

II.12. ANÁLISE E GERENCIAMENTO DE RISCOS

A) INTRODUÇÃO

A presente Análise de Riscos Ambientais (ARA) foi elaborada visando ao cumprimento do Termo de Referência N° 23/14, de agosto de 2014 emitido pela CGPEG/DILIC/IBAMA no âmbito do Processo de Licenciamento Ambiental para a Atividade de Perfuração Marítima de Poços no Bloco FZA-M-59, localizado na Bacia da Foz do Amazonas (**Figura II.12.1**).

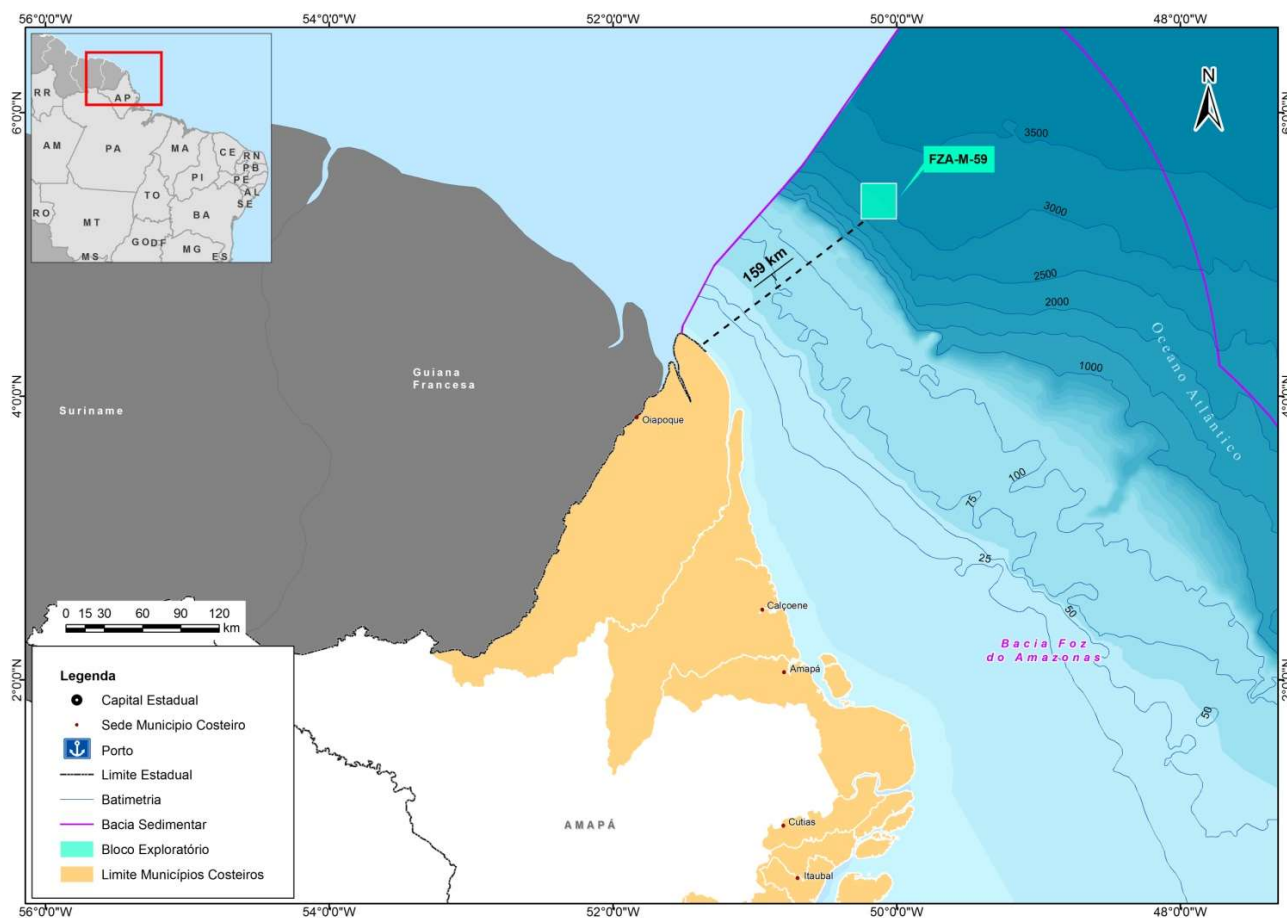


FIGURA II.12.1 – Localização do Bloco FZA-M-59, Bacia da Foz do Amazonas.

De acordo com a Análise de Vulnerabilidade e o Diagnóstico Ambiental desenvolvido para essa atividade, a região com possibilidade de ser atingida por óleo é composta de organismos marinhos com hábitos oceânicos.

O litoral dos estados do Amapá e do Pará é considerado uma área com grande diversidade biológica e riqueza de ecossistemas sensíveis como os manguezais. Porém, não são esperados impactos sobre os ecossistemas litorâneos (manguezais, praias, banhados, etc), porém é importante considerar neste estudo a ocorrência de recifes biogênicos na região, que podem vir a sofrer interferência da atividade, em caso de vazamento de grandes volumes de óleo ao mar.

Assim, considerando-se a sensibilidade dessa região, esta Análise de Risco Ambiental (ARA) foi originalmente elaborada a partir de uma metodologia desenvolvida pelas empresas AECOM e PROOCEANO

visando o atendimento ao Termo de Referência Nº 23/14, de agosto de 2014, bem como às orientações e diretrizes da CGPEG/DILIC/IBAMA para a determinação dos Riscos Ambientais associados às atividades de perfuração marítima. Tal metodologia será apresentada em detalhes a seguir e sequencialmente serão apresentados os resultados encontrados para essa atividade, assim como as conclusões estabelecidas. Ressalta-se que a presente revisão se baseou nas versões anteriores, incorporando as alterações decorrentes da transferência da operação do bloco FZA-M-59 da BP para a Petrobras.

B) METODOLOGIA

Para a análise e gerenciamento dos riscos ambientais do empreendimento são considerados tanto os aspectos da operação quanto os do meio ambiente no qual a atividade está inserida. Tal abordagem permite que esta seja uma análise abrangente, apesar da complexidade inerente ao processo. Dessa forma, enquanto o risco da operação está focado na falha do funcionamento dos equipamentos e procedimentos implementados, o risco relativo ao ambiente atenta-se para os recursos naturais existentes na região e no entorno onde a atividade será desenvolvida, e que conseqüentemente poderão ser impactados, assim como no seu tempo de recuperação.

De acordo com a metodologia proposta, o Risco Ambiental é expresso em termos da probabilidade de cada componente de valor ambiental (CVA) ser atingido por determinadas faixas de volume de óleo. Para tanto, são necessários o cálculo do Risco Operacional, os resultados das modelagens de Dispersão de Óleo no Mar e a identificação dos Componentes Ambientais e dos seus Tempos de Recuperação. Com a junção desses componentes é possível se calcular um valor de Risco Ambiental para cada faixa de volume e cenário sazonal (**Figura II.12.2**).



FIGURA II.12.2 – Componentes necessários para o Cálculo do Risco Ambiental.

Cada uma das etapas necessárias para a obtenção dos valores de Risco Ambiental será apresentada em detalhes a seguir. A **Figura II.12.7**, ao final deste item, resume o apresentado.

• RISCO OPERACIONAL

Para se estabelecer o Risco Operacional é preciso identificar os Cenários e Tipologias Acidentais através da Análise Preliminar de Riscos (APR). Com isso, é possível, quando necessário, elaborar Árvore de Falhas e classificar os cenários acidentais identificados dentro das categorias de volume de óleo vazado. A partir desta informação são obtidas as frequências de ocorrências dos cenários analisados para cada faixa de volume, as quais, conforme a proposta metodológica, corresponderão às frequências dos eventos iniciadores das Árvore de Falhas. A elaboração das Árvore de Falhas viabiliza a determinação das frequências de ocorrência de cada uma das Tipologias Acidentais possíveis de ocorrer a partir dos eventos iniciadores analisados por faixa de volume, sendo este um dos componentes do cálculo do Risco Ambiental (**Figura II.12.3**).

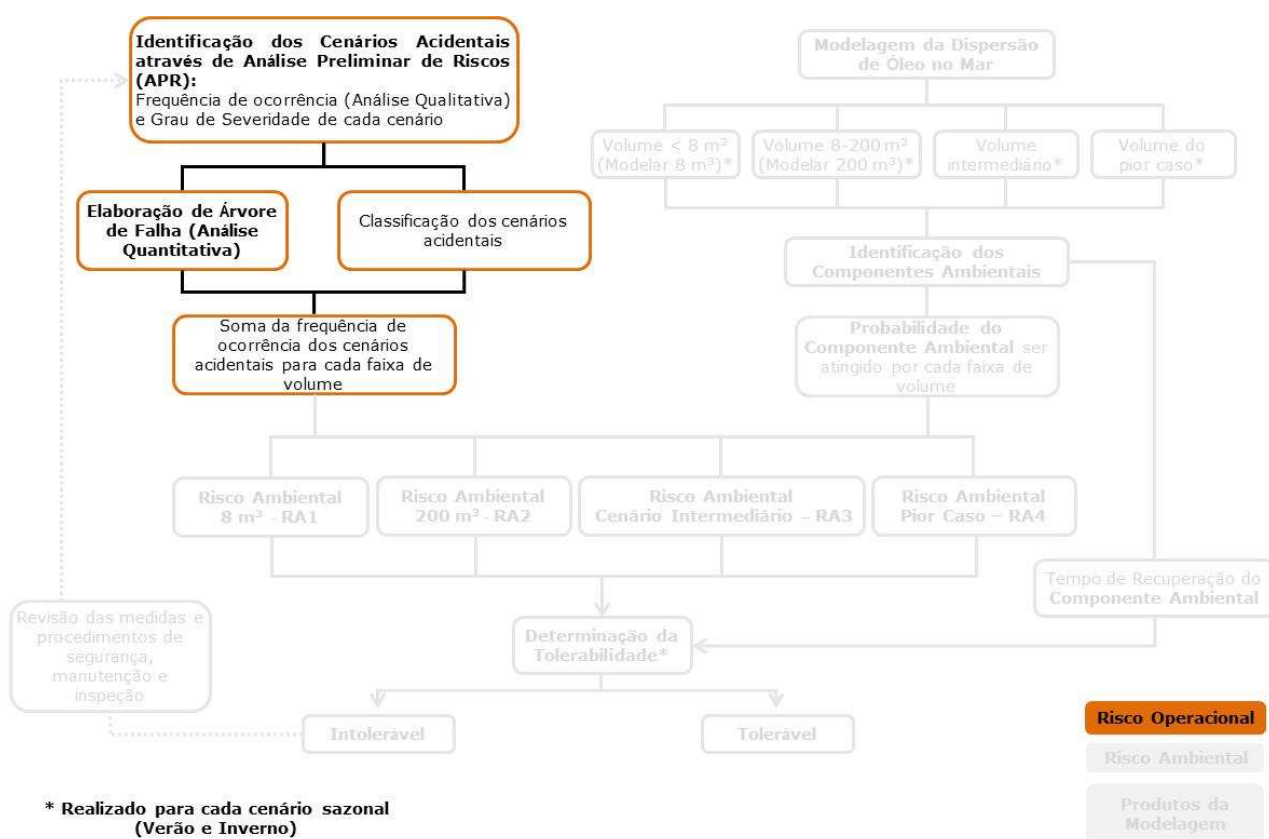


FIGURA II.12.3 – Etapas para o cálculo do Risco Operacional.

Os cenários e tipologias acidentais avaliados neste estudo foram formulados a partir da análise dos sistemas de perfuração, bem como dos sistemas auxiliares da Unidade de Perfuração ODN-II (NS-42), além das unidades de apoio envolvidas na operação, que pudessem gerar danos ao meio ambiente. Para esses sistemas e operações de apoio, foram identificados os perigos que pudessem resultar em liberação de hidrocarbonetos e/ou outros produtos químicos segundo as seguintes causas, conforme recomendações de normas internacionais:

- Falhas de processo (dispositivos de controle e segurança dos processos envolvidos na operação de perfuração);
- Falhas mecânicas (erosão ou corrosão de equipamentos, linhas e demais componentes);
- Falhas externas ao processo (falha operacional, falha humana, colisão, fatores naturais, etc.).

A metodologia empregada para identificar os cenários acidentais avaliados foi a Análise Preliminar de Riscos – APR, a qual corresponde a uma técnica estruturada para identificar os riscos associados à ocorrência de eventos indesejáveis, que tenham como consequência danos à integridade física de pessoas, propriedades ou meio ambiente.

Na APR, busca-se identificar as causas de cada um dos eventos perigosos e suas respectivas consequências. Além disso, é realizada uma avaliação qualitativa da frequência de ocorrência dos diferentes cenários acidentais, da severidade (determinada com base no volume de óleo e/ou produto químico liberado associado a cada cenário analisado) e do risco associado.

É importante mencionar que todos os cenários acidentais identificados neste estudo foram classificados, com base na Resolução CONAMA 398/08, em três faixas de volume (pequeno, médio e grande vazamentos), de acordo com o seguinte critério:

- **Pequeno Vazamento (Faixa 1):** volume vazado¹ $\leq 8 \text{ m}^3$
- **Médio Vazamento (Faixa 2):** $8 \text{ m}^3 < \text{volume vazado}^1 \leq 200 \text{ m}^3$
- **Grande Vazamento (Faixa 3):** volume vazado¹ $> 200 \text{ m}^3$

Uma vez identificadas os cenários/eventos acidentais por meio da APR, determinou-se as suas respectivas frequências de ocorrência para que, conjuntamente com a severidade em termos das faixas de volumes vazados de cada cenário pudesse ser determinado o risco operacional associado a cada sistema analisado.

Para a classificação quantitativa das frequências de ocorrência dos cenários acidentais foram analisados, através dos P&ID's (*Process and Instrument Diagrams*) da Unidade de Perfuração, os equipamentos envolvidos em cada um dos sistemas. Suas respectivas taxas de falhas foram obtidas de bancos de dados, tais como HSE² e TNO³, assim como a partir de uma análise histórica de acidentes. Os valores de frequência de ocorrência de alguns eventos acidentais foram calculados considerando a contribuição de todos os componentes do trecho em análise, para diferentes faixas de vazão de vazamento.

Para a análise dos sistemas, foi considerado que a falha em cada um dos equipamentos avaliados isoladamente resultaria na ocorrência de vazamento de óleo e/ou produtos químicos. Dessa forma, as frequências dos eventos iniciadores foram obtidas pela soma das taxas de falha de cada um dos equipamentos constituintes do sistema em análise. Estas frequências, obtidas para cada evento iniciador, foram consideradas como sendo a frequência de cada um dos cenários para efeitos de classificação das respectivas categorias, e consequente determinação, em conjunto com as severidades, do risco operacional associado aos cenários analisados nas planilhas de APR.

¹ O volume vazado corresponde ao volume total vazado de todos os sistemas da unidade de perfuração.

² HSE – Offshore Release Statistics, 2002.

³ Guidelines for Quantitative Risk Assessment “Purple Book” – Committee for the Prevention of Disasters – CPR 18E, 1st Edition, 1999 e Methods for Determining and Processing Probabilities “Red Book” – Committee for the Prevention of Disasters – CPR, 2nd Edition, Sdu Uitgevers, Netherlands, 1997.

Por fim, árvores de falhas foram construídas, partindo-se dos eventos iniciadores e considerando-se o desdobramento do perigo referente a cada cenário da APR, em diferentes tipologias acidentais. Para o presente estudo, as tipologias acidentais consideradas foram incêndio em poça, incêndio/explosão, *flash* e contaminação ambiental.

A construção de árvores de falhas possibilitou o cálculo das frequências de ocorrência de contaminação ambiental por óleo associadas a cada um dos cenários acidentais identificados e analisados nas planilhas de APR. É importante mencionar que, para a construção das árvores de falhas foram considerados apenas os cenários/eventos acidentais envolvendo derramamento de óleo no mar, por ser o efeito da contaminação ambiental o foco do presente estudo (conforme orientação da CGPEG/DILIC/IBAMA nos Termos de Referência para elaboração de estudos de Análise de Risco Ambiental).

Após a determinação, em cada um dos cenários analisados, das frequências associadas à contaminação ambiental, estas frequências foram somadas, para cada faixa de volume, conforme equação a seguir:

$$F_{\text{total} - y} = \sum_{i=1}^n f_i \quad (1)$$

F_{total} = Frequência de ocorrência dos cenários acidentais na faixa de volume y .

y - Faixa de volume.

f - Frequência de ocorrência de um cenário acidental.

n - Número de cenários acidentais de mesma faixa de volume.

• PRODUTOS DA MODELAGEM DE ÓLEO

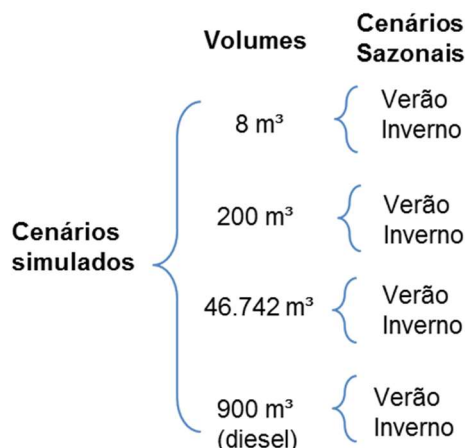
Conforme mencionado anteriormente, além das frequências de ocorrência dos cenários acidentais, os resultados da modelagem da dispersão de óleo no mar também são necessários para a obtenção do Risco Ambiental.

A partir da identificação e mapeamento dos componentes ambientais e dos resultados da modelagem de dispersão de óleo no mar, é possível calcular a probabilidade de cada componente ambiental ser atingido por óleo. O processo de identificação dos Componentes de Valor Ambiental, assim como o cálculo da probabilidade de cada componente ser atingido será apresentado no próximo item.

Os resultados da modelagem contemplam dois cenários sazonais, verão e inverno, e três faixas de volume. O relatório técnico de Modelagem de Transporte de Óleo é apresentado, na íntegra, em anexo à seção II.8 (Identificação e Avaliação dos Impactos Ambientais) do Estudo de Impacto Ambiental (EIA).

Além disso, foi considerado, para fins de modelagem de dispersão de óleo, um vazamento de óleo diesel em um ponto entre as cotas batimétrica de 25 m e 75 m, dentro da área definida como de rota das embarcações. O volume de descarga considerado neste caso foi de 900 m³.

Portanto, para o cálculo do Risco Ambiental foram considerados oito cenários simulados, os quais encontram-se representados a seguir.



Ressalta-se que os resultados foram integrados para o vazamento de óleo cru e que, nos cenários de pior caso, por tratar-se de um vazamento a partir do fundo, foi realizada uma integração dos resultados em superfície e na coluna d'água para os cálculos da probabilidade em cada CVA. Além disso, foi realizada a integração da modelagem de superfície e coluna d'água no caso do vazamento de óleo diesel.

• COMPONENTES DE VALOR AMBIENTAL (CVA)

A identificação dos Componentes de Valor Ambiental (CVA) se deu a partir das informações contidas no Estudo de Impacto Ambiental elaborado para essa atividade, principalmente aquelas constantes nos itens Análise de Vulnerabilidade e Diagnóstico Ambiental.

Como condições para o estabelecimento dos CVAs considerou-se que esses componentes devam ter presença significativa na área afetada, ser vulneráveis à poluição por óleo e deverão atender aos seguintes critérios:

- Ser importante (e não apenas financeiramente) para a população local, e/ou
- Ter interesse nacional ou internacional, e/ou
- Ter importância ecológica.

Além disso, a CGPEG/DILIC/IBAMA orienta que estes componentes sejam comunidades biológicas (Ex: aves marinhas, mamíferos aquáticos, tartarugas marinhas, etc.) ou ecossistemas (ex: manguezais, recifes de corais, etc.). Por fim, em adição aos critérios citados acima, deverão ser consideradas a presença de espécies endêmicas ou ameaçadas de extinção.

Vale ressaltar que uma comunidade biológica pode ser definida por populações de diferentes espécies vivendo e interagindo em uma área e, ecossistema, por sua vez, é a interação de uma comunidade com seu meio físico e energia (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; MILLER JR., 2007).

De acordo com o apresentado acima, foram selecionados como CVAs as comunidades biológicas presentes na região oceânica já que não há probabilidade de chegada de óleo na costa. Os ecossistemas não foram considerados como CVAs pelo mesmo motivo, além de que não foram levantados recifes de corais na região.

Uma vez que os CVAs foram identificados, realizou-se o mapeamento dos mesmos em termos de área de abrangência, utilizando-se informações disponíveis na literatura, entidades e órgãos ambientais, como também

no próprio estudo ambiental desenvolvido. A bibliografia específica utilizada para o mapeamento de cada componente será fornecida nos resultados.

Os resultados desse mapeamento foram sobrepostos aos resultados das modelagens de deriva de óleo para o cálculo das probabilidades de toque de óleo nos componentes de valor ambiental, em cada um dos cenários identificados (**Figura II.12.4**).

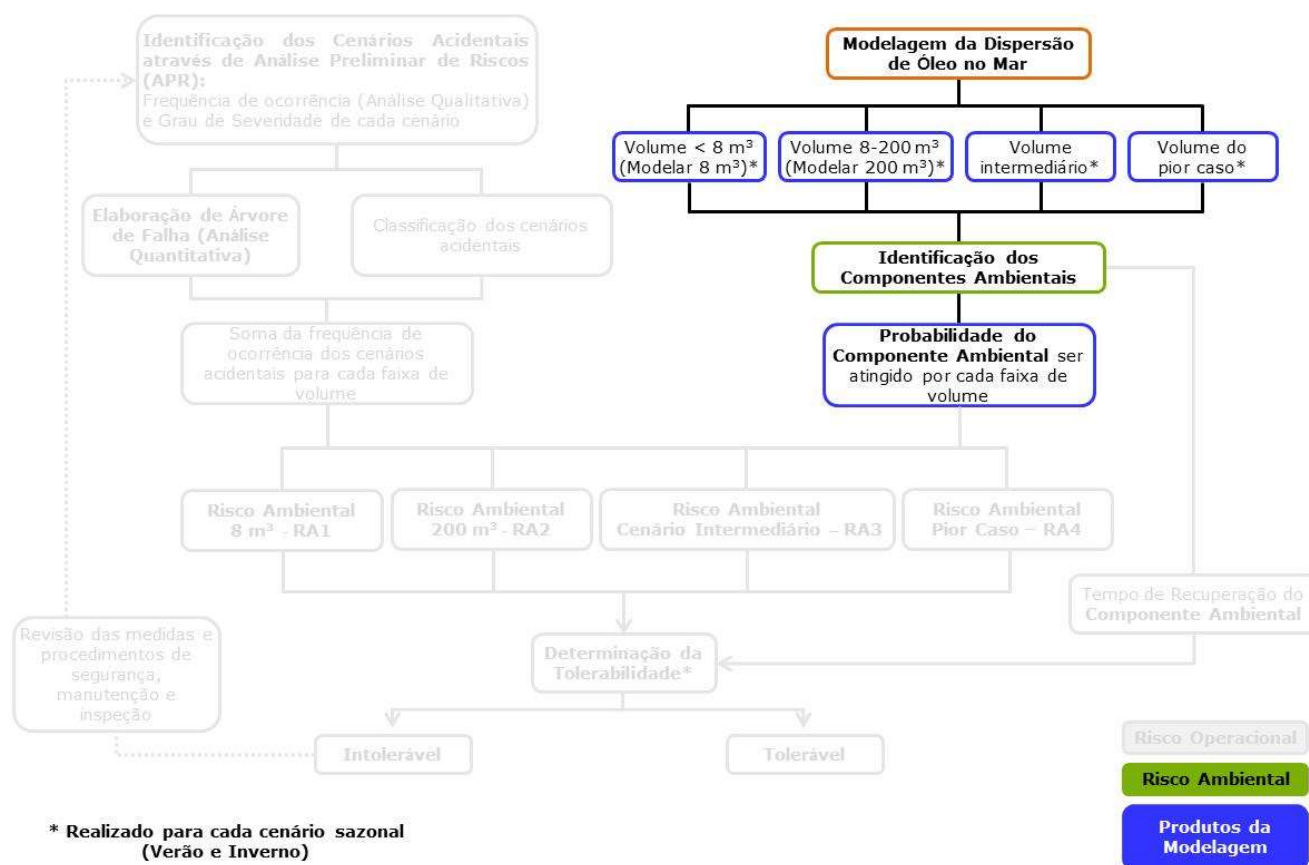


FIGURA II.12.4 – Etapas para o cálculo da probabilidade de um CVA ser atingido por óleo, em cada faixa de volume.

A probabilidade de presença de óleo foi calculada para cada CVA/SVA nas oito situações de derramamento de óleo simuladas através da modelagem. Conforme orientado pela CGPEG/IBAMA, os CVAs/SVAs de distribuição difusa são aqueles para os quais não é possível se definir limites claros associados às suas áreas de concentração. O cálculo da probabilidade de presença de óleo nestes CVAs/SVAs constitui uma média ponderada da probabilidade pela área de interseção dos elementos de grade atingidos pelo óleo em cada CVA/SVA, por faixa de volume e por cenário sazonal, como se segue na Equação 2 e exemplificado na Figura II.8.5:

$$Prob(x) = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i \times A_i)}{\sum_{i=1}^n A_i} \quad (2)$$

$Prob(x)$ – Probabilidade de o óleo atingir o CVA x ;

x – CVA;

n – número de elementos de grade com probabilidade de presença de óleo dentro do CVA x ;

P – Probabilidade de presença de óleo no elemento de grade n ;

A – Área do elemento de grade n .

Cada elemento de grade tem um valor de probabilidade de presença de óleo e uma área correspondente, como exemplificado na **Figura II.12.5**.

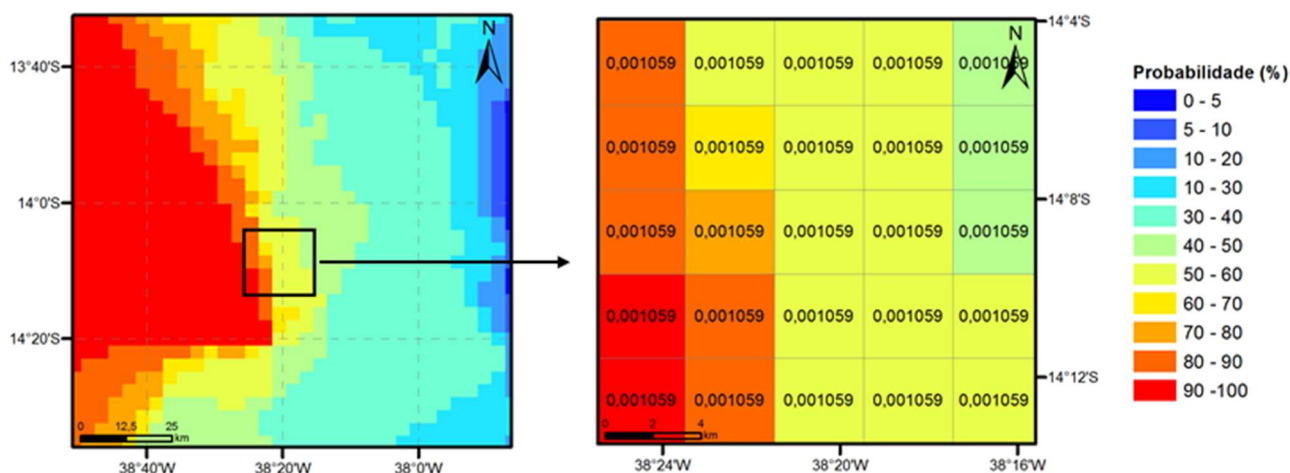


FIGURA II.12.5- Representação esquemática de um cenário probabilístico, detalhando a direita os valores de área em cada elemento de grade com suas respectivas cores representando a probabilidade.

Para os CVAs/SVAs de distribuição fixa foi utilizado o maior valor de probabilidade de toque de óleo para o cálculo do Risco Ambiental e da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência. Ressalta-se que o CVA Tartarugas Marinhas – tartaruga-verde possui uma área de distribuição fixa (rota migratória) e uma área de distribuição difusa (restante da área de ocorrência). Neste caso, foi adotada a probabilidade máxima para a primeira e a média ponderada para a segunda e o risco ambiental das duas áreas foi somado.

• RISCO AMBIENTAL

Uma vez aferidas as frequências de ocorrência dos cenários acidentais e as probabilidades de cada CVA ser atingido por óleo, calcula-se o risco ambiental para cada componente (**Figura II.12.6**), em cada faixa de volume, por cenário sazonal, verão e inverno, respectivamente, pelas fórmulas abaixo:

$$RA_{RAcomp(x)-ver\tilde{a}o} = \left(\sum_{i=1}^n \frac{f_i}{2} \right) \times p_{ver\tilde{a}o}(x)$$

(3)

$$RA_{RAcomp(x)-inverno} = \left(\sum_{i=1}^n \frac{f_i}{2} \right) \times p_{inverno}(x)$$

Onde:

$RA_{comp(x)-ver\tilde{a}o}$ = Risco ambiental de um CVA (x) para a fase de operação no verão;

$RA_{comp(x)-inverno}$ = Risco ambiental de um CVA (x) para a fase de operação no inverno;

n = número de hipóteses acidentais por faixa de volume;

f_i = frequência estimada da hipótese acidental⁴;

$p_{inverno}(x)$ = probabilidade do CVA (x) ser atingido por óleo no inverno; e

$p_{ver\tilde{a}o}(x)$ = probabilidade do CVA (x) ser atingido por óleo no verão.

Conforme citado anteriormente, para o CVA Tartarugas Marinhas – tartaruga-verde, o Risco Ambiental total foi calculado a partir da soma dos Riscos Ambientais obtidos para a rota migratória (distribuição fixa) e para o restante da área de ocorrência (distribuição difusa).

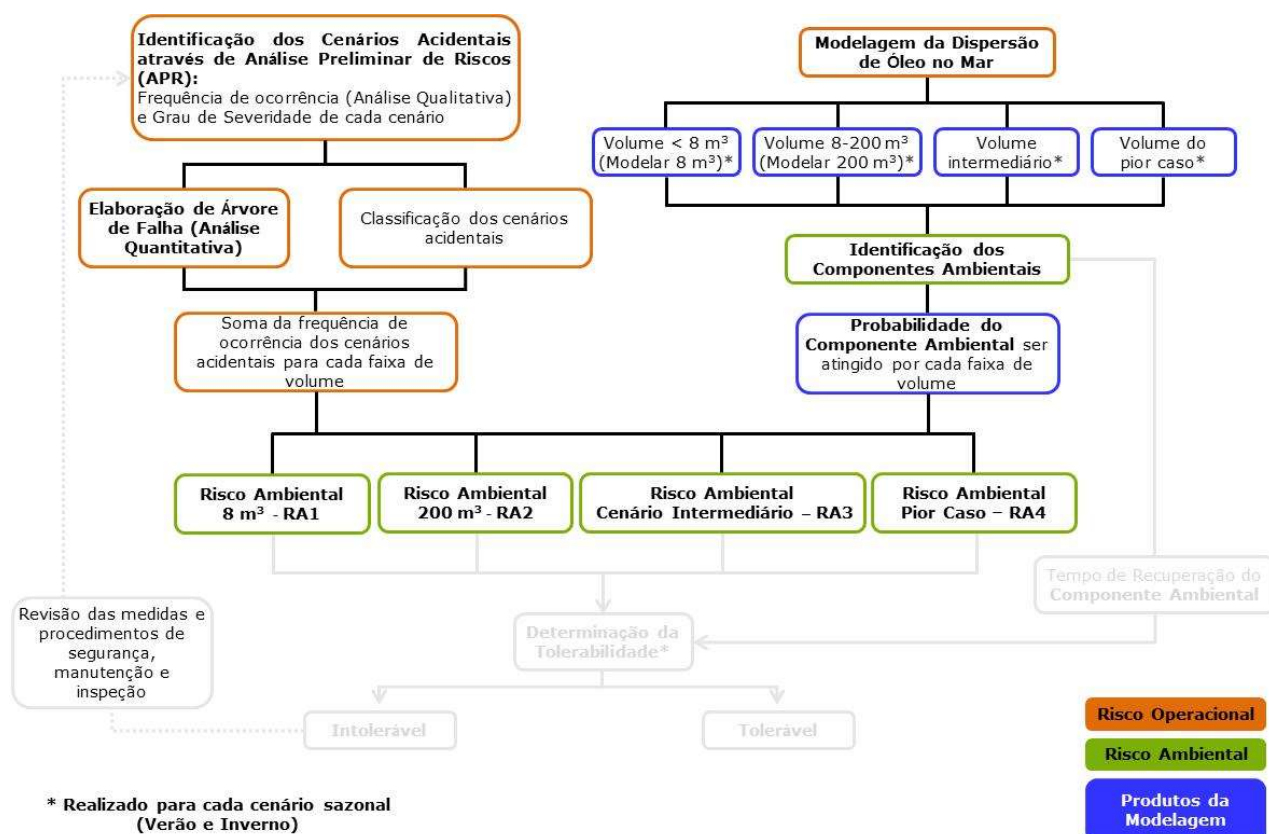


FIGURA II.12.6 – Fluxograma com as etapas para o cálculo do Risco Ambiental.

⁴ Frequência calculada em base anual.

A tabela a seguir exemplifica o resultado encontrado para cada componente em cada faixa de volume para um cenário sazonal.

TABELA II.12.1 – Exemplo de resultado encontrado após o cálculo do Risco Ambiental (RA) para cada componente.

CVA/SVA	8 m ³	200 m ³	>200 m ³
X	RA _{x, 8}	RA _{x, 200}	RA _{x, >200}
Y	RA _{y, 8}	RA _{y, 200}	RA _{y, >200}
Z	RA _{z, 8}	RA _{z, 200}	RA _{z, >200}
n

Conforme orientado no Termo de Referência N° 23/14, após o cálculo dos Riscos Ambientais, por faixa de volume, estes deverão ser somados, a fim de exprimir o risco total de cada CVA ser atingido.

Após o cálculo do valor de risco total é necessário agora determinar se o valor encontrado é considerado tolerável, ou seja, se o tempo de recuperação do CVA é insignificante em comparação com o tempo de ocorrência do dano.

• TEMPO DE RECUPERAÇÃO

O tempo de recuperação de cada CVA, essencial para a comparação com o tempo de ocorrência, foi obtido com base nas informações disponíveis em bibliografias especializadas tanto nacionais quanto internacionais.

É digno de nota que diversos autores trabalharam definições para o que se entende como tempo de recuperação, como PARKER & MAKI (2003), KINGSTON (2002), JOHN & ROBILIARD (1997), entre outros. Além disso, os termos de referência emitidos pela CGPEG/DILIC/IBAMA estabelecem como definição que tempo de recuperação “o tempo que o componente, após ser atingido, levaria para se recompor aos níveis anteriores à exposição por óleo”.

A despeito das definições com relação à recuperação, algumas considerações relativas a tempos de recuperação são necessárias, tais como:

- Muitos dos recursos afetados pelos vazamentos possuem uma limitação de informações quanto ao seu *status* anteriormente aos acidentes. Adicionalmente, alguns dos dados pertinentes são resultados de uma amostragem limitada, que consequentemente produz grandes intervalos de confiança ao redor das estimativas populacionais (EVOSC, 2010).
- A distribuição dos animais é um desafio para se conseguir uma contagem acurada dos tamanhos populacionais (especialmente para os mais móveis, como peixes, aves e mamíferos marinhos). A maior parte das estimativas populacionais tem uma ampla variabilidade associada aos dados.
- É extremamente difícil separar o que é um efeito prolongado de um acidente do que são mudanças naturais ou causadas por fatores não relacionados ao vazamento de óleo.

- É impossível afirmar o quanto uma comunidade que tenha se recuperado de um vazamento de óleo é a mesma, ou diferente, da que teria persistido na ausência do óleo (KINGSTON, 2002).
- A escala geográfica de estudos conduzidos ao longo dos anos tem variado entre os recursos e esta disparidade deve ser considerada quando os dados são interpretados, e aplicados os resultados para o *status* de recuperação. Alguns estudos foram realizados em uma grande escala espacial (e.g. BARTH, 2002; DICKS, 1998, HEUBECK *et al.*, 2003, entre outros) para responder às preocupações de populações e ecossistemas, enquanto outros estudos foram focados em exposição localizada e efeitos do óleo (e.g. BOERTMANN & AASTRUP, 2002; CARLS *et al.*, 2001; EPA, 1999; entre outros).
- O tempo de recuperação estabelecido para cada CVA não é necessariamente fixo, ou seja, o ambiente e as características da atividade que será realizada irão contribuir para o estabelecimento mais apropriado do tempo de recuperação para cada componente, que pode variar de estudo para estudo.
- Não se pode considerar um valor de tempo de recuperação igual para vazamentos que se originam perto da costa e para aqueles que se originam longe da costa, uma vez que no segundo caso o óleo sofre o processo de intemperização antes de atingir o litoral, chegando menos tóxico a esse ambiente (KINGSTON, 2002).
- Se uma área é suprimida de sua fauna, esta pode se recuperar através do recrutamento de populações próximas (KINGSTON, 2002).
- A existência de algumas espécies ameaçadas dentro da comunidade (valor não significativo), por si só, não aumenta o tempo de recuperação da comunidade como um todo, até porque o tempo de recuperação estabelecido nesse estudo é uma estimativa entre o pior e o melhor caso.

Detalhes dos valores encontrados e da bibliografia consultada estão descritos no item de resultados.

• TEMPO DE OCORRÊNCIA

O Tempo de Ocorrência, o qual corresponde a outro fator essencial para avaliação da tolerabilidade do risco através da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência, pode ser definido como o espaço de tempo, em anos, entre a ocorrência de eventos de vazamentos de óleo no mar, em cada faixa de volume e cenário sazonal, que, potencialmente, causariam danos a um determinado CVA. Desta forma, o tempo de ocorrência está relacionado com a frequência de ocorrência dos cenários acidentais em cada faixa de volume e com a probabilidade de o óleo atingir cada CVA, podendo, portanto, ser definido como o inverso do Risco Ambiental, conforme a equação abaixo:

$$\text{Tempo de Ocorrência}_{(x)} = \frac{1}{F_y \times \text{Prob}_{(x)}} = \frac{1}{RA_{(x)}} \quad (4)$$

x - CVA em determinado vazamento (faixa de volume) e cenário sazonal.

