendo feita na íntegra. Para o cálculo das consequências e riscos ambientais poderia ser aplicada a metodologia proposta. Entende-se que a ARA está inserida na AGR (Análise e Gerenciamento de Riscos) do projeto. Os processos cotidianos sujeitos a cenários acidentais de maior frequência (pequenos volumes) não serão tolerados tacitamente e, portanto, serão tratados no gerenciamento dos riscos.

elaboração de estudos de modelagem de dispersão de óleo em áreas marinhas no Brasil, avaliando os recursos existentes, suas limitações, a regulamentação no Brasil e no exterior e exemplos de aplicações em casos reais de acidentes. No respectivo capítulo, foram identificadas tendências internacionais e apresentadas recomendações para o aperfeiçoamento da metodologia atualmente aplicada no Brasil. Três questões discutidas no relatório têm consequências metodológicas importantes para a ARA.

A primeira dessas questões está relacionada às quantidades de substância derramada a serem consideradas na modelagem. A determinação atual do IBAMA é que os estudos de modelagem devam ser realizados por faixa de volumes da seguinte forma (IBAMA, 2013):

- para cenários acidentais com volumes entre 0 e 8 m³, modelar o volume de 8 m³;
- para cenários acidentais com volumes entre 8 e 200 m³; modelar o volume de 200 m³;
- para cenários acima de 200 m³, modelar o volume de pior caso, segundo a Resolução CONAMA 398, podendo a empresa propor faixas intermediárias entre 200 m³ e o volume de pior caso.

Os valores de 8 m³, 200 m³ e do volume de pior caso provêm do Anexo III da Resolução CONAMA 398, que define os critérios para o dimensionamento da capacidade mínima de resposta a incidentes de poluição por óleo nos Planos de Emergência Individuais (PEIs). Lá, esses volumes são usados para determinação das quantidades e dos tempos para disponibilidade de recursos para recolhimento de óleo derramado.

A adoção desses mesmos volumes para agrupamento dos cenários com vista à análise quantitativa resulta, porém, em distorção acentuada no cálculo das consequências dos cenários com volumes entre 0 e 200 m³, que representam normalmente a maioria dos eventos acidentais. Cenários que envolvam,

por exemplo, a liberação de 1 m³ devem ser modelados com 8 m³; cenários com liberação de 10 m³ devem ser modelados com 200 m³. É ponto relevante de discussão a adoção do critério do dano e não da simples exposição. Nas práticas nacionais não tem sido possível ponderar as probabilidades de presença de óleo nos estudos a submeter para análise e usar a informação sobre os volumes de óleo no componente, como no caso do método MIRA, adotado na Noruega. Como se sabe, os danos causados por diferentes volumes de óleo sofrem variações significativas, como no caso de 10m³ e 200m³.

Essa distorção tem implicações ainda mais importantes no cálculo da frequência dos cenários acidentais, como veremos mais adiante.

Mais adequado seria que a definição dos volumes para modelagem de derramamento fosse deixada a critério do operador, conforme os volumes associados aos eventos acidentais identificados na APP, podendo ele optar por reuni-los em cenários representativos, usando como referência para a modelagem o maior volume em cada grupo de eventos. Assim, no caso hipotético de terem sido estimados os seguintes volumes para os eventos acidentais selecionados da APP:

- Evento 1: 175 m³
- Evento 2: 45 m³
- Evento 3: 80 m³
- Evento 4: 12.500 m³
- Evento 5: 2.500 m³
- Evento 6: 300 m³
- Evento 7: 70 m³
- Evento 8: 2 m³
- Evento 9: 4 m³
- Evento 10: 20 m³

Poderia o operador optar por reuni-los, por exemplo, nos seguintes cenários representativos:

- Cenário 1: 4 m³ (reunindo os eventos 8 e 9)
- Cenário 2: 80 m³ (reunindo os eventos 2, 3, 7 e 10)
- Cenário 3: 300 m³ (reunindo os eventos 1 e 6)
- Cenário 4: 2.500 m (evento 5)
- Cenário 5: 12.500 m (evento 4)

Seguindo o critério atualmente determinado pelo IBAMA, para dois eventos, com volumes variando entre 2 e 4 m³, a modelagem deveria ser feita com o volume de 8 m³; e para cinco eventos, com volumes variando entre 20 e 175 m³, a modelagem deveria ser feita com o volume de 200 m³. Para os três volumes restantes (300, 2.500 e 12.500 m³) o operador poderia optar por realizar modelagens separadas ou reuni-los, modelando apenas o volume de 12.500 m³.

Embora as distorções permaneçam em qualquer situação em que haja a reunião de eventos com volumes diferentes, estas podem ser reduzidas de maneira significativa na medida em que o agrupamento dos eventos seja feito de acordo com o critério mais adequado a cada caso.

A segunda questão relacionada à modelagem diz respeito à consideração dos recursos de combate ao derramamento como fatores de mitigação do espalhamento da mancha. Sendo hoje esses recursos rigorosamente requeridos pelo IBAMA, inclusive em redundância e com características técnicas que elevam a sua eficiência e confiabilidade, e dispondo alguns modelos atualmente de capacidade de representar razoavelmente bem a sua atuação em diferentes condições

meteoceanográficas, é plausível a consideração desses recursos como fatores de atenuação das consequências de um eventual derramamento.

Finalmente, a última questão diz respeito ao tempo de liberação a ser considerado nos eventos envolvendo a erupção (*blowout*) do poço. Também aparentemente originada na Resolução CONAMA 398, a exigência de consideração obrigatória de um tempo de liberação de 30 dias pode ser excessiva em face do desenvolvimento recente de sistemas de contenção de derramamentos *in situ*, na cabeça do poço, principalmente após o acidente com a Deepwater Horizon, em 2010, no Golfo do México. Na medida em que se provem confiáveis, esses sistemas devem ser considerados na estimativa do tempo de liberação e, consequentemente, dos volumes derramados no caso de erupção do poço.