F_y - Frequência de ocorrência dos cenários acidentais na faixa de volume y.

y - Faixa de volume.

Prob - Probabilidade de o óleo atingir o CVA x.

RA - Risco Ambiental do CVA x.

Simplificadamente, o tempo de ocorrência pode ser considerado como o tempo total que um dado CVA teria para se recuperar dos potenciais danos causados por um dado vazamento de óleo até que um segundo vazamento de óleo viesse a ocorrer.

- **RELAÇÃO TEMPO DE RECUPERAÇÃO/TEMPO DE OCORRÊNCIA**

Uma vez estabelecido o tempo de recuperação e os valores de Risco Ambiental para cada CVA, pode-se calcular a Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência. A NORSOK Standart (1998, p. 82) afirma que:

“A recuperação seguida de um dano ambiental para os recursos mais vulneráveis deve ser insignificante em relação ao período esperado entre a ocorrência destes danos”.

Dessa forma, considera-se que o tempo de recuperação de um componente ambiental deve ter uma duração insignificante quando comparada ao período esperado de recorrência destes danos. Partindo-se desse princípio, a tolerabilidade dos riscos é avaliada através da relação entre o Tempo de Recuperação definido para cada CVA e o tempo de ocorrência do dano.

Portanto, a Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência foi calculada para cada CVA, considerando as modelagens de dispersão de óleo elaboradas, totalizando um resultado para cada CVA.

A Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência pode ser entendida como um limite no qual os riscos são aceitáveis e a relação estabelecida deve variar de componente para componente. Conforme determinação da CGPEG/DILIC/IBAMA, em caso de ocorrência de risco intolerável, os procedimentos e instalações que originaram o quadro de riscos e cenários acidentais devem ser revistos e novos cálculos realizados, até que o risco ambiental seja considerado tolerável.

Destaca-se que para todos os cálculos realizados nessa Análise de Risco Ambiental não são consideradas as medidas preventivas e de contingência à vazamentos adotadas pela empresa, tampouco as ações de resposta a derrames de óleo no mar previstas no Plano de Emergência Individual (PEI).

A **Figura II.12.7** apresenta o fluxograma explicativo da metodologia adotada:

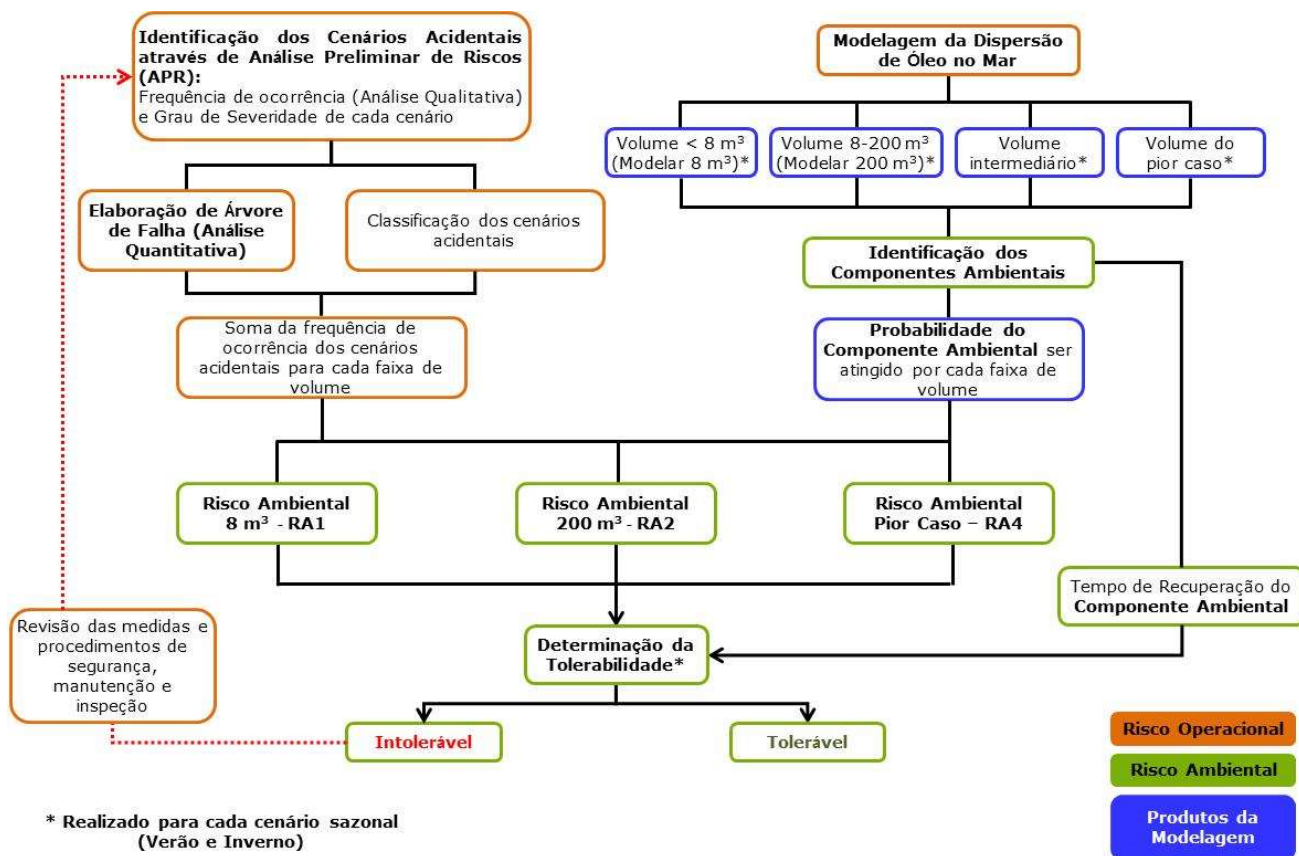


FIGURA II.12.7 – Fluxograma com as etapas para o cálculo do Risco Ambiental e da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência.

II.12.1. DESCRIÇÃO DAS INSTALAÇÕES

A descrição da Unidade de Perfuração do tipo navio-sonda ODN-II (NS-42) a ser empregada na Atividade de Perfuração Marítima de Poços no Bloco FZA-M-59 foi apresentada no âmbito do processo administrativo 02022.000681/13-14, referente ao Cadastro de Unidades Marítimas de Perfuração – CADUMP.

II.12.2. ANÁLISE HISTÓRICA DE ACIDENTES AMBIENTAIS

II.12.2.1. Introdução

A análise histórica de acidentes ambientais foi baseada no banco de dados *Worldwide Offshore Accident Databank* (WOAD), base de dados elaborada e administrada pela *Det Norske Veritas* (DNV) que reúne informações sobre acidentes ocorridos em unidades marítimas a partir de 1970.

A versão digital deste banco de dados, a qual é atualizada periodicamente pela DNV, é acessada através de um *login* e uma senha disponibilizada por aquela empresa. O WOAD confere, segundo a DNV, informações de mais de seis mil acidentes e incidentes desde 1970 até os tempos atuais; informações técnicas sobre cerca de 3.700 unidades *offshore*, incluindo localização da unidade marítima/instalação e modo de operação; dados

sobre uma série de parâmetros, tais como nome, tipo e modo de operação da unidade envolvida no acidente, a data, a localização geográfica, a cadeia de eventos, causas e consequências, e detalhes de evacuação.

Com relação aos acidentes/incidentes analisados, o WOAD utiliza as seguintes definições:

- **Falha de ancoragem:** Problemas com as âncoras e cabos de ancoragem, dispositivos de amarração e guinchos.
- **Emborcamento:** Perda de estabilidade transversal, resultando em virada de borco da unidade.
- **Colisão:** Contato acidental entre unidade *offshore* e embarcação marinha que está passando, quando pelo menos uma delas é propelida ou está sendo rebocada. Exemplos: navio tanque, cargueiro, barco de pesca. Também estão incluídas colisões com pontes, cais, etc., e embarcações engajadas na atividade de óleo e gás em outras plataformas que não a plataforma afetada, e entre duas instalações *offshore*.
- **Acidente com guindaste:** Qualquer evento causado por ou envolvendo guindastes, gruas ou qualquer outro equipamento de içamento de carga.
- **Explosão:** sobrepressão.
- **Queda de carga:** Queda de carga/objetos de guindastes, gruas ou qualquer outro equipamento de içamento de carga. Queda acidental de bote salva-vidas e homem ao mar, também estão incluídos nessa categoria.
- **Incêndio:** radiação térmica.
- **Afundamento:** Perda de flutuabilidade ou afundamento da unidade.
- **Encalhe:** Instalação flutuante em contato com o fundo do mar.
- **Acidente de helicóptero:** Acidente com helicóptero, tanto no heliponto quanto em contato com a instalação.
- **Inundação:** Entrada de água na unidade ou enchimento de poço ou outros compartimentos causando potencial perda de flutuabilidade ou problemas de estabilidade.
- **Adernamento:** Inclinação descontrolada da unidade para um dos bordos.
- **Falha de máquinas:** Falha de motores ou propulsores, incluindo sistemas de controle.
- **Perda de posição:** Unidade não intencionalmente fora de sua posição esperada ou deriva fora de controle.
- **Dano estrutural:** Quebra ou falha por fadiga de elementos estruturais.
- **Acidente de reboque:** Rompimento do cabo de reboque.
- **Problemas no poço:** Problema acidental, tal como perda da carga hidrostática ou outros no interior do poço.
- **Derramamento/vazamento:** Liberação de óleo ou gás para o entorno, a partir do próprio equipamento da unidade/embarcações ou tanques, causando potencial poluição e/ou risco de explosão e/ou incêndio.
- **Blowout:** Fluxo descontrolado de óleo, gás ou outros fluidos do reservatório, ou seja, perda da carga hidrostática ou do BOP ou da válvula de emergência do fundo do poço.
- **Outros:** Eventos outros que não os especificados acima.

As tabelas seguintes foram obtidas da versão digital do WOAD, em pesquisa realizada em março/2013. Destaca-se na **Tabela II.12.2.1** o número total de unidades daquele banco de dados.

TABELA II.12.2.1 – Número total de unidades marítimas por tipo de unidade/instalação (móvel, fixa ou outras) – 1970 – 2013 (WOAD on line)

Tipo de Unidade	Unidades Fixas	Unidades Móveis	Outras	Total
Ilha Artificial	2	0	0	2
Barcaça (sem perfuração)	0	0	63	63
Estrutura de concreto	31	0	0	31
Barcaça de perfuração	0	141	0	141
Navio-sonda	0	110	0	110
<i>Drilling tender</i>	0	0	16	16
<i>Flare</i>	10	0	0	10
FPSO/FSU	0	24	0	24
Helicóptero - atividade <i>offshore</i>	0	0	275	275
Jaqueta	1303	0	0	1303
<i>Jackup</i>	0	728	0	728
<i>Lay barge</i>	0	0	23	23
Boia de carga (Loading buoy)	0	0	30	30
Unidades móveis (sem perfuração)	0	0	18	18
Outros	0	0	8	8
Outras / Estruturas fixas não conhecidas	0	0	7	7
Oleoduto	1	0	0	1
Plataforma de perfuração	0	0	247	247
Semissubmersível	0	328	0	328
Navios (outros)	0	0	26	26
Submersível	0	43	0	43
Instalações subsea	0	0	22	22
Plataforma <i>Tension leg</i>	13	0	0	13
Estruturas de suporte de poços	230	0	0	230
TOTAL	1590	1374	735	3699

Fonte: WOAD - DNV, 2013, <http://woad.dnv.com/woad>

A **Tabela II.12.2.1** demonstra que o quantitativo de unidades fixas supera o quantitativo de unidades móveis pesquisadas. Para navio-sonda, como o caso da sonda **NS-42**, foram 110 navios-sonda pesquisados.

A **Tabela II.12.2.2**, abaixo, foi gerada através do cruzamento dos tipos de unidades/instalações relacionadas ao quantitativo de acidentes.

TABELA II.12.2.2 – Número de ocorrências de acidentes por tipo de unidade/instalação em todo o mundo – 1970 – 2013 (WOAD on line).

Tipo de Unidade	Quantidade de Acidentes
Ilha Artificial	1
Barcaça (sem perfuração)	41
Estrutura de concreto	81
Barcaça de perfuração	65
Navio-sonda	91
<i>Drilling tender</i>	10
<i>Flare</i>	1
FPSO/FSU	10
Helicóptero - atividade <i>offshore</i>	238
Jaqueta	716
<i>Jackup</i>	552
<i>Lay barge</i>	21
Boia de carga (Loading buoy)	13
Unidades móveis (sem perfuração)	18
Outras / Estruturas fixas não conhecidas	3
Oleoduto	139
Semissubmersível	277
Navios (outros)	6
Submersível	19
Instalações subsea	4
Plataforma <i>Tension leg</i>	13
Estruturas de suporte de poços	122
Total	2431

Fonte: WOAD - DNV, 2013, (<http://woad.dnv.com/woad>)

Segundo o banco de dados WOAD (DNV, 2013), para navios-sonda há registro de 91 acidentes dentre um total de 110 navios-sonda pesquisados.

Vale ressaltar que um acidente pode compreender uma cadeia de acontecimentos consecutivos (resultados de acidentes ou ocorrências), por exemplo, uma explosão, resultando em incêndio, explosão e vazamento de óleo. Isto significa que um único acidente ou incidente pode dar origem a várias ocorrências. O número total de ocorrências será, assim, muito mais elevado do que o número total de acidentes registrados. Porém, a **Tabela II.12.2.2**, anteriormente apresentada, é específica para registros de acidentes em navios-sonda durante o

período de 1970-2013. Segundo o WOAD, ainda há 65 ocorrências de incidentes (situações de perigo), três ocorrências para quase acidentes e quatro ocorrências para eventos considerados insignificantes em navios-sonda registrados neste banco de dados. Portanto, quando é apresentado na **Tabela II.12.2.2** o valor de 91 acidentes em navios-sonda, este número corresponde as ocorrências registradas e categorizadas como acidente, dentro do total de 163 ocorrências registradas para navios-sonda.

II.12.2.2. Ocorrência de acidentes por tipologia accidental

Neste item serão apresentados os resultados encontrados no banco de dados WOAD (1970-2013 - versão digital) das ocorrências dos acidentes por tipologia accidental.

A **Tabela II.12.2.3**, a seguir, apresenta o número de acidentes em navios-sondas distribuídos por regiões.

TABELA II.12.2.3 – Número de ocorrências de acidentes em navio-sondas por tipo de acidentes e por região – 1970 – 2013 (WOAD on line).

Tipo de Acidentes	Região			Total
	Mar do Norte	Outros	Golfo do México	
<i>Blowout</i>	0	6	3	9
Quebra ou Fadiga	1	6	1	8
Emborcamento	0	5	0	5
Colisão (embarcações não <i>offshore</i>)	0	5	3	8
Colisão (embarcações <i>offshore</i>)	0	21	2	23
Explosão	2	6	0	8
Queda de carga	0	8	4	12
Incêndio	0	7	0	7
Encalhe	0	1	1	2
Derramamento / Vazamento	0	3	2	5
Falha de Máquinas	1	1	0	2
Outros	0	0	1	1
Problemas no poço (sem <i>blowout</i>)	0	0	1	1
Total	4	69	18	91

Fonte: WOAD - DNV, 2013, (<http://woad.dnv.com/woad>)

Dentre os eventos accidentais envolvendo navios-sonda, a colisão com embarcações da atividade *offshore* foram os mais frequentes. No que se refere ao grau do dano o WOAD fornece as seguintes informações para navios-sonda, conforme a **Tabela II.12.2.4** a seguir.

TABELA II.12.2.4 – Número de ocorrências em navio-sondas por tipo de acidentes e pelo grau de intensidade do dano – 1970 – 2013 (WOAD on line).

NAVIO-SONDA						
Tipo de Acidentes	Grau do Dano					Total
	Insignificante / Sem danos	Menor dano	Dano severo	Dano significativo	Perda total	
Blowout	7	0	1	1	0	9
Quebra ou Fadiga	0	2	2	4	0	8
Emborcamento	0	0	1	0	4	5
Colisão (embarcações não offshore)	2	2	2	2	0	8
Colisão (embarcações offshore)	0	6	0	17	0	23
Explosão	3	2	0	3	0	8
Queda de carga	0	2	2	8	0	12
Incêndio	0	5	0	2	0	7
Encalhe	0	0	1	1	0	2
Derramamento / Vazamento	0	0	0	5	0	5
Falha de Máquinas	0	1	0	1	0	2
Outros	0	0	0	1	0	1
Problemas no poço (sem blowout)	0	0	0	1	0	1
Total	12	20	9	46	4	91

Fonte: WOAD - DNV, 2013, (<http://woad.dnv.com/woad>)

A ocorrência em maior número está relacionada à colisão envolvendo embarcações *offshore* com dano significativo, sendo este tipo de dano o mais frequente segundo os dados apresentados.

Com relação a liberações acidentais com potencial direto de dano ao meio ambiente – óleo cru, óleo diesel ou outras substâncias químicas –, a **Tabela II.12.2.5** apresenta o número de liberações ocorridas em navios-sonda em todo o mundo, em função da severidade do derrame.

TABELA II.12.2.5 – Número de liberações acidentais de óleo cru, óleo diesel ou outras substâncias químicas ocorridas em navios-sonda em todo o mundo.

Tipo de acidente	Intensidade do Vazamento					Total
	Pequeno	Moderado	Significante	Grande	Muito Grande	
<i>Blowout</i>	6	0	0	3	0	9
Quebra ou Fadiga	8	0	0	0	0	8
Emborcamento	4	0	0	0	1	5
Colisão (embarcações não <i>offshore</i>)	8	0	0	0	0	8
Colisão (embarcações <i>offshore</i>)	21	0	0	1	1	23
Explosão	8	0	0	0	0	8
Queda de carga	12	0	0	0	0	12
Incêndio	6	0	0	0	1	7
Encalhe	2	0	0	0	0	2
Derramamento / Vazamento	5	0	0	0	0	5
Falha de Máquinas	2	0	0	0	0	2
Outros	1	0	0	0	0	1
Problemas no poço (sem <i>blowout</i>)	1	0	0	0	0	1
Total	84	0	0	4	3	91

Fonte: WOAD - DNV, 2013, (<http://woad.dnv.com/woad>)

Ainda com relação a derramamentos de óleo, a **Tabela II.12.2.6** apresenta dados provenientes da base de dados do *Environmental Research Consulting* (ERC) e apresentados pelo IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP *Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection* (GESAMP) em 2007 relativos a derramamentos acidentais em atividades marítimas de E&P no período 1968-1999. Esta base de dados possui extensiva informação sobre acidentes com vazamento, incluindo data, localização, tipo e nome da fonte, quantidade e tipo de óleo vazado. O ERC computou mais de 250.000 registros individuais de derramamentos de diversas fontes, incluindo embarcações, dutos, atividades marítimas de E&P, instalações costeiras, assim como de fontes desconhecidas. A **Tabela II.12.2.6** apresenta os dados de vazamentos maiores que 10.000 galões americanos (aproximadamente 34 toneladas), valor este considerado o limite abaixo do qual os dados não são precisos.

TABELA II.12.2.6 – Derramamentos acidentais de óleo em atividades marítimas de E&P no período 1968-1999.

Ano	Número de derramamentos maiores que 34 t	Quantidade total (t) derramada em derramamentos maiores que 34 t
1968	0	0
1969	0	0
1970	0	0
1971	1	14.286
1972	0	0
1973	1	0
1974	1	150
1975	0	0
1976	0	0
1977	1	28.912
1978	2	3.432
1979	7	477.807
1980	7	44.184
1981	0	0
1982	4	3.007
1983	10	280.599
1984	2	1.180
1985	3	578
1986	6	38.092
1987	6	8.969
1988	6	2.054
1989	3	180
1990	4	626
1991	2	136
1992	1	827
1993	1	61
1994	0	0
1995	1	500
1996	0	0
1997	4	885
1998	3	440
1999	0	0

Fonte: GESAMP, 2007.

Como se pode observar, os anos de 1979 e 1983 registraram as maiores quantidades de óleo derramadas. Do total derramado em 1979, 476.190 toneladas são atribuídas à erupção do poço exploratório Ixtoc I, que vazou durante 295 dias, na baía da Campeche, na costa do Golfo do México. O outro grande vazamento ocorreu em 1983, devido à erupção de um poço no Campo de Nowruz, no Irã, que despejou 272.109 toneladas de óleo no Golfo Pérsico/Arábico, ao longo de 196 dias. O poço de Nowruz liberou óleo a uma taxa de 571 a 1.429 toneladas diárias, até ser fechado seis meses e meio mais tarde (GESAMP, 2007).

Em 1988, o acidente com a plataforma *Piper Alpha* no Mar do Norte, na costa de Aberdeen, Escócia, provocou o derramamento de 750 t de óleo. Nesse mesmo ano, uma plataforma de produção flutuante derramou 1.500 t de óleo no Campo de Fulmar, no Mar do Norte, na costa do Reino Unido. Em 1990, um poço no Campo de Troll, na costa da Noruega, no Mar do Norte, vazou 361 t durante um teste de formação. Em 1992, um erro de operação causou um derramamento de 827 t no Campo de Statfjord, também na costa da Noruega. Ainda em 1992, ocorreu um derramamento de 1.643 t de óleo, devido à erupção de um poço de produção, na costa da Baía de Timbalier, Louisiana, no Golfo do México. Outra plataforma do Mar do Norte, em 1995, derramou 500 t na costa da Alemanha, como resultado de danos estruturais. Em 1997, a plataforma flutuante de armazenamento *Captain Field* derramou 680 t de óleo no Mar do Norte, a 145 km da costa da Escócia (GESAMP, 2007).

Ademais dos acidentes supramencionados vale mencionar que no mês de abril de 2010, houve um acidente no Golfo do México com a plataforma da Transocean *Deepwater Horizon* contratada pela BP, o qual resultou no vazamento de milhares de barris de petróleo na região. Ressalta-se, no entanto, que ainda não estão disponíveis dados oficiais sobre a magnitude do dano causado.

Particularmente com relação a liberações de óleo decorrentes de *blowouts*, estudo da *Royal Society of Canada* (2004) relata algumas estimativas sobre a frequência de ocorrência destes eventos. A **Tabela II.12.2.7** apresenta os valores calculados por LGL (2000, 2003) e Husky (2000) *apud* RSC (2004), com base em dados históricos, para a frequência de derramamentos de óleo decorrentes de *blowouts* em poços exploratórios e de desenvolvimento, respectivamente.

TABELA II.12.2.7 – Frequência de derramamentos de óleo decorrentes de *blowouts* (por poço perfurado).

Tipos de poço	Quantidade derramada	
	> 10.000 bbl (1.600 m³)	> 150.000 bbl (24.000 m³)
Exploração (LGL, 2000)	$1,5 \times 10^{-4}$	5×10^{-5}
Desenvolvimento (Husky, 2000)	$7,8 \times 10^{-5}$	$3,9 \times 10^{-5}$

Fonte: RSC, 2004

Para fins de cálculo da frequência de *blowout* utilizou-se o banco de dados históricos *SINTEF Offshore Blowout Database*⁵, publicado em junho de 2006. Segundo o SINTEF, para perfurações em poços exploratórios profundos (poços normais) a frequência é de $3,1 \times 10^{-4}$ por poço perfurado.

No Brasil, a ANP (Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis) emite anualmente relatórios de segurança operacional das atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural. Nestes relatórios

⁵ Blowout and Well Release Frequencies – Based on SINTEF Offshore Blowout Database, 2005 – Scandpower, 2006

são apresentados dados sobre os incidentes ocorridos em unidades marítimas e terrestres reportados à ANP. Os dados absolutos mais recentes disponibilizados para cada tipo de acidente referem-se ao ano de 2013, publicados em dezembro de 2014. A **Tabela II.12.2.8** apresenta as informações disponibilizadas sobre o período de 2008 a 2013. Quando comparados os anos de 2012 e 2013, observa-se tendência de estabilização do número total de incidentes comunicados e uma diminuição no número absoluto de descargas ou vazamentos de petróleo e derivados, de água oleosa, além da redução de ocorrências de explosão/incêndio e abalroamentos. Em contrapartida, observa-se aumento no número de feridos em incidentes operacionais.

TABELA II.12.2.8 – Distribuição histórica dos incidentes comunicados à ANP em unidades de perfuração e produção marítimas e terrestres.

Tipo de Eventos Comunicados	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Descarga ou vazamento de petróleo ou derivados	59	101	86	79	109	89
Descarga ou vazamento de água oleosa	2	7	24	95	34	21
Descarga ou vazamento de fluido de perfuração	5	15	27	42	33	35
Explosão e/ou incêndio	2	5	11	50	79	65
Parada não programada	6	32	43	56	58	62
<i>Blowout</i>	0	1	2	1	0	0
Abalroamento	4	3	3	6	10	1
Adernamento	0	0	2	1	1	0
Número de óbitos em incidentes operacionais	8	3	3	6	2	2
Número de feridos em incidentes operacionais	7	8	14	26	31	58
Total de eventos comunicados	150	260	375	664	944	939

¹ A soma dos dados desta tabela não representa o total de incidentes, pois nem todos foram relacionados e, em alguns casos, um mesmo evento pode acarretar mais de uma das consequências listadas na referida tabela.

Fonte: ANP, 2014.

O relatório de segurança operacional de 2015 apresentou a evolução da quantidade de comunicados de incidentes recebidos pela ANP relativos a instalações de exploração e produção, desde 2012 até o ano de 2015 (**Tabela II.12.2.9**). A ANP classifica quase acidente como qualquer evento inesperado com potencial de risco para a segurança operacional, não causando danos à saúde humana, ao meio ambiente ou ao patrimônio próprio da empresa ou de terceiros, enquanto que acidentes são os eventos em que há danos.

TABELA II.12.2.9 – Distribuição histórica das comunicados de acidentes e quase acidentes à ANP em unidades de perfuração e produção marítimas e terrestres.

Comunicados	2012	2013	2014	2015
Acidentes	407	350	428	441
Quase acidentes	346	588	1384	1745
Relação quase acidentes / acidentes	0,85	1,68	3,23	3,96

Na **Tabela II.12.2.9** observa-se que o número de acidentes comunicados em 2012 é maior que o número de quase acidentes. A partir de 2013 o número de quase acidentes registrados ultrapassa o número de acidentes. A proporção entre quase acidentes e acidentes aumenta anualmente, saindo de 0,85 em 2012 e chegando ao máximo de 3,96 em 2015. O aumento nesta relação é indicativo de que paulatinamente houve maior comunicação de quase incidentes devido a ações que englobaram:

- Revisão do Manual de Comunicação de Incidentes, de forma a melhorar a compreensão dos agentes regulados acerca dos incidentes comunicáveis;
- Intensificação da verificação nas atividades de fiscalização dos incidentes ocorridos na instalação.

O relatório de segurança operacional de 2015 também apresentou os dados por tipo de incidentes na forma de taxas correspondentes à quantidade de ocorrências dividida por uma grandeza que represente o nível de atividades da indústria relacionada àquele tipo de incidente. Esta forma de apresentação dos dados possibilitou desvencilhar a variação da incidência de determinado tipo de incidente da intensidade de atividade em cada ano, e desta forma, possibilitou comparações com benchmarks internacionais, relativos a países com níveis de atividades significativamente diferentes do cenário brasileiro.

A **Tabela II.12.2.10** abaixo apresenta os tipos de incidentes que foram analisados, bem como a grandeza representativa do nível de atividades que é utilizada para gerar a taxa de cada tipo de incidente.

TABELA II.12.2.10 – Tipos de incidentes e grandezas relativas ao nível de atividades utilizadas para normalizar os dados.

Tipo de incidente	Dados normalizados por
Fatalidades	Milhão de horas trabalhadas
Ferimentos graves	
Vazamento significativo de gás inflamável	Produção de gás em milhão de barris de óleo equivalentes
Vazamento maior de gás inflamável	
Abalroamento significativo	Quantidade de instalações
Abalroamento maior	
Incêndio significativo	
Incêndio maior	
Perda significativa de controle de poço	Quantidade de atividades relacionadas a poços
Perda maior de controle de poço	

Fonte: ANP, 2016.

Os tipos de acidentes com maior ocorrência nas sondas de perfuração marítimas em 2015 são:

- Descargas
- Princípios de incêndio
- Vazamentos de gás inflamável
- Paradas não programadas

As Figuras II.12.2.1 a II.12.2.4 apresentam as taxas de ocorrência destes tipos de acidentes no período de 2012 a 2015. De forma geral, percebe-se que as estas taxas apresentam tendência de queda ou estabilização no período analisado.

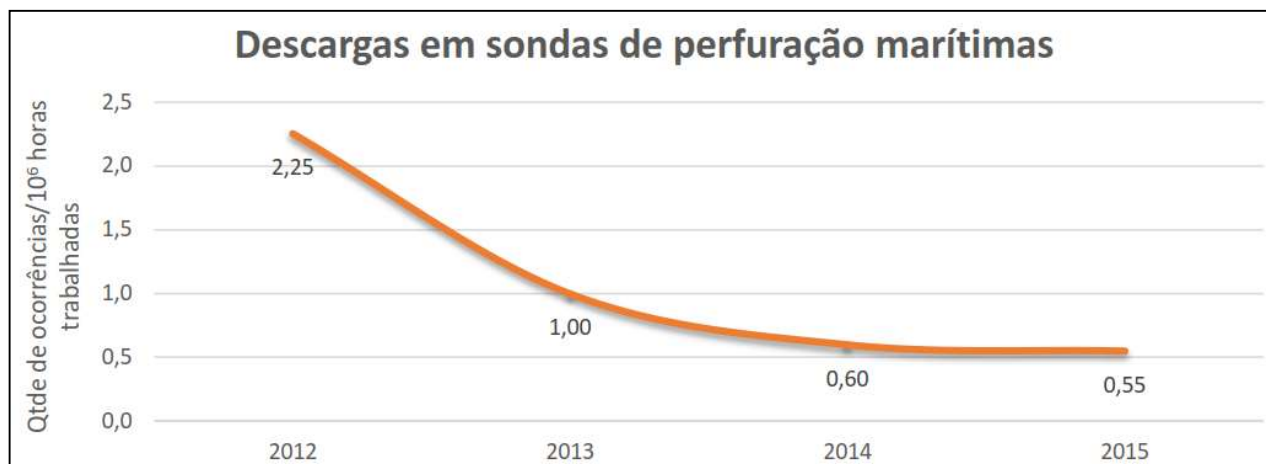


FIGURA II.12.2.1 – Taxas de descargas por milhão de horas trabalhadas em sondas de perfuração marítimas, de 2012 a 2015

Fonte: ANP, 2016

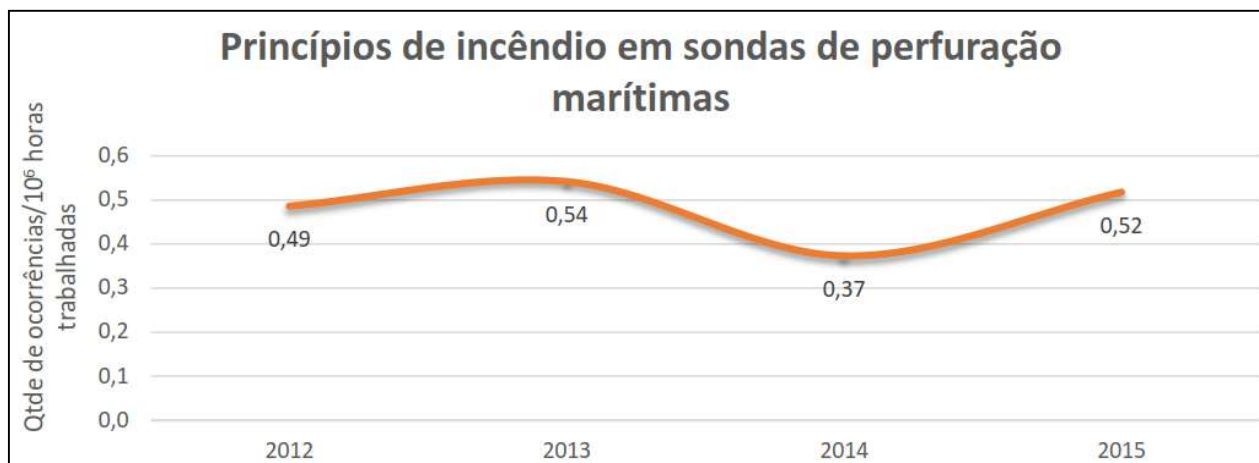


FIGURA II.12.2.2 – Taxas de princípios de incêndio por milhão de horas trabalhadas em sondas de perfuração marítimas, de 2012 a 2015.

Fonte: ANP, 2016.

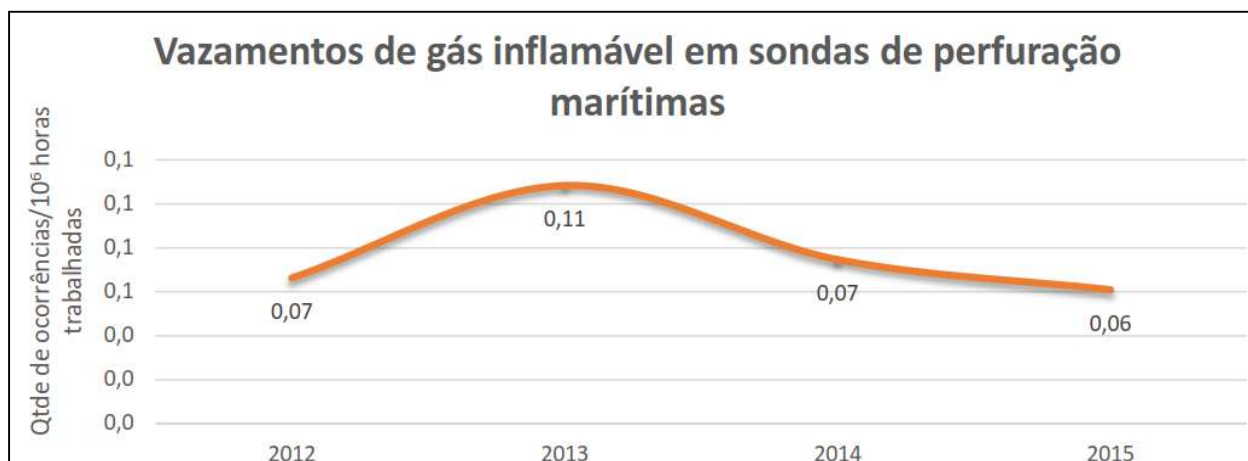


FIGURA II.12.2.3 – Taxas de vazamentos de gás inflamável por milhão de horas trabalhadas em sondas de perfuração marítimas, de 2012 a 2015.

Fonte: ANP, 2016.

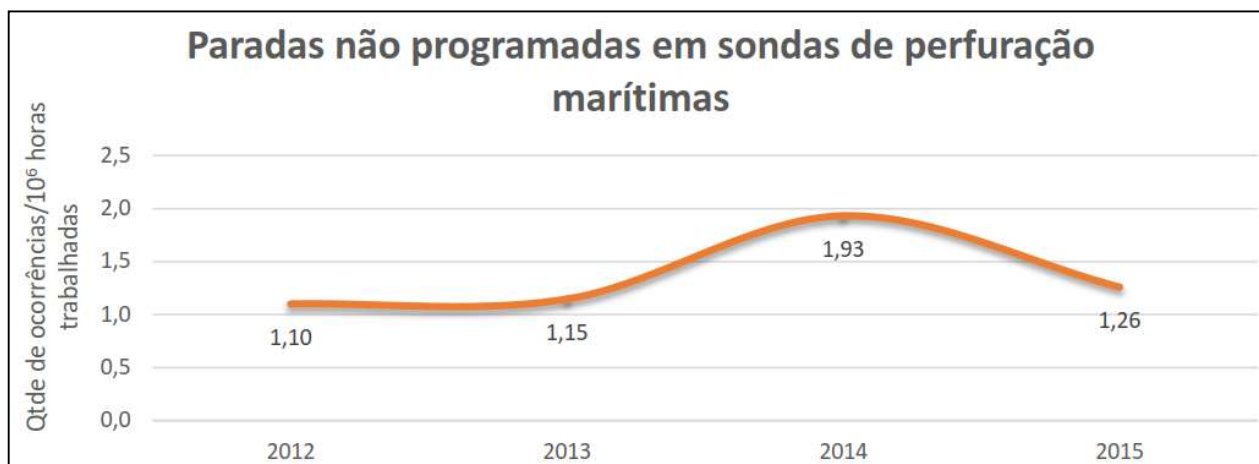


FIGURA II.12.2.4 – Taxas de paradas não programadas por milhão de horas trabalhadas em sondas de perfuração marítimas, de 2012 a 2015.

Fonte: ANP, 2016.

A distribuição dos volumes descarregados dentre todos os incidentes comunicados à ANP até 2013 é apresentada na **Tabela II.12.2.11**. Observa-se que grande parte dos incidentes comunicados com perda de contenção envolveu o derrame de fluidos e petróleo, água oleosa e óleos tratados. Entretanto, ao se contabilizar os volumes registrados, cada evento que envolve a descarga de fluido de perfuração tende a apresentar uma descarga de maior volume. Segundo os dados, houve considerável decréscimo do volume de descargas de petróleo e aumento significativo nos valores de descarga de água oleosa. A ANP aponta para a incapacidade de plantas de processo de produção atender aos valores máximos estipulados para óleos e graxas ao longo de sua vida útil, o que pode relacionar-se com causas como: sobrecarga de óleo bruto em relação à capacidade de tratamento ou óleo de características diferenciadas, problema temporário ou *by-pass* em algum de seus equipamentos entre outros. Além disto, de acordo com as informações apresentadas, em 2011 nota-se um elevado registro para a liberação de petróleo, se comparado às liberações deste produto nos demais anos. Tal fato deve-se ao acidente ocorrido no Campo de Frade em 2011 que resultou na liberação de cerca de 3.700 barris de petróleo (aproximadamente 590 m³).