Após a determinação das áreas possivelmente atingidas pelo derramamento, de acordo com os resultados da modelagem matemática, a etapa seguinte é a avaliação dos efeitos da substância derramada sobre o ambiente. De acordo com o IBAMA (2013), essa avaliação deve ser feita com base nos componentes com valor ambiental (CVAs), os quais deverão:

- ter presença significativa na área afetada;
- ser vulneráveis à poluição por óleo; e
- ser importantes (e não apenas financeiramente) para a população local; ou
- ter interesse nacional ou internacional; ou
- ter importância ecológica.

Segundo o IBAMA (2013), também devem ser considerados CVAs as espécies endêmicas ou ameaçadas de extinção. Ainda de acordo com o IBAMA (2013), a sensibilidade dos CVAs deverá ser avaliada em função do seu tempo de recuperação, definido como "o tempo que

o componente, após ser atingido, levaria para se recompor aos níveis anteriores à exposição por óleo", cuja estimativa deverá ser feita por meio de consulta à literatura científica.

Uma dificuldade que transparece aqui, além da subjetividade inerente aos critérios que definem os CVAs, é a limitação do conhecimento científico quanto aos seus tempos de recuperação, problema que se manifestará de forma mais intensa nas novas fronteiras exploratórias da Margem Equatorial Brasileira.

Caso venha a ser mantido o tempo de recuperação dos ambientes como o parâmetro para o cálculo do risco ambiental, é conveniente que referências científicas mais robustas sejam desenvolvidas para os ambientes e respectivos CVAs típicos dos ecossistemas brasileiros.

Outro ponto a ser notado é o fato de a avaliação das consequências dos eventos acidentais ser feita apenas com base no tempo de recuperação dos CVAs, os quais, segundo o IBAMA (2013), incluem somente comunidades biológicas e ecossistemas. Desse modo, não são consideradas no cálculo do risco ambiental todas as possíveis consequências socioeconômicas que um acidente de derramamento de óleo possa ter, independentemente ou não dos tempos de recuperação dos ambientes afetados.

3.4 CÁLCULO DAS FREQUÊNCIAS DE OCORRÊNCIA DOS CENÁRIOS ACIDENTAIS

Segundo o IBAMA (2013), deve-se "avaliar quantitativamente a frequência de ocorrência de cada cenário acidental que resulte em vazamento para o mar de óleo ou fluido base não aquosa". Isso significa calcular a frequência mesmo daqueles cenários cujas consequências sejam consideradas de severidade baixa, os quais, conforme discutido anteriormente, não justificariam uma análise quantitativa de risco.

A sugestão que aqui se faz é que o cálculo de frequência seja feito apenas para aqueles

cenários cuja avaliação preliminar, feita na APP, confirmada pelo estudo de modelagem de derramamento, indique severidade mais importante, p.e. classes III ou IV conforme a classificação sugerida na Tabela 3.1, ou seja, aqueles com possibilidade de serem atingidas áreas costeiras ou insulares, unidades de conservação ou áreas de relevante interesse ecológico.

O cálculo das frequências dos cenários acidentais deve ser feito considerando os agrupamentos de eventos para o cálculo de consequências, conforme discutido no item anterior. Assim, caso esse agrupamento seja feito de acordo com a determinação do IBAMA (2013), reunindo os eventos nas faixas de volume entre 0 e 8 m³, e entre 8 e 200 m³, ocorrerá uma significativa superestimação das frequências associadas aos volumes superiores dessas faixas (8 m³ e 200 m³, respectivamente), com a consequente superestimação do risco. Deixar a critério do operador o agrupamento dos eventos acidentais, conforme sugerido no item anterior para a definição dos cenários para modelagem, permite a redução dessa distorção.

A frequência dos cenários acidentais deve ser calculada a partir da composição das frequências de ocorrência dos eventos iniciadores e das diferentes possibilidades de evolução do acidente, incluindo a probabilidade de chegada da substância derramada aos ambientes vulneráveis. Para isso devem ser utilizadas fontes de dados reconhecidas tais como HSE (*Health and Safety Executive* – Reino Unido), PSA (*Petroleum Safety Authority* – Noruega), OLF (*Norwegian Oil and Gas Association* – Noruega), OPS/PHSMA (*Office of Pipeline Safety / Pipeline and Hazardous Materials Safety Administration* – Estados Unidos), DNV (*Det Norsk Veritas* – Noruega), SINTEF (*Technology and Society Safety Research* – Noruega) e OGP (*International Association of Oil and Gas Producers* – Reino Unido), juntamente com técnicas convencionais como árvore de falhas, árvore de eventos e análise de camadas de proteção (LOPA – *loss of protection analysis*).

3.5 CÁLCULO E AVALIAÇÃO DO RISCO AMBIENTAL

Preliminarmente às considerações adiante apresentadas, com relação à análise quantitativa de risco (AQR), o IBP entende que seria necessário aprofundar as discussões quanto à mudança no método atualmente aplicado no licenciamento ambiental federal. Ou seja, torna-se fundamental permitir o uso de correlações entre o volume de óleo e dano, da mesma forma que se utilizam equações para estabelecer relações do tipo exposição x morte, semelhantemente ao que existe para diferentes níveis de concentração, no caso de vazamento de produtos químicos, radiação térmica ou sobrepressão, no caso de incêndios e explosões, respectivamente. O cálculo efetivo do dano passaria a ser considerado, fixando-se uma metodologia que utilizasse o volume de óleo que viesse a atingir um determinado componente ambiental.

Além dessa consideração inicial e relevante, outro ponto a ser considerado quando da realização de uma análise quantitativa de risco (AQR) é o uso que se pretende fazer dos seus resultados. O objetivo principal de uma AQR, neste caso uma análise quantitativa de risco ambiental (ARA), é a obtenção de valores que representem de alguma forma o risco associado a uma instalação ou atividade, de tal forma que esses valores possam ser cotejados com um critério de aceitabilidade previamente definido, embasando assim uma tomada de decisão.

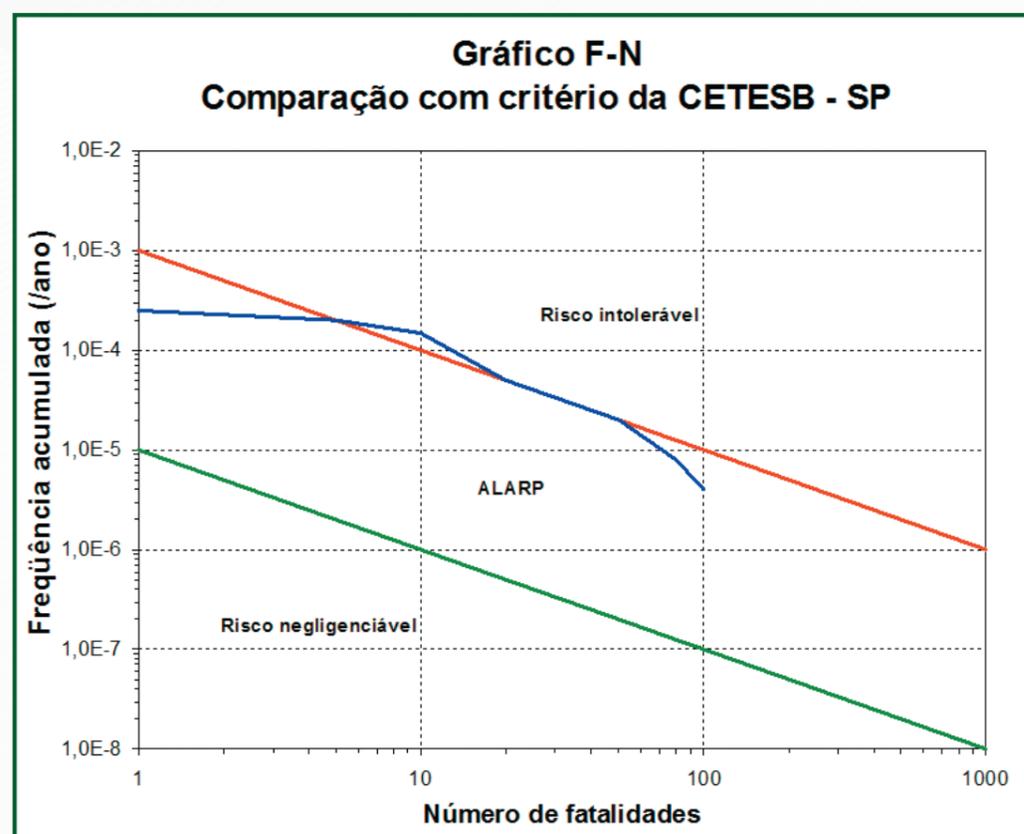
Caso o risco calculado atenda ao critério de aceitabilidade, o risco é considerado aceitável, cabendo cuidar-se para que ele

se mantenha nessa condição ao longo da vida da instalação ou do desempenho da atividade por meio de práticas adequadas de gerenciamento de risco, tais como inspeção e manutenção apropriada dos ativos, treinamento e capacitação de pessoal, procedimentos operacionais consistentes, processos de gestão de mudanças, procedimentos para liberação de trabalhos não rotineiros, procedimentos para investigação de incidentes etc.

Caso o risco calculado não atenda ao critério de aceitabilidade, mudanças devem ser feitas visando à sua redução. Essas mudanças podem ser físicas (p.e. a incorporação de redundâncias ou novos dispositivos de segurança) ou de procedimentos. Após a incorporação dessas mudanças, um novo cálculo deve ser feito para verificar se nessa nova condição o risco passa a ser aceitável.

Como exemplo, observe-se na Figura 3.4 o critério de aceitabilidade do risco social adotado pela CETESB nos estudos de análise de risco realizados para instalações que movimentam produtos perigosos no Estado de São Paulo, cuja representação é feita em um gráfico denominado F-N. O critério de consequências utilizado é morte de pessoas não envolvidas com a atividade, incluindo-se aí habitantes de áreas residenciais e trabalhadores de empresas vizinhas à instalação fonte do risco. A curva azul do gráfico, conhecida como curva F-N, representa a frequência acumulada de ocorrência de eventos acidentais que podem resultar em N ou mais mortes entre os indivíduos expostos aos efeitos desses acidentes.

Figura 3.4 - Critério de aceitabilidade do risco social adotado pela CETESB



Fonte: ACETESB, 2003.

Para avaliação com relação à aceitabilidade do risco representado pela curva F-N, o gráfico é dividido em três regiões: a região acima da reta vermelha, na qual o risco é considerado excessivamente alto e intolerável; a região abaixo da reta verde, na qual o risco é considerado suficientemente baixo e aceitável; e a região entre a reta vermelha e a reta verde, na qual devem ser avaliadas medidas capazes de reduzir o risco a um nível tão baixo quanto razoavelmente possível (*as low as reasonably possible* – ALARP).

No exemplo hipotético da Figura 3.4, o risco representado pela curva F-N seria considerado inaceitável e medidas de redução de risco teriam que ser obrigatoriamente adotadas.

Retornando à ARA, o critério determinado pelo IBAMA (2013) para avaliação quantitativa das consequências dos eventos acidentais é o tempo de recuperação dos componentes com valor ambiental (CVAs).