TABELA II.12.2.11 – Distribuição dos volumes descarregados (m³) em incidentes com perda de contenção.

Tipo de Fluido	2010	2011	2012	2013
Petróleo	10,92	607,9	26,8	13,78
Óleo e derivados	10,35	1,18	7,96	11,32
Fluido de perfuração	370,43	250,35	56,85	92,66
Água Oleosa	24,85	6,49	24,28	57,29

Fonte: ANP, 2014.

II.12.2.3. Frequências associadas às tipologias acidentais

Neste item estão apresentados os dados estatísticos gerados através dos bancos de dados WOAD (1980-1997) elaborado pela DNV e HSE (1990-2007), além de outros bancos de dados que apresentam taxas de falhas de equipamentos utilizados em sistemas e subsistemas das unidades marítimas da indústria de óleo e gás.

O banco de dados *Healthy & Safety Executive* (HSE) do Reino Unido realizou uma pesquisa com o objetivo de obter as estatísticas dos acidentes no ambiente *offshore* para unidades fixas e flutuantes em operação na Plataforma Continental do Reino Unido (UKCS), gerando o relatório *Accident Statistics for Offshore Units on the UKCS 1990-2007* publicado pela *Oil & Gas UK* em abril de 2009.

O objetivo principal desta publicação foi a obtenção de estatísticas completas para os acidentes e incidentes ocorridos na atividade de exploração de petróleo e gás *offshore* através de unidades fixas e flutuantes na UKCS durante o período de 1990-2007, incluindo o número de acidentes e incidentes com frequências correspondentes por tipo de instalação / equipamento.

A **Tabela II.12.2.12**, abaixo, explicita o espaço amostral trabalhado pelo banco de dados WOAD (1999). Percebe-se que no período de 1980-1997 um total de 10.063 unidades móveis de perfuração formou a base amostral da pesquisa e, mais especificamente, 600 navios-sonda compuseram o universo amostral objeto deste estudo.

TABELA II.12.2.12 – Número de unidades móveis de perfuração (UM) e navios-sonda (NS) em operação por área geográfica e por período (unidades-ano).

Área Geográfica	Período					
	1970-1979		1980-1997		1970-1997	
	UM	NS	UM	NS	UM	NS
Golfo do México (EUA)	965	121	2.868	76	3.833	197
Mar do Norte	393	12	1.601	4	1.994	16
Outras Áreas	1.734	418	5.594	520	7.328	938
Total	3.092	551	10.063	600	13.155	1.151

Fonte: DNV, 1999, p. 3.5

Com relação à frequência dos eventos acidentais, a **Tabela II.12.2.13** apresenta a frequência média de ocorrência de diferentes tipos de acidente em unidades móveis de perfuração e em navios-sonda, em todo o mundo, por tipo de acidente, para o período 1980-1997.

Cabe observar que os dados apresentados na **Tabela II.12.2.13** podem ser considerados conservadores, pois incluem apenas unidades em operação no período de 1980 a 1997 (WOAD,1999). Em função da preocupação internacional da indústria com segurança, meio ambiente e avanços tecnológicos, tem sido implementados dispositivos de segurança adicionais nas unidades de perfuração mais modernas e práticas de trabalho mais seguras, fato que poderia resultar na redução da ocorrência de tipologias acidentais associadas à sonda.

TABELA II.12.2.13 – Frequência média de ocorrência de acidentes em unidades móveis de perfuração (UMP) e navios-sonda (NS) em todo o mundo no período 1980-1997 (ocorrências / 1.000 unidades-ano).

Tipo de Acidente	Número de ocorrências		Frequência (10 ⁻³)	
	UMP	NS	UMP	NS
Falha de Ancoragem	84	4	8,35	6,67
<i>Blowout</i>	108	6	10,73	10,00
Emborcamento	66	5	6,56	8,33
Colisão	28	2	2,78	3,33
Contato	116	10	11,53	16,67
Acidente com Guindaste	41	2	4,07	3,33
Explosão	28	1	2,78	1,67
Queda de Carga	81	4	8,05	6,67
Incêndio	131	8	13,02	13,33
Afundamento	53	3	5,27	5,00
Encalhe	32	1	3,18	1,67
Acidente de Helicóptero	6	-	0,60	-
Inundação	33	2	3,28	3,33
Adernamento	59	4	5,86	6,67
Falha de Máquinas	14	7	1,39	11,67
Perda de Posição	116	5	11,53	8,33
Derramamento	95	2	9,44	3,33
Dano Estrutural	172	12	17,09	20,00
Acidente de reboque	59	1	5,86	1,67
Problema no Poço	141	7	14,01	11,67
Outros	25	1	2,48	1,67

Fonte: DNV, 1999, p. 2.8

Da observação dos dados apresentados na **Tabela II.12.2.13**, conclui-se que, com relação à frequência média de ocorrência dos diferentes tipos de acidente em navios-sonda, a tipologia acidental mais frequente está relacionada ao dano estrutural, seguida por contato, incêndio, problema no poço, falha de máquinas e *blowout*.

Outro banco de dados utilizado é o *Healthy & Safety Executive* (HSE) do Reino Unido, o qual realizou uma pesquisa com o objetivo de obter as estatísticas dos acidentes no ambiente *offshore* para unidades fixas e flutuantes em operação na Plataforma Continental do Reino Unido (UKCS), gerando o relatório *Accident Statistics for Offshore Units on the UKCS 1990-2007* publicado pela *Oil & Gas UK* em abril de 2009.

O objetivo principal desta publicação foi a obtenção de estatísticas completas para os acidentes e incidentes ocorridos na atividade de exploração de petróleo e gás *offshore* através de unidades fixas e flutuantes na UKCS durante o período de 1990-2007, incluindo o número de acidentes e incidentes com frequências correspondentes por tipo de instalação / equipamento.

As frequências de ocorrência de acidentes para unidades flutuantes nos UKCS no período 1990-2007 são estimadas com base na combinação dos bancos de dados ORION (RIDDOR 95), MAIB (*Marine Accident Investigation Branch*), WOAD e BLOWOUT (SINTEF²⁰). A **Tabela II.12.2.14**, a seguir, apresenta o número de acidentes com suas respectivas frequências, por tipo de unidade, abrangendo o período de 1990 - 2007. Na tabela “N” denota número de ocorrências e “F” denota a frequência anual média por unidade, ou seja, número de ocorrências por unidade ano.

Como resultados deste banco de dados para unidades móveis de perfuração, o HSE apresenta as seguintes taxas de frequência:

TABELA II.12.2.14 – Número de ocorrências de acidentes e respectivas frequências (por unidade ano) por tipo de unidade móvel de perfuração (UMP). UKCS, 1990-2007.

TIPO DE UMP	PERÍODO					
	1990 - 1999		2000 - 2007		1990 - 2007	
	N	F	N	F	N	F
<i>Jack up</i>	493	2,002	254	1,367	747	1,729
<i>Semisub</i>	1070	2,666	494	1,852	1564	2,341
Navio-sonda	27	6,585	11	6,471	38	6,552
Total UMP	1590	2,440	759	1,671	2349	2,124

Fonte: HSE - OIL & GAS UK, 2009

No período de 1990 a 2007, 38 acidentes com navio-sonda foram registrados na Plataforma Continental do Reino Unido (UKCS). Considerando o total de unidades móveis de perfuração, 2.349 acidentes foram computados. Sendo assim, a contribuição de acidentes com navios-sonda pode ser considerada baixa, sendo os acidentes com unidades semissubmersíveis de maior peso para as estatísticas de acidentes com unidade móveis de perfuração.

O banco de dados fornece, ainda, o número de ocorrência de acidentes e as suas respectivas frequências relacionadas ao tipo de acidente, como pode ser verificado na tabela a seguir:

TABELA II.12.2.15 – Unidades Móveis de Perfuração - UMP (*Mobile Offshore Drilling Units - MODUs*) - Número de ocorrências de acidentes e respectivas frequências (por unidade ano). UKCS, 1990-2007.

TIPO DE EVENTO	PERÍODO					
	1990 - 1999		2000 - 2007		1990 - 2007	
	N	F	N	F	N	F
Falha de ancoragem	133	0,204	14	0,031	147	0,133
Blowout	13	0,020	3	6,6E-03	16	0,014
Emborcamento	1	1,5E-03	-	-	1	9,0E-04
Colisão	14	0,021	1	2,2E-03	15	0,014
Contato	108	0,166	25	0,055	133	0,120
Guindastes	697	1,070	410	0,902	1107	1,001
Explosão	10	0,015	-	-	10	9,0E-03
Queda de objetos	851	1,306	547	1,204	1398	1,264
Incêndio	100	0,153	46	0,101	146	0,132
Naufrágio	1	1,5E-03	-	-	1	9,0E-04
Encalhamento	1	1,5E-03	-	-	1	9,0E-04
Helicóptero	3	4,6E-03	-	-	3	2,7E-03
Vazamento	15	0,023	3	6,6E-03	18	0,016
Inclinação	9	0,014	2	4,4E-03	11	0,010
Falha no Maquinário	1	1,5E-03	3	6,6E-03	4	3,6E-03
Perda de Posição	25	0,035	1	2,2E-03	24	0,022
Liberação	160	0,246	78	0,172	238	0,215
Falha estrutural	29	0,045	4	8,8E-03	33	0,030
Reboque	13	0,020	1	2,2E-03	14	0,013
Problemas no poço	136	0,209	186	0,409	322	0,291
Outros	30	0,046	5	0,011	35	0,032

Fonte: HSE - OIL & GAS UK, 2009

De acordo com os dados apresentados na **Tabela II.12.2.15** pode-se observar que as tipologias acidentais mais frequentes no período compreendido entre 1990 e 2007 para unidades móveis de perfuração foram, em ordem decrescente, queda de objetos, acidentes com guindastes e problemas no poço. Ainda de acordo com os dados da tabela supramencionada, pode-se observar que houve uma redução na ocorrência das duas tipologias

acidentais mais frequentes (período de 1990-2007), ao se comparar os eventos registrados nos períodos 1990-1999 e 2000-2007. Para queda de objetos nota-se que houve uma redução de 851 eventos – frequência de 1,306 unidade ano - (1990-1999) para 547 eventos – frequência de 1,204 unidade ano - (2000-2007), representando uma redução de aproximadamente 36% ao se considerar o número de ocorrências de tal tipologia acidental em ambos os períodos citados. Para acidentes com guindastes, por sua vez, a redução no número de acidentes registrados foi de 697 – frequência de 1,070 unidade ano - para 410 - frequência de 0,902 unidade ano - (aproximadamente 41%). Já com relação a problemas no poço, ao se comparar o número de eventos registrados nos períodos 1990-1999 e 2000-2007 observa-se que, ao contrário do ocorrido para os dois eventos mais frequentes, queda de objetos e acidentes com guindastes, houve um aumento no número de registros para tal tipologia acidental de 136 – frequência de 0,209 unidade ano - (1990-1999) para 186 – frequência de 0,409 unidade ano - (200-2007) representando um aumento de aproximadamente 37% no número de eventos registrados.

➤ **Magnitude dos Danos Ambientais em Relação a Eventuais Efeitos Tóxicos, Espécies Afetadas e à sua Importância para o Ecossistema em Análise.**

Para a análise histórica dos acidentes ambientais no que diz respeito aos seus efeitos tóxicos, espécies e ecossistemas afetados, foi feito um levantamento bibliográfico dos eventos ocorridos em atividades *offshore* nos quais houve vazamento de óleo no mar. Apesar da abundância de informações associadas a causas e consequências, tal como quantidade de produto derramado, ainda há poucos estudos quanto aos impactos crônicos sobre espécies ou ecossistemas (ITOPF, 2009; CEDRE, 2009). Mesmo quando esses estudos estão disponíveis, não se apresentam muitos dados quantitativos acerca desses impactos. Sendo assim, a **Tabela II.12.2.16** apresenta as informações sobre acidentes para os quais foi reportado algum tipo de impacto ambiental sobre comunidades adjacentes. Dentre os impactos levantados, destacam-se aqueles resultantes dos acidentes com o navio-tanque Exxon-Valdez (1989), que ocorreu em uma área de alta importância biológica, com seus impactos podendo ser observados até os dias de hoje, e com o navio-tanque Jessica, devido à sensibilidade da área atingida (Ilhas Galápagos).

Vale mencionar que em novembro de 2011 ocorreu no Campo de Frade, localizado na Bacia de Campos e operado pela empresa Chevron, um acidente envolvendo vazamento de óleo (cerca de 3.700 bbls)⁶. De acordo com informações apresentadas no *site* da Chevron, o fechamento e abandono do poço, trabalho de contenção e demais respostas ao incidente contribuíram para evitar impactos sobre o meio ambiente. Com relação aos afloramentos de petróleo no Campo Frade, o *site* da empresa informa que estes foram reduzidos a gotículas residuais, que ainda estão sendo capturadas por equipamentos de contenção instalados no fundo do mar. Ainda segundo informações contidas no *site* da empresa, formas de vida marinha não foram afetadas, nenhum óleo atingiu a costa brasileira, não houve feridos e não existe qualquer indicação de ter havido risco à saúde humana⁷. Desta forma, com base nas informações anteriores, este acidente também não será reportado na **Tabela II.12.2.16**.

⁶ Informação disponível em:

<http://www.anp.gov.br/?pg=62011&m=chevron&t1=&t2=chevron&t3=&t4=&ar=0&ps=1&cachebust=1418229853689>
Acesso em dezembro de 2014.

⁷ Informação disponível em: <https://www.chevron.com.br/noticias/atuacao-campo-frade.aspx>. Acesso em dezembro de 2014.

Em abril de 2010 ocorreu um vazamento de gás seguido de explosão na plataforma Deepwater Horizon, a qual se encontrava trabalhando para a *BP Exploration & Production Inc.* no poço exploratório Macondo, no Golfo do México. Os processos judiciais associados ao acidente da Deepwater Horizon e ao vazamento de óleo continuam. Na primeira fase de julgamento, o juiz concluiu que houve grave negligência e conduta dolosa por parte da empresa. A BP discordou veementemente dessa sentença e apelou. Na segunda fase, o tribunal não encontrou grave negligência nos esforços de controle da fonte, e concluiu que 3,19 milhões de barris de petróleo teriam sido derramados no Golfo do México. A BP também apelou desta decisão. A fase de penalidades do julgamento se encerrou em fevereiro de 2015, com a decisão sendo aguardada para uma data posterior.

Cientistas da BP, das agências governamentais, de universidades e de outras organizações estão estudando uma variedade de espécies e habitats para entender como a fauna e o meio ambiente podem ter sido afetados pelo derramamento de óleo. Desde maio de 2010, mais de 240 planos de trabalho foram desenvolvidos pelas administrações estaduais e federais e pela BP para estudar recursos e habitats. Os dados do estudo irão permitir uma avaliação dos danos aos recursos naturais no Golfo do México e subsidiar o desenvolvimento de um plano de reabilitação. O plano abordará os danos identificados, incluindo o uso recreativo desses recursos, bem como o custo estimado de implementá-lo. Até o final de 2014, a BP tinha havia gasto cerca de US\$ 1,3 bilhão para apoiar o processo de avaliação - *Vide* gulfsciencedata.bp.com para acesso aos dados ambientais recolhidos através do processo de avaliação de danos aos recursos naturais.

Enquanto a avaliação dos danos ainda está sendo julgada, o trabalho de restauração já começou. Em abril de 2011, a BP comprometeu-se a fornecer até US \$ 1 bilhão a um fundo de restauração destinado a agilizar a recuperação dos recursos naturais afetados em razão do incidente Deepwater Horizon. A BP e as autoridades, em dezembro de 2014, chegaram a um acordo sobre um total de 54 projetos de restauração que devem custar aproximadamente US \$ 700 milhões, dos quais US\$ 629 milhões dólares foram financiados até o final de 2014. A BP está fornecendo o financiamento de projetos em troca de créditos a serem compensados contra o cálculo final das autoridades quanto às obrigações de compensação financeira da BP em razão de danos aos recursos naturais.

TABELA II.12.2.16 – Acidentes ambientais e descrição dos impactos ambientais reportados.

Unidade	Local	Ano	Óleo derramado	Tipo de óleo	Causas	Área atingida	Impactos observados	Referências Bibliográficas ⁸
Navio-tanque SS Witwater	Costa do Caribe no Panamá, a aproximadamente 3,7 km a nordeste das ilhas Galeta	1968	588.000 gal (~1911 ton)	Diesel e Bunker C Oil	Ruptura por causa dos mares revoltos no Caribe	-	Atingiu praias arenosas, costões rochosos e manguezais das ilhas Galeta. Os ventos fortes causaram um spray de óleo misturado com água do mar que atingiu árvores e arbustos acima da zona de supralitoral (até cerca de 2m acima da média do nível da maré alta). Árvores de mangue-vermelho e mangue-preto foram severamente atingidas e houve a morte de muitas sementes de mangue-vermelho, da comunidade algal e de invertebrados. Os pesquisadores também observaram tartarugas marinhas mortas nas praias dos manguezais da região após o vazamento, entretanto a real causa dessas mortalidades não foi determinada. Um estudo de acompanhamento realizado 2 meses após o derramamento descobriu que os recifes de coral foram os menos afetados de todas as comunidades estudadas. Uma vez que os recifes encontram-se na zona de infralitoral, eles não tiveram contato direto com o óleo e a maré alta além do normal causada pelos ventos fortes ajudou a evitar a contaminação.	[7] e [11]
Navio-tanque Arco Merchant	Nantucket Shoals (banco de areia), Massachusetts (EUA)	1976	28.000 ton	Óleo combustível	Encalhe	-	Contaminação do sedimento se restringiu à área ao redor do encalhe. Foram encontradas aves com óleo, entretanto o total de mortes é difícil de avaliar. Concluiu-se que o vazamento provavelmente teve pouco efeito sobre as populações de aves costeiras e marinhas fora da costa da Nova Inglaterra.	[1] e [2]

⁸ As referências bibliográficas utilizadas estão apresentadas ao final deste item.

TABELA II.12.2.16 – Acidentes ambientais e descrição dos impactos ambientais reportados.

Unidade	Local	Ano	Óleo derramado	Tipo de óleo	Causas	Área atingida	Impactos observados	Referências Bibliográficas ⁸
VLCC (Very Large Crude Carrier) Atlantic Express	10 milhas de Tobago, oeste das Índias	1979	276.000 ton	Óleo cru	Colisão com a embarcação VLCC Aegean Captain durante uma tempestade tropical	-	Não foram feitos estudos de impactos, pouca quantidade de poluição na costa foi reportada nas ilhas próximas.	[1], [2] e [3]
Poço Intox I	80 km da Ciudad del Carmen	1979	Milhares de barris de óleo antes do poço ser controlado somente em 1980	Óleo cru	Blowout (descontrole do poço)	Baía de Campeche e impactou parte da costa do México e Texas (257 km de costa)	O vazamento atingiu praias de importância comercial e com ecossistemas sensíveis na região do Texas e México. Foram encontradas algumas espécies de tartarugas sujas com óleo e alguns indivíduos mortos.	[7]
Poço Nowruz	Golfo Pérsico, Irã	1983	42 milhões de galões de óleo (~136.500 ton)	Óleo cru	Guerra Irã-Iraque	-	Foram impactados os ecossistemas praias arenosas, costões rochosos e ilhas costeiras. Muitos animais morreram e foram encontrados ao longo da costa do Golfo Pérsico, incluindo cerca de 56 tartarugas-verde e de pente que foram mortas nas ilhas de Jan e Karan. Estima-se que cerca de 500 indivíduos das duas espécies tenham morrido, representando a aniquilação de toda a população da tartaruga-de-pente a maior parte da população de tartaruga-verde. Os impactos diretos e indiretos do óleo sobre as tartarugas marinhas, seus ninhos e seu habitat ainda permanecem desconhecidos, mas conclui-se que os impactos foram severos.	[7]

TABELA II.12.2.16 – Acidentes ambientais e descrição dos impactos ambientais reportados.

Unidade	Local	Ano	Óleo derramado	Tipo de óleo	Causas	Área atingida	Impactos observados	Referências Bibliográficas ⁸
Navio-tanque Vista Bella	Nevis Island, Caribe	1991	2.000 ton	Óleo combustível pesado	Danos no navio	Atingiu 5 jurisdições: Saint Kitts e Nevis, ilhas Sabba e Saint Martin, Saint Bartholomew, as Ilhas Virgens Britânicas e Ilhas Virgens Americanas e Porto Rico.	Praias que são locais de desova de tartarugas marinhas foram atingidas.	[2] e [7]
Navio de carga combinada (óleo e minério Aegean Sea	Espanha, próximo ao porto de La Coruna na costa da Galícia	1992	67.000 (ton)	Óleo cru	Encalhe	Ocorreu em águas rasas a cerca de 50 metros da costa atingindo cerca de 300km da linha da costa.	O óleo impactou costões rochosos, pequenas praias arenosas e áreas planas de marisma. Várias espécies de importância comercial foram afetadas, como mexilhões e houve restrição à pesca o que acabou impactando a indústria pesqueira.	[1], [2] e [3]
Barcaça Bouchard B155	Tampa Bay, Florida	1993	336.000 gal (~1092 ton)	Óleo combustível pesado	Colisão com outras embarcações	O óleo cobriu aproximadamente 23km de costa.	Foram atingidas praias arenosas, diversos manguezais, ilhas e diques. Também foram impactadas áreas de desova e forrageamento de tartarugas marinhas.	[7] e [9]

TABELA II.12.2.16 – Acidentes ambientais e descrição dos impactos ambientais reportados.

Unidade	Local	Ano	Óleo derramado	Tipo de óleo	Causas	Área atingida	Impactos observados	Referências Bibliográficas ⁸
Navio-tanque Jessica	Ilhas Galápagos, Equador	2001	600 ton de óleo combustível leve + 200 ton de óleo combustível intermediário.	Óleo combustível leve e intermediário	Encalhe (condições meteorológicas e falha humana)	12 ilhas (450km)	Cerca de 370 animais foram atingidos pelo combustível como aves, mamíferos e répteis. 79 leões marinhos foram afetados pelo vazamento e 15.000 iguanas marinhas da ilha de Santa Fé foram mortas. Dezenas de milhares de peixes e invertebrados também foram afetados. Devido ao comportamento de muitos animais e a alta toxicidade do óleo, muitos animais podem ter morrido e afundado, não sendo reportados nas estatísticas. A pesca foi afetada em uma pequena escala.	[1], [2] e [10]
Navio-tanque monocasco Prestige	Espanha	2002	64.000 ton	Óleo combustível pesado	Danos do casco devido aos fortes mares no norte da Espanha	1.900 km de costa	O óleo se espalhou por longas distâncias com os ventos e correntes, atingindo, principalmente as costas da Espanha e França. No total, 6 países foram atingidos. Os ecossistemas mais impactados foram os costões rochosos. A pesca foi proibida em 90% da costa. Na França e Espanha também houve impacto no turismo no ano de 2003.	[1], [2]
Navio-tanque Amoco Cadiz	Bretanha, França	1978	223.000 ton	223.000 (ton) petróleo leve e óleo cru + 4.000 (ton) de diesel	Problemas mecânicos	320 km da costa da Bretanha até as Ilhas Channel.	Vários ecossistemas costeiros de importância ecológica foram atingidos, principalmente marismas e estuários. Cerca de 10.000 toneladas foram biorremediadas.	[1], [2] e [3]

TABELA II.12.2.16 – Acidentes ambientais e descrição dos impactos ambientais reportados.

Unidade	Local	Ano	Óleo derramado	Tipo de óleo	Causas	Área atingida	Impactos observados	Referências Bibliográficas ⁸
Navio-tanque Castillo de Bellver	70 milhas ao norte de Cape Town, Baía de Saldanha, África do Sul	1983	~ 50-60.000 ton	Óleo cru	O navio pegou fogo e depois quebrou em dois.	-	Os efeitos ambientais foram mínimos apesar da quantidade considerável de óleo que vazou. Não foi exigida muita limpeza (foram utilizados alguns sprays de dispersantes). O único dano visível foi a contaminação por óleo de 1.500 gansos-patola, a maioria dos quais foi coletada numa ilha perto da costa onde eles se reuniam para o início do período reprodutivo. Também foi observada uma série de focas próxima à superfície onde foram pulverizados os dispersantes, mas os animais parecem não ter sofrido nenhum efeito adverso.	[1], [2] e [3]
Navio-tanque Exxon-Valdez	Prince William Sound, Alaska, EUA	1989	38.500 (ton)	Óleo cru	Encalhe	30.000 km ² de costa. Foi o maior vazamento em águas norte-americanas, sendo, consequentemente, a resposta a vazamento de óleo mais cara da história (mais de US\$ 2 bilhões).	Vários ecossistemas costeiros foram atingidos, principalmente costões rochosos e praias. Cerca de 1.000 lontras marinhas e 400.000 aves morreram e foram observados danos a longo prazo para a população de peixes. A população residente de baleia Orca sofreu danos diretos e indiretos, resultando na diminuição da sua população.	[1], [2], [3], [5] e [6]

TABELA II.12.2.16 – Acidentes ambientais e descrição dos impactos ambientais reportados.

Unidade	Local	Ano	Óleo derramado	Tipo de óleo	Causas	Área atingida	Impactos observados	Referências Bibliográficas ⁸
Poços	Golfo Pérsico	1991	entre 700.000 e 900.000 ton	Óleo cru	Guerra do Golfo	1.554 km ²	Matou milhares de animais, principalmente peixes, moluscos e corais. A alta mortalidade de peixes beneficiou a população de zôoplancton que se reproduziu rapidamente e se tornou muito abundante devido à falta de predadores. Os corais apresentaram sintomas de forte estresse, causando mortalidade e branqueamento. Milhares de quilômetros quadrados de bancos de algas foram inundados por óleo. Estima-se, também, que 30.000 aves marinhas foram mortas pela exposição direta ao óleo. Em relação às tartarugas marinhas não se sabe a extensão dos danos, mas sabe-se que foram severos, estima-se uma gama de centenas de indivíduos, mas isso não é bem documentado. Muitos fatores ambientais levaram mais tempo que o esperado para se recuperar	[1], [2], [3] e [7]
Navio-tanque Braer	Ilhas Shetland, Reino Unido	1993	84.500 ton	84.700 (ton) de óleo cru pesado + 1.500 (ton) de heavy bunker oil	Condições de tempo severas, ventos fortes e tempestades causaram problemas mecânicos causando encalhe	-	Como o vazamento foi pequeno, a linha de costa atingida foi limpa com a ajuda de uma pequena força-tarefa. No entanto, uma grande quantidade de peixes e moluscos foi contaminado por óleo, resultando na exclusão de áreas de pesca.	[1], [2] e [3]

TABELA II.12.2.16 – Acidentes ambientais e descrição dos impactos ambientais reportados.

Unidade	Local	Ano	Óleo derramado	Tipo de óleo	Causas	Área atingida	Impactos observados	Referências Bibliográficas ⁸
Navio-tanque Sea Empress	Milford Haven, Reino Unido	1996	73.000 (ton), somente 3.700-5.300 (ton) de óleo atingiram a costa	Óleo cru	Encalhe	200 km de costa	<p>Vários segmentos foram impactados direta e indiretamente como:</p> <p>Turismo → devido à rapidez na limpeza associado ao fato dos turistas da região serem "fiéis" ao local, o impacto no turismo foi considerado modesto.</p> <p>Pesca comercial → houve proibição da pesca comercial e de recreação, assim como a de coleta de algas. Também foi proibida a captura de salmão e truta nos rios dentro da zona impactada. Essas proibições diziam respeito a uma área de 2.100 km². Não foram relatadas mortalidades de peixes, crustáceos ou moluscos que pudessem ser atribuídos ao vazamento do óleo. Entretanto, não há evidência de que a desova dessas espécies não tenha sofrido danos em 1996 ou nos anos subsequentes.</p> <p>Impactos costeiros → costões rochosos, morte de gastrópodes em sua maioria em áreas de contaminação por óleo fresco (próximas ao vazamento).</p> <p>Aves → cerca de 7.000 aves contaminadas foram coletadas na área costeira e um número desconhecido morreu no mar.</p>	[1], [2], [3] e [8]

TABELA II.12.2.16 – Acidentes ambientais e descrição dos impactos ambientais reportados.

Unidade	Local	Ano	Óleo derramado	Tipo de óleo	Causas	Área atingida	Impactos observados	Referências Bibliográficas ⁸
Oleoduto	Baía de Guanabara	2000	300.000 galões (~975 ton)	Óleo	Ruptura de um duto devido a altas temperaturas	-	Uma das espécies mais impactadas foi a ave biquá (<i>Phalacrocorax brasilianus</i>) por causa do seu comportamento de mergulho. Entretanto é impossível determinar o grau de impacto na população local devido à falta de informações prévias sobre a abundância e distribuição da espécie. Após o acidente a população residente de boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) foi vista saindo da baía para a linha de costa, evitando assim o contato com o óleo. Após a limpeza da área, a população voltou para a Baía e mostrou comportamento normal de alimentação e reprodução.	[1] e [4]
Navio tanque: Solar 1	Filipinas	2006	2000 ton	Óleo combustível intermediário	Naufrágio	125km de costa	O acidente causou impacto em diferentes nas ilhotas da região, causando impactos severos a 500 hectares de manguezais. Impactou também a atividade pesqueira da região.	[2] e [12]

• Referências Bibliográficas

- [1] SILVA, F.Q.M. 2004. **Produção de biossurfactante por bactérias isoladas de sedimento de mangue (Apa de Guapimirim, RJ)**. Monografia. Bacharelado em Ciências Biológicas – Biologia Marinha. Universidade Federal Fluminense.
- [2] www.itopf.com. Acessado em dezembro de 2014.
- [3] www.cedre.fr. Acessado em dezembro de 2014.
- [4] BARCELLOS, L. & SILVA F. O, R. P. 2003. Petrobras wildlife rehabilitation response at Guanabara bay oil spill. *In: International Oil Spill Conference*. 4p.
- [5] MATKIN, C. & SAULITIS, E. 1997. **Killer Whales**. Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council. Restoration Notebook.
- [6] www.evostc.state.ak.us. Acessado em dezembro de 2014.
- [7] YENDER, R.A. & MEARNES, A. J. 2003. Case Studies of spills that threaten sea turtles. *In: Oil and Sea Turtles*. NOAA. 116pp.
- [8] EDWARDS, R. & WHITE, I. 2009. The sea empress oil spill: Environmental Impact and Recovery. Disponível em: <http://www.martrans.org/eu-mop/library/CASE%20STUDIES/ITOPF/3.pdf>. Acessado em Dezembro de 2014.
- [9] <http://rpitt.eng.ua.edu>. Acessado em dezembro de 2014.
- [10] <http://www.galapagos.to/TEXTS/Jessica.HTM>. Acessado em dezembro de 2014.
- [11] NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), 2001. **Oil Spills in Coral Reefs: Planning and Response Considerations**. 80pp.
- [12] YENDER, R.; LLOYD, A. (2008). **Impacts and response challenges of the tanker SOLAR 1 oil spill, Guimaras, Philippines: Observations of international advisors**. Paper presented at: 20th Triennial International Oil Spill Conference, Savannah, Georgia, May 4-8, 2008.

II.12.3. IDENTIFICAÇÃO DOS CENÁRIOS ACIDENTAIS

II.12.3.1. Introdução

No contexto de uma Análise de Riscos, um cenário de acidente (também denominado hipótese acidental ou simplesmente acidente) é definido como uma sequência de eventos específicos, não propositais, que tenham consequências indesejáveis. O primeiro evento da sequência é o evento iniciador. Normalmente há um ou mais eventos entre o evento iniciador e a consequência, onde estes eventos intermediários podem ser decorrentes de variações de respostas do sistema e de seus operadores ao evento iniciador. Diferentes respostas ao mesmo evento iniciador podem determinar consequências distintas do acidente e, portanto, diferentes cenários acidentais. Mesmo quando as consequências são semelhantes quanto ao efeito físico, elas podem diferir em magnitude.

É importante encarar o cenário de acidente como uma sequência de eventos porque, teoricamente, cada evento representa uma oportunidade de redução da frequência e/ou da consequência do acidente.

Em Análise de Riscos, as palavras perigo e risco possuem significados particulares e que não coincidem com seus significados usuais.

Um perigo é definido como uma característica do sistema que representa a causa em potencial de um acidente de consequência indesejável, por exemplo, liberação de líquido inflamável num trecho da planta ou unidade.

Por outro lado, o risco é um conceito definido como combinação de dois outros – a frequência de ocorrência do cenário acidental e a severidade expressa através da sua consequência. De fato, o risco é definido como o produto da frequência do cenário acidental pela respectiva consequência, em símbolos:

$$\text{Risco} = f \times C$$

Observa-se, portanto que:

- 1 Ainda que as consequências de um dado cenário possam ser grandes, o risco pode ser pequeno desde que seja pequena sua frequência de ocorrência, e vice-versa;
- 2 Um perigo não identificado é um risco não avaliado.

II.12.3.2. Metodologia Empregada

A metodologia empregada para identificação e avaliação qualitativa dos eventos perigosos ao meio ambiente relacionados à Atividade de Perfuração Marítima de Poços no Bloco FZA-M-59 foi a Análise Preliminar de Riscos (APR). A APR é uma técnica estruturada para identificar os riscos associados à ocorrência de eventos indesejáveis, que tenham como consequência danos à integridade física de pessoas, propriedades ou meio ambiente.

Na APR, busca-se identificar as causas de cada um dos eventos perigosos e suas respectivas consequências. Além disso, é realizada uma avaliação qualitativa da frequência de ocorrência dos diferentes cenários

acidentais (a partir da Análise Histórica de Acidentes, item 3 deste estudo), da gravidade das suas consequências e do risco associado.

Todos os cenários identificados foram classificados, com base na Resolução CONAMA 398/08, em pequeno, médio e grande, de acordo com o seguinte critério:

- **Pequeno vazamento:** volume vazado $\leq 8 \text{ m}^3$
- **Médio vazamento:** $8 \text{ m}^3 < \text{volume vazado} \leq 200 \text{ m}^3$
- **Grande vazamento:** volume vazado $> 200 \text{ m}^3$

As frequências foram estimadas com base nos elementos que compõem cada sistema analisado, assim como possíveis causas para os cenários identificados, tendo sido utilizadas, sempre que disponíveis nos bancos de dados consultados, frequências de falha diferentes para cada magnitude considerada. Por sua vez, os graus de severidade foram estimados de acordo com o inventário derramado.

Um modelo da planilha utilizada na realização da APR é apresentado, a seguir, **na Figura II.12.3.1.**

ANÁLISE PRELIMINAR DE RISCOS – APR								
EMPRESA:		Unidade de Perfuração:			FOLHA:			
DEPARTAMENTO:					REVISÃO:			
SISTEMA:		SUBSISTEMA:			DATA:			
Perigo	Causas	Modo de Detecção	Efeitos	Categoria de Frequência	Categoria de Severidade	Risco	Recomendações	Cenário

FIGURA II.12.3.1 – Modelo de APR.

Para o preenchimento de cada uma das colunas da planilha de APR foram empregadas as seguintes definições:

1ª coluna: Perigo

São as fontes de risco identificadas no sistema sob análise, com potencial de dano às instalações, aos operadores, ao público ou ao meio ambiente. Tais fontes se encontram associadas à presença de substâncias perigosas capazes de causar danos caso venham a ser liberadas para o mar em consequência de eventos acidentais.

2ª coluna: Causas

São eventos simples ou combinados que levam à consumação dos perigos previamente identificados, tais como ruptura de tubulações, falhas de instrumentos, erros humanos, falhas de sistemas de proteção, etc.

3ª coluna: Modo de detecção

São as formas pelas quais é possível perceber a ocorrência de um determinado evento acidental, seja através da própria percepção humana ou por meio de instrumentos indicados para tal finalidade.

4ª coluna: Efeitos

São as consequências danosas ao meio ambiente e às instalações, advindas da consumação dos perigos identificados. São incluídas a fauna, flora e instalações (ecossistemas/meio ambiente).

5ª coluna: Categoria de frequência

Corresponde à indicação qualitativa da frequência esperada de ocorrência de cada cenário acidental identificado. As categorias de frequência utilizadas neste trabalho estão apresentadas na **Tabela II.12.3.1**.

TABELA II.12.3.1 – Categorias de frequência dos cenários acidentais.

Categoria	Denominação	Característica	Frequência (ocorrência/ano)
I	Frequente	Esperado de ocorrer pelo menos uma vez durante a vida útil da instalação.	$F \geq 10^{-1}$
II	Provável	Provável de ocorrer durante a vida útil da instalação.	$10^{-2} \leq F < 10^{-1}$
III	Ocasional	Improvável de ocorrer durante a vida útil da instalação.	$10^{-3} \leq F < 10^{-2}$
IV	Remota	Não esperado ocorrer durante a vida útil da instalação.	$10^{-4} \leq F < 10^{-3}$
V	Extremamente Remota	Não deve ocorrer durante a vida útil da instalação e/ou para o qual não há registro anterior de ocorrência para as condições operacionais de análise.	$F < 10^{-4}$

6ª coluna: Categoria de severidade

É a indicação qualitativa do grau de severidade das consequências de cada cenário acidental identificado. De maneira geral, a categoria de severidade foi estimada com base na quantidade e na toxicidade das substâncias liberadas para o ambiente. As categorias de severidade utilizadas neste trabalho estão apresentadas na **Tabela II.12.3.2**.

TABELA II.12.3.2 – Categorias de severidade para danos ao meio ambiente.

Categoria	Denominação	Característica	Volume Liberado (m³)
A	Menor	Danos ao meio ambiente de pequena magnitude, sem efeitos duradouros.	$0 < V \leq 8$
B	Média	Danos ao meio ambiente de efeito prolongado, requerendo medidas de recuperação.	$8 < V \leq 200$
C	Crítica	Danos importantes ao meio ambiente, requerendo diversas medidas para recuperação.	$200 < V \leq 11.200$
D	Catastrófica	Danos importantes e duradouros ao meio ambiente, atingindo áreas extensas.	$V > 11.200$

7ª coluna: Classificação de risco

É a indicação qualitativa do nível de risco residual de cada cenário acidental identificado, a partir das indicações anteriores das categorias de frequência e severidade. A matriz utilizada para classificação de risco dos cenários acidentais está apresentada na **Tabela II.12.3.3**.