No entanto, o IBAMA (2013) define o risco ambiental como o resultado da multiplicação do somatório das frequências de ocorrência dos cenários acidentais pela probabilidade de que cada CVA seja atingido por faixa de volume de derramamento. A fórmula usada para expressar o risco ambiental é:

$$RA_{comp(x)} = \left(\sum_{i=1}^n f_i \right) \cdot p(x)$$

Onde:

$RA_{comp(x)}$ é o risco ambiental de um componente ambiental ser atingido;

n é o número de cenários acidentais onde o óleo vazado atinge um dado componente ambiental;

f é a frequência estimada do cenário acidental;

$p(x)$ é a probabilidade de o componente ambiental ser atingido por óleo de acordo com as faixas de volume estabelecidas.

A definição e a fórmula acima representam na verdade a frequência acumulada com que um componente ambiental pode ser atingido. A definição usualmente adotada de risco associa os fatores frequência e consequência, estando este último ausente da definição e da fórmula acima.

De acordo com a metodologia determinada pelo IBAMA (2013), a empresa deverá calcular a relação entre o tempo de recuperação do componente ambiental, este sim um fator relacionado às consequências dos eventos acidentais, e o tempo de ocorrência (cuja denominação mais apropriada seria tempo de recorrência) do dano. Embora não seja indicado claramente como tal, o critério de aceitabilidade de risco está implícito na determinação do IBAMA de que "o tempo de recuperação deverá ser insignificante em comparação com o tempo de ocorrência do dano". Nenhuma orientação é dada, no entanto, sobre o que deva ser considerado "insignificante" para efeito da avaliação de risco pretendida.

A falta de critérios quantitativos de aceitabilidade de risco previamente definidos, ou pelo menos de orientações sobre como esses critérios possam ser determinados, é um empecilho para a avaliação do risco calculado. Sem valores com os quais seja possível compará-lo, como concluir se um risco calculado é alto ou baixo, aceitável ou inaceitável?

O entendimento decorrente é que cabe ao operador a determinação do critério de aceitabilidade a ser adotado, ou seja, da relação aceitável entre o tempo de recuperação e o tempo de recorrência do dano. Nessa situação, dois aspectos devem ser destacados. Primeiramente, um critério de aceitabilidade de risco, seja ele qual for, pressupõe a existência de alguma valoração dos elementos expostos ao risco e envolve ao mesmo tempo algum nível de percepção de risco. Ambos – a valoração dos elementos expostos ao risco e o nível de percepção do risco – são variáveis sociais que dependem de fatores tais como a sensação de controle sobre o risco e os benefícios que se espera auferir da exposição ao risco.

Na medida em que se trata aqui da gestão social do risco ambiental associado às atividades de E&P de óleo e gás, e não da gestão empresarial desse risco, a determinação dos critérios de aceitabilidade de risco não deveria ficar à mercê das idiosincrasias de cada operador, mas antes disso serem determinadas pela própria sociedade, por meio dos seus órgãos representativos. É a sociedade afinal quem deve decidir o tempo aceitável de recorrência de um acidente que possa resultar em danos capazes de prejudicar a função ecológica ou a função social de uma praia ou de um manguezal, por exemplo.

Outro aspecto a ser considerado é o componente de incerteza que a falta de um critério objetivo de aceitabilidade de risco incorpora aos processos de licenciamento ambiental, dos quais faz parte a ARA. Dado o grande número de variáveis e incertezas envolvidas tanto no cálculo do risco quanto na determinação de um critério de aceitabilidade de risco ambiental, é esperado que permaneça uma sensação de insegurança por parte dos operadores ao longo do processo de licenciamento, independentemente da qualidade e do rigor técnico e científico dos estudos que o subsidiam.

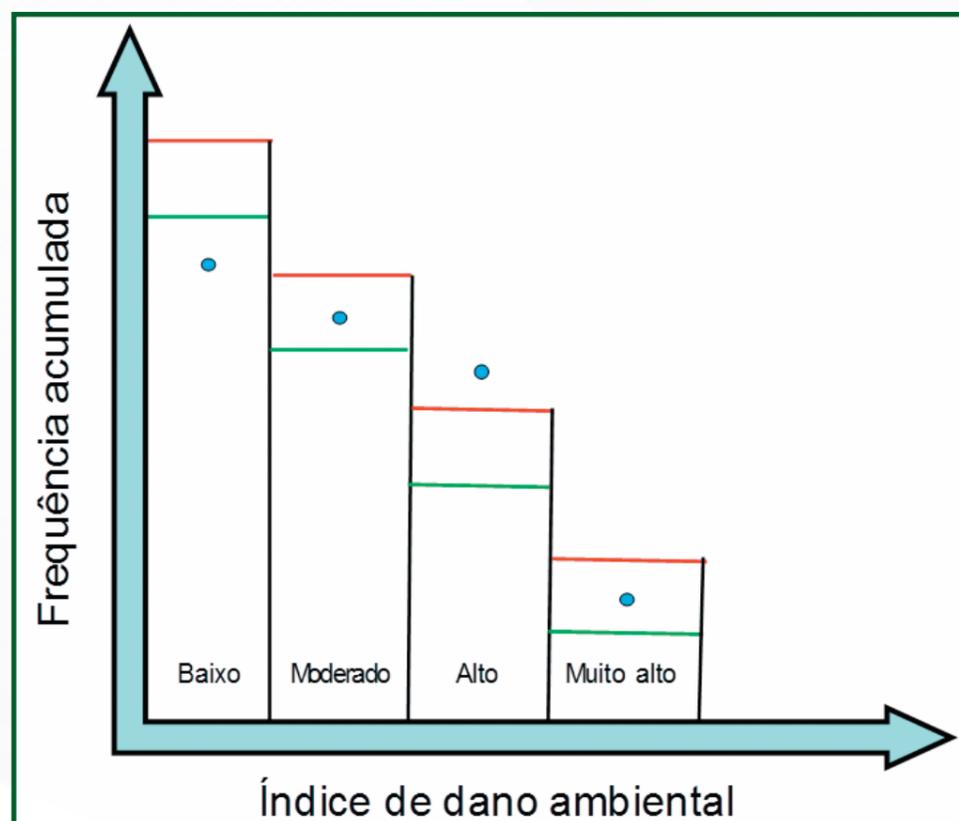
A dificuldade para o estabelecimento de critérios objetivos de aceitabilidade de risco ambiental é observada mesmo na Noruega, país que, conforme relatado na Parte 1 deste projeto, vêm utilizando há anos a análise quantitativa de risco ambiental como instrumento de apoio à tomada de decisão nos processos de licenciamento das atividades de E&P de petróleo em áreas marinhas. Lá, o critério para cálculo do risco ambiental também se baseia na relação entre o tempo de recuperação do dano e o seu tempo de recorrência. No entanto, o critério de aceitabilidade convencionalmente adotado pelos operadores e aceito pelas autoridades para esta relação (5%) é citado no principal documento que norteia a metodologia norueguesa (*Method for environmental risk analysis* – MIRA) apenas como um exemplo de valor que pode ser considerado insignificante para a relação entre o tempo

de recuperação do dano e o seu tempo de recorrência (OLF, 2007). Não foram encontrados, entretanto, nesse documento ou em algum outro, embasamento de qualquer natureza para esse ou algum outro valor.

Retornando à analogia feita anteriormente, uma forma de representação do risco ambiental mais alinhada com os conceitos utilizados para o cálculo e a representação do risco so-

cial poderia ser feita por meio de um gráfico que apresentasse a relação entre as frequências acumuladas de ocorrência dos eventos acidentais capazes de provocar determinados níveis de danos ambientais, representados pelos tempos de recuperação dos ambientes afetados, como é feito atualmente. A Figura 3.5 apresenta uma sugestão de gráfico para a representação do risco ambiental.

Figura 3.5 - Sugestão de gráfico para representação do risco ambiental



Neste gráfico, os pontos azuis representam a frequência acumulada de ocorrência dos eventos acidentais que resultam em um determinado nível de dano ambiental. De forma análoga ao gráfico F-N, as retas verdes e vermelhas representam os limites de aceitabilidade de risco, correspondentes às frequências acumuladas de ocorrência dos eventos acidentais para cada nível de dano. Assim, neste exemplo hipotético, de acordo com o critério de aceitabilidade adotado, os eventos acidentais contribuintes para o nível

de dano ambiental alto têm uma frequência acumulada de ocorrência excessivamente alta e inaceitável, requerendo obrigatoriamente a adoção de medidas de redução de risco. Já os eventos acidentais contribuintes para os níveis de dano ambiental moderado e muito alto têm frequência acumulada de ocorrência na região ALARP, devendo ser avaliadas medidas que reduzam o risco a um nível tão baixo quanto possível. Em todo caso, também aqui seria necessário o estabelecimento prévio dos critérios de aceitabilidade de risco.

3.6 CONCLUSÃO

Utilizada principalmente a partir da década de 1980 como instrumento para a avaliação do risco associado a instalações que movimentam produtos perigosos capazes de, na ocorrência de eventos acidentais, afetar populações vizinhas, a análise quantitativa de risco, apesar das suas limitações metodológicas, tem se mostrado um instrumento capaz de auxiliar a gestão pública dos riscos tecnológicos em vários países.

Extremamente mais complexa em face da diversidade de componentes e relações que um ou, eventualmente, vários ecossistemas vulneráveis a um acidente com a liberação de substâncias nocivas podem ter, a análise quantitativa de risco ambiental é ainda relativamente pouco utilizada no mundo. De acordo com a pesquisa realizada durante este projeto, Noruega e, mais recentemente, o Brasil são os únicos países nos quais a ARA vem sendo utilizada de forma sistemática no processo de licenciamento de atividades de E&P de hidrocarbonetos em áreas marinhas.

Nos relatórios deste projeto, particularmente neste relativo à Parte 3, são feitas considerações sobre as dificuldades conceituais e limitações metodológicas inerentes à ARA. Não obstante, essas limitações são apontadas alternativas e formuladas propostas para o aprimoramento do uso deste instrumento no Brasil, visando a torná-lo um contribuinte efetivo para a tomada de decisão nos processos de licenciamento e gestão ambiental das atividades de E&P de hidrocarbonetos em áreas marinhas no Brasil.

Com esse propósito destacam-se as seguintes sugestões:

1) Na etapa de identificação e seleção dos eventos acidentais, devem ser analisados todos os eventos capazes de resultar na liberação de substâncias nocivas para o ambiente, porém somente os eventos considerados de severidade mais importante, ou seja, aqueles

em que haja a presunção da possibilidade de que sejam atingidas áreas costeiras ou insulares, unidades de conservação ou áreas de relevante interesse ecológico, devem ser objeto de análises mais profundas nas etapas seguintes do estudo.

- 2) Na etapa de cálculo das consequências dos eventos acidentais:
 - a. deixar a critério do operador a determinação dos volumes para a modelagem de derramamento e os respectivos danos calculados para esses volumes;
 - b. considerar os recursos de combate ao derramamento como fatores de mitigação do espalhamento da mancha;
 - c. considerar sistemas de contenção de derramamentos in situ na estimativa do tempo de liberação e, conseqüentemente, dos volumes derramados no caso de erupção do poço;
 - d. considerar referências científicas para os ambientes e respectivos componentes com valor ambiental (CVAs) típicos dos ecossistemas brasileiros, como os desenvolvidos pelo CENPES/Petrobras em fevereiro de 2014 – "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)".
- 3) Na etapa de cálculo das frequências de ocorrência dos cenários acidentais, limitar o cálculo aos cenários cuja avaliação inicial indique severidade mais importante.