TABELA II.12.3.3 – Matriz para classificação de risco dos cenários acidentais

MATRIZ DE RISCO				
Frequência	Severidade			
	D – Catastrófica	C – Crítica	B – Média	A – Menor
1 – Frequente	Risco alto (RA)	Risco alto (RA)	Risco alto (RA)	Risco médio (RM)
2 – Provável	Risco alto (RA)	Risco alto (RA)	Risco médio (RM)	Risco médio (RM)
3 – Ocasional	Risco alto (RA)	Risco médio (RM)	Risco médio (RM)	Risco baixo (RB)
4 – Remota	Risco médio (RM)	Risco médio (RM)	Risco baixo (RB)	Risco baixo (RB)
5 – Extremamente Remota	Risco médio (RM)	Risco baixo (RB)	Risco baixo (RB)	Risco baixo (RB)

8ª coluna: Recomendações

Esta coluna contém recomendações de medidas de redução do risco associado aos perigos identificados.

9ª coluna: Cenário (ou hipótese acidental – HA)

Esta coluna contém a identificação numérica do cenário/evento acidental analisado, para referência posterior.

II.12.3.3. Sistemas e Subsistemas Analisados

A identificação dos eventos perigosos na atividade de perfuração foi obtida a partir da investigação e análise dos processos, equipamentos, sistemas e subsistemas que compõem o navio-sonda **NS-42** e das embarcações de apoio a serem empregadas na atividade. A análise buscou diagnosticar as falhas capazes de provocar vazamentos de óleo, derivados e produtos químicos para o ambiente.

Os resultados obtidos na identificação dos eventos acidentais estão baseados na análise histórica de acidentes e na análise de desvios que provocam falhas, considerando as características dos processos e dos equipamentos.

Na análise foram considerados os sistemas envolvidos nas operações de perfuração e de apoio onde haja possibilidade de ocorrência de eventos acidentais capazes de afetar o meio ambiente ou instalações de terceiros. Os seguintes sistemas e respectivos subsistemas foram analisados:

- Sistema I - Unidade Marítima de Perfuração

Subsistemas:

- Transferência e armazenamento de baritina e bentonita (compreende o recebimento destes produtos do barco de apoio e seu armazenamento e circulação);
- Transferência e armazenamento de cimento (compreende o recebimento destes produtos do barco de apoio e seu armazenamento e circulação);
- Preparação e circulação de fluido de perfuração / completação / intervenção (compreende os tanques de preparo / tratamento, linhas de bombeio e retorno do fluido para os sistemas de tratamento);
- Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem e até os diversos consumidores);
- Armazenamento e circulação de óleo lubrificante (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo);
- Armazenamento e circulação de óleo hidráulico (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo);
- Coleta, tratamento e descarte de efluentes - drenagem de águas oleosas (compreende as linhas que saem dos diversos pontos de drenagem, passando pelo separador água-óleo, indo até o descarte final);
- Coleta e destinação do óleo sujo (compreende a coleta / armazenamento de óleo sujo e sua transferência para os tanques portáteis ou tambores);
- Operações de carga e descarga (transbordo pelo guindaste de tambores/tanques, bombonas de óleo e produtos químicos);
- Transferência de fluido de perfuração do barco de apoio para a unidade de perfuração (compreende o recebimento de fluido de perfuração do barco de apoio até os tanques da unidade de perfuração);

- Transferência de óleo diesel do barco de apoio para a unidade de perfuração (compreende o recebimento de diesel do barco de apoio – mangote, manifold e linhas);
 - Estabilidade da unidade de perfuração;
 - Sistema de Posicionamento Dinâmico;
 - Controle do poço;
 - Teste de formação (linhas de escoamento de óleo/gás, passando pelo BOP, Chock manifold, pelo separador de teste até o queimador);
 - Transferência de QAV para abastecimento de aeronaves.
- Sistema II – Poço
Subsistema: Finalização / Abandono do Poço.
 - Sistema III – Barco de Apoio
Subsistema: Percurso entre o porto e unidade de perfuração.

No **Anexo II.12-1** estão apresentados os dados de referência com a avaliação dos possíveis volumes vazados, bem como as planilhas de Análise Preliminar de Perigos (ou Riscos) elaboradas para a atividade de perfuração marítima utilizando a unidade de perfuração ODN-II (NS-42). As plantas e croquis da unidade já foram apresentados no Processo Administrativo do CADUMP nº 02022.000681/13-14.

Destes sistemas e subsistemas analisados resultaram os cenários relacionados a vazamentos de óleo. Cabe mencionar que os vazamentos ocorridos foram divididos em até três categorias de vazamento de acordo com o estabelecido pela Resolução CONAMA Nº 398/08, conforme abaixo:

- **Pequeno vazamento:** $0 < \text{Volume} \leq 8 \text{ m}^3$;
- **Médio vazamento:** $8 < \text{Volume} \leq 200 \text{ m}^3$;
- **Grande vazamento:** $\text{Volume} > 200 \text{ m}^3$.

A **Tabela II.12.3.4**, a seguir, correlaciona as faixas de vazamentos da Resolução CONAMA nº 398/08 com as Categorias de Severidade (**Tabela II.12.3.2**).

TABELA II.12.3.4 – Correlação das categorias de severidade.

Categoria	Denominação	Característica	Volume Liberado (m³)	Correlação CONAMA 398/08
A	Menor	Danos ao meio ambiente de pequena magnitude, sem efeitos duradouros.	$0 < V \leq 8$	Pequeno Vazamento
B	Média	Danos ao meio ambiente de efeito prolongado, requerendo medidas de recuperação.	$8 < V \leq 200$	Médio Vazamento
C	Crítica	Danos importantes ao meio ambiente, requerendo diversas medidas para recuperação.	$200 < V \leq 11.200$	Grande Vazamento
D	Catastrófica	Danos importantes e duradouros ao meio ambiente, atingindo áreas extensas.	$V > 11.200$	

Os cenários relacionados a vazamentos de óleo identificados na APP são apresentados na **Tabela II.12.3.5**.

TABELA II.12.3.5 – Cenários acidentais relacionados a vazamento de óleo.

CENÁRIO DA APP	SISTEMA	SUBSISTEMA	PERIGO
7	I-Unidade de perfuração	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	Pequena liberação de óleo diesel
8	I-Unidade de perfuração	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	Média liberação de óleo diesel
9	I-Unidade de perfuração	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	Grande liberação de óleo diesel
10	I-Unidade de perfuração	Armazenamento e circulação de óleo hidráulico (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	Pequena liberação de óleo hidráulico
11	I-Unidade de perfuração	Armazenamento e circulação de óleo lubrificante (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	Pequena liberação de óleo lubrificante
12	I-Unidade de perfuração	Armazenamento e circulação de óleo lubrificante (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	Média liberação de óleo lubrificante
13	I-Unidade de perfuração	Tratamento e descarte de efluentes - drenagem de águas oleosas (compreende as linhas que saem dos diversos pontos de drenagem, passando pelo separador água-óleo, indo até o descarte final).	Pequena liberação de água oleosa (acima de 15 ppm)
14	I-Unidade de perfuração	Tratamento e descarte de efluentes - drenagem de águas oleosas (compreende as linhas que saem dos diversos pontos de drenagem, passando pelo separador água-óleo, indo até o descarte final).	Média liberação de água oleosa (acima de 15 ppm)
15	I-Unidade de perfuração	Coleta e destinação de óleo sujo (compreende o armazenamento de óleo sujo e sua transferência para os tanques portáteis ou tambores)	Pequena liberação de óleo sujo
16	I-Unidade de perfuração	Coleta e destinação de óleo sujo (compreende o armazenamento de óleo sujo e sua transferência para os tanques portáteis ou tambores)	Pequena liberação de óleo sujo
17	I-Unidade de perfuração	Operações de carga e descarga (transbordo pelo guindaste)	Pequeno vazamento de óleo (sujo, hidráulico, lubrificante)
19	I-Unidade de perfuração	Transferência de óleo diesel do barco de apoio para a unidade de perfuração marítima	Pequena liberação de óleo diesel
21	I-Unidade de perfuração	Estabilidade da unidade marítima de perfuração	Grande vazamento de óleo
24	I-Unidade de perfuração	Controle do Poço	Pequeno vazamento de óleo/gás
25	I-Unidade de perfuração	Controle do Poço	Médio vazamento de óleo/gás
26	I-Unidade de perfuração	Controle do Poço	Grande vazamento de óleo/gás
28	I-Unidade de perfuração	Teste de formação (linhas de escoamento de óleo/gás, passando pelo BOP, Chock manifold, pelo separador de teste até o queimador)	Pequeno vazamento de óleo / gás inflamável
29	I-Unidade de perfuração	Teste de formação (linhas de escoamento de óleo/gás, passando pelo BOP, Chock manifold, pelo separador de teste até o queimador)	Pequeno vazamento de óleo / gás inflamável
30	II-Poço	Finalização/abandono do poço	Vazamento nos tampões de abandono
31	III-Barco de apoio	Operação entre o barco de apoio e a unidade marítima de perfuração	Grande vazamento de óleo diesel

CENÁRIO DA APP	SISTEMA	SUBSISTEMA	PERIGO
32	I-Unidade de perfuração	Transferência de QAV para abastecimento de aeronaves	Pequeno vazamento de QAV

II.12.3.4. Volumes Liberados de Óleo

No **Anexo II.12-1** estão apresentados os dados de referência com a avaliação dos possíveis volumes vazados, bem como as planilhas de Análise Preliminar de Perigos (ou Riscos) elaboradas para a atividade de perfuração marítima utilizando a unidade de perfuração ODN-II (NS-42). As plantas e croquis da unidade já foram apresentados no Processo Administrativo do CADUMP nº 02022.000681/13-14.

II.12.3.5. Avaliação das Frequências de Ocorrência dos Cenários Acidentais

Para a obtenção da frequência de ocorrência de cada cenário acidental foram elaboradas árvores de falhas a partir da interação (soma ou multiplicação) das frequências das falhas dos componentes existentes no trecho da instalação, passíveis de sofrerem falhas gerando liberação dos produtos.

Durante a elaboração das árvores de falhas o evento topo (hipótese acidental em análise) é caracterizado como sendo um portão cujas entradas são as causas relacionadas com as falhas de linhas, válvulas ou outros componentes associados ao trecho em questão, sendo estas interagidas por meio de portões de dependência (multiplicação) ou independência (soma).

A frequência de cada causa foi obtida multiplicando-se o número de componentes pela frequência de ruptura catastrófica ou ruptura parcial, considerando os valores apresentados na **Tabela II.12.3.6**. As referências dos dados das falhas estão indicadas no citado quadro e foram extraídas de publicações internacionalmente reconhecidas. Vale ainda ressaltar que no cálculo das frequências de todas as hipóteses foi considerada a quantidade máxima de equipamentos operando simultaneamente.

TABELA II.12.3.6 – Cenários acidentais relacionados a vazamento de óleo.

COMPONENTE	RUPTURA PARCIAL (ano ⁻¹)	RUPTURA TOTAL (ano ⁻¹)	REFERÊNCIA
Válvulas Borboleta, Esfera, Gaveta, Globo, retenção, 3 vias, Check.	2,60E-4	8,76E-5	Less, 14/4 Failure and event data
Tubulação < 3"	5,00E-6	1,00E-6	TNO Purple Book tabela 3.7
Tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	2,00E-6	3,00E-7	TNO Purple Book tabela 3.7
Tubulação > 6"	5,00E-7	1,00E-7	TNO Purple Book tabela 3.7
Tanque	1,00E-4	1,00E-5	TNO Purple Book 3.A.2.3
Mangote	1,04E-4	1,12E-5	HSR 2001 / 2002 HSE 2001
Bombas	5,00E-4	1,00E-4	TNO Purple Book tabela 3.9
Queda de carga	6,67E-3	6,67E-3	WOAD 1998
Falha Humana *1	7,50E-3 *4	7,50E-3 *4	Rijnmond / 384, Fig.IX.1
Falha Humana *2	2,00E-2 *4	2,00E-2 *4	Less / 14/78, tb.14.26
Falha Humana *3	7,00E-2 *4	7,00E-2 *4	Rijnmond / 384, Fig.IX.1
Afundamento	5,00E-3	5,00E-3	WOAD 1998
Sistema de Posicionamento Dinâmico	8,33E-3	8,33E-3	WOAD 1998
Descontrole do poço (blowout)	1,50E-4	1,50E-4	SINTEF 2015 / IOGP 2019
Vasos de pressão	1,00E-5	5,00E-7	TNO Purple Book tabela 3.3
Filtro	8,76E-3	8,76E-3 *5	Lees / 14/5, tb. A-14.2
Blowout / vazamento em poços abandonados	2,30E-5	2,30E-5	SINTEF 2015 / IOGP 2019
Falha do queimador	3,49E-2	3,44E-2	HSE 2001
Falha de contenção	3,00E-3	3,00E-3	Less / 14/78, tb.14.26
Acidente com helicóptero	8,10E-4	8,10E-4	WOAD 1998

*1 Falha Humana = (Falha ao fechar corretamente uma válvula "0,002" + Falha de observação "0,001" + Falha ao conectar o mangote "0,0045") = 0,0075 ou 7,50E-3 - Referência Rijnmond / 384, Fig.IX.1.

*2 Falha Humana = (Falha na execução de tarefas rotineiras, praticadas intensamente, rápidas e que necessitem de baixo nível de conhecimento) = 0,02 ou 2,00E-2 - Referência Lees / 14/77, tb.14.26.

*3 Falha Humana = (Falha em seguir instruções) = 0,07 ou 7,00E-2 - Referência Rijnmond / 384, Fig.IX.1.

*4 Valor adimensional relativo a chance de falha na demanda.

*5 Adotado conservativamente mesmo valor de frequência de ruptura parcial para ruptura total, por indisponibilidade de informação.

Segundo o TNO - Purple Book (1999), as falhas em flanges estão incluídas na frequência de falha em tubulação, considerando o comprimento mínimo desta igual a 10 metros.

Com base nas frequências de falhas dos componentes apresentadas no quadro acima e no número de componentes presente em cada sistema foram estimadas as frequências de ocorrência das hipóteses acidentais com contaminação ambiental levantadas nas planilhas de APP.

Na **Tabela II.12.3.7**, apresenta-se a estimativa das frequências para a unidade marítima de perfuração NS-42 considerando os componentes envolvidos em cada hipótese acidental. Na **Tabela II.12.3.8**, por sua vez, apresenta-se a compilação das frequências finais estimadas para as hipóteses acidentais.

TABELA II.12.3.7 – Frequências das hipóteses acidentais da unidade marítima de perfuração NS-42.

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou Número de Componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de Componentes	Frequência da Hipótese Acidental
HA1	Transferência e estocagem de barita e bentonita (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem)	válvula borboleta	64	2,60E-04	1,66E-02	1,80E-02
		tanque	6	1,00E-04	6,00E-04	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	283	2,00E-06	5,66E-04	
		dust colector	1	1,00E-04	1,00E-04	
		mangote	1	1,04E-04	1,04E-04	
HA2	Transferência e estocagem de barita e bentonita (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem)	válvula borboleta	64	8,76E-05	5,61E-03	5,77E-03
		tanque	6	1,00E-05	6,00E-05	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	283	3,00E-07	8,49E-05	
		dust colector	1	1,00E-05	1,00E-05	
		mangote	1	1,12E-05	1,12E-05	
HA3	Transferência e estocagem de cimento (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem)	válvula borboleta	44	2,60E-04	1,14E-02	1,24E-02
		tanque	4	1,00E-04	4,00E-04	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	173	2,00E-06	3,46E-04	
		dust colector	1	1,00E-04	1,00E-04	
		mangote	1	1,04E-04	1,04E-04	

(continua)

TABELA II.12.3.7 – Continuação.

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou Número de Componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de Componentes	Frequência da Hipótese Acidental
HA4	Transferência e estocagem de cimento (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem)	válvula borboleta	44	8,76E-05	3,85E-03	3,97E-03
		tanque	4	1,00E-05	4,00E-05	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	173	3,00E-07	5,19E-05	
		dust colector	1	1,00E-05	1,00E-05	
		mangote	1	1,12E-05	1,12E-05	
HA5	Preparação e circulação de fluido de perfuração (compreende as linhas de circulação de fluido)	válvula borboleta	93	2,60E-04	2,42E-02	3,40E-02
		check valve	2	2,60E-04	5,20E-04	
		bombas de fluido	12	5,00E-04	6,00E-03	
		tanques	29	1,00E-04	2,90E-03	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	178	2,00E-06	3,56E-04	
HA6	Preparação e circulação de fluido de perfuração (compreende as linhas de circulação de fluido)	válvula borboleta	93	8,76E-05	8,15E-03	9,87E-03
		check valve	2	8,76E-05	1,75E-04	
		bombas de fluido	12	1,00E-04	1,20E-03	
		tanques	29	1,00E-05	2,90E-04	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	178	3,00E-07	5,34E-05	

(continua)

TABELA II.12.3.7 – Continuação.

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou número de componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de componentes	Frequência da hipótese acidental
HA7	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	válvula borboleta	22	2,60E-04	5,72E-03	4,76E-02
		válvula de fechamento a distância	10	2,60E-04	2,60E-03	
		quick closing valve	9	2,60E-04	2,34E-03	
		válvula globo	87	2,60E-04	2,26E-02	
		válvula de 3 vias	6	2,60E-04	1,56E-03	
		centrífuga	6	5,00E-04	3,00E-03	
		bomba	15	5,00E-04	7,50E-03	
		tanque	12	1,00E-04	1,20E-03	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	533	2,00E-06	1,07E-03	
HA8	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	válvula borboleta	22	8,76E-05	1,93E-03	1,41E-02
		válvula de fechamento a distância	10	8,76E-05	8,76E-04	
		quick closing valve	9	8,76E-05	7,88E-04	
		válvula globo	87	8,76E-05	7,62E-03	
		válvula de 3 vias	6	8,76E-05	5,26E-04	
		centrífuga	6	1,00E-04	6,00E-04	
		bomba	15	1,00E-04	1,50E-03	
		tanque	12	1,00E-05	1,20E-04	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	533	3,00E-07	1,60E-04	

(continua)

TABELA II.12.3.7 – Continuação.

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou número de componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de componentes	Frequência da hipótese acidental
HA9	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	válvula borboleta	22	6,13E-06	1,35E-04	1,10E-03
		válvula de fechamento a distância	10	6,13E-06	6,13E-05	
		quick closing valve	9	6,13E-06	5,52E-05	
		válvula globo	87	6,13E-06	5,33E-04	
		válvula de 3 vias	6	6,13E-06	3,68E-05	
		centrífuga	6	7,00E-06	4,20E-05	
		bomba	15	7,00E-06	1,05E-04	
		tanque	12	1,00E-05	1,20E-04	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	533	2,10E-08	1,12E-05	
HA10	Armazenamento e circulação de óleo hidráulico (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	válvula globo	14	2,60E-04	3,64E-03	5,90E-03
		tanque	14	1,00E-04	1,40E-03	
		tubulação D < 3"	171	5,00E-06	8,55E-04	
HA11	Armazenamento e circulação de óleo lubrificante (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	válvula globo	71	2,60E-04	1,85E-02	2,84E-02
		quick closing valve	12	2,60E-04	3,12E-03	
		válvula esfera	6	2,60E-04	1,56E-03	
		bomba	8	5,00E-04	4,00E-03	
		tanque	6	1,00E-04	6,00E-04	
		tubulação D < 3"	339	2,00E-06	6,78E-04	

(continua)

TABELA II.12.3.7 – Continuação.

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou número de componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de componentes	Frequência da hipótese acidental
HA12	Armazenamento e circulação de óleo lubrificante (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	válvula globo	71	8,76E-05	6,22E-03	8,76E-03
		quick closing valve	12	8,76E-05	1,05E-03	
		válvula esfera	6	8,76E-05	5,26E-04	
		bomba	8	1,00E-04	8,00E-04	
		tanque	6	1,00E-05	6,00E-05	
		tubulação D<3"	339	3,00E-07	1,02E-04	
HA13	Tratamento e descarte de efluentes - drenagem de águas oleosas (compreende as linhas que saem dos diversos pontos de drenagem, passando pelo separador água-óleo, indo até o descarte final)	válvula globo	8	2,60E-04	2,08E-03	5,90E-03
		válvula solenóide	5	2,60E-04	1,30E-03	
		válvula de retenção	2	2,60E-04	5,20E-04	
		válvula 3 vias	2	2,60E-04	5,20E-04	
		bomba	1	5,00E-04	5,00E-04	
		tanque	9	1,00E-04	9,00E-04	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	41	2,00E-06	8,20E-05	

(continua)

TABELA II.12.3.7 – Continuação.

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou número de componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de componentes	Frequência da hipótese acidental
HA14	Tratamento e descarte de efluentes - drenagem de águas oleosas (compreende as linhas que saem dos diversos pontos de drenagem, passando pelo separador água-óleo, indo até o descarte final).	válvula globo	8	8,76E-05	7,01E-04	1,69E-03
		válvula solenóide	5	8,76E-05	4,38E-04	
		válvula de retenção	2	8,76E-05	1,75E-04	
		válvula 3 vias	2	8,76E-05	1,75E-04	
		bomba	1	1,00E-04	1,00E-04	
		tanque	9	1,00E-05	9,00E-05	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	41	3,00E-07	1,23E-05	
HA15	Coleta e destinação de óleo sujo (compreende o armazenamento de óleo sujo e sua transferência para os tanques portáteis ou tambores)	válvula globo com retenção	7	2,60E-04	1,82E-03	1,16E-02
		válvula globo	11	2,60E-04	2,86E-03	
		bomba	3	5,00E-04	1,50E-03	
		tanque	2	1,00E-04	2,00E-04	
		tubulação D < 3"	1040	5,00E-06	5,20E-03	
HA16	Coleta e destinação de óleo sujo (compreende o armazenamento de óleo sujo e sua transferência para os tanques portáteis ou tambores)	válvula globo com retenção	7	8,76E-05	6,13E-04	2,94E-03
		válvula globo	11	8,76E-05	9,64E-04	
		bomba	3	1,00E-04	3,00E-04	
		tanque	2	1,00E-05	2,00E-05	
		tubulação D < 3"	1040	1,00E-06	1,04E-03	

(continua)

TABELA II.12.3.7 – Continuação.

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou número de componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de componentes	Frequência da hipótese acidental
HA17	Operações de carga e descarga (transbordo pelo guindaste)	queda de carga	-	-	-	6,67E-03
HA18	Operações de carga e descarga (transbordo pelo guindaste)	queda de carga	-	-	-	6,67E-03
HA19	Transferência de óleo diesel do barco de apoio para a Unidade marítima	válvula borboleta	9	2,60E-04	2,34E-03	1,92E-02
		válvula globo retenção	1	2,60E-04	2,60E-04	
		filtro	1	8,76E-03	8,76E-03	
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	105	2,00E-06	2,10E-04	
		mangote	1	1,04E-04	1,04E-04	
		falha humana	1	7,50E-03	7,50E-03	
HA20	Transferência de Fluido de Perfuração entre o barco de apoio para a Unidade de Perfuração	válvula borboleta manual	15	2,60E-04	3,90E-03	1,18E-02
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	138	2,00E-06	2,76E-04	
		falha humana	1	7,50E-03	7,50E-03	
		mangote	1	1,04E-04	1,04E-04	
HA21	Estabilidade da Unidade Marítima	afundamento/adernamento da unidade marítima.	-	-	-	5,00E-03
HA22	Estabilidade da Unidade Marítima	afundamento/adernamento da unidade marítima.	-	-	-	5,00E-03
HA23	Sistema de Posicionamento Dinâmico	falha no sistema de posicionamento dinâmico	-	-	-	8,33E-03

(continua)

TABELA II.12.3.7 – Continuação.

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou número de componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de componentes	Frequência da hipótese acidental
HA24	Controle do Poço	descontrole do poço (blowout)	-	-	-	1,50E-04
HA25	Controle do Poço	descontrole do poço (blowout)	-	-	-	1,50E-04
HA26	Controle do Poço	descontrole do poço (blowout)	-	-	-	1,50E-04
HA27	Controle do Poço	mangotes, linhas, válvulas ou vasos	-	-	-	*
HA28	Teste de formação (linhas de escoamento de óleo/gás, passando pelo BOP, Chock manifold, pelo separador de teste até o queimador)	válvula /flanges	60	2,60E-04	1,56E-02	1,57E-02
		tubulação 3" ≤ D ≤ 6"	20	2,00E-06	4,00E-05	
		tanque de aferição	1	1,00E-04	1,00E-04	
HA29	Teste de formação (linhas de escoamento de óleo/gás, passando pelo BOP, Chock manifold, pelo separador de teste até o queimador)	falha do queimador	-	-	-	3,49E-02
HA30	Finalização/abandono do poço	tampões de abandono	-	-	-	2,30E-05**
HA31	Operação entre o barco de apoio e a Unidade Marítima	ruptura do tanque	1	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05
HA32	Transferência de QAV para abastecimento de aeronaves	tanque	1	1,00E-04	1,00E-04	1,23E-03
		válvula	2	2,60E-04	5,20E-04	
		bomba	1	5,00E-04	5,00E-04	
		mangueira	1	1,04E-04	1,04E-04	
		tubulação	1	5,00E-06	5,00E-06	

* Hipótese acidental envolvendo vazamento de gás. Sem estimativa de frequência de ocorrência.

** Não há frequência específica para este cenário na literatura, sendo adotada a frequência de blowout/vazamento em poços abandonados.

TABELA II.12.3.8 – Compilação das informações das hipóteses acidentais da unidade marítima de perfuração NS-42.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
1	Pequeno vazamento de pó (barita / bentonita)	Vazamentos em mangote, tanques, linhas, e válvulas por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Transferência e estocagem de barita e bentonita (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem).	Até 8 m³	1,80E-02
2	Médio vazamento de pó (barita / bentonita)	Ruptura do mangote, tanques, linhas, válvulas, por: - Falha intrínseca; - Choque mecânico (queda de carga, acidente com guindaste); - Perda de posição; - Falha operacional.	Transferência e estocagem de barita e bentonita (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem).	8 < V ≤ 80 m³ (maior silo deste produto)	5,77E-03
3	Pequeno vazamento de pó (cimento)	Vazamentos em mangote, tanques, linhas, e válvulas por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Transferência e estocagem de barita e bentonita (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem).	Até 8 m³	1,24E-02
4	Médio vazamento de pó (cimento)	Ruptura do mangote, tanques, linhas, válvulas, por: - Falha intrínseca; - Choque mecânico (queda de carga, acidente com guindaste); - Perda de posição; - Falha operacional.	Transferência e estocagem de cimento (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem)	8 < V ≤ 80 m³ (maior silo deste produto)	3,97E-03

(continua)

TABELA II.12.3.8 – Continuação.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
5	Pequeno vazamento de fluido de perfuração / completação / intervenção	Vazamentos em tanques, bombas, linhas, válvulas, por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Preparação e circulação de fluido de perfuração (compreende as linhas de circulação de fluido)	Até 8 m³	3,40E-02
6	Médio vazamento de fluido de perfuração / completação / intervenção	Vazamentos em tanques, bombas, linhas, válvulas, por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Preparação e circulação de fluido de perfuração (compreende as linhas de circulação de fluido)	8 < V ≤ 200 m³ (maior tanque do fluido)	9,87E-03
7	Pequena liberação de óleo diesel	Vazamentos nos tanques, bombas, centrífugas, tubulações ou válvulas devido a: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	Até 8 m³	4,76E-02
8	Média liberação de óleo diesel.	Vazamentos em tanques, bombas, centrífugas, tubulações ou válvulas devido a: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	8 < V ≤ 200 m³	1,41E-02
9	Grande liberação de óleo diesel.	Ruptura em tanques, bombas, centrífugas, tubulações ou válvulas devido a: - Falha intrínseca; - Choque mecânico (queda de carga, acidente com guindaste); Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	200 < V ≤ 2.204,3 m³ (maior tanque de diesel da unidade)	1,10E-03

(continua)

TABELA II.12.3.8 – Continuação.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
10	Pequena liberação de óleo hidráulico	Vazamentos em tubulações, tanques, válvulas, bombas, por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo hidráulico (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	Até 8 m³	5,90E-03
11	Pequena liberação de óleo lubrificante	Vazamentos em tubulações, tanques, válvulas, bombas, por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo lubrificante (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	Até 8 m³	2,84E-02
12	Média liberação de óleo lubrificante	Ruptura em tanques, linha rígida, flanges ou válvulas devido a: - Falha intrínseca; - Choque mecânico (queda de carga, acidente com guindaste); - Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo lubrificante (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	8 < V ≤ 29,9 m³ (maior tanque destes produtos)	8,76E-03
13	Pequena liberação de água oleosa (acima de 15 ppm)	Vazamentos em tubulações, tanques, no separador água / óleo, bombas e válvulas, devido a: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; Falha operacional.	Tratamento e descarte de efluentes - drenagem de águas oleosas (compreende as linhas que saem dos diversos pontos de drenagem, passando pelo separador água-óleo, indo até o descarte final).	Até 8 m³	5,90E-03
14	Média liberação de água oleosa (acima de 15 ppm)	Falha no controle do sistema de separação água-óleo e rupturas em tubulações, tanques, no separador água / óleo, bombas e válvulas, devido a: - Falha mecânica; - Falha na vedação de juntas e conexões; Falha operacional.	Tratamento e descarte de efluentes - drenagem de águas oleosas (compreende as linhas que saem dos diversos pontos de drenagem, passando pelo separador água-óleo, indo até o descarte final).	8 < V ≤ 76,2 m³ (maior tanque de bilge)	1,69E-03

(continua)

TABELA II.12.3.8 – Continuação.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
15	Pequena liberação de óleo sujo	Vazamentos em tanque, tubulações, bombas e válvulas devido a: - Queda de carga; - Corrosão; - Falha intrínseca; - Falha operacional.	Coleta e destinação de óleo sujo (compreende o armazenamento de óleo sujo e sua transferência para os tanques portáteis ou tambores)	Até 8 m³	1,16E-02
16	Média liberação de óleo sujo	Ruptura em tanque, tubulações, bombas e válvulas devido a: - Queda de carga; - Corrosão; - Falha intrínseca; - Falha operacional.	Coleta e destinação de óleo sujo (compreende o armazenamento de óleo sujo e sua transferência para os tanques portáteis ou tambores)	8 < V ≤ 38,1 m³ (maior tanque deste produto na unidade)	2,94E-03
17	Pequeno vazamento de óleo (sujo, hidráulico ou lubrificante)	Queda de tambor / tanque portátil no mar devido a: - Problema no guindaste; Falha operacional.	Operações de carga e descarga (transbordo pelo guindaste)	Até 8 m³	6,67E-03
18	Pequeno vazamento de produto químico	Queda de tambor / tanque portátil ou big-bag no mar devido a: - Problema no guindaste; Falha operacional.	Operações de carga e descarga (transbordo pelo guindaste)	Até 8 m³	6,67E-03
19	Pequena liberação de óleo diesel.	Perdas, rupturas nos mangotes, tubulações e válvulas devido a: - Falha intrínseca; - Falha operacional. Transbordamento dos tanques.	Transferência de óleo diesel do barco de apoio para a unidade marítima	Até 5 m³ (180 s para vazamento com taxa de 100 m³/h)	1,92E-02

(continua)

TABELA II.12.3.8 – Continuação.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
20	Pequena liberação de fluido de perfuração	Perdas, rupturas nos mangotes, tubulações e válvulas devido a: - Falha intrínseca; - Falha operacional; - Transbordamento dos tanques.	Transferência de fluido de perfuração entre o barco de apoio para a unidade de perfuração	Até 8 m³	1,18E-02
21	Grande vazamento de óleo	Afundamento/adernamento da unidade marítima.	Estabilidade da unidade marítima	Até 9.762,7 m³ (soma dos tanques de óleo diesel, lubrificante, hidráulico, sujo e QAV)	5,00E-03
22	Grande vazamento de fluido não aquoso	Afundamento/adernamento da unidade marítima.	Estabilidade da unidade marítima	Até 3.211,7 m³ (soma dos tanques de fluido ativo e reserva)	5,00E-03
23	Deriva da unidade	Falha no sistema de Posicionamento Dinâmico.	Sistema de Posicionamento Dinâmico	Acima de 200 m³	8,33E-03
24	Pequeno vazamento de óleo / gás	Descontrole do poço (blowout).	Controle do Poço	Até 8 m³	1,50E-04
25	Médio vazamento de óleo / gás	Descontrole do poço (blowout).	Controle do Poço	De 8 m³ a 200 m³	1,50E-04
26	Grande vazamento de óleo / gás	Descontrole do poço (blowout).	Controle do Poço	Até 46.742,25 m³ **1	1,50E-04
27	Vazamento de gás	Perdas através de mangotes, linhas, válvulas ou vasos.	Controle do Poço	Volume não estimado por se tratar de vazamento em fase gasosa.	Frequência não estimada. Vazamento de gás.

(continua)

TABELA II.12.3.8 – Continuação.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
28	Pequeno vazamento de óleo / gás inflamável	Perdas nas linhas, vasos (separador, tanque de aferição), válvulas, conexões e flanges devido a: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; Falha operacional.	Teste de formação (linhas de escoamento de óleo/gás, passando pelo BOP, Chock manifold, pelo separador de teste até o queimador)	8 m³	1,57E-03
29	Vazamento de óleo / gás inflamável	Queima deficiente de hidrocarbonetos durante operação do queimador (falha da chama) devido a: - Falha no suprimento de ar; - Falha no pré-aquecimento; - Furo na Linha conexões, etc.	Teste de formação (linhas de escoamento de óleo/gás, passando pelo BOP, Chock manifold, pelo separador de teste até o queimador)	V < 8 m³	3,49E-02
30	Vazamento nos tampões de abandono	- Erro na operação.	Finalização/abandono do poço	Até 155,80 m³ *2	2,30E-5
31	Grande vazamento de óleo diesel	Perda de estabilidade do barco de apoio devido à: - Colisão com outra embarcação; - Encalhe; Erro de operação ou equipamento durante a distribuição de lastro ou carga.	Operação entre o barco de apoio e a Unidade Marítima	Até 500 m³	4,00E-05
32	Pequeno vazamento de QAV	Perdas, rupturas no mangote, tubulações e válvulas ou tanque, devido a: - - Falha intrínseca; - - Falha operacional (transbordamento dos tanques).	Transferência de QAV para abastecimento de aeronaves	Até 2,8 m³	3,62E-02

*1 Em função da vazão de blowout do poço do bloco FZA-M-59, por 30 dias (1.558,075 m³/dia).

*2 Em função do poço, por poucas horas (24 h), a 10% da vazão do descontrole do poço do bloco FZA-M-59.

Na **Figura II.12.3.2** apresenta-se a matriz de classificação de risco.

Severidade Frequência		D	C	B	A
		Catastrófica	Crítica	Média	Menor
I	Frequente $F \geq 10^{-1}$				
II	Provável $10^{-1} > F \geq 10^{-2}$			C8	C1, C3, C5, C7, C11, C15, C19, C20, C28, C29, C32
III	Ocasional $10^{-2} > F \geq 10^{-3}$		C9, C21, C22, C23	C2, C4, C6, C12, C16	C10, C13, C14, C17, C18
IV	Remota $10^{-3} > F \geq 10^{-4}$	C26		C25	C24, C27
V	Extremamente Remota $10^{-4} > F$		C31	C30	

FIGURA II.12.3.2 – Distribuição dos cenários acidentais na matriz de risco.

II.12.3.6. Árvores de Falhas

A unidade marítima de perfuração ODN-II (NS-42) possui o convés fechado com sistema de drenagem em todas as áreas com risco de vazamento, o que impede o escoamento de óleo para o mar. No **Anexo II.12-2** é apresentada a planta de tancagem da unidade. Então, para qualquer vazamento pequeno, ou mesmo médio, que ocorra por falhas de válvulas, bombas ou linhas dos sistemas de circulação de óleo diesel, lubrificante ou hidráulico, existirá a barreira de contenção da própria unidade. A exceção se dá para o vazamento cuja causa seja rompimento do costado do tanque, que, mesmo assim, não seria um vazamento instantâneo, podendo ser detectado pelo sistema de supervisão e monitoramento, sendo então contido/interrompido.

Considerando, portanto, a existência de sistemas de contenção e supervisão na unidade, foram reestimadas as frequências de ocorrência para as hipóteses acidentais que resultaram em vazamento de óleo com possibilidade de contaminação ambiental, sendo, para isto, elaboradas árvores de falhas. O fator utilizado para a falha na supervisão foi retirado de Lees, Frank P. Loss Prevention in the Process Industries, Vol. 1 and 2, Butterworth, 3rd ed., London, 1986 (Table 14.26).

Nas **Figuras II.12.3.3 a II.12.3.14**, são apresentadas as árvores de falhas para os cenários acidentais associados a vazamento de óleo no mar. Sendo assim, não foram considerados os cenários HA 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 10, 11, 13, 15, 18, 20, 22, 23, 27, 28 e 32. A hipótese acidental HA 22, correspondente ao afundamento da unidade com vazamento de fluidos de perfuração, não foi considerada, pois o fluido não tem o mesmo comportamento de óleo.

Para a HA 23, referente ao cenário de deriva da unidade, considerou-se que não há vazamento de óleo, uma vez que, em caso de deriva, é feita a desconexão de emergência e o BOP é fechado. Se o BOP falhar já seria o cenário de blowout, HA 26. O perigo da deriva é a colisão com outra unidade.

Com relação às hipóteses HA 13 e 14, ainda que resultem em vazamento de água oleosa e representem volumes de óleo menores do que de outras hipóteses, foram incluídas no conjunto de cenários para avaliação dos riscos ambientais.