4) Na etapa de cálculo e avaliação do risco ambiental, é necessário que sejam estabelecidos pela sociedade, por meio dos seus órgãos representativos, critérios de aceitabilidade de risco que determinem o tempo aceitável de recorrência de um acidente que possa resultar em danos capazes de prejudicar a função ecológica ou a função social de um ou mais componentes ambientais.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

4.1 - CAPÍTULO 1

AMSA. *Technical guideline for the preparation of marine pollution contingency plans for marine and coastal facilities*. Australian Maritime Safety Authority, 413 (03/13), March, 2013. 69p.

BOEM. *Final Programmatic Environmental Impact Statement – Outer Continental Shelf, Oil and Gas leasing Program: 2012-2017*. U.S. Department of Interior, Bureau of Ocean Energy Management, OCS EIS/EA BOEM 2012-030. Washington, July 2012. 2057p.

BRANDSAETER. A. *Risk assessment in the offshore industry*. Safety Science, 40, p.231-269, 2002.

DECC. *Offshore Oil and Gas Licensing 27th Seaward Round: West of Shetland – Blocks 206/9b, 206/10b, 206/14. Habitats Regulations Assessment, Appropriate Assessment*. U.K. Department of Energy & Climate Change, URN 12D/407. London, October 2013. 162p.

DECC. *Offshore Oil and Gas Licensing 27th Seaward Round: Habitats Regulations Assessment Block Screening*. U.K. Department of Energy & Climate Change, URN 12D/288. London, October 2012a. 19p.

DECC. *Guidance Notes to Operators of UK Offshore Oil and Gas Installations (including pipelines) on Oil Pollution Emergency Plan Requirements*. U.K. Department of Energy & Climate Change, OPRC, OPEP Guidance, July 2012b. 58p.

DIRECTIVE. *Directive 2013/30/EU on safety of offshore oil and gas operations and amending Directive 2004/35/EC*. The European Parliament and of the Council, 12 June 2013. Official Journal of the European Union, L 178/66, 28 June, 2013.

DNV. *Enhancing offshore safety and environmental performance - key levers to further reduce risk of major offshore accidents*. Det Norske Veritas, Position Paper - Offshore Safety. Norway, September 2013. 15p.

DNV. *Assessment of the risk of pollution from marine oil spills in Australian ports and waters*. Final Report for the Australian Maritime Safety Authority. Det Norske Veritas, Report N. PP002916, Rev. 5, London. 14 December 2011. 50p.

DRET. *Review of the offshore petroleum and greenhouse gas storage (environment) regulations 2009*. Issues Paper, Department of Resources, Energy and Tourism, Australian Government, Canberra, Australia, December 2012. 84p.

EPA. *An examination of EPA risk assessment principles and practices*. Office of the Science Advisor, U.S. Environmental Protection Agency, EPA/100/B-04/001. Washington, March, 2004. 193p.

EPA. *Framework for ecological risk assessment*. Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency, EPA/630/R-92/001. Washington, February, 1992. 57p.

JONKMANA, S.N., VAN GELDER, P.H.A.J.M. and VRIJLING, J.K. *An overview of quantitative risk measures for loss of life and economic damage*. Journal of Hazardous Materials A99, p.1-30, 2003.

LINDOE, P.H., BARAM, M. and PATERSON, J. ROBUSTE. *Offshore risk regulation – an assessment of US, UK and Norwegian approaches*. 11th International Probabilistic Safety Assessment and Management Conference and the Annual European Safety and Reliability Conference, Helsinki, 2012.

NOPSA. *New arrangements for offshore petroleum environmental management regulation*. Information Booklet, National Offshore Petroleum Safety Authority, November 2011. 8p.

NOPSEMA. *Environmental plan content requirements*. Guidance Note, N-4700-GN1074, Revision 1. National Offshore Petroleum Safety and Environmental Management Authority, Australia, January 2013. 38p.

NOPSEMA. *Streamlining environmental regulation of petroleum activities in commonwealth waters*. Information Paper, N-04750-IP1382, Revision 0. National Offshore Petroleum Safety and Environmental Management Authority, Australia, February 28, 2014. 7p.

NOPSEMA. *Oil spill contingency planning*. Guidance Note, N-4700-GN0940, Revision 2. National Offshore Petroleum Safety and Environmental Management Authority, Australia, July 2012a. 29p.

NOPSEMA. *Environmental plan preparation*. Guidance Note, N-4700-GL0931, Revision 0. National Offshore Petroleum Safety and Environmental Management Authority, Australia, April 2012b. 36p.

NORSOK. *Risk and emergency preparedness assessment*. Norsok Standard Z013, Edition 3, Lysaker, Norway. October 2010. 107p.

OLF. *Method for environmental risk analysis* – MIRA, version 2007. Norwegian Oil and Gas Association. Stavanger, Norway. 2007. 58p.

Proceedings International Association for Probabilistic Safety Assessment and Management (IAP SAM) and European Safety and Reliability Association (ESRA). New York: Curran Associates, Inc. 2012. p. 4112-4121.

SINTEF. *Barriers to prevent and limit acute releases to sea – environmental risk acceptance criteria and requirements to safety systems*. SINTEF Technology and Society Safety Research, Trondheim, Norway. Version 1.0, October, 2011. 96p.

VANN, A. *Offshore oil and gas development: legal framework*. US Congressional Research Service, CRS Report for Congress, RL 33404. Washington, June 25, 2013. 26p.

VINNEM, J-E. *Offshore risk assessment – principles, modeling and applications of QRA studies*. Springer Series in Reliability Engineering, 2nd ed., 2007. 577p.