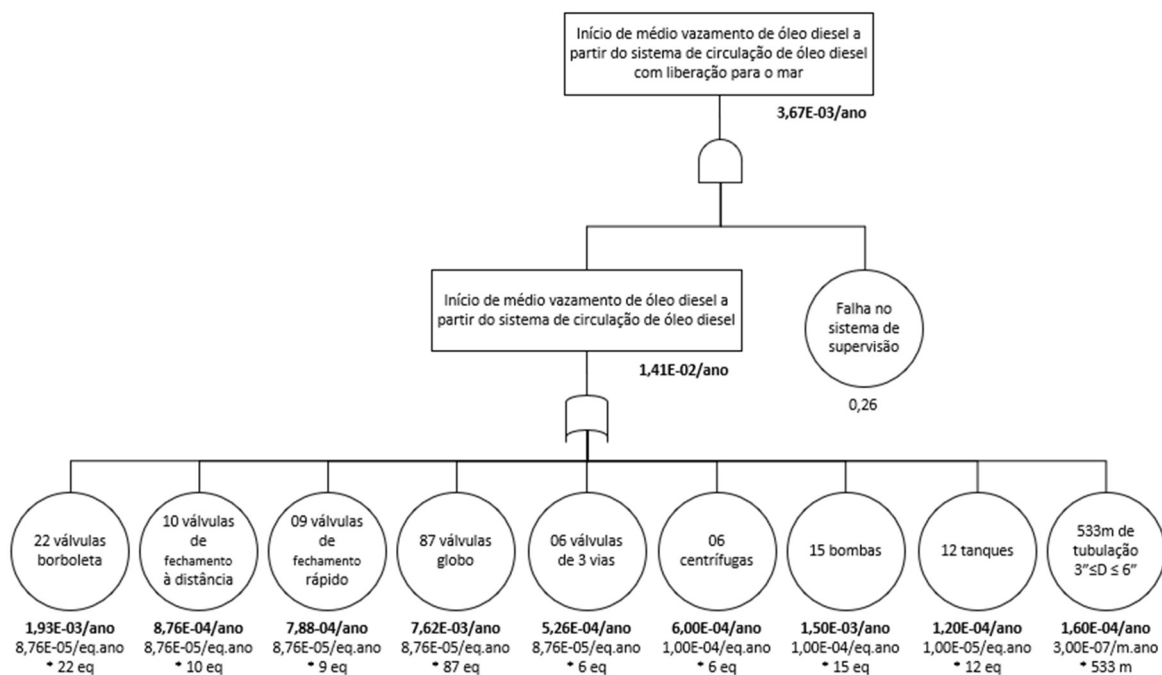


Figura II.12.3.3 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA8 - Vazamento de óleo diesel em tanques, linhas, válvulas, bombas (durante a operação de circulação de óleo diesel).

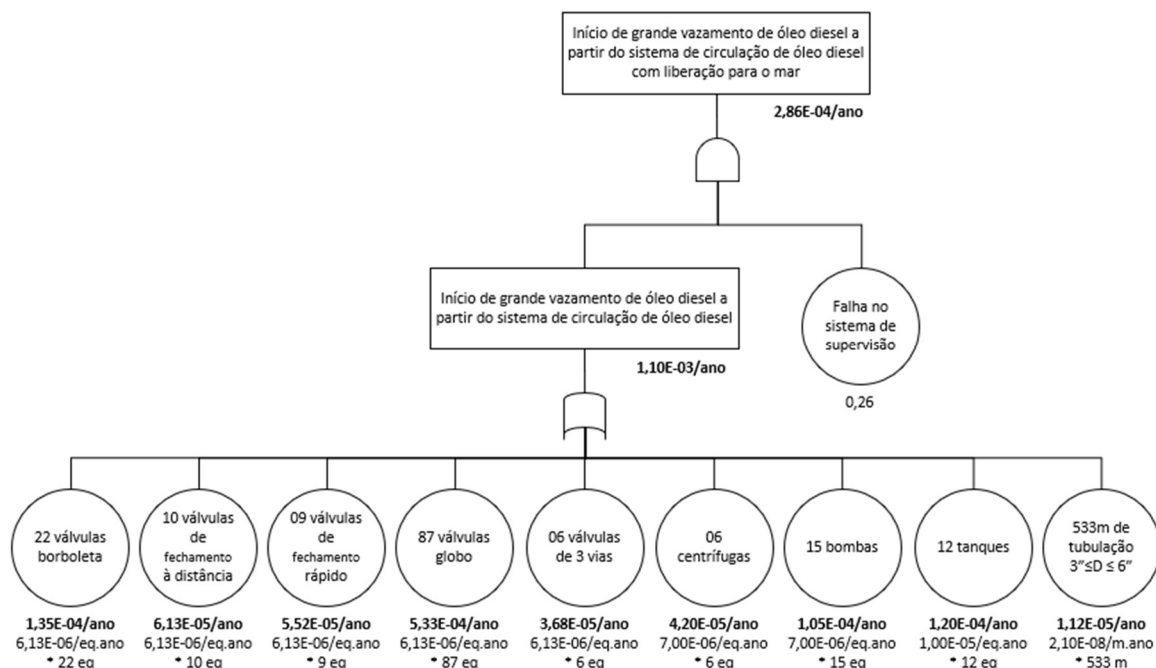


Figura II.12.3.4 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA9 - Vazamento de óleo diesel em tanques, linhas, válvulas, bombas (durante a operação de circulação de óleo diesel).

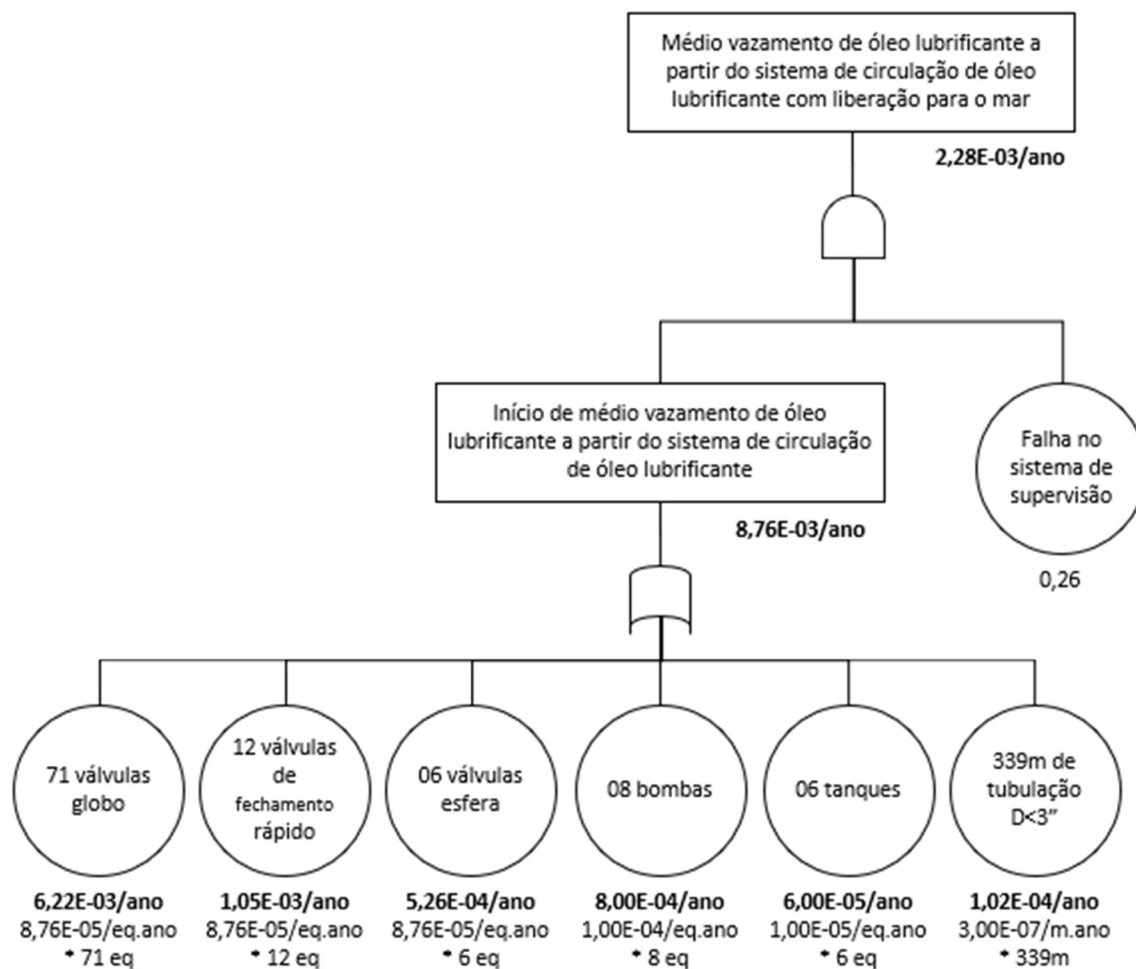


Figura II.12.3.5 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA12 - Vazamento de óleo lubrificante em tubulações, tanques e válvulas.

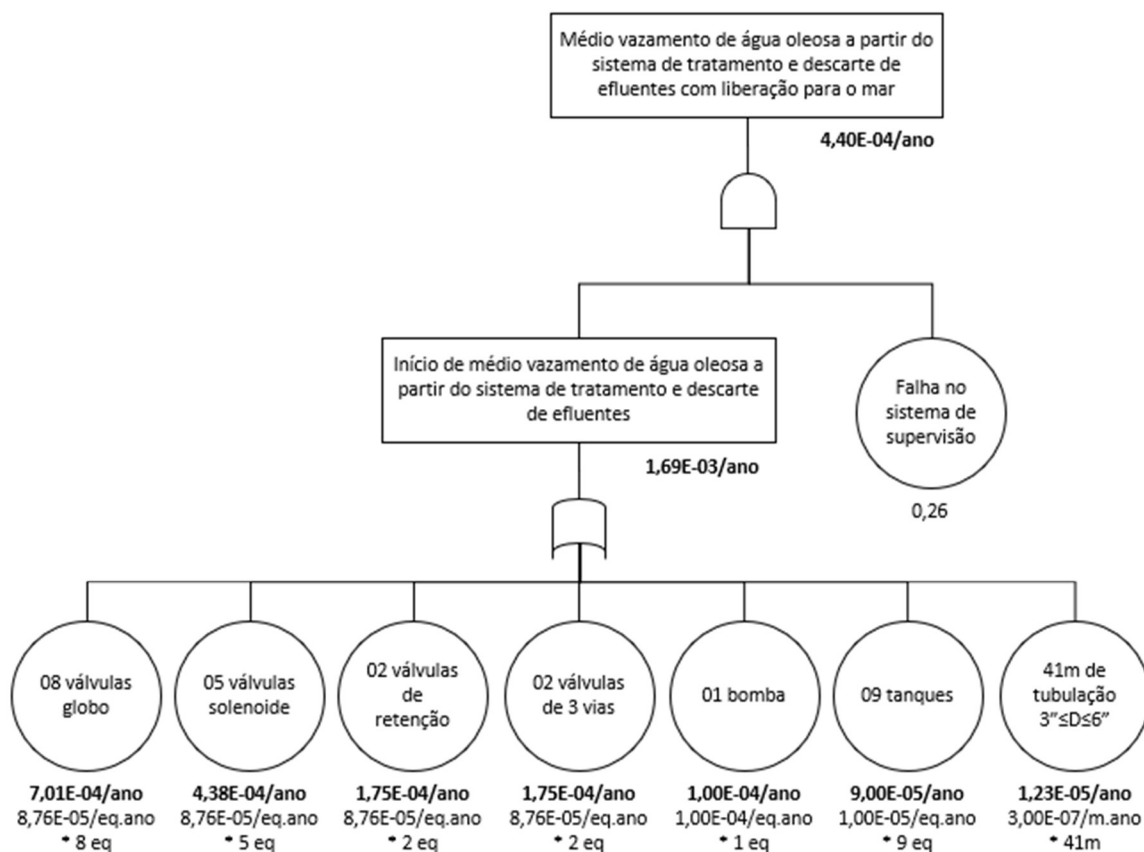


Figura II.12.3.6 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA14 - Vazamento de água oleosa (acima de 15 ppm) em tubulações, tanques, no separador água / óleo, bombas e válvulas.

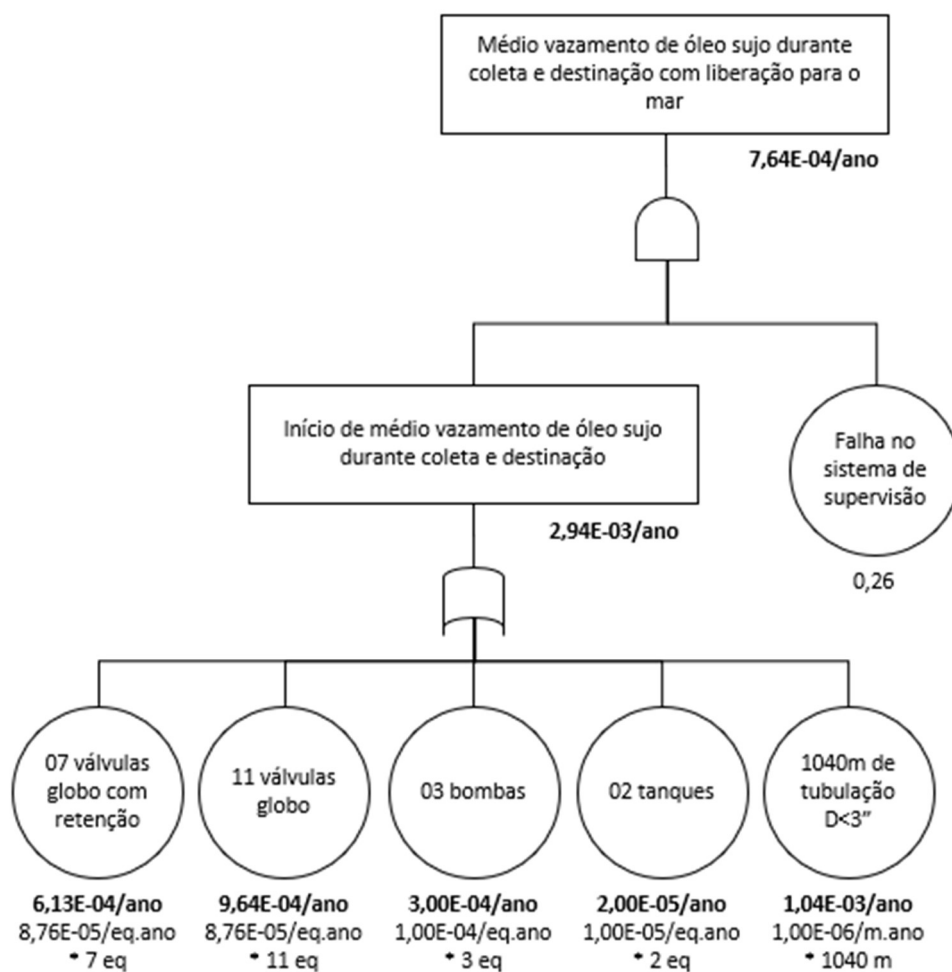


Figura II.12.3.7 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA16 - Vazamento de óleo sujo em tubulações, tanques e válvulas.

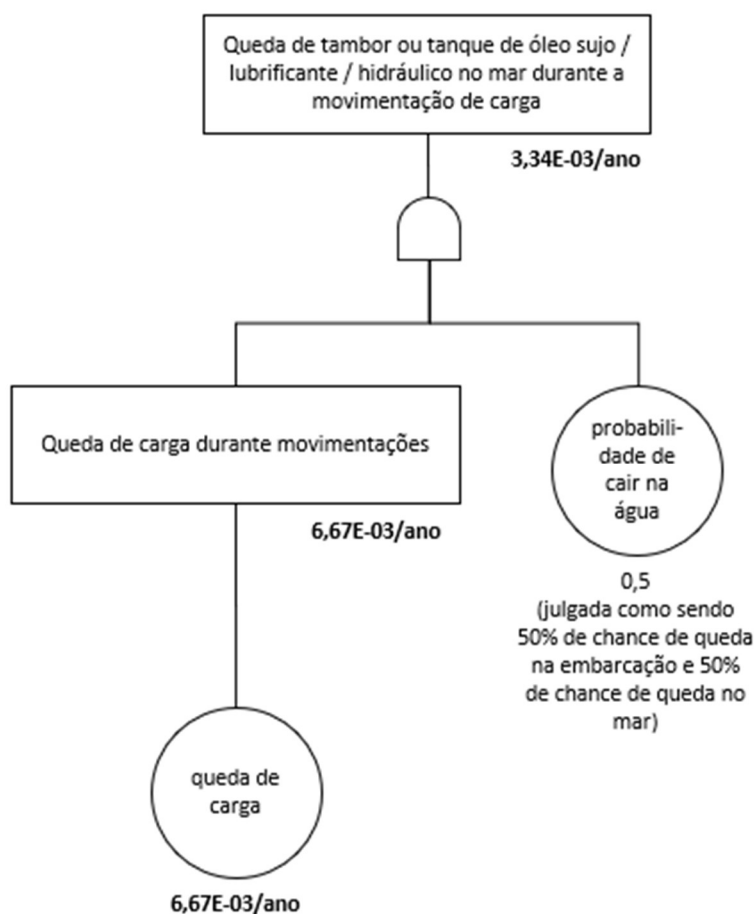


Figura II.12.3.8 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA17 - Vazamento de óleo lubrificante, hidráulico ou sujo devido à queda de tambor ou tanque portátil.

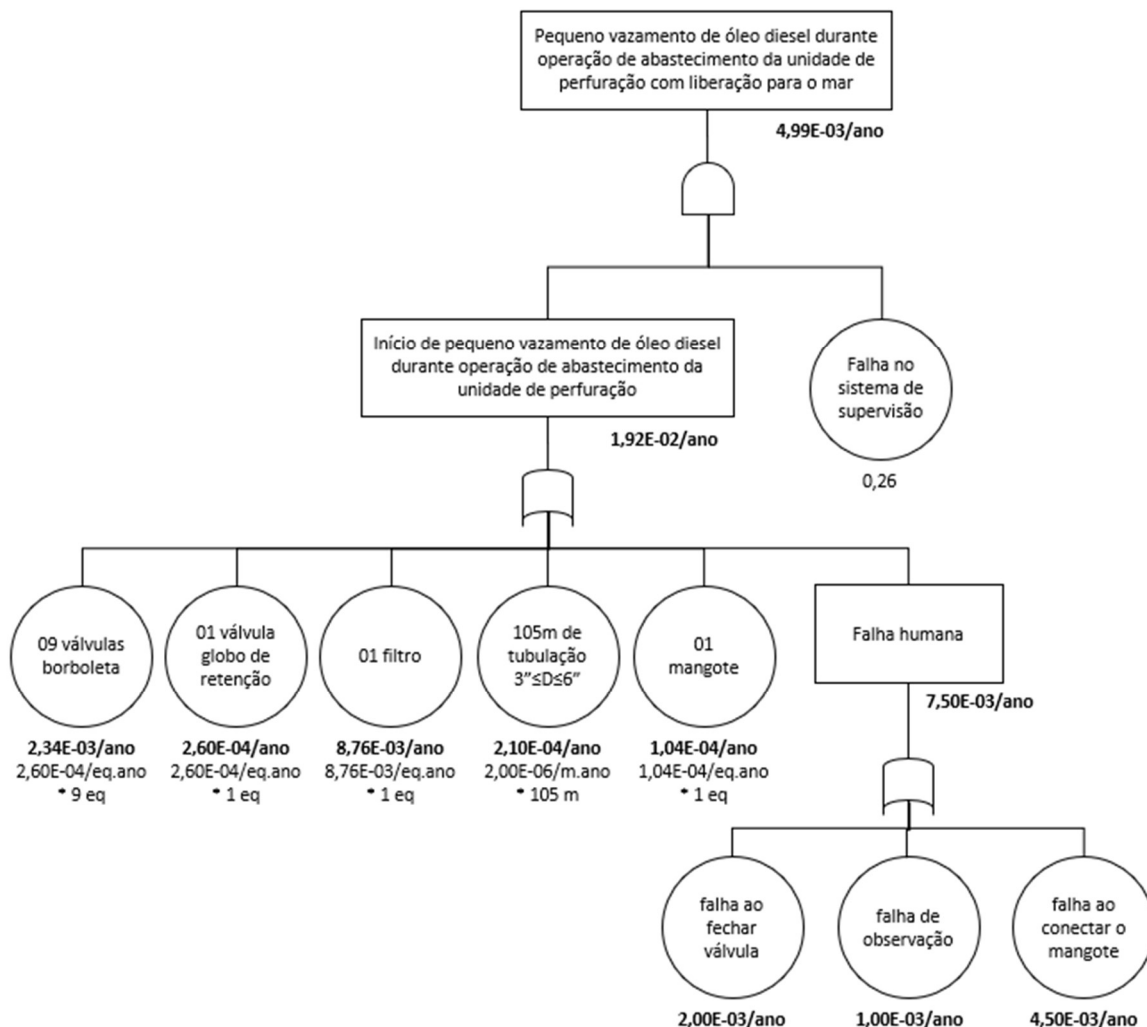


Figura II.12.3.9 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA19 - Vazamento de óleo diesel no mangote, linhas de transferência, válvulas durante operação de transferência Embarcação de apoio/Unidade Marítima de Perfuração.

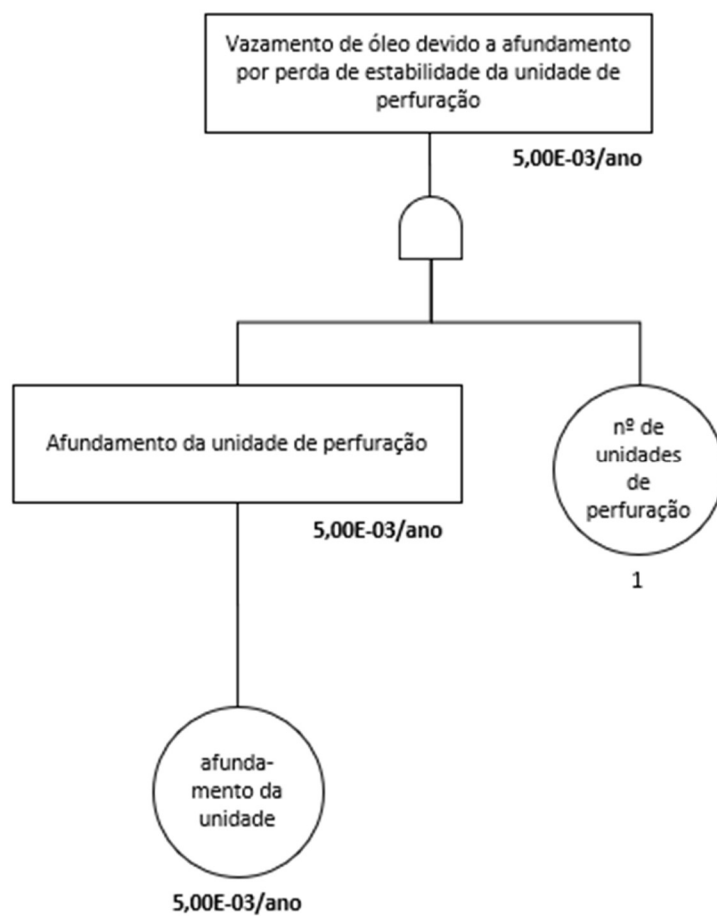


Figura II.12.3.10 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA21 - Vazamento de óleo ou fluido devido a perda de estabilidade (adernamento /afundamento) da unidade.

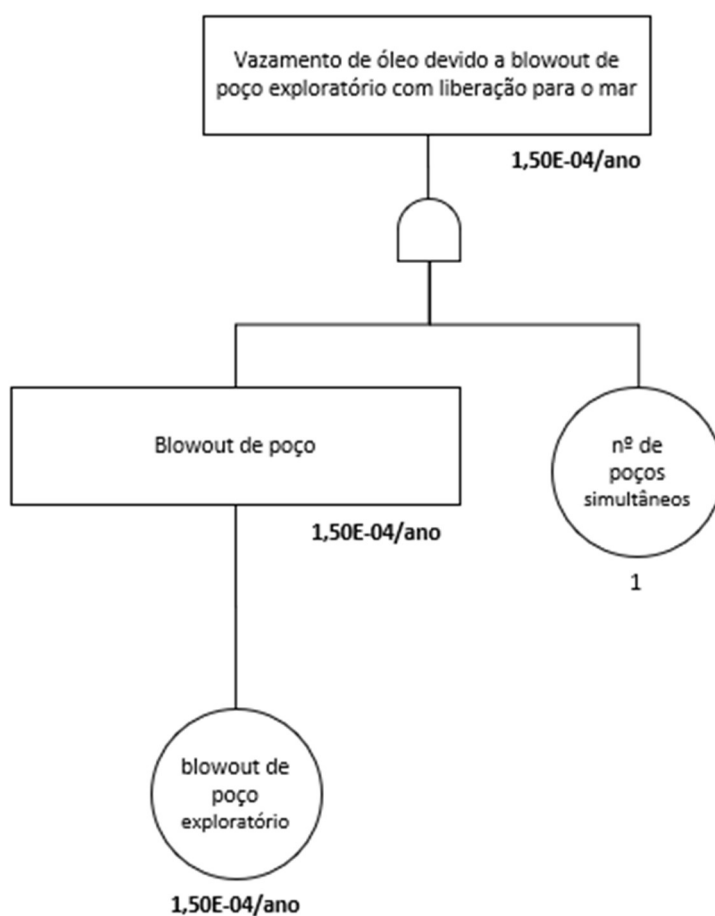


Figura II.12.3.11 - Árvore de Falhas das Hipóteses Acidentais HA24, H25 e H26 - Vazamento de óleo e gás – descontrole do poço (Blowout).

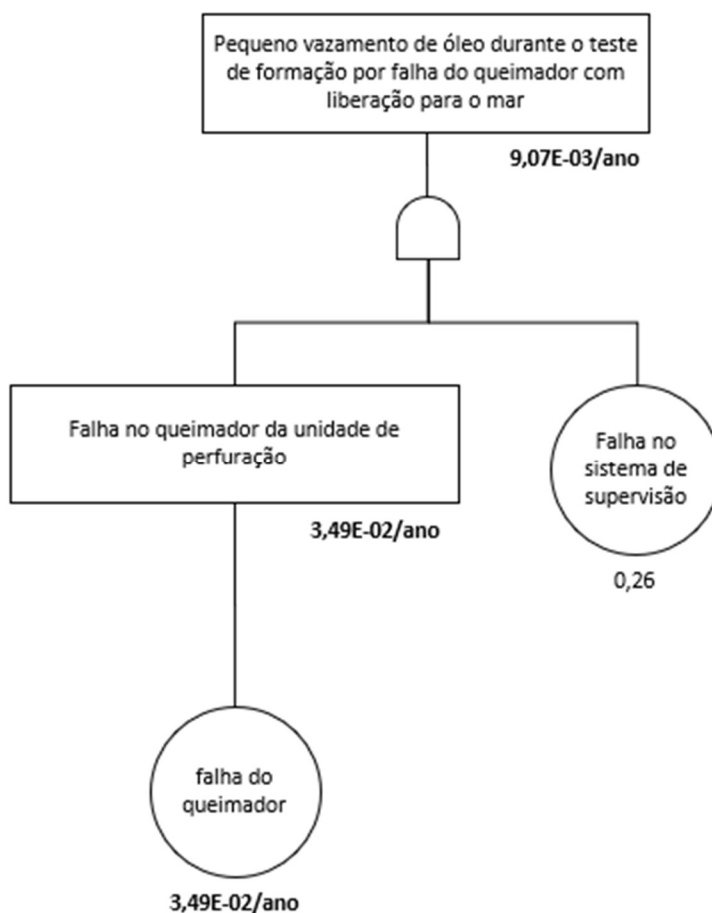


Figura II.12.3.12 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA29 - Vazamento de óleo e gás devido a queima deficiente de hidrocarbonetos durante operação do queimador (falha da chama).

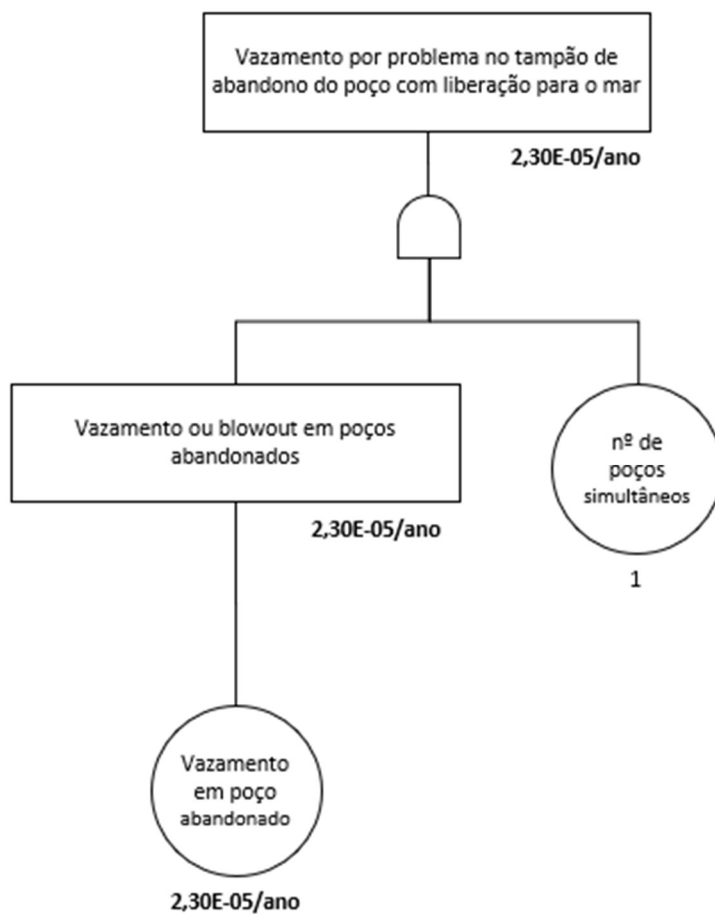
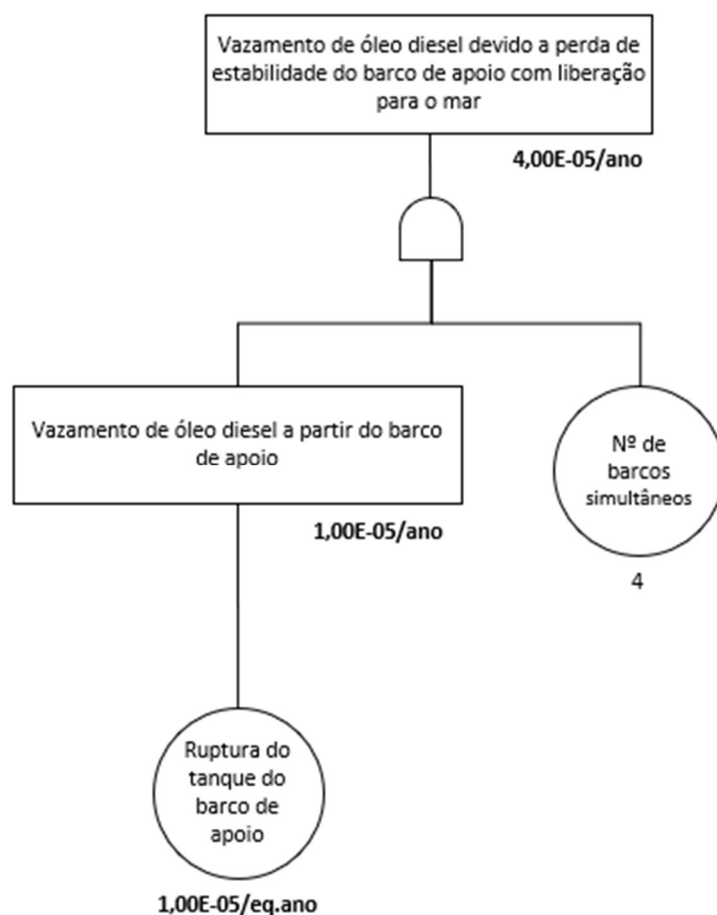


Figura II.12.3.13 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA30 - Vazamento nos tampões de abandono.



Nota: O número de barcos simultâneos compreende 03 PSVs e 01 OSRV.

Figura II.12.4.3-14 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA31 - Vazamento de óleo diesel no barco de apoio.

Na **Tabela II.12.3.8** estão apresentadas as compilações das informações das hipóteses acidentais identificadas na planilha de APP da unidade marítima de perfuração NS-42, sendo apresentadas as frequências de ocorrência estimadas a partir da aplicação das árvores de falhas somente para as situações que resultaram em vazamento de óleo com possibilidade de contaminação ambiental.

TABELA II.12.3.8 – Compilação das informações das hipóteses acidentais da unidade marítima de perfuração NS-42.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
1	Pequeno vazamento de pó (barita/bentonita)	Vazamentos em mangote, tanques, linhas, e válvulas por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Transferência e estocagem de barita e bentonita (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem).	Até 8 m³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
2	Médio vazamento de pó (barita/bentonita)	Ruptura do mangote, tanques, linhas, válvulas, por: - Falha intrínseca; - Choque mecânico (queda de carga, acidente com guindaste); - Perda de posição; - Falha operacional.	Transferência e estocagem de barita e bentonita (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem).	$8 < V \leq 80 \text{ m}^3$ (Maior silo deste produto)	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
3	Pequeno vazamento de pó (cimento)	Vazamentos em mangote, tanques, linhas, e válvulas por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Transferência e estocagem de barita e bentonita (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem).	Até 8 m³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
4	Médio vazamento de pó (cimento)	Ruptura do mangote, tanques, linhas, válvulas, por: - Falha intrínseca; - Choque mecânico (queda de carga, acidente com guindaste); - Perda de posição; - Falha operacional.	Transferência e estocagem de cimento (compreende a transferência desde o barco de apoio até os tanques de estocagem)	$8 < V \leq 80 \text{ m}^3$ (Maior silo deste produto)	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar

(continua)

TABELA II.12.3.8 – Continuação.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
5	Pequeno vazamento de fluido de perfuração/completação/intervenção	Vazamentos em tanques, bombas, linhas, válvulas, por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Preparação e circulação de fluido de perfuração (compreende as linhas de circulação de fluido)	Até 8 m³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
6	Médio vazamento de fluido de perfuração/completação/intervenção	Vazamentos em tanques, bombas, linhas, válvulas, por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Preparação e circulação de fluido de perfuração (compreende as linhas de circulação de fluido)	8 < V ≤ 205 m³ (maior tanque do fluido)	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
7	Pequena liberação de óleo diesel	Vazamentos nos tanques, bombas, centrífugas, tubulações ou válvulas devido a: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	Até 8 m³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
8	Média liberação de óleo diesel.	Vazamentos em tanques, bombas, centrífugas, tubulações ou válvulas devido a: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	8 < V ≤ 200 m³	3,67E-03
9	Grande liberação de óleo diesel.	Ruptura em tanques, bombas, centrífugas, tubulações ou válvulas devido a: - Falha intrínseca; - Choque mecânico (queda de carga, acidente com guindaste); Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	200 < V ≤ 2.204,3 m³ (Maior tanque de diesel da unidade)	2,86E-04

(continua)

TABELA II.12.3.8 – Continuação.

HA	Perigo/ Causa	Sistema/ Subsistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
10	Pequena liberação de óleo hidráulico Vazamentos em tubulações, tanques, válvulas, bombas, por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo hidráulico (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	Até 8 m³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
11	Pequena liberação de óleo lubrificante Vazamentos em tubulações, tanques, válvulas, bombas, por: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo lubrificante (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	Até 8 m³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
12	Média liberação de óleo lubrificante Ruptura em tanques, linha rígida, flanges ou válvulas devido a: - Falha intrínseca; - Choque mecânico (queda de carga, acidente com guindaste); - Falha operacional.	Armazenamento e circulação de óleo lubrificante (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	$8 < V \leq 29,9 \text{ m}^3$ (Maior tanque destes produtos)	2,28E-03
13	Pequena liberação de água oleosa (acima de 15 ppm) Vazamentos em tubulações, tanques, no separador água / óleo, bombas e válvulas, devido a: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; Falha operacional.	Tratamento e descarte de efluentes - drenagem de águas oleosas (compreende as linhas que saem dos diversos pontos de drenagem, passando pelo separador água-óleo, indo até o descarte final).	Até 8 m³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
14	Média liberação de água oleosa (acima de 15 ppm) Falha no controle do sistema de separação água-óleo e rupturas em tubulações, tanques, no separador água / óleo, bombas e válvulas, devido a: - Falha mecânica; - Falha na vedação de juntas e conexões; Falha operacional.	Tratamento e descarte de efluentes - drenagem de águas oleosas (compreende as linhas que saem dos diversos pontos de drenagem, passando pelo separador água-óleo, indo até o descarte final).	$8 < V \leq 76,2 \text{ m}^3$ (maior tanque de bilge)	4,40E-04

(continua)

TABELA II.12.3.8 – Continuação.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
15	Pequena liberação de óleo sujo.	Vazamentos em tanque, tubulações, bombas e válvulas devido a: - Queda de carga; - Corrosão; - Falha intrínseca; - Falha operacional.	Coleta e destinação de óleo sujo (compreende o armazenamento de óleo sujo e sua transferência para os tanques portáteis ou tambores)	Até 8 m³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
16	Média liberação de óleo sujo.	Ruptura em tanque, tubulações, bombas e válvulas devido a: - Queda de carga; - Corrosão; - Falha intrínseca; - Falha operacional.	Coleta e destinação de óleo sujo (compreende o armazenamento de óleo sujo e sua transferência para os tanques portáteis ou tambores)	8 < V ≤ 38,1 m³ (maior tanque deste produto na Unidade)	7,64E-04
17	Pequeno vazamento de óleo (sujo, hidráulico ou lubrificante)	Queda de tambor / tanque portátil no mar devido a: - Problema no guindaste; - Falha operacional.	Operações de carga e descarga (transbordo pelo guindaste)	Até 8 m³	3,34E-03
18	Pequeno vazamento de produto químico	Queda de tambor / tanque portátil ou big-bag no mar devido a: - Problema no guindaste; - Falha operacional.	Operações de carga e descarga (transbordo pelo guindaste)	Até 8 m³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
19	Pequena liberação de óleo diesel.	Perdas, rupturas nos mangotes, tubulações e válvulas devido a: - Falha intrínseca; - Falha operacional. Transbordamento dos tanques.	Transferência de óleo diesel do barco de apoio para a Unidade marítima	Até 5m³ (180 s para vazamento com taxa de 100 m³/h)	4,99E-03

(continua)

TABELA II.12.3.8 – Continuação.