WILLIAMS, J.M., TASKER, M.L., CARTER, I.C. & WEBB, A. *Method for assessing seabird vulnerability to surface pollutants*. Ibis, v.137: 147-152. 1994.

Sítios consultados:

<<http://www.boem.gov/National-Environmental-Policy-Act>>

<<https://www.gov.uk/oil-and-gas-licensing-rounds>>.

<www.nopsema.gov.au/environmental-management>.

4.2 - CAPÍTULO 2

AAMO, O. M.; REED, M.; LEWIS, A. *Regional Contingency Planning Using the OSCAR Oil Spill Contingency and Response Model*. 1998.

AL-RABEH, A. *Estimating surface oil spill transport due to wind in the Arabian Gulf*. Ocean Engineering 21: 461-465. 1994

AMSA. *National Marine Oil Spill Contingency Plan. Australia's "National Plan to Combat Pollution of the Sea by Oil and Other Noxious and Hazardous Substances"*. January/2011. 2011.

AMSA. *Technical Guideline for the Preparation of Marine Pollution Contingency Plans for Marine and Coastal Facilities*. Australian Maritime Safety Authority. March/2013.

APASA. *Montara Well Release Monitoring Study S7.1 Oil fate and effects assessment: spill trajectory analysis*. Final. October/2010

APPLIED SCIENCE ASSOCIATES. *Technical Manual OILMAP for Windows*. January 2000.

ASCE. *State-of-the-art review of modeling transport and fate of oil spills*, ASCE Committee on Modeling Oil Spills, Water Resources Engineering Division. J. Hydraulic Engineering, November, pp. 594-609. 1996

BEEGLE-KRAUSE, C. J. *General NOAA Oil Modeling Environment (GNOME): A new spill trajectory model*. In Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference, vol. 2, pp. 865–871. 2001.

BSEE. NTL N° 2012-N06. *National notice to lessees and operators of federal oil and gas leases and pipeline right-of-way holders. Guidance to Owners and Operators of Offshore Facilities Seaward of the Coast Line Concerning Regional Oil Spill Response Plans*. August/2012.

CGPEG/IBAMA. *Termo de Referência CGPEG/DILIC/IBAMA N°01/09. Termo de Referência para elaboração do Estudo de Impacto Ambiental e respectivo Relatório de Impacto Ambiental para a atividade de perfuração marítima nos Blocos BM-PAMA-16 e BM-PAMA-17, Bacia do Pará-Maranhão*. Fevereiro de 2009.

CGPEG/IBAMA. *Nota Técnica nº 02/2009/CGPEG/DILIC. Análise do documento "síntese dos aspectos técnicos da modelagem de transporte de óleo no mar e suas aplicações aos processos de licenciamento em E&P"*. 2009.

CGPEG/IBAMA. *Termo de Referência CGPEG/DILIC/IBAMA N°023/09. Termo de Referência para elaboração do Estudo de Impacto Ambiental e respectivo Relatório de Impacto Ambiental para o sistema piloto de produção para teste de longa duração no reservatório Quissamã, concessão BM-C-36 bloco exploratório Aruanã, Bacia de Campos*. Setembro de 2009.

DELVIGNE, G.A.L.; SWEENEY, C.E. *Natural dispersion of oil*. Oil and Chemical Pollution 4, 281-310. 1988.

DEPARTMENT OF ENERGY AND CLIMATE CHANGE. *Guidance Notes to Operators of UK Offshore Oil and Gas Installations (including pipelines) on Oil Pollution Emergency Plan Requirements*. DECC OPRC OPEP Guidance July 2012.

DHI. *DHI Oil Spill Model. Oil Spill Template. Scientific Documentation*. May, 2012.

ELPN/IBAMA. *Informação Técnica ELPN/IBAMA nº023/02 – Modelagem de Derramamento de Óleo no Mar*. Rio de Janeiro. Outubro de 2002.

EOS TRANSACTIONS AMERICAN GEOPHYSICAL UNION. *Tracking the Deepwater Horizon Oil Spill: A Modeling Perspective*. Volume 92, Number 68, February, 2011.

FAY, J.A. *The spread of oil on a calm sea*. In: D. Hoult (Ed.), *Oil on the Sea*. Plenum Press. 1969.

FAY, J.A. *Physical processes in the spread of oil on a water surface*. In: Proc. Conf. Prevention and Control of Oil Spills, 15-17 June. American Petroleum Institute, Washington, DC, pp. 463-467. 1971

FINGAS, M. F. *The evaporation of oil spills: variation with temperature and correlation with distillation data, a correction to the Mackay oil spreading formulation*, Proc of the Nineteenth Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar, Environment Canada: Ottawa, Canada, pp. 29-72. 1996.

FINGAS, M. *Studies on the evaporation of oil spills*, in: Proc. 17th Arctic Marine Oil spill Program Technical Seminar, Environment Canada, Ottawa, Ontario, pp. 189-212. 1994.

FINGAS, M. *The evaporation of oil spills: prediction of equations using distillation data*. In: Proceedings of the 20th Arctic and Marine Oil Spill Program (AMOP) Technical Seminar. Environment Canada, pp. 1-20. 1997

FINGAS, M.; FIELDHOUSE, B. *Formation of water-in-oil emulsions and application to oil spill modelling*. Journal of Hazardous Materials 107 37–50. 2004.

FRENCH-MCCAY, D.P. *Development and Application of an Oil Toxicity and Exposure Model, OilToxEx*. Environmental Toxicology and Chemistry, 21(10): 2080-2094. 2002.

FRENCH-MCCAY, D.P. *Oil Spill Modeling for Ecological Risk and Natural Resource Damage Assessment*. Paper 415, Proceedings of the

2011 International Oil Spill Conference, American Petroleum Institute, Washington, D.C., May 2011.

HOULT, D.P. *Oil spreading on the sea*. Annu. Rev. of Fluid Mech., pp. 341-367. 1972.

IBAMA. Parecer Técnico GTPEG nº 01/2013. Grupo de Trabalho – Portaria MMA nº 218/2012. Assunto: Análise ambiental prévia das áreas propostas para a 11ª Rodada de Licitações da ANP – blocos exploratórios complementares. 2013.

IBP. *Documento síntese dos aspectos técnicos da modelagem de transporte de óleo no mar e suas aplicações aos processos de licenciamento em E&P*. Instituto Brasileiro de Petróleo, Gás e Biocombustíveis. SHE-SUB-COMM. Grupo de Trabalho de Modelagem (GT Modelagem). Abril 2008.

KELLY, D.; SANDERS, R. "Assessing the quality of scientific software". Frist International Workshop on software Engineering for Computational Science and Engineering. Leipzig, Germany. May, 2008.

LEHR, W. J. *Review of modeling procedures for oil spill weathering behavior*. In: Chapter 2: Oil Spill Modeling And Processes. C. A. Brebbia (Ed.) Southampton, UK: Wit Press, 2001. 161 pp.

LEHR, W.; JONES, R.; EVANS, M.; SIMECEK-BEATTY, D.; OVERSTREET, R. *Revisions of the ADIOS oil spill model*. Environmental Modelling & Software 17 191-199. 2002

LIU, Y.; WEISBERG, R.; HU, C.; ZHENGLIU, L. *Trajectory Forecast as a Rapid Response to the Deepwater Horizon Oil Spill*. Trajectory Forecast as rapid response. 2011. pp. 153-165.

MACKAY, D.; PATERSON, S.; TRUDEL, K. *A mathematical model of oil spill behavior*. Environment Canada Report EE-7. 1980a

MACKAY, D.; BUIST, I.; MASCARENHAS, R.; PATERSON, S. *Oil spill processes and models*. Environment Canada Report EE-8. 1980b.

MARETEC. *MOHID Modelling System Description*. 2002.

MMA. Resolução CONAMA nº398/2008. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. 2008

NOAA. Aerial observations of oil at sea. HAZMAT Report 96-7. 1996.

NORWEGIAN OIL AND GAS. *Method for environmental risk analysis*. MIRA: 2007.

PAYNE, J.R.; KIRSTEN, B.E.; CLAYTON, J.R.; CLARY, C.; REDDING, R.; MCNABB, D.; FARMER, G. *Integration of suspended particulate matter and oil transportation study*. Final report, Report No. MMS 87-0083, U.S. Minerals Management Service: Anchorage, Alaska, USA. 1987.

REED, M.; GUNDLACH, E.; KANAY, T. *A coastal zone oil spill model: development and sensitivity studies*. Oil and Chemical Pollution 5 (6), 411-449. 1989.

REED, M.; JOHANSEN, O.; BRANDVIK, P. J.; DALING, P.; LEWIS, A.; FIOCCO, R.; MACKAY, D.; PRENTKI, R. *Oil Spill Modeling towards the Close of the 20th Century: Overview of the State of the Art*. Spill Science & Technology Bulletin, Vol. 5, No. 1, pp 3-16. 1999.

STIVER, W. e MACKAY, D. *Evaporation rate of spills of hydrocarbons and petroleum mixtures*. Environ. Sci. Technol. 18, 834-840. 1984.

TORGRIMSON, G., 1980. *The on-scene spill model: a user's guide*. Tech. Report, Haz. Mat. Response Branch, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, WA.

U.S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR. MINERALS MANAGEMENT SERVICE. *Gulf of Mexico OCS Oil and Gas Lease Sales 189 and 197 - Eastern Planning Area - Draft Environmental Impact Statement*. OCS EIS/EA MMS 2002-056. Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. 2 Vols. 2002.

VILARDO, C. Diretrizes Ambientais – Bacias Marítimas – Análise GTPEG. Apresentação realizada no Seminário Técnico-Ambiental em 18 de março de 2013.

XIE, H.; YAPA, P. D.; NAKATA, K. *Modeling emulsification after an oil spill in the sea*. Journal of Marine Systems 68:489-506. 2007.

Sítios consultados:

<http://www.ecfr.gov/> - 30 CFR Part 254 - OIL-SPILL RESPONSE REQUIREMENTS FOR FACILITIES LOCATED SEAWARD OF THE COAST LINE

www.nopsema.gov.au

www.amsa.gov.au

http://www.amsa.gov.au/marine_environment_protection/national_plan/general_information/oil_spill_trajectory_model/OSTM30.asp#

<http://www.boem.gov/Environmental-Stewardship/Environmental-Assessment/Oil-Spill-Modeling/Oil-Spill.aspx>

<http://www.boem.gov/Environmental-Stewardship/Environmental-Assessment/Oil-Spill-Modeling/Oil-Spill-Risk-Analysis-Reports.aspx>

4.3 - CAPÍTULO 3

CETESB. *Manual de orientação para a elaboração de estudos de análise de riscos*, Norma técnica P4.261. Publicado no Diário Oficial do Estado de São Paulo em 20 de agosto de 2003.

CONAMA. *Resolução 398*, de 11 de junho de 2008, publicada no Diário Oficial da União de 12 de junho de 2008, Seção 1, pp. 101-104.

IBAMA. *Termo de referência para elaboração do Estudo de Impacto Ambiental – EIA e respectivo Relatório de Impacto Ambiental – RIMA para a produção e escoamento de petróleo e gás natural do Polo Pré-sal da Bacia de Santos – Etapa 2*, Termo de referência CGPEG/DILIC/IBAMA 002/13. 2013.

OLF. *Method for environmental risk analysis – MIRA*, version 2007. Norwegian Oil and Gas Association. Stavanger, Norway. 2007. 58p.