HA	Perigo/ Causa	Sistema/ Subsistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
20	Pequena liberação de fluido de perfuração Perdas, rupturas nos mangotes, tubulações e válvulas devido a: - Falha intrínseca; - Falha operacional. - Transbordamento dos tanques.	Transferência de Fluido de Perfuração entre o barco de apoio para a Unidade de Perfuração	Até 8 m³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
21	Grande vazamento de óleo Afundamento/adernamento da unidade marítima.	Estabilidade da Unidade Marítima	Até 9.762,7 m³ (soma dos tanques de óleo diesel, lubrificante, hidráulico e sujo)	5,00E-03
22	Grande vazamento de fluido não aquoso Afundamento/adernamento da unidade marítima.	Estabilidade da Unidade Marítima	Até 3211,7 m³ (soma dos tanques de fluido ativo e reserva)	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
23	Deriva da unidade Falha no sistema de Posicionamento Dinâmico	Sistema de Posicionamento Dinâmico	Até 491,8 m³ (lâmina de água de 2.506 m)	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
24	Pequeno vazamento de óleo / gás Descontrole do poço (blowout).	Controle do Poço	até 8 m³	1,50E-04
25	Médio vazamento de óleo / gás Descontrole do poço (blowout).	Controle do Poço	De 8 a 200 m³	1,50E-04
26	Grande vazamento de óleo / gás Descontrole do poço (blowout).	Controle do Poço	até 17.774,4 m³*1	1,50E-04

(continua)

TABELA II.12.3.8 – Continuação.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subistema	Volume (m³)	Frequência (ano ⁻¹)
27	Vazamento de gás	Perdas através de mangotes, linhas, válvulas ou vasos.	Controle do Poço	Volume não estimado por se tratar de vazamento em fase gasosa	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
28	Vazamento de óleo / gás inflamável	Perdas nas linhas, vasos (separador, tanque de aferição), válvulas, conexões e flanges devido a: - Corrosão; - Falha na vedação de juntas e conexões; - Falha operacional.	Teste de formação (linhas de escoamento de óleo/gás, passando pelo BOP, Chock manifold, pelo separador de teste até o queimador)	$V < 8 \text{ m}^3$	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
29	Vazamento de óleo / gás inflamável	Queima deficiente de hidrocarbonetos durante operação do queimador (falha da chama) devido a: - Falha no suprimento de ar; - Falha no pré-aquecimento; - Furo na Linha conexões, etc.	Teste de formação (linhas de escoamento de óleo/gás, passando pelo BOP, Chock manifold, pelo separador de teste até o queimador)	$V < 8 \text{ m}^3$	9,07E-03
30	Vazamento nos tampões de abandono	Erro na operação.	Finalização/abandono do poço	até 59,3 m³ ^{*2}	2,30E-05
31	Grande vazamento de óleo diesel	Perda de estabilidade do barco de apoio devido à: - Colisão com outra embarcação; - Encalhe; - Erro de operação ou equipamento durante a distribuição de lastro ou carga.	Operação entre o barco de apoio e a Unidade Marítima	Até 500 m³	4,00E-05
32	Pequeno vazamento de QAV	Perdas, rupturas no mangote, tubulações e válvulas ou tanque, devido a: - Falha intrínseca; - Falha operacional (transbordamento dos tanques).	Transferência de QAV para abastecimento de aeronaves	Até 2,8 m³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar

*1 Em função da vazão de blowout do poço do bloco FZA-M-59, por 30 dias (1.558,075 m³/dia).

*2 Em função do poço, por poucas horas (24 h), a 10% da vazão do descontrole do poço do bloco FZA-M-59.

II.12.4. AVALIAÇÃO DAS CONSEQUÊNCIAS

II.12.4.1. Modelagem de Dispersão de Óleo

A seguir serão apresentados os resultados da Modelagem do Transporte do Óleo no Mar, os quais contemplam dois cenários sazonais, verão e inverno, e três faixas de volume de vazamento com óleo cru, e um volume intermediário com óleo diesel, conforme **Tabela II.12.4.1.1** a seguir, estabelecidas pela Resolução CONAMA Nº398/08. O relatório técnico de Modelagem de Transporte de Óleo é apresentado na íntegra em anexo à seção II.8 (Identificação e Avaliação dos Impactos Ambientais) do presente Estudo de Impacto Ambiental (EIA).

TABELA II.12.4.1.1 – Cenários realizados para os pontos de risco na Bacia Foz do Amazonas.

Cenário		Cenário Sazonal	Volume Vazado (m ³)
1	Cru	Verão	8
2	Cru	Inverno	8
3	Cru	Verão	200
4	Cru	Inverno	200
5	Cru	Verão	46.742
6	Cru	Inverno	46.742
7	Diesel	Verão	900
8	Diesel	Inverno	900

As características dos pontos de vazamento utilizados para a modelagem são apresentadas na **Tabela II.12.4.1.2**.

TABELA II.12.4.1.2 – Características dos pontos de vazamento.

Bacia	Foz do Amazonas		
Pontos Modelados	Localização	Latitude	Longitude
Ponto 1 (óleo cru)	Bloco FZA-M-59	5°14'58,895" S	50°15'1,601" W
Ponto 2 (óleo diesel)	Ponto localizado na rota das embarcações de apoio às operações offshore	0° 17' 9,94" S	47° 46' 35,13" W
Projeção	Geográfica (Lat/Long) / Datum SIRGAS 2000		

Para a Bacia da Foz do Amazonas o óleo esperado é de 27° API. Dessa forma, para utilização nas simulações com óleo cru, foi escolhido um óleo de grau API próximo no banco de dados do OSCAR, cujas características são apresentadas a seguir, na **Tabela II.12.4.1.3**. As características do óleo diesel são apresentadas na **Tabela II.12.4.1.4**.

TABELA II.12.4.1.3 – Características do óleo cru utilizado na simulação.

Tipo de Óleo	Cru
API	27°
Densidade	0,893 g/cm ³
Viscosidade dinâmica	27 cP (13 °C)
Ponto de fluidez (<i>Pour point</i>)	-12 °C
Ponto de Fulgor (<i>Flash Point</i>)	3 °C
Conteúdo Máximo de Água	75 %
Graxa	2 %
Asfalteno	0,2 %

TABELA II.12.4.1.4 – Características do óleo diesel utilizado nas simulações.

Tipo de Óleo	Diesel
API	36,4°
Densidade	0,843 g/cm ³
Viscosidade dinâmica	3,9 cP (13 °C)
Ponto de fluidez (<i>Pour point</i>)	-36 °C

Em todas as simulações optou-se pela modelagem tridimensional, que permite o mapeamento das frações do óleo que ficam dissolvidas e dispersas na coluna d'água, além da parcela do óleo que fica na superfície. No caso de blowout, o vazamento foi considerado ocorrendo no fundo do mar porque, segundo informações obtidas com a contratante, na eventualidade de um blowout, ocorre uma desconexão do riser e o vazamento passa a ocorrer a partir do fundo. Para os vazamentos instantâneos de pequeno (8 m³) e médio (200 m³) porte, como também o vazamento de diesel, optou-se por considerar os vazamentos ocorrendo na superfície do mar, uma vez que esta situação é mais compatível com a frequência de ocorrência de vazamentos destes portes e características dos vazamentos. Dessa forma, os vazamentos de blowout apresentaram probabilidades altas na coluna d'água, e, portanto, para os cálculos da Análise de Risco, foi considerada uma integração dos resultados de superfície e coluna d'água, considerando os maiores valores de probabilidade possíveis. A apresentação dos resultados do vazamento de óleo diesel também foi considerada a integração dos resultados em superfície e da coluna d'água.

A seguir, são apresentados os mapas de probabilidade de presença de óleo para os vazamentos de óleo cru de volume pequeno (8 m³) (**Figuras II.12.4.1.1 e II.12.4.1.2**), volume médio (200 m³) (**Figuras II.12.4.1.3 e II.12.4.1.4**) e pior caso (46.742 m³) (**Figura II.12.4.1.5 e II.12.4.1.6**). Os mapas dos vazamentos de óleo diesel são apresentados em seguida (**Figura II.12.4.1.7 e II.12.4.1.8**).

MODO PROBABILÍSTICO

FZA-M-59 | Cenário de Verão

Volume: 8 m³

Probabilidade de Presença de Óleo em Superfície (%)

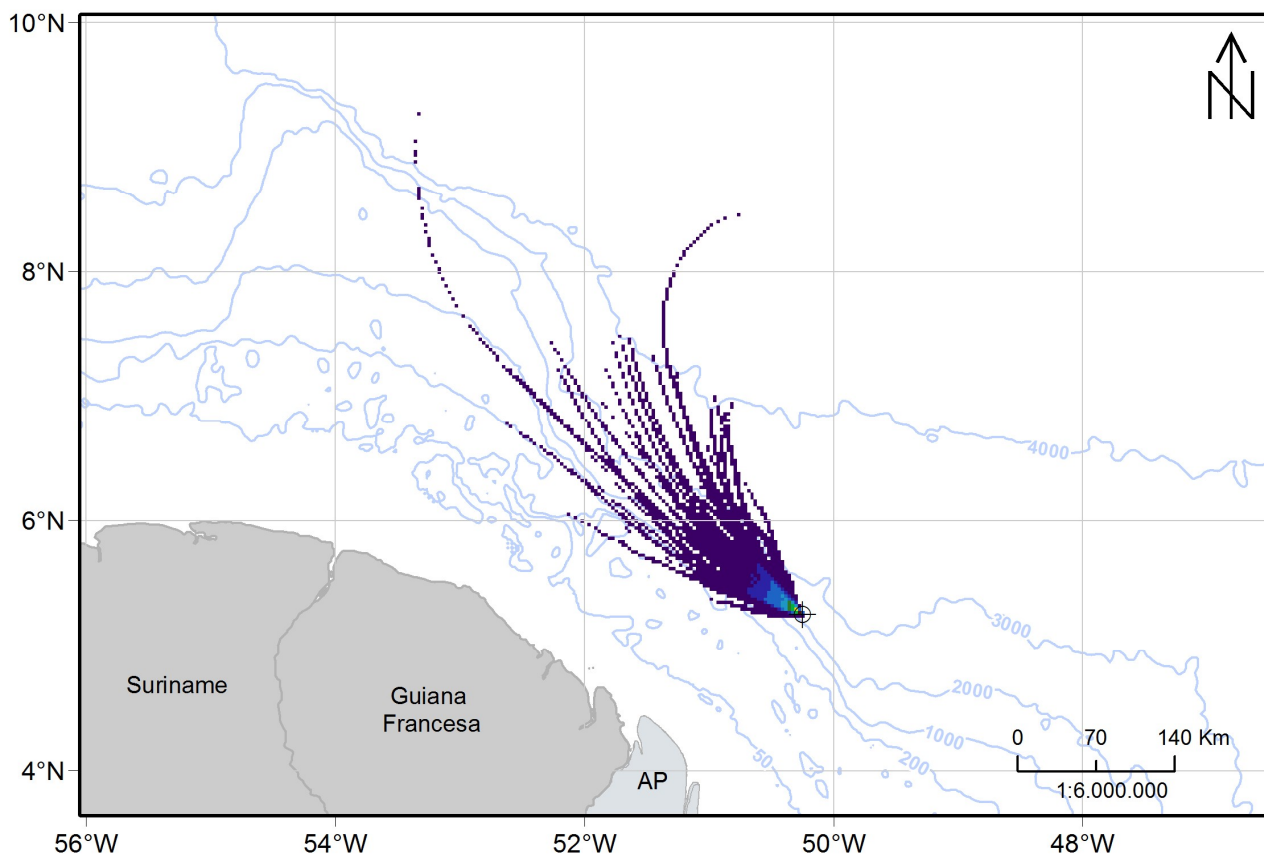
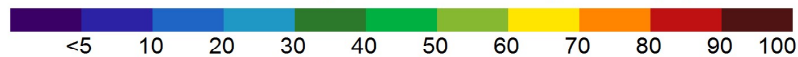


FIGURA II.12.4.1.1 – Probabilidade de presença de óleo em superfície para o CENÁRIO 1 (verão; volume: 8 m³; 30 dias de simulação).

MODO PROBABILÍSTICO

FZA-M-59 | Cenário de Inverno

Volume: 8 m³

Probabilidade de Presença de Óleo em Superfície (%)

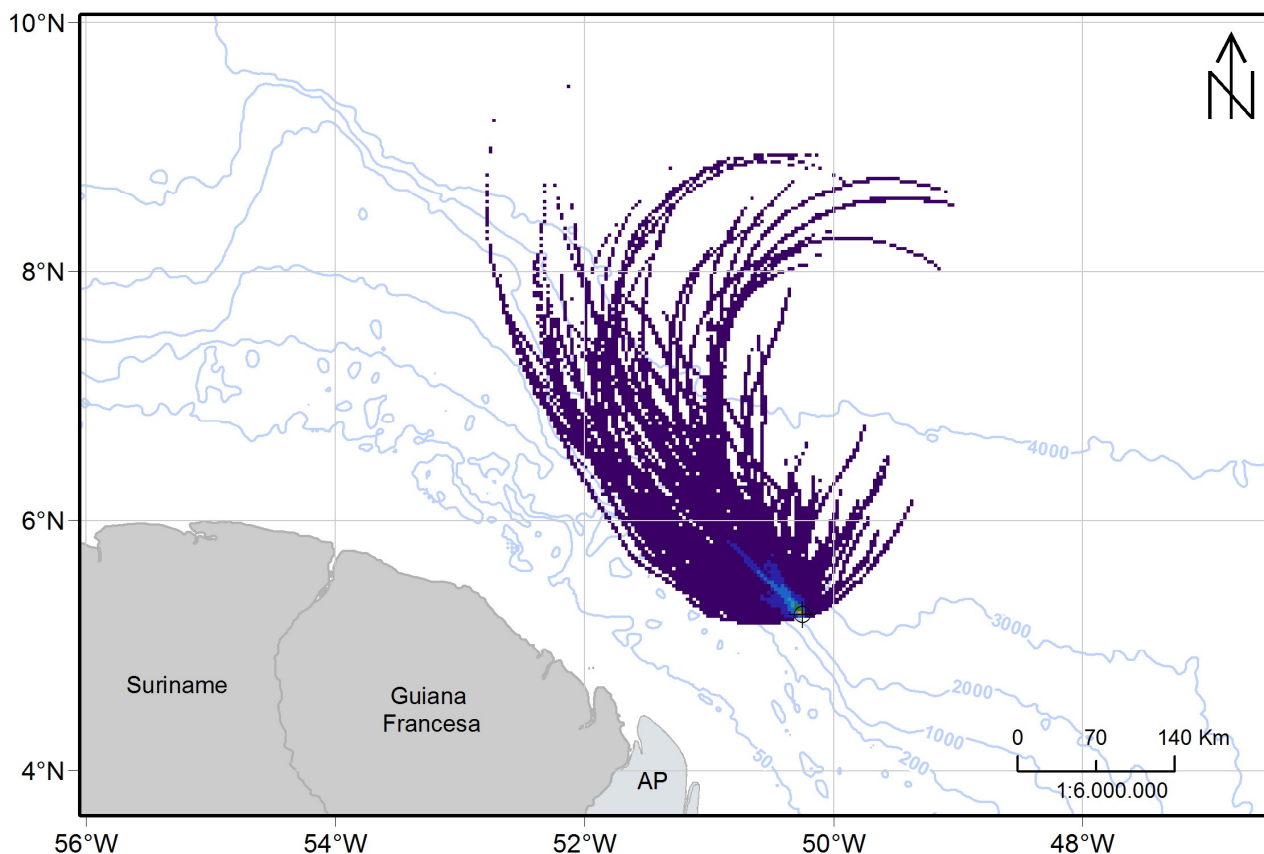
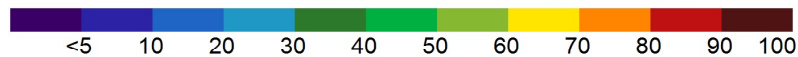


FIGURA II.12.4.1.2 – Probabilidade de presença de óleo em superfície para o CENÁRIO 2 (inverno; volume: 8m³; 30 dias de simulação).

MODO PROBABILÍSTICO

FZA-M-59 | Cenário de Verão

Volume: 200 m³

Probabilidade de Presença de Óleo em Superfície (%)

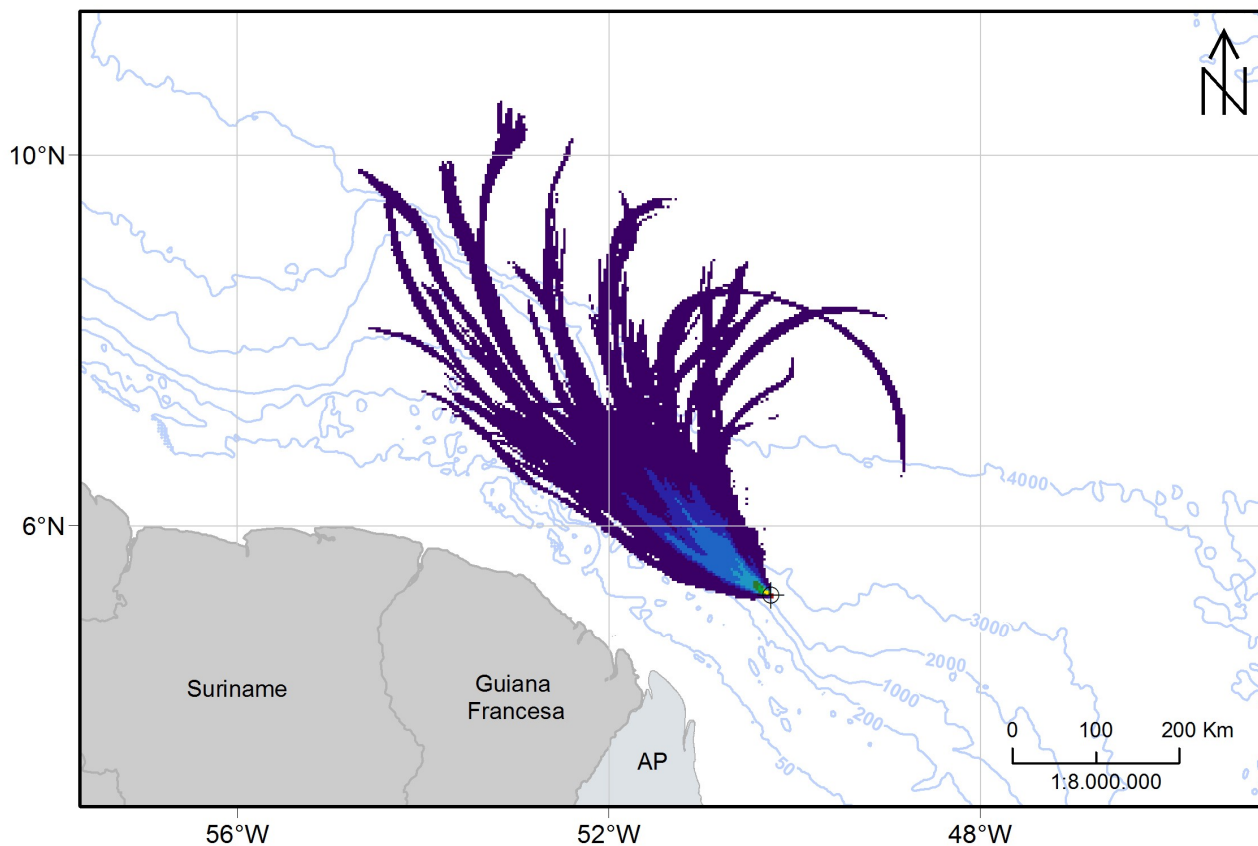
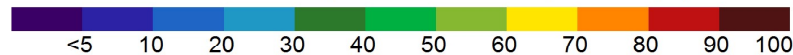


FIGURA II.12.4.1.3 – Probabilidade de presença de óleo em superfície para o CENÁRIO 3 (verão; volume: 200 m³; 30 dias de simulação).

MODO PROBABILÍSTICO

FZA-M-59 | Cenário de Inverno

Volume: 200 m³

Probabilidade de Presença de Óleo em Superfície (%)

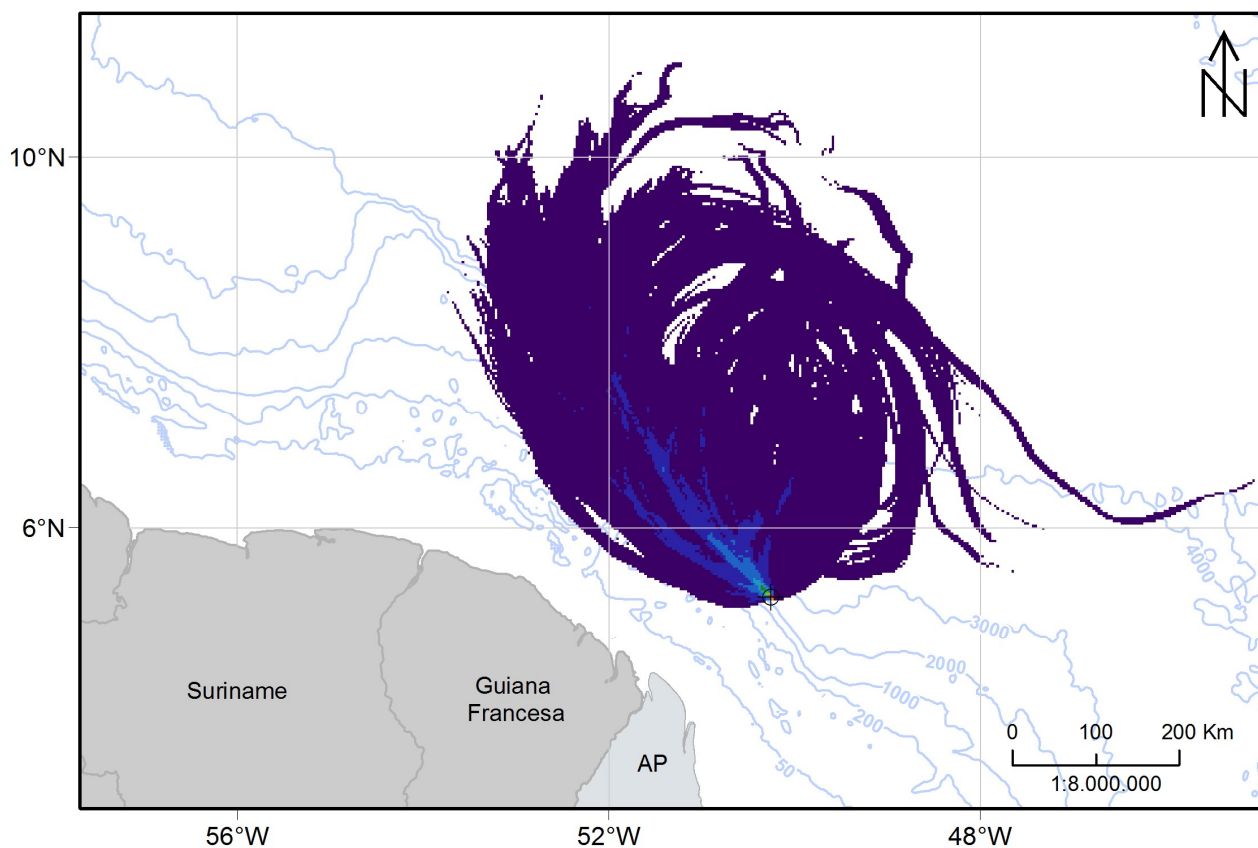
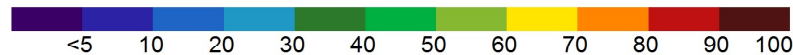


FIGURA II.12.4.1.4 – Probabilidade de presença de óleo em superfície para o CENÁRIO 4 (inverno; volume: 200 m³; 30 dias de simulação).

MODO PROBABILÍSTICO

FZA-M-59 | Cenário de Verão

Volume: 46.742 m³

Probabilidade de Presença de Óleo na Superfície e Coluna d'Água (%)

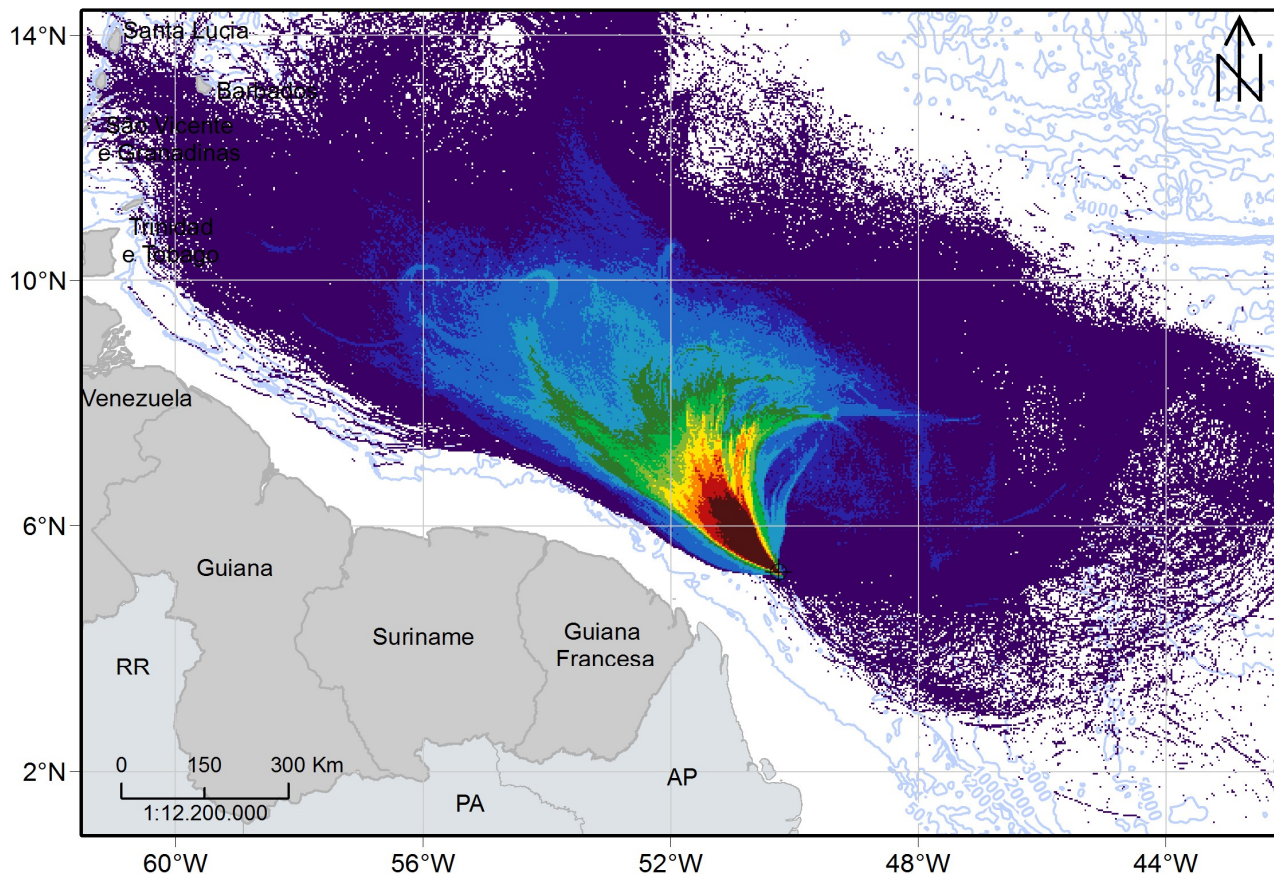
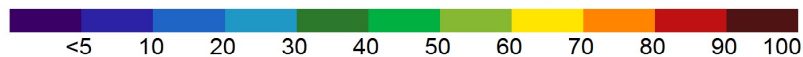


FIGURA II.12.4.1.5 – Probabilidade de presença de óleo em superfície e na coluna d'água para o CENÁRIO 5 (verão; volume: 46.742 m³; 60 dias de simulação).

MODO PROBABILÍSTICO

FZA-M-59 | Cenário de Inverno

Volume: 46.742 m³

Probabilidade de Presença de Óleo na Superfície e Coluna d'Água (%)

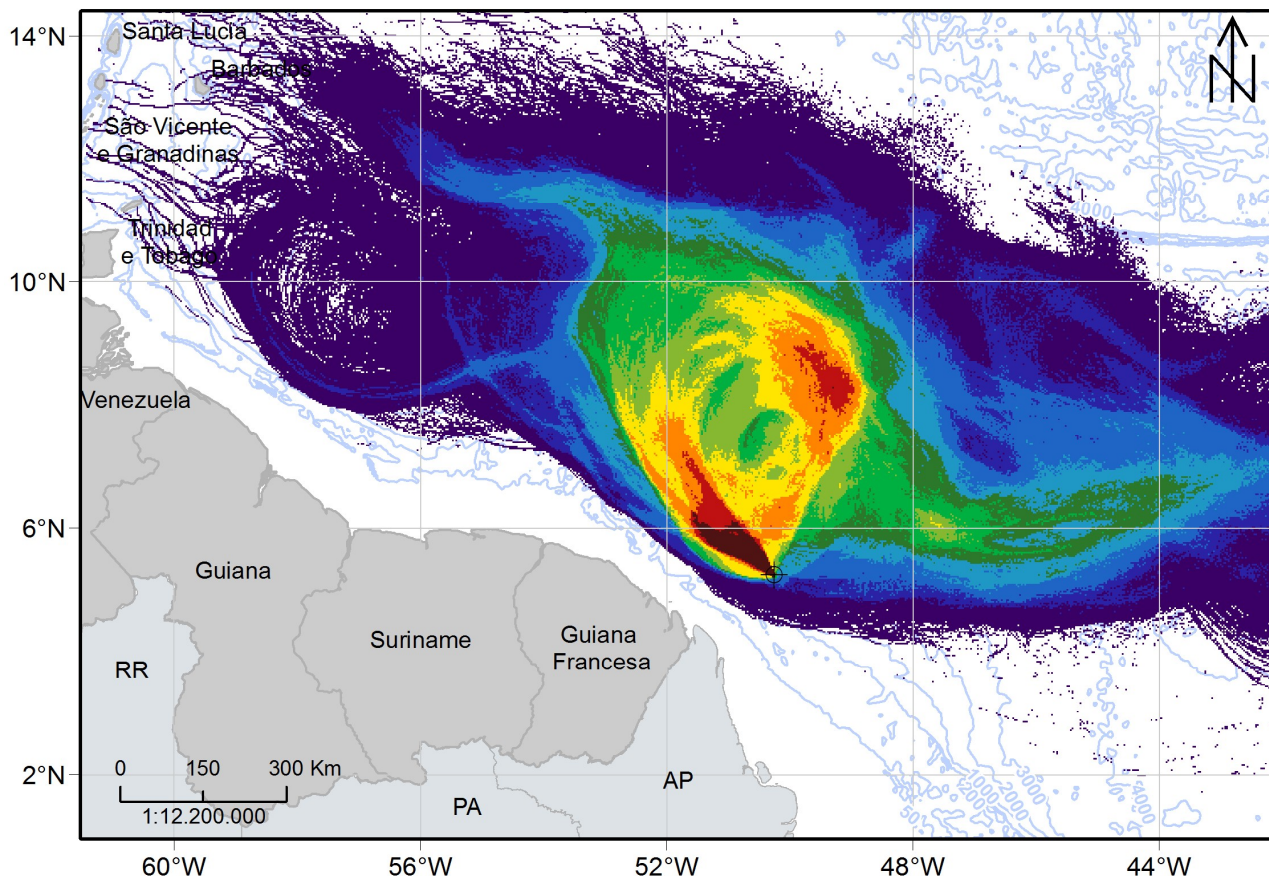
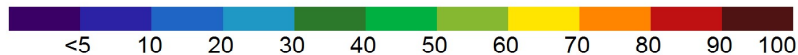


FIGURA II.12.4.1.6 – Probabilidade de presença de óleo em superfície e na coluna d'água para o CENÁRIO 6 (inverno; volume: 46.742 m³; 60 dias de simulação).

MODO PROBABILÍSTICO

Bacia Foz do Amazonas | Cenário de Verão

Volume: 900 m³

Probabilidade de Presença de Óleo na Superfície e Coluna d'Água (%)

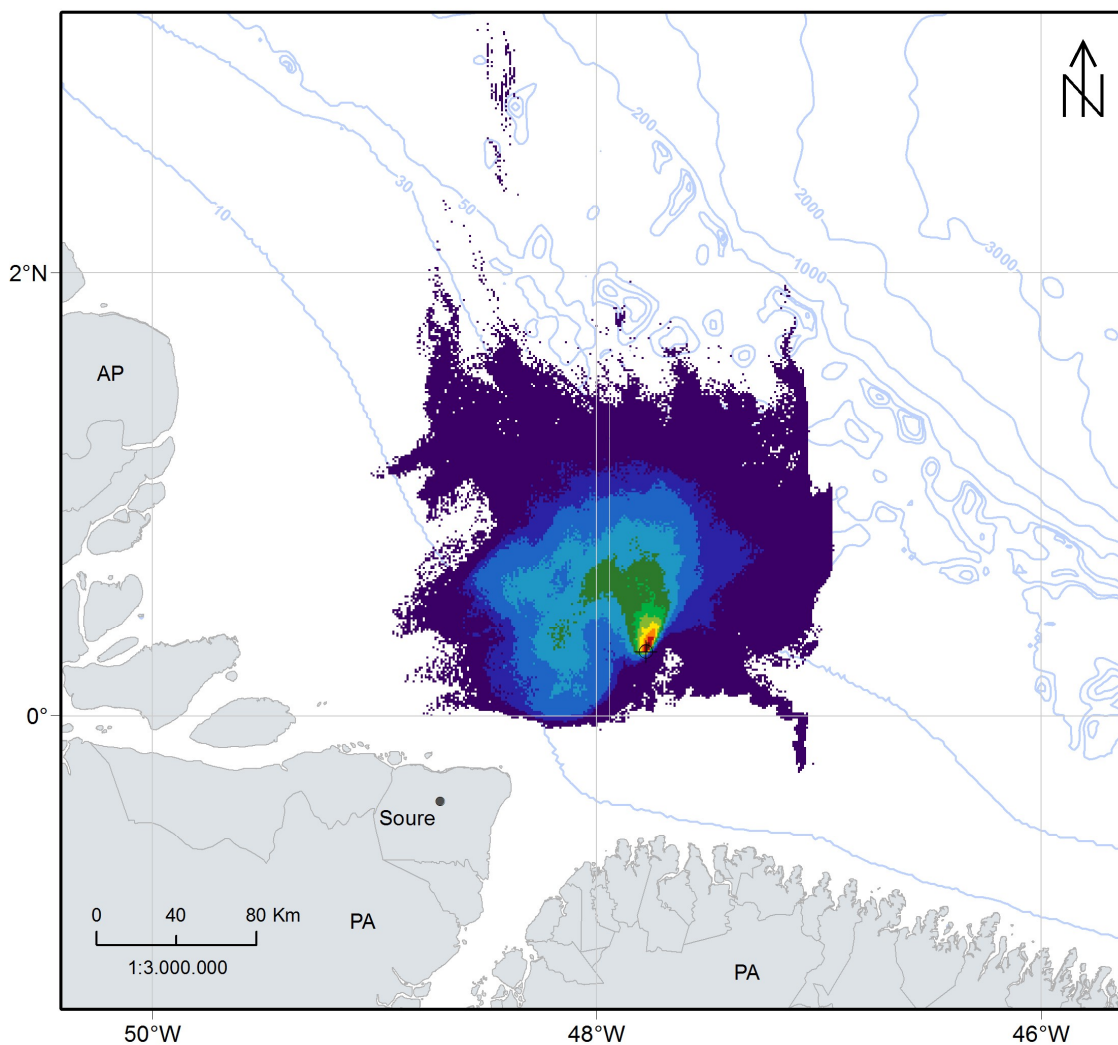
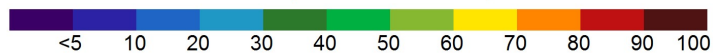


FIGURA II.12.4.1.7 – Probabilidade de presença de óleo em superfície e na coluna d'água para o CENÁRIO 7 (verão; volume: 900 m³ de óleo diesel; 30 dias de simulação).

MODO PROBABILÍSTICO

Bacia Foz do Amazonas | Cenário de Inverno

Volume: 900 m³

Probabilidade de Presença de Óleo na Superfície e Coluna d'Água (%)

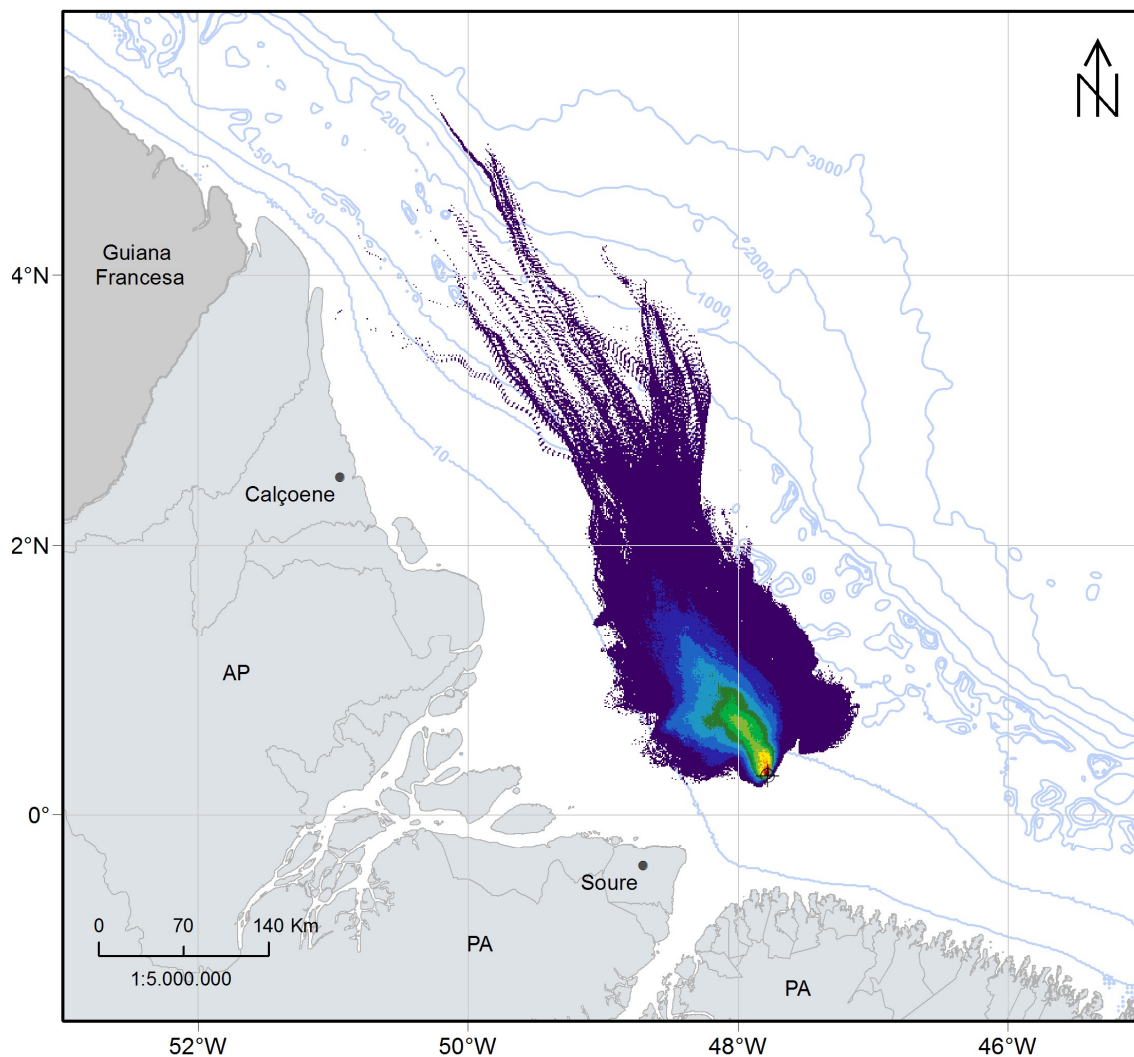
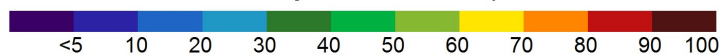


FIGURA II.12.4.1.8 – Probabilidade de presença de óleo em superfície e na coluna d'água para o CENÁRIO 8 (inverno; volume: 900 m³ de óleo diesel; 30 dias de simulação).

II.12.4.2. Análise de Vulnerabilidade e Identificação dos Componentes com Valor Ambiental

Os Componentes de Valor Ambiental (CVA) passíveis de serem atingidos, considerando os resultados da modelagem de óleo para os cenários de pior caso com origem na porção norte da Bacia Foz do Amazonas, foram identificados a partir das informações constantes na Análise de Vulnerabilidade e no Diagnóstico Ambiental que compõem o Estudo de Impacto Ambiental elaborado para a atividade de perfuração de petróleo.

Foram identificados, ao todo, oito componentes (sete comunidades biológicas e um ecossistema). Além disso, foi identificado um Subcomponente de Valor Ambiental, que representa uma área de concentração de cetáceos costeiros (boto-cinza e boto-vermelho) (**Figura II.12.4.2.1**). Como as modelagens realizadas não identificaram probabilidade de toque de óleo na costa brasileira, não foram considerados os ecossistemas litorâneos e nem os organismos exclusivamente costeiros.

Componentes		Subcomponentes	
Ecosistema	Recifes biogênicos		
Comunidades	Avifauna marinha		
	Recursos pesqueiros e pesca oceânicos		
	Recursos pesqueiros e pesca costeiros		
	Mamíferos marinhos - cetáceos	—————→	Boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) e boto-vermelho (<i>Inia geoffrensis</i>)
	Tartarugas marinhas	(tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva)	
	Tartaruga marinha	(tartaruga-verde)	
	Sirênios		

FIGURA II.12.4.2.1 – Componentes de Valor Ambiental identificados.

É válido destacar que apesar da área de estudo apresentar tanto tartarugas marinhas quanto tartarugas de água doce, as modelagens de óleo não apresentam probabilidade de toque na costa brasileira. Por isso, as espécies de água doce, que se restringem a ambientes costeiros, não serão consideradas um componente de valor ambiental e, portanto, apenas as marinhas serão aqui mencionadas. O mesmo ocorre com os mamíferos marinhos, representados no presente estudo por cetáceos, sirênios e mustelídeos. Os mustelídeos apresentam distribuição exclusivamente costeira (em estuários) e, por isso, não são esperados impactos diretos do óleo nesse grupo biológico.

Ressalta-se que foram considerados como componentes distintos os recursos pesqueiros oceânicos e recursos pesqueiros costeiros, buscando-se atender aos requerimentos dessa CGPEG/DILIC/IBAMA manifestados em pareceres técnicos já emitidos para Análises de Risco Ambiental desenvolvidas em outros processos. Tais requerimentos fundamentam-se nas diferenças entre os ciclos de vida e as taxas de crescimento das populações presentes nesses dois ambientes.

O mesmo se aplica às tartarugas marinhas, que foram divididas em dois componentes distintos, conforme solicitação dessa COEXP/CGMAC/DILIC/IBAMA. Foi, portanto, considerada como um componente a tartaruga-verde, haja vista a reconhecida relevância desta espécie na região, pela presença de rota migratória, além do componente que considerou as quatro demais espécies que ocorrem na região. Destaca-se que a única distinção está relacionada ao mapeamento já que o tempo de recuperação permanece o mesmo para ambos os componentes.

Após a definição dos componentes e subcomponentes relevantes para a presente análise, suas respectivas áreas de ocorrência foram delimitadas espacialmente utilizando-se, prioritariamente, informações acerca de áreas de concentração, reprodução, alimentação e rotas migratórias de espécies. Quando essas informações não estiveram disponíveis, utilizaram-se registros de ocorrência, sendo a abordagem, nesses casos, sempre a mais conservadora possível. Ressalta-se que foi considerado para fins de análise apenas o território nacional.

O mapeamento em questão foi feito a partir das informações constantes em referências científicas com alto grau de confiabilidade, sempre buscando o maior conservadorismo em caso de escassez de informações.

Uma vez identificados e mapeados os CVAs, definiu-se o tempo de recuperação para cada componente. Para a classificação do tempo de recuperação foi consultada bibliografia especializada sobre impactos de óleo em organismos e ecossistemas e tempos de recuperação, além dos guias da IPIECA. A sensibilidade dos componentes foi avaliada em função do seu tempo de recuperação.

Ressalta-se que estabelecer o tempo de recuperação de uma comunidade biológica em região tropical é extremamente difícil e subjetivo, uma vez que os estudos existentes sobre o assunto se limitam a poucas espécies (o que não reflete a comunidade como um todo), cuja maioria habita ambientes temperados (e.g. acidente com Exxon Valdez no Alaska).

Além disso, em muitos dos vazamentos de óleo relatados na literatura foram adotadas medidas mitigadoras que eventualmente vieram a acelerar ou em alguns casos retardar, o processo de recuperação observado. Dessa maneira, dificulta-se ainda mais o estabelecimento do tempo de recuperação para áreas atingidas que, de acordo com a metodologia proposta, não deve considerar tais interferências.

- **Componentes (CVAs) e Subcomponentes (SVA) de Valor Ambiental**

A seguir é apresentada uma breve consideração em relação a cada CVA identificado, seguida dos respectivos resultados obtidos referentes ao mapeamento e ao tempo de recuperação estimado para cada um deles.

• CVA Recursos Pesqueiros Costeiros e CVA Recursos Pesqueiros Oceânicos

A. Introdução

A separação dos componentes Recursos Pesqueiros Costeiros e Recursos Pesqueiros Oceânicos será feita apenas através do mapeamento, uma vez que o valor de tempo de recuperação considerado para os dois componentes é o mesmo, ainda que se considere que este seja bastante conservador quando atribuído aos recursos pesqueiros oceânicos.

Isso se justifica uma vez que as referências encontradas sobre tempo de recuperação e impacto de óleo em recursos pesqueiros não fazem diferenciação espacial entre espécies costeiras e oceânicas (e.g. ITOFF, 2004; HJERMANN *et al.*, 2007; MOSBECH *et al.*, 2000; IPIECA, 2000; TEAL & HOWARTH, 1984). Soma-se a isso, ainda, o fato de a maior parte dos impactos identificados em recursos pesqueiros se referirem a acidentes que atingiram a região costeira, com os impactos em região oceânica sendo pouco avaliados, até pela dificuldade de se coletar dados nesse ambiente.

As espécies que habitam a região oceânica normalmente são capazes de evitar a contaminação física, já que nadam para longe da área contaminada, evitando, assim, efeitos em longo prazo nas populações locais (MOSBECH *et al.*, 2000). Segundo alguns autores (IPIECA, 2000; ITOFF, 2004) não existem evidências ou informações de um vazamento de óleo que tenha causado a morte de um número suficiente de peixes adultos ou estágios jovens em mar aberto a ponto de afetar significativamente as populações adultas. Isso ocorre principalmente porque em mar aberto as concentrações tóxicas são raramente alcançadas (MOSBECH *et al.*, 2000). No entanto, MASCARELLI (2010) afirma que os organismos oceânicos que foram expostos ao óleo quando larva ou embriões podem sofrer sérios danos. De fato, é possível que se passem muitos anos até que se entenda como a exposição ao óleo no início da vida irá afetar a população de peixes.

B. Mapeamento

Para realizar o mapeamento, considerou-se informações presentes no REVIZEE, segundo a qual os recursos tradicionalmente explorados na zona costeira estão distribuídos até cerca de 100 m de profundidade (MAGRO *et al.*, 2000). Assim, os recursos costeiros foram considerados aqueles que ocorrem a até 100 m de profundidade, e os oceânicos aqueles que ocorrem em profundidades maiores que 100 m, dentro dos limites do Brasil. As **Figuras II.12.4.2.2 e II.12.4.2.3** apresentam a localização dos recursos pesqueiros costeiros e as **Figuras II.12.4.2.4 e II.12.4.2.5** a localização dos recursos pesqueiros oceânicos, nas áreas com probabilidades de chegada de óleo no cenário de pior caso para o óleo cru e em caso de vazamento de óleo diesel após afundamento de uma embarcação, tanto no inverno como no verão.

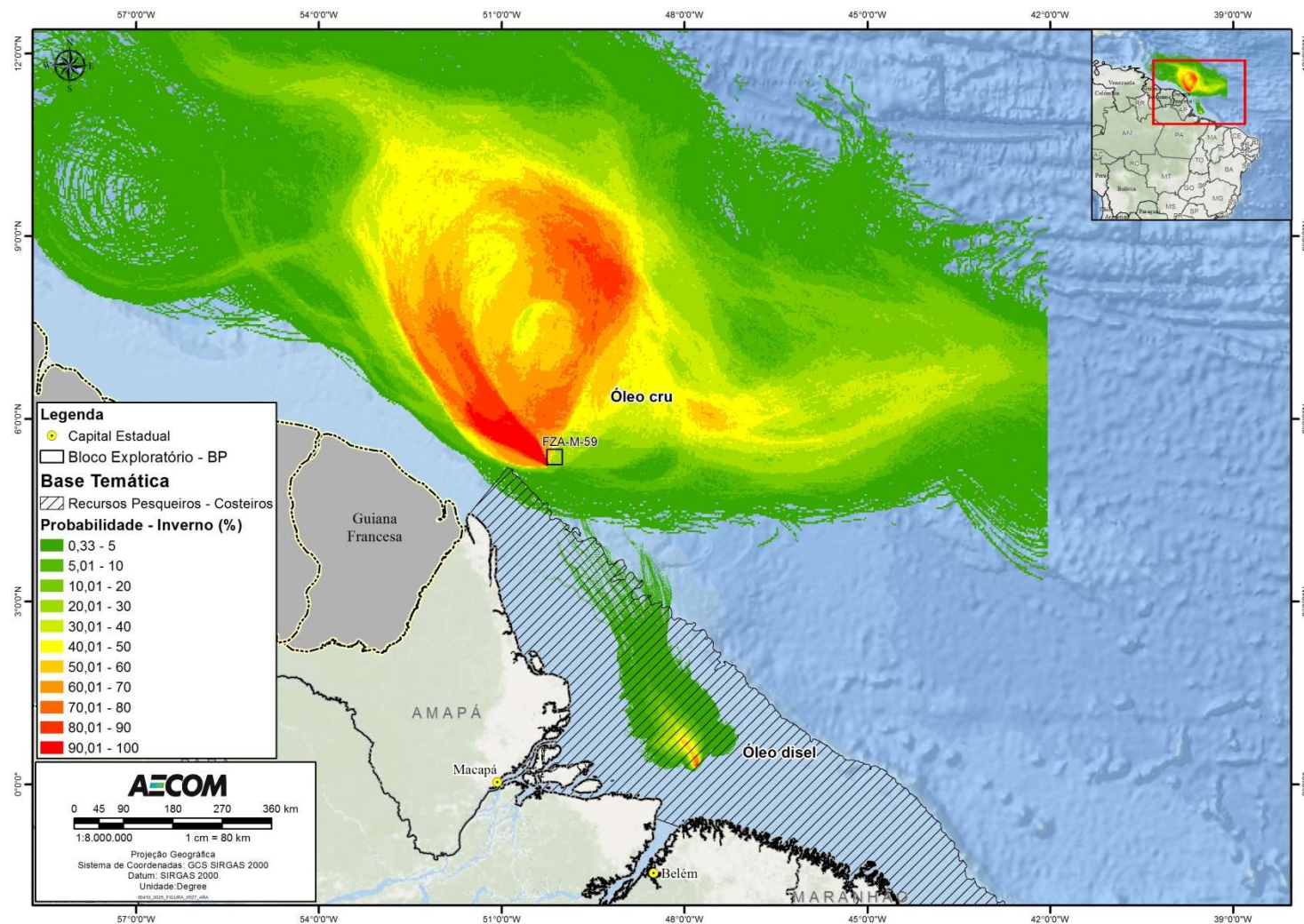


FIGURA II.12.4.2.2 – Área de ocorrência de recursos pesqueiros costeiros na área com probabilidades de chegada de óleo, no cenário de inverno, pior caso.

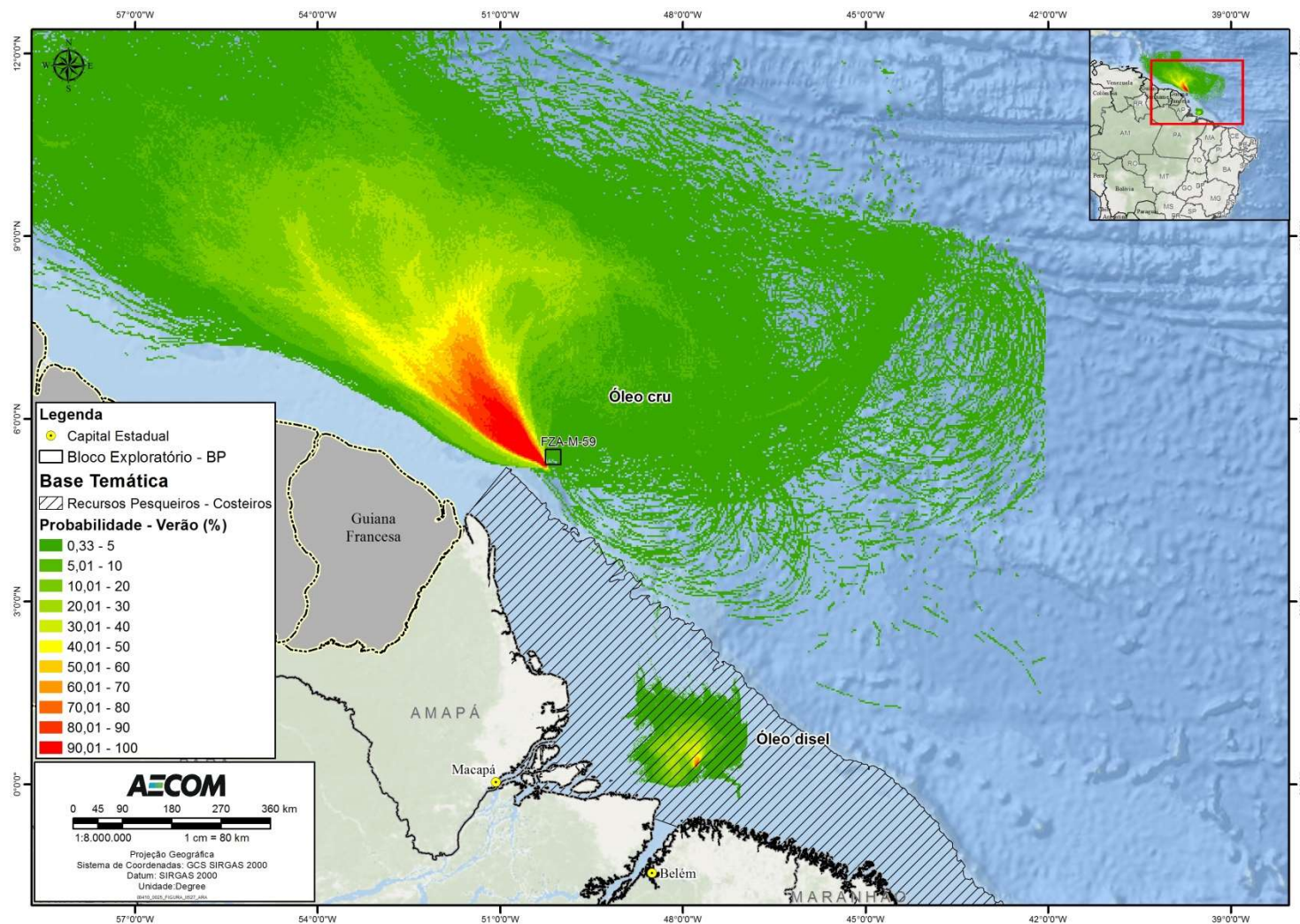


FIGURA II.12.4.2.3 – Área de ocorrência de recursos pesqueiros costeiros na área com probabilidades de chegada de óleo, no cenário de verão, pior caso.

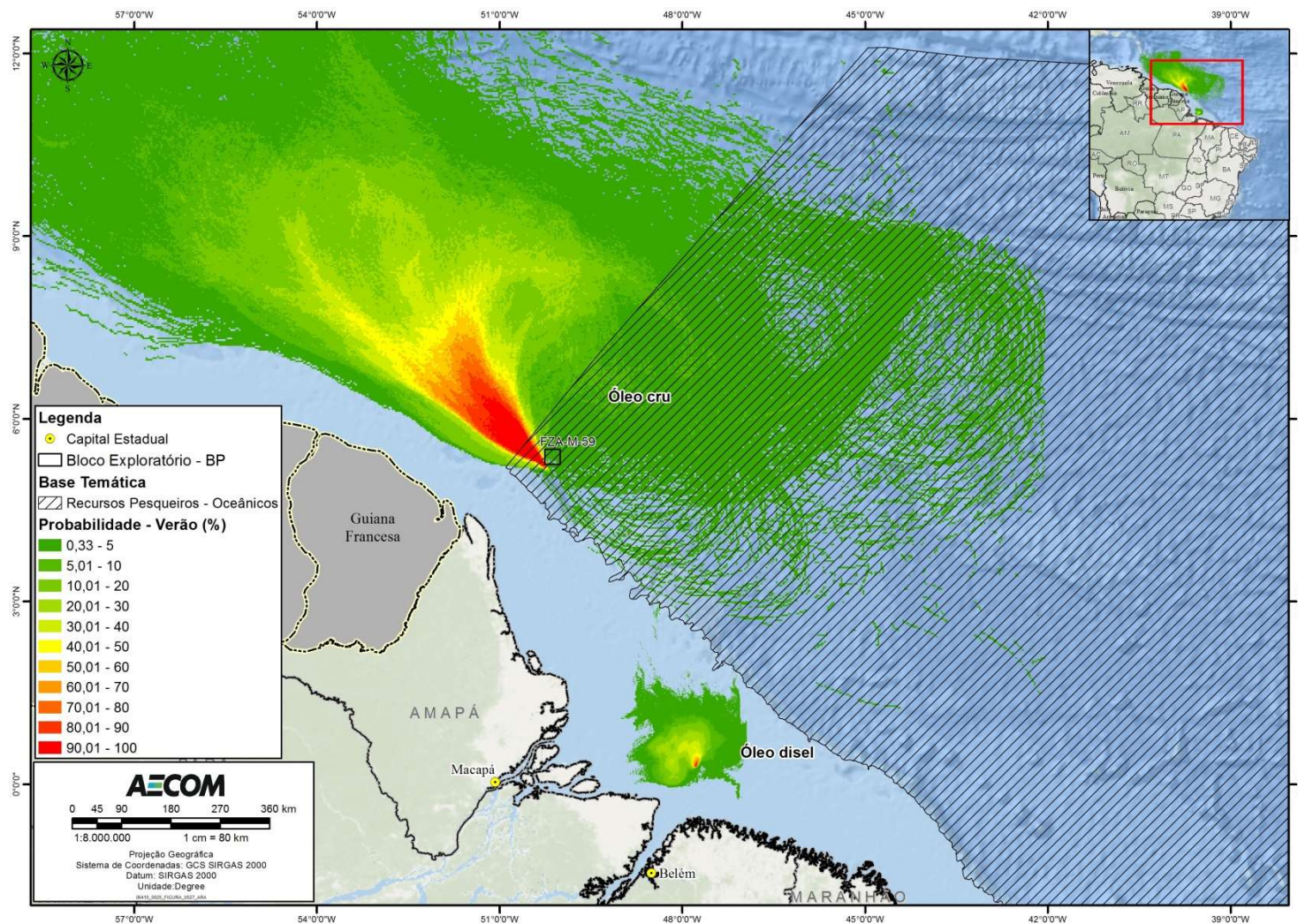


FIGURA II.12.4.2.5 – Área de ocorrência de recursos pesqueiros oceânicos na área com probabilidades de chegada de óleo, no cenário de verão, pior caso.

Os organismos considerados recursos pesqueiros são popularmente denominados como “frutos-do-mar” e, em função do ambiente em que ocorrem, são denominados pelágicos, bentônicos ou demersais. A maior parte das espécies comerciais como atuns, dourados e lulas é pelágica e vive em profundidades de até 200 m. As espécies bentônicas, por sua vez, são mais sedentárias, vivendo e se alimentando no substrato marinho e incluem peixes como raias, linguados e a maior parte dos crustáceos. Por fim, os organismos demersais são mais vágeis, vivendo e/ou se alimentando sobre ou próximo ao fundo (FROESE & PAULY, 1998 *apud* HAIMOIVICI & KLIPPEL, 1999; IPIECA, 2000).

C. Tempos de Recuperação

Os efeitos de um vazamento de óleo sobre os recursos pesqueiros em determinada área depende de vários fatores, sendo esses, em sua maioria, associados às condições ecológicas e oceanográficas no momento do acidente. A natureza e a extensão do vazamento, as condições meteorológicas e oceanográficas, a época do ano, o tipo de atividade de pesca e os inúmeros aspectos ecológicos, em conjunto, influenciam a extensão do impacto sobre esse grupo (ITOPF, 2004; HJERMANN *et al.*, 2007). Com isso, alguns acidentes podem impactar consideravelmente os recursos pesqueiros, enquanto outros podem ocasionar pequena ou nenhuma consequência.

Nenhum fator isolado é um parâmetro confiável para predizer ou mensurar o dano, sendo necessário um estudo cuidadoso do incidente para se chegar a conclusões corretas. Dessa forma, uma previsão precisa de tempo de recuperação se torna igualmente difícil (ITOPF, 2004).

Considerando-se a possibilidade de ocorrer um impacto sobre esse componente, assume-se que um vazamento pode impactar o recurso pesqueiro das seguintes maneiras:

- Afetando diretamente os organismos;
- Impactando indiretamente os organismos através de distúrbios nos ecossistemas.

As formas com que os recursos pesqueiros podem vir a ser impactados em caso de um derramamento significativo de óleo são detalhadas a seguir.

- **Efeitos diretos sobre os organismos**

- **Contaminação Física**

O óleo, dependendo da sua concentração e composição, pode causar inúmeros efeitos fisiológicos e histopatológicos nos animais (IPIECA, 2000; ITOPF, 2004). Os organismos podem incorporar os componentes do óleo em seus tecidos através da água, sedimento ou ingestão de presas contaminadas (EPA, 1999).

Os peixes, por sua vez, normalmente evitam a contaminação física, já que nadam para longe da área contaminada evitando, assim, efeitos em longo prazo nas populações locais. Em áreas costeiras onde o óleo pode ficar preso em baías e enseadas, concentrações tóxicas podem ser alcançadas, podendo causar efeitos letais nos peixes (MOSBECH *et al.*, 2000). Nesses locais, o dano potencial para os organismos é grande, particularmente nas espécies que possuem estoque restrito ou com limitadas áreas de desova (IPIECA, 2000). Ressalta-se, no entanto, que esse cenário não seria o esperado mesmo considerando-se os cenários de pior caso, uma vez que de acordo com as modelagens realizadas não há probabilidade do óleo chegar até a costa.

Os componentes do óleo também são improváveis de bioacumular em altas concentrações nos tecidos dos peixes, já que eles são capazes de metabolizar e excretar esses contaminantes (MOSBECH *et al.*, 2000). Entretanto, os efeitos diretos do óleo em bancos costeiros de moluscos é uma preocupação particular, já que os moluscos sésseis são incapazes de nadar para fora de águas poluídas. Nos acidentes Arrow e Amoco Cadiz, por exemplo, um número significativo de mexilhões foi morto (IPIECA, 2000). Ressalta-se, novamente, que para a atividade em questão, não há probabilidade de toque em área de ocorrência de bancos de moluscos na região.

Diminuições na taxa de sobrevivência dos ovos assim como mutações também são observadas como efeito da contaminação por óleo. Meses após o vazamento do Exxon Valdez no Alaska, ovos de salmão que foram expostos ao óleo apresentaram uma diminuição na taxa de sobrevivência em comparação com aqueles que não foram expostos ao óleo. Algumas mutações raras, como o crescimento de uma nadadeira a mais, também apareceram em uma pequena fração da população. Alguns desses efeitos diminuíram após cinco anos (MASCARELLI, 2010).

○ Alterações de comportamento

Em alguns casos, o comportamento de peixes pode ser alterado causando detrimento da pesca local. A pesca que depende do aparecimento sazonal do peixe, por exemplo, pode ser interrompida se o peixe alterar sua rota de migração como resultado de um derrame de óleo. Entretanto, esse impacto pode ser revertido uma vez que muitos peixes são territoriais e geralmente retornam para as áreas impactadas depois de retirado o óleo, podendo restabelecer territórios para alimentação e reprodução (IPIECA, 2000; MOSBECH *et al.*, 2000).

As lagostas e caranguejos, por sua vez, dependem largamente do sentido olfativo para realizar suas atividades, e a exposição ao óleo ou a seus derivados perturba essa percepção de odor. Alguns trabalhos demonstram que isso afeta o comportamento de caça dessas espécies, principalmente no que diz respeito à alimentação e à busca por parceiros em lagostas, e no comportamento de acasalamento em caranguejos. Entretanto, é difícil reproduzir um ambiente tão complexo em laboratório, e alguns estudos de exposição em curto prazo têm sido inconsistentes em termos de condições reais em que os organismos estão expostos durante um vazamento de óleo (IPIECA, 2000). Vale ressaltar que considerando os resultados de modelagem realizados, não existe risco de impactos decorrentes de vazamento de óleo nestes grupos.

○ Efeitos no plâncton

Os ovos e as larvas de peixe são geralmente mais sensíveis à poluição por óleo do que os peixes adultos (IPIECA, 2000; MOSBECH *et al.*, 2000). Embora os ovos e larvas possam sofrer mortalidade causada pela exposição a vazamentos de óleo, existem relativamente poucos casos reportados em que o óleo tenha conclusivamente impactado de forma significativa os estoques pesqueiros (HJERMANN *et al.*, 2007). Entretanto, isso não significa que os estoques pesqueiros não possam ser afetados por vazamentos de óleo. Os estoques podem estar em risco se o vazamento for muito grande, coincidir com períodos de desova ou se o óleo derivar para locais que apresentem espécies com desova restrita a poucas áreas ou em áreas fisicamente restritas (p. ex. baías) (IPIECA, 2000).

A maior preocupação é com os HAPs (hidrocarbonetos aromáticos policíclicos), componente do óleo o qual pode ter efeitos subletais em longo prazo naqueles organismos marinhos que tem o auge da época de desova

quando acontece um vazamento de óleo (MASCARELLI, 2010). HAPs podem prejudicar o crescimento dos peixes e desta forma organismos menores deixam de ser predados por peixes maiores como anchova ou atum para serem alvo de espécies menores que consomem peixes pequenos. Dessa forma, peixes de níveis mais elevados da cadeia trófica têm sua oferta de alimento reduzida acarretando ainda um impacto sobre a pesca. A exposição a esses componentes no início do ciclo de vida também pode levar à infertilidade e a uma série de problemas de desenvolvimento (MASCARELLI, 2010).

Após o acidente com o navio Arco Merchant, em 1976, por exemplo, foram reportados efeitos diretos no ictioplâncton, incluindo a morte de um número mensurável de larvas nas proximidades do vazamento. Entretanto, por causa do grande número de ovos e larvas que são produzidos anualmente e por muitas espécies possuírem extensas áreas de desova, não foram encontrados efeitos no número da subsequente população de adultos (IPIECA, 2000).

Segundo TEAL & HOWARTH (1984), sem um estudo intensivo e bem desenvolvido, ninguém saberia ou seria capaz de dar um bom palpite quanto à existência de uma conexão entre o dano causado pela poluição por óleo e o fracasso no recrutamento posterior. Com isso, não é possível definir se as taxas de recrutamento não são simplesmente um fenômeno natural, ou seja, outro ano no qual o recrutamento foi sem sucesso.

Como a área de estudo está inserida na região tropical, onde a produtividade primária e as taxas de degradação são altas, os ecossistemas são relativamente complexos e os estoques pesqueiros frequentemente desovam por um longo período anual ou durante o ano todo, espera-se que os impactos sobre o ictioplâncton sejam significativamente reduzidos e, portanto, seu tempo de recuperação também.

○ Efeitos na pesca

Acidentes com vazamentos de óleo podem resultar em perdas na atividade pesqueira, uma vez que os pescadores não podem ou não querem pescar devido ao risco de incrustação do óleo nos barcos ou nos artefatos de pesca. Essa contaminação pode, também, acabar sendo transferida para o pescado. No caso de toque de óleo na região litorânea e nerítica, o que não é o caso em questão para o presente empreendimento, a mariscagem também é prejudicada, pois a prática corrente de coleta manual não dá conta de localizar e remover espécies com óleo (ITOPF, 2004).

Em situações de vazamento frequentemente são criadas zonas de exclusão, dentro das quais os pescadores são proibidos de pescar até que suas espécies-alvo sejam declaradas como livres de contaminação. A depender da localização e da extensão da região afetada, pode haver perda financeira, ainda que temporária, para o pescador. (IPIECA, 2000).

Alguns artefatos de pesca são mais sensíveis que outros à contaminação por óleo. A **Tabela II.12.4.2.1** apresenta alguns dos principais artefatos de pesca utilizados na região de estudo e sua sensibilidade ao encalhe e/ou ao óleo.

TABELA II.12.4.2.1 – Sensibilidade dos artefatos de pesca a danos causados por encalhe ou contaminação por óleo.

Tipo de artefato de pesca	Sensibilidade
Currais, fuzarca, cacuri, manzuás, covos, gaiolas e pesqueiros	Alta
Tarrafa, rede de emalhe	Moderada
Arrasto de praia	Moderada/baixa
Linha de mão, espinhel	Baixa
Arrasto de fundo	Baixa

Fonte: IPIECA (2000b); ITOPF (2004).

Conforme observado na Tabela acima, equipamentos que flutuam e se estendem pela superfície do mar, como tarrafas e armadilhas, são mais suscetíveis à contaminação pelo óleo, enquanto que as linhas e o arrasto de fundo são geralmente menos sensíveis, desde que não sejam levantados até a superfície do mar suja com óleo, ou afetadas por óleo submerso.

Esse tipo de impacto normalmente é temporário, com os pescadores voltando à sua atividade normal após o óleo ter sido removido das embarcações, artefatos de pesca e/ou do mar.

Vela ressaltar que, segundo os estudos de modelagem realizados, a área com probabilidade de toque de óleo fica além da área onde se observa pesca artesanal na região e, portanto, no caso de um vazamento decorrente do desenvolvimento da atividade, não existe expectativa de que petrechos como os acima mencionados sofram qualquer dano.

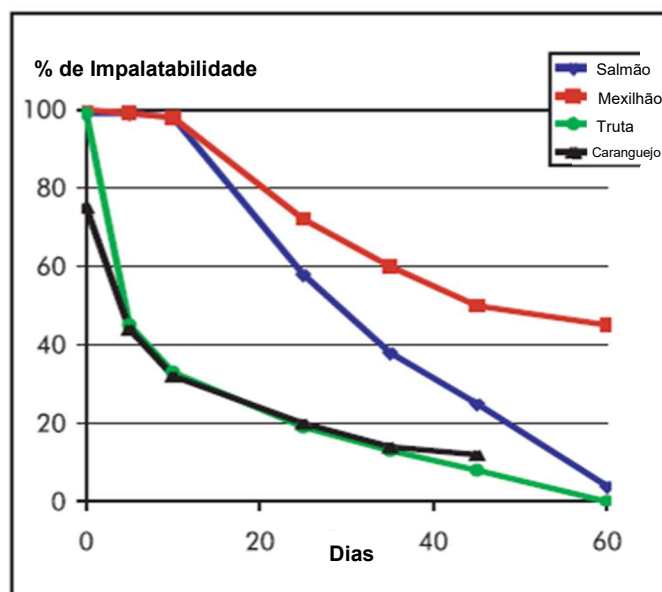
○ Impalatabilidade (*taint*)

A contaminação dos recursos pesqueiros por substâncias derivadas do óleo pode, geralmente, ser detectada por um odor e sabor característicos do petróleo. Com isso, peixes, crustáceos e moluscos tornam-se impalatáveis e impróprios para a venda (ITOPF, 2004). A concentração que pode causar a impalatabilidade e a persistência do fenômeno, varia de acordo com o tipo de óleo, com a espécie impactada, com a extensão da exposição, com as condições hidrográficas e de temperatura (IPIECA, 2000; ITOPF, 2004).

Os consumidores podem rapidamente perder a confiança nos produtos como resultado de uma simples suspeita, ou real contaminação do pescado que chega aos mercados (ITOPF, 2004).

Os peixes podem adquirir tais substâncias através da água ou do sedimento via absorção através das brânquias e da pele ou, ainda, se alimentando de presas contaminadas. As espécies comerciais também podem se contaminar externamente através do contato com petrechos de pesca contaminados e se o óleo atingir o sedimento, espécies bentônicas de fundo lamoso, como a lagosta, correm um risco particular de se tornarem impalatáveis, porque sedimentos finos podem absorver e reter maiores quantidades de óleo (IPIECA, 2000).

A escala temporal para a perda da impalatabilidade (uma vez que a fonte de contaminação tenha sido removida) é relativamente curta e vai de dias a meses, dependendo do tempo de exposição, da espécie, da temperatura, de padrões de alimentação, entre outros fatores (IPIECA, 2000). A **Figura II.12.4.2.6** apresenta a taxa de depuração (perda da impalatabilidade) para salmão, mexilhão, truta e caranguejo após uma exposição experimental a óleo cru.



Fonte: ITOPF (2004)

FIGURA II.12.4.2.6 – Taxa de depuração de recursos pesqueiros após contaminação por óleo.

O gráfico acima mostra que a maioria das espécies torna-se novamente palatável em cerca de 60 dias. Ressalta-se que os moluscos sésseis tendem a permanecer mais tempo impalatáveis, uma vez que não podem se afastar da fonte de contaminação. Entretanto, tão logo a fonte seja removida eles podem iniciar seu processo de recuperação.

É importante ressaltar que o alimento se torna impalatável mesmo em níveis muito baixos de contaminação, trazendo uma margem de segurança em termos de saúde pública. Ou seja, no contexto de contaminação por óleo, se um recurso pesqueiro está palatável, então é seguro comê-lo (ITOPF, 2004).

Após o acidente com o petroleiro Braer, em 1993, na região próxima ao litoral da Nova Escócia (Canadá), os níveis de contaminação nos peixes coletados da zona de exclusão decaíram rapidamente e, três meses após o vazamento, a proibição da pesca foi retirada. Entretanto, um ano após o acidente ainda existiam áreas com níveis elevados de óleo no sedimento. Algumas espécies de moluscos, que estão mais expostas ao óleo no sedimento que os peixes ainda tinham níveis baixos de contaminação presente. A captura dessas espécies permaneceu proibida (MOSBECH *et al.*, 2000).

C1. Estudos de Caso

A Tabela II.12.4.2.2 apresenta alguns exemplos de acidentes com vazamento de óleo e os efeitos reportados para a pesca e os recursos pesqueiros.

TABELA II.12.4.2.2 – Vazamentos de óleo e seus efeitos sobre a pesca e os recursos pesqueiros.

Vazamento	Efeitos reportados
1969: Blowout do poço Santa Barbara, Califórnia- EUA. Volume do óleo derramado: 4.500 a 10.500 toneladas de óleo cru.	Efeitos negativos em curto prazo na abundância do bonito e da cavala. Sem efeitos em longo prazo na abundância das espécies pelágicas estudadas.
1976: Argo Merchant, Estados Unidos. Volume do óleo derramado: 28.000 toneladas de petróleo venezuelano.	Mortandade de ovos de peixes e redução da densidade de larvas, porém os estoques de peixes estudados entre 1975-1977 não mostraram grandes impactos. O vazamento não ocorreu durante o pico da época de desova. Ocasionalmente foram observados exemplares de peixes e mariscos contaminados.
1977: Tsesis, Mar Báltico, Suécia. Volume do óleo derramado: 1.000 toneladas de óleo combustível médio.	Um mês após o vazamento, arenques foram pescados normalmente nas áreas impactadas pelo óleo. Não foi detectada contaminação nos tecidos. Alguns efeitos na desova foram reportados na primavera seguinte, mas esses podem ter outras causas que não o derrame. Após o desastre, foi observado um aumento na mortandade de ovos e larvas de peixes. Apesar de não ter sido observado significativa mortandade de peixes comerciais, a frequência de desovas diminuiu. Os mariscos apresentaram níveis notáveis de contaminação.
1977: Ekofish 'Bravo blowout', Mar do Norte. Volume do óleo derramado: 9.000 a 13.000 toneladas de óleo cru.	Peixes capturados por arrasto de fundo foram analisados para a presença de hidrocarbonetos. Houve evidências de contaminação em peixes duas semanas após a explosão, mas somente em quantidades reduzidas.
1978: Amoco Cadiz. N. Brittany (Bretanha). Volume do óleo derramado: 223.000 toneladas de petróleo do Irã e da Arábia e 4.000 toneladas de combustível.	Muitas toneladas de peixes foram mortos. Cardumes de um ano de solha, linguado e tainha desapareceram das zonas mais afetadas e demonstraram redução de crescimento, fecundidade e recrutamento. A reprodução e o crescimento de peixes de fundo em baías impactadas e anormalidades histopatológicas ficaram evidentes na região anos depois. Duas semanas após o acidente, milhões de moluscos, ouriços-do-mar e outras espécies bentônicas mortas foram encontrados nas praias. Equinodermos e pequenos crustáceos quase desapareceram completamente de algumas áreas, mas a população de muitas espécies se recuperou dentro de um ano. O cultivo de ostra foi seriamente afetado e estima-se que 9.000 toneladas foram destruídas por causa da contaminação ou como medida de segurança.
1979: Betelgeuse, Bantry Bay, Irlanda. Volume do óleo derramado: Óleo leve cru árabe – explosão pós-vazamento de 18 meses.	O badejo e a espadilha desovaram normalmente na primavera. Não houve efeitos adversos sérios nos ovos e larvas das espécies comerciais detectadas. Nenhuma redução aparente no processo de reprodução das vieiras em 1979.
1980: Bahrain. Volume do óleo derramado: Estima-se que 3.300 toneladas chegaram a costa.	Inicialmente, alguns indivíduos mortos de garoupas, xereletes e sardinhas, não houve mortalidade massiva.
1983: Castillo de Bellver, África do Sul. Volume do óleo derramado: 160.000 a 190.000 toneladas de óleo cru.	O vazamento se manteve na região oceânica. Impacto aparentemente pequeno nos estoques. Ocorrência e abundância normais de ovos e larvas. O vazamento ocorreu antes da principal temporada de desova.

Vazamento	Efeitos reportados
1991: Guerra do Golfo, Golfo Pérsico. Volume do óleo derramado: 700.000 a 900.000 toneladas de óleo cru.	Entre 1991-92, os estoques de camarão mostraram um declínio de 25% na biomassa em relação aos níveis pré-guerra. As causas exatas não foram estudadas.
1989: Exxon Valdez, Alasca, EUA. Volume do óleo derramado: 37.000 toneladas de petróleo.	Após o vazamento "Exxon Valdez", em uma comparação entre peixes de áreas contaminadas e não contaminadas, foi demonstrada que as taxas de prevalência e de intensidade do parasitismo foram significativamente mais altas em grupos expostos ao óleo. Houve esforços especiais para proteger a pesca. Alguns cientistas contestam a evidência de dano em longo prazo para a fauna e as populações de peixes locais.
1993: Braer, Nova Escócia, Canadá. Volume do óleo derramado: 84.700 toneladas de petróleo, além de até 1.500 toneladas de combustível.	Uma grande variedade de peixes, crustáceos e moluscos presentes em uma área bem grande contaminou-se com óleo, resultando na imposição de uma Zona de Exclusão de Pesca. O salmão cultivado em gaiolas em águas superficiais não conseguiu escapar da contaminação. Após seis anos, realizaram-se novas análises e percebeu-se que os organismos estavam livres de contaminação. Os efeitos do óleo foram localizados e foram encontrados somente impactos temporários sobre os animais. Considerando o tamanho do derramamento, os impactos ambientais foram surpreendentemente limitados.
1970: Arrow, Baía Chedabucto, Canadá. Cerca de 11.000 toneladas de petróleo.	Registros mostraram contaminação em tecidos de moluscos e crustáceos, além da diminuição de seu crescimento e estoque. Estudos concluíram que as lagostas atingidas não afetariam o consumo humano, porém, o mesmo foi proibido. Além disso, análises indicaram a presença de óleo no aparelho digestivo e nos órgãos das vieiras.
1997: Navio Russo Nakhodka Cerca de 6.500 toneladas de petróleo.	Moluscos impactados pelo óleo foram monitorados após três anos do vazamento, de modo a avaliar a presença de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Resultados mostraram que os compostos foram eliminados rapidamente e após 3 anos os moluscos foram classificados como recuperados.
2010: Deep Water Horizon, Golfo do México, Estados Unidos. Cerca de 4,9 milhões de barris de petróleo	O vazamento durou 87 dias e causou a morte e contaminação de milhares organismos e efeitos crônicos que possivelmente poderão ser identificados a longo prazo. Mais de 20 milhões de hectares no Golfo do México tiveram a pesca temporariamente proibida.

Modificado de: IPIECA (2000b); ITOPF (2010a); MOSBECH *et al.* (2000); TEAL & HOWARTH (1984); KOYAMA *et al.*, 2004; BARRON, 2012.

Alguns estudos realizados abordaram especificamente o tempo de recuperação para os principais acidentes. Dentre eles podemos citar o trabalho realizado por MARTÍNE-GOMEZ *et al.* (2009) após o acidente com o navio-tanque Prestige, no litoral da Espanha, em 2002. Os autores buscaram determinar, através da análise de biomarcadores, se duas espécies de peixes demersais (*Lepidorhombus boscai* e *Callionymus lyra*) tinham tido alguma resposta à exposição por hidrocarbonetos nos anos seguintes ao acidente. Os resultados mostraram uma diminuição significativa na contaminação, sendo que três anos após o vazamento, as espécies tinham recuperado seus valores metabólicos normais.

Outro estudo que pode ser citado é o realizado por FALL & FIELD (1993) após o acidente com o petroleiro Exxon Valdez, no litoral do Alasca, em 1989. Os autores estudaram as consequências do acidente na atividade pesqueira, e notaram que a pesca de subsistência caiu 77% em 10 das 15 comunidades estudadas, em

comparação com as médias registradas antes do acidente. Isso ocorreu principalmente por causa da incerteza dos moradores sobre a segurança do consumo de alimentos. O estudo foi realizado por três anos e foram analisados, também, tecidos de invertebrados e peixes quanto à concentração de hidrocarbonetos. Os resultados indicaram que os peixes de todas as áreas eram seguros para alimentação, mas que os invertebrados da zona entremarés de algumas áreas específicas não deviam ser consumidos. Ao final dos três anos de estudo, o nível de coleta para subsistência apresentou recuperação em algumas comunidades, mas ainda assim ficou abaixo das médias observadas antes do vazamento.

SOTO et al. (1981) apud TUNNELL (2011) documentaram que dois anos após o vazamento de Ixtoc no Golfo do México, os camarões já haviam retomado às características anteriores ao vazamento, indicando sua recuperação. Os autores sugerem que este grupo pode se recuperar em um ano ou no máximo dois, devido ao seu ciclo de vida anual. ROOKER et al. (2013), por sua vez, avaliaram as larvas de quatro espécies de peixes mais abundantes no Golfo do México e puderam perceber uma redução larval numérica no ano do acidente com vazamento de óleo da sonda Deespwater Horizon, o que pode ter sido gerado pela mudança na distribuição dos adultos.

KUBACH *et al.* (2011) avaliaram grupos de peixes ribeirinhos após um rompimento de um oleoduto *onshore*, no sul da Califórnia, Estados Unidos. O monitoramento ocorreu durante 9 anos após o vazamento de óleo diesel. Inicialmente as diferenças entre as áreas contaminadas e as áreas de controle eram muito grandes, porém, com o tempo foram diminuindo, até chegar à similaridade máxima, que indicava uma recuperação das comunidades de peixes quatro anos após o vazamento. Os autores perceberam ainda que os peixes presentes em sítios mais contaminados se recuperaram ainda mais rápido do que aqueles em locais menos atingidos, pois estavam próximos a locais não impactados, o que acelerou sua recuperação. Apesar das condições avaliadas neste estudo (*onshore*, peixes de rios, correntes, capacidade de resiliência) serem bem distintas daquelas encontradas nas atividades da BP, as informações servem para enriquecer o estudo e auxiliar a definição do tempo de recuperação para os recursos pesqueiros.

Apesar dos dados encontrados, poucas referências abordam os efeitos crônicos do óleo sobre os organismos e ecossistemas de maneira geral (TUNNELL, 2011). Porém, se sabe que alguns organismos se tornam tolerantes à exposição crônica ao óleo, como é o caso do caranguejo azul no Golfo do México (TUNNELL, 2011).

C.2. Conclusão

Assim, os recursos pesqueiros podem ser afetados diretamente por um vazamento de óleo ou indiretamente através dos ecossistemas que os suportam. Entretanto, existe uma grande dificuldade em separar o processo natural do induzido pelo vazamento de óleo na instabilidade das populações, e não existe evidência de que algum vazamento de óleo tenha matado um número suficiente de recursos pesqueiros em mar aberto, a ponto de afetar a população adulta. O impacto potencial é mais significativo em áreas costeiras com águas abrigadas, particularmente para espécies com áreas de reprodução restritas. Porém, ressalta-se que esse não é o caso da presente atividade, uma vez que mesmo para os cenários de pior caso, as modelagens não apresentaram probabilidade de toque de óleo na costa ou próximo a ela.

Com base nas informações e estudos de tempo de recuperação apresentados acima, considerou-se que o tempo de recuperação para esses componentes na região está entre 1 e 3 anos.

Todavia, em atendimento ao Parecer Técnico nº 176/2018-COEXP/CGMAC/DILIC, o tempo de recuperação do CVA Recursos Pesqueiros Costeiros e Oceânicos foi alterado, conservadoramente, para 30 anos, ainda que as referências indicadas no parecer não tenham sido consideradas aplicáveis pela operadora. A Petrobras ratifica os comentários apresentados pela BP em resposta ao parecer técnico, porém mantém nessa revisão o tempo de recuperação de 30 anos.

- **CVA tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva e CVA tartaruga-verde**

A. Introdução

Poucas informações acerca das tartarugas marinhas na área de estudo estão disponíveis na bibliografia científica. De acordo com TAMAR (1999), a região norte do Brasil, desde o estado do Rio Grande do Norte até o Amapá, é uma imensa área de ocorrência de tartarugas marinhas sobre a qual se tem pouco conhecimento. Ressalta-se, ainda, que os poucos registros que se tem conhecimento na região Norte referem-se à captura accidental relacionada às artes de pesca. Porém tais registros dão conta de identificar a ocorrência das cinco espécies existentes no Brasil (ALMEIDA *et al.*, 2011a; ALMEIDA *et al.*, 2011b; CASTILHOS *et al.*, 2011; MARCOVALDI *et al.*, 2011; SANTOS *et al.*, 2011).

Todas as espécies presentes na região de estudo são consideradas ameaçadas de extinção mundialmente pela União Internacional para a Conservação da Natureza - IUCN (IUCN, 2014), bem como nacionalmente pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2014). A **Tabela II.12.4.2.3** apresenta as espécies encontradas no litoral da área de estudo e seu *status* de conservação.

TABELA II.12.4.2.3 – Lista de espécies de tartarugas marinhas encontradas na área de estudo.

Família	Espécie	Nome Comum	MMA (2014)	IUCN (2017)
Cheloniidae	<i>Caretta caretta</i>	Tartaruga-cabeçuda	EN	VU*
	<i>Chelonia mydas</i>	Tartaruga-verde	VU	EN
	<i>Eretmochelys imbricata</i>	Tartaruga-de-pente	CR	CR
	<i>Lepidochelys olivacea</i>	Tartaruga-oliva	EN	VU
Dermochelyidae	<i>Dermochelys coriacea</i>	Tartaruga-de-couro	CR	VU**

*A subpopulação de tartaruga-cabeçuda da costa brasileira é classificada como LC.

**A subpopulação de tartaruga-de-couro da costa brasileira é considerada CR.

Fonte: MMA (2014) e IUCN (2014).

Categorias segundo MMA (2014) e IUCN (2014):

LC – Pouco Preocupante

EN - Em perigo – Risco muito alto de extinção na natureza.

VU - Vulnerável - Risco alto de extinção na natureza.

CR – Criticamente em perigo - Quando um táxon é considerado como enfrentando um risco extremamente alto de extinção na natureza.

A maior parte das tartarugas marinhas atinge a maturidade sexual entre os 20 e 30 anos, embora espécies como a tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*) alcancem a maturidade entre 11 e 16 anos. A partir daí, passam a viver em áreas de alimentação, de onde saem apenas na época da reprodutiva, quando migram para as praias na qual nasceram. Estima-se que, de cada mil filhotes, apenas um ou dois atingem a idade adulta, sendo que a maioria acaba por servir de alimento para crustáceos, aves e peixes. O acasalamento ocorre no oceano, em águas profundas ou costeiras, muitas vezes próximo às áreas de desova (PROJETO TAMAR, 2014).

A região da bacia da Foz do Amazonas representa uma rota singular de migração da tartaruga-verde (BAUDOUIN *et al.*, 2015; CHAMBAULT *et al.*, 2015). Segundo SEMINOFF *et al.* (2002) e WALLACE *et al.* (2010) *apud* BAUDOUIN *et al.* (2015), esta espécie apresenta importantes locais de nidificação no nordeste da América do Sul, incluindo países como a Guiana Francesa e o Suriname.

Buscando aumentar o conhecimento sobre a rota de migração das tartarugas-verde, BAUDOUIN *et al.* (2015) realizaram um experimento de marcação satelital com o objetivo de obter informações sobre os padrões de deslocamento de indivíduos de tartaruga-verde que nidificam na fronteira entre Guiana Francesa e o Suriname e se alimentam na costa do Brasil. Neste estudo, 16 espécimes de tartarugas-verde foram marcados e monitorados através de GPS. Destas, 13 migraram após o período de desova (abril, maio e junho) alcançando o estado do Ceará, no Brasil, onde permaneceram por pelo menos um mês, entre os meses de junho e outubro. Um único indivíduo prosseguiu alcançando o litoral de Natal e Recife (700 km depois) e outros dois perderam o sinal do GPS e, provavelmente, devem ter sido capturados por pescadores (BAUDOUIN *et al.*, 2015).

BAUDOUIN *et al.* (2015) ressaltam que os 13 espécimes que migraram, seguiram uma rota similar ao longo dessa trajetória, próximo à costa, entre 10 e 15 km, exceto ao cruzarem a pluma do Rio Amazonas que, segundo os autores, empurrou os indivíduos para distâncias que variaram de 30 a 200 km da costa. Ao longo da migração, os indivíduos realizaram algumas paradas, indicando possíveis áreas de descanso ou alimentação (ainda não confirmadas cientificamente). Os autores identificaram seis principais pontos de parada: (1) ao longo da costa da Guiana; (2) no estuário do Rio Oiapoque (AP); (3) antes da região da Foz do Amazonas (canal do Varador de Maracá, no município do Amapá); (4) logo após a Foz do Amazonas; (5) na costa do estado do Maranhão; e (6) na região costeira entre os estados do Piauí e Ceará. Apenas quatro espécimes seguiram a rota direto, sem parar (BAUDOUIN *et al.*, 2015).

Estes mesmos autores destacam, ainda, o estuário do Rio Oiapoque e uma localidade antes do delta amazônico (canal do Varador de Maracá), no município do Amapá, como áreas de particular interesse ao longo do corredor migratório, devido ao elevado tempo de permanência de alguns indivíduos nesses locais durante a trajetória (BAUDOUIN *et al.*, 2015).

É de grande importância destacar, entretanto, que as áreas utilizadas como rota pelas 13 tartarugas que realizaram migração, estão fora da área com probabilidade de presença de óleo cru da BP, como é possível verificar nas **Figuras II.12.4.2.7 e II.12.4.2.8**. A probabilidade de presença de óleo na rota migratória de tartaruga-verde está relacionada apenas ao óleo diesel no cenário de afundamento da embarcação de apoio

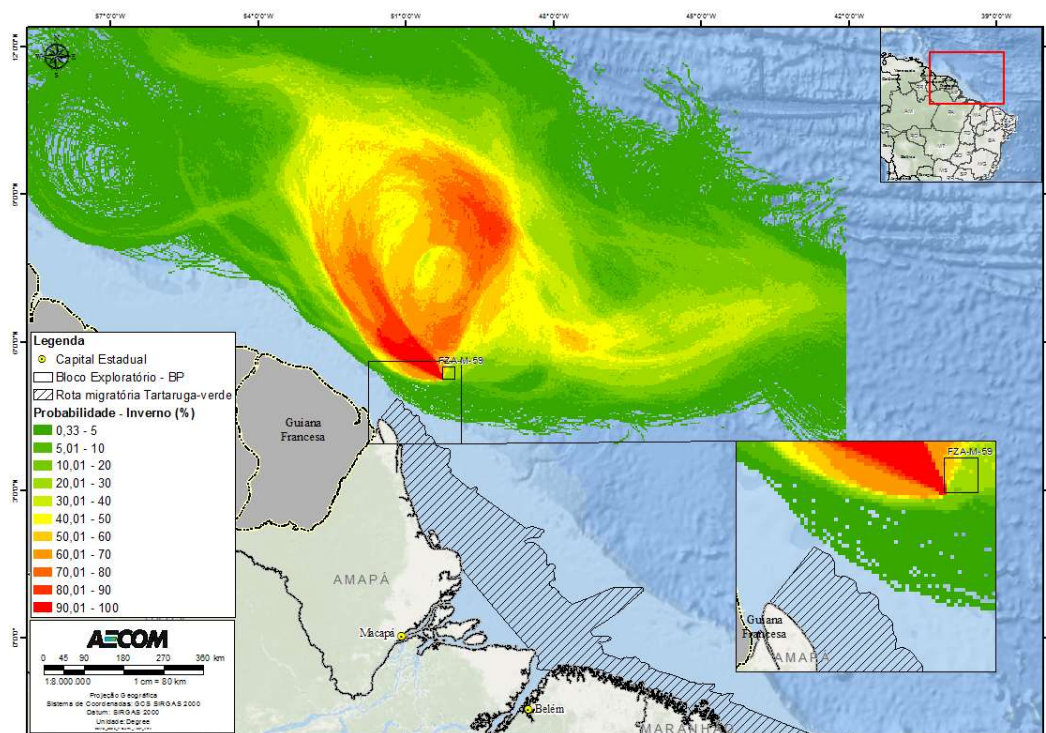


FIGURA II.12.4.2.7 – Rota migratória da tartaruga-verde na área com probabilidades de chegada de óleo cru, no cenário de inverno, pior caso.

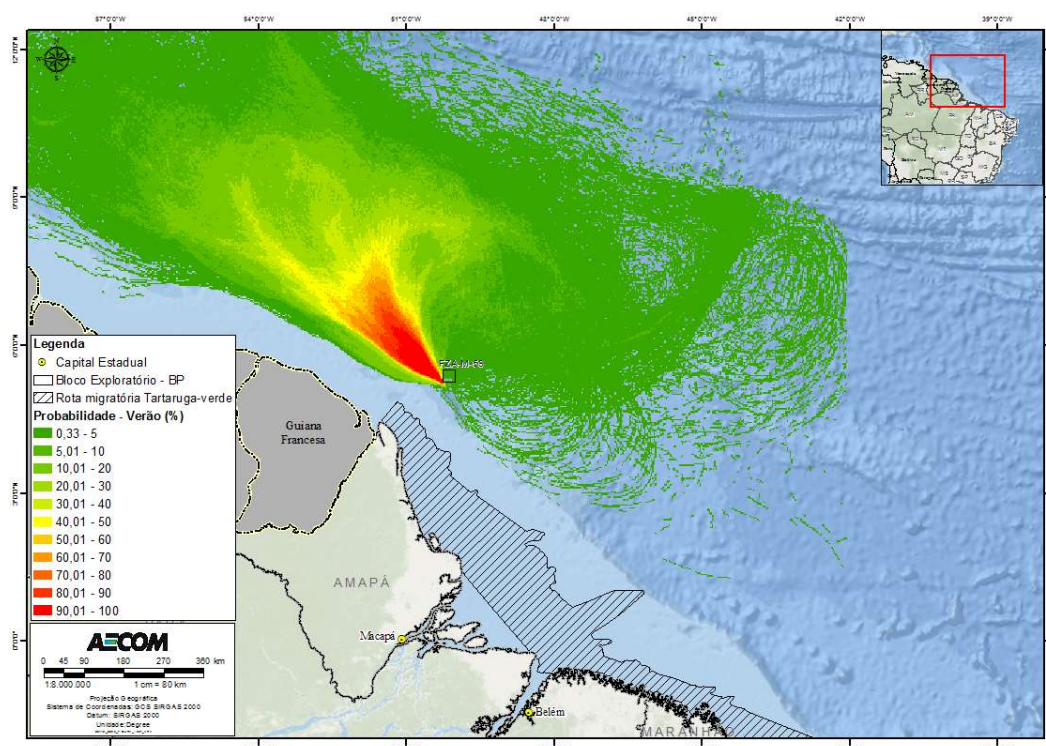


FIGURA II.12.4.2.8 – Rota migratória da tartaruga-verde na área com probabilidades de chegada de óleo cru, no cenário de verão, pior caso.

Além da tartaruga-verde que utiliza a bacia da Foz do Amazonas como rota migratória, é importante destacar, apesar de essas regiões não se inserirem no âmbito do presente processo de licenciamento e das modelagens não indicarem probabilidade de toque de óleo, que as áreas costeiras da Guiana Francesa e do Suriname, além de apresentarem sítios de nidificação de tartaruga-verde, estão entre os lugares mais relevantes para desova da tartaruga-de-couro de todo o planeta (SPOTILA & TOMILLO, 2015). Corroborando com essa informação, GIRONDOT & FRETEY (1996) descreveram a praia de Ya:Lima:Po, na Guiana Francesa como o local de maior concentração de desovas de tartaruga-de-couro do mundo, com números de ninhos que variam de 10.000 até 50.000 por ano. Ressalta-se que de acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2017) a subpopulação da espécie que nidifica na região (subpopulação do Noroeste do Oceano Atlântico) vem crescendo continuamente e consistentemente e já não se encontra ameaçada de extinção,

O período de nidificação das tartarugas-de-couro na Guiana Francesa e no Suriname ocorre entre os meses de Março e Agosto, com alguns ninhos entre Dezembro e Janeiro (GIRONDOT & FRETEY, 1996). De acordo com resultados de pesquisas realizadas por Fossette et al. (2009), durante os intervalos entre posturas em uma mesma temporada reprodutiva, as fêmeas que nidificam na costa da Guiana Francesa permanecem a maior parte do tempo em águas rasas (até 20 metros de profundidade). Após o fim da temporada reprodutiva e após o nascimento dos filhotes, adultos e juvenis vão para áreas offshore e se dispersam em busca do oceano.

A Guiana Francesa e o Suriname também apresentam locais de reprodução de tartaruga-de-pente e tartaruga oliva, porém, com bem menos expressividade do que a tartaruga-verde e, principalmente, a tartaruga-de-couro (GIRONDOT & FRETEY, 1996).

Informações sobre os impactos do óleo nas áreas de desova das tartarugas-marinhas serão abordadas no presente documento a fim de fornecer uma visão completa dos possíveis impactos do óleo em todas as fases de vida desse grupo biológico. Apesar de não serem esperados impactos diretos sobre os ninhos de quelônios (já que não há indicação de probabilidade de toque de óleo na costa brasileira e nem nos países adjacentes, Guiana Francesa e Suriname), é importante considerar a dispersão *offshore* de fêmeas e filhotes, que chegam até áreas oceânicas com probabilidade de presença de óleo.

B. Mapeamento

As **Figuras II.12.4.2.9 e II.12.4.2.10** apresentam as áreas de ocorrências não reprodutivas das tartarugas marinhas: tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva, nas áreas com probabilidades de chegada de óleo, no cenário de pior caso, tanto no inverno como no verão. Considerando a distribuição irrestrita das espécies, que podem ocorrer em toda área da bacia da Foz do Amazonas, este componente foi considerado um componente difuso.

Já as **Figuras II.12.4.2.11 e II.12.4.2.12** apresentam as áreas de ocorrência da tartaruga-verde, com destaque para a sua rota migratória. É válido destacar que seguindo as orientações da COEXP/CGMAC/DILIC/IBAMA e considerando a relevância ecológica da rota migratória de tartaruga-verde, a mesma foi considerada um componente fixo, enquanto a área adjacente de ocorrência da espécie foi considerada difusa.

Para a definição das áreas de ocorrência de tartarugas marinhas foram usadas informações contidas no documento “Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade das Zonas Costeira e Marinha” (MMA, 2002) e na sua atualização (MMA, 2007), e nos documentos de avaliação do estado de

conservação de tartarugas marinhas no Brasil (ALMEIDA *et al.*, 2011a; ALMEIDA *et al.*, 2011b; CASTILHOS *et al.*, 2011; MARCOVALDI *et al.*, 2011, SANTOS *et al.*, 2011). Já para o mapeamento da rota migratória foram utilizadas informações provenientes de BAUDOUIN *et al.* (2015).

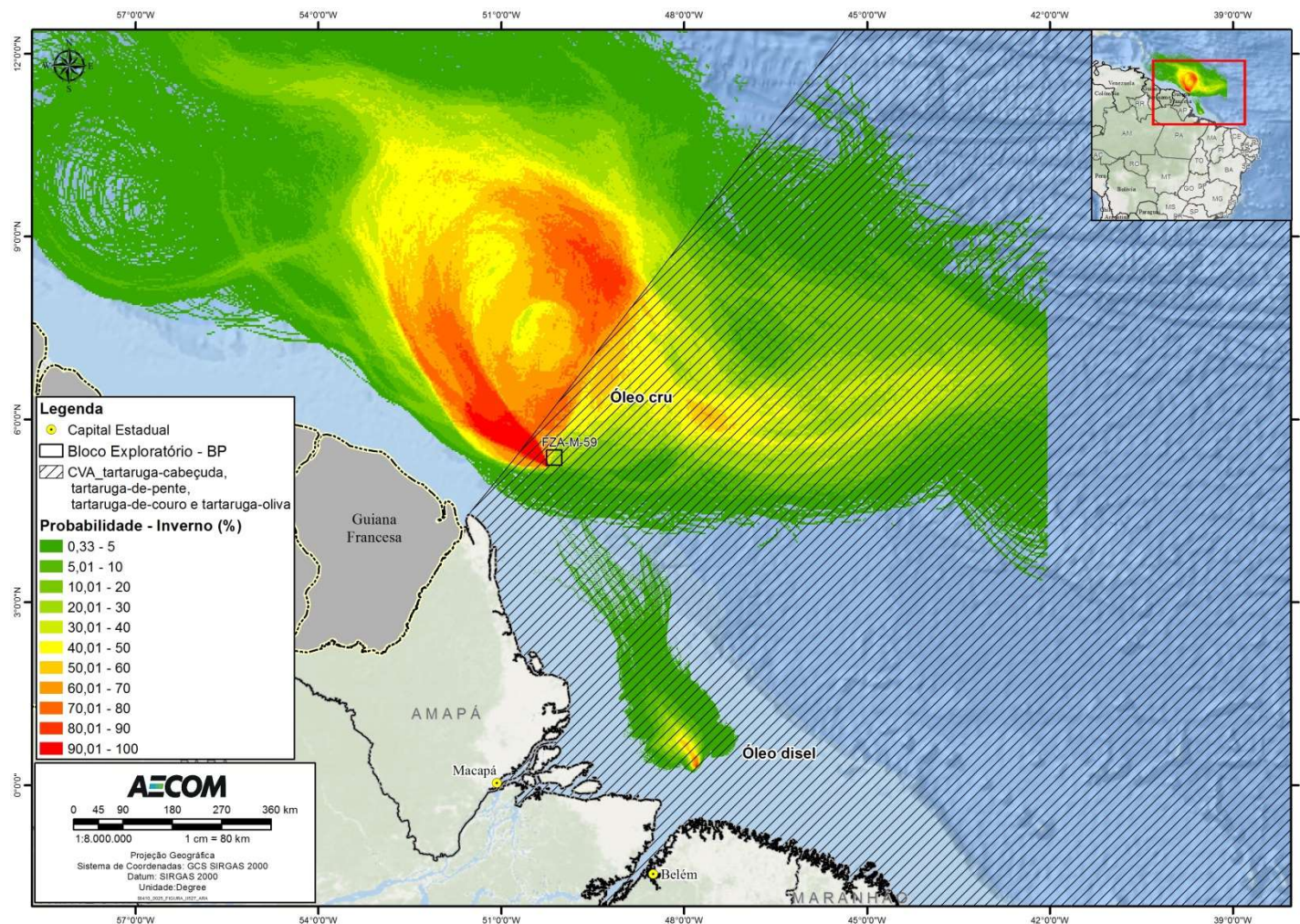


FIGURA II.12.4.2.9 – Área de ocorrência não reprodutiva de tartarugas marinhas (tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva) na área com probabilidades de chegada de óleo cru e diesel, no cenário de inverno, pior caso.

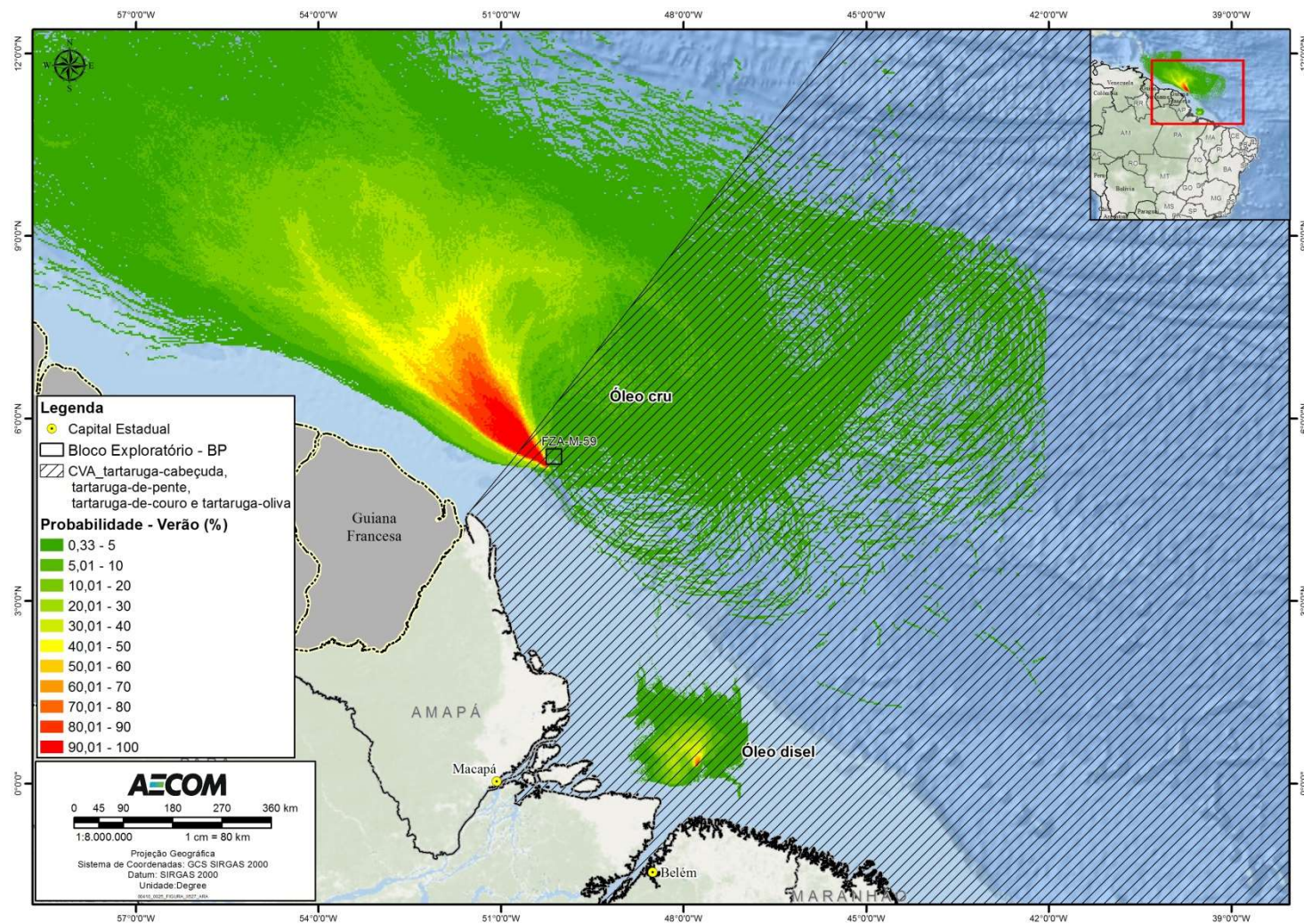


FIGURA II.12.4.2.10 – Área de ocorrência não reprodutiva de tartarugas marinhas (tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva) na área com probabilidades de chegada de óleo cru e diesel, no cenário de verão, pior caso.

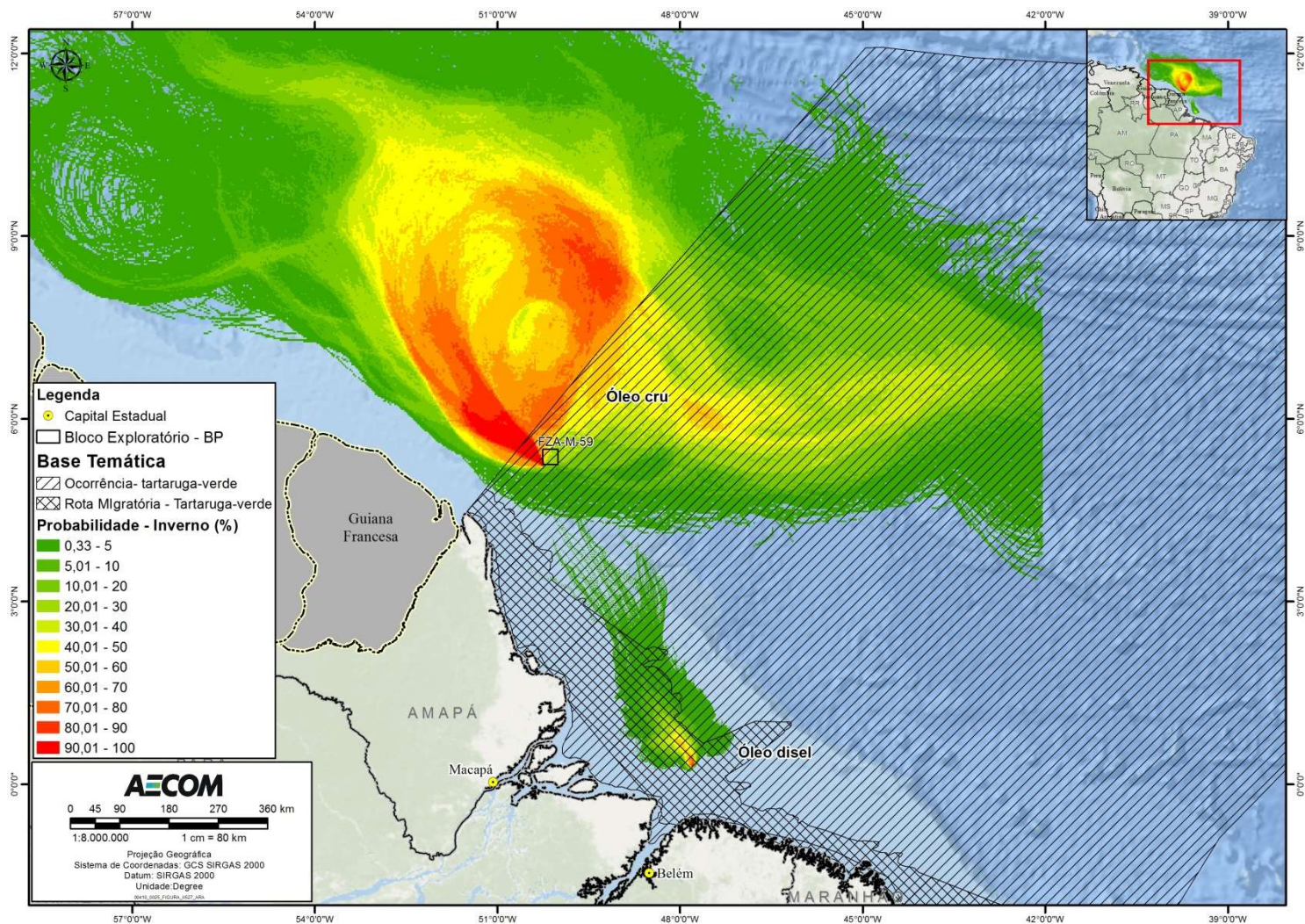


FIGURA II.12.4.2.11 – Área de ocorrência não reprodutivas da tartaruga-verde (difuso) e sua rota migratória (fixo) na área com probabilidades de chegada de óleo cru e diesel, no cenário de inverno.

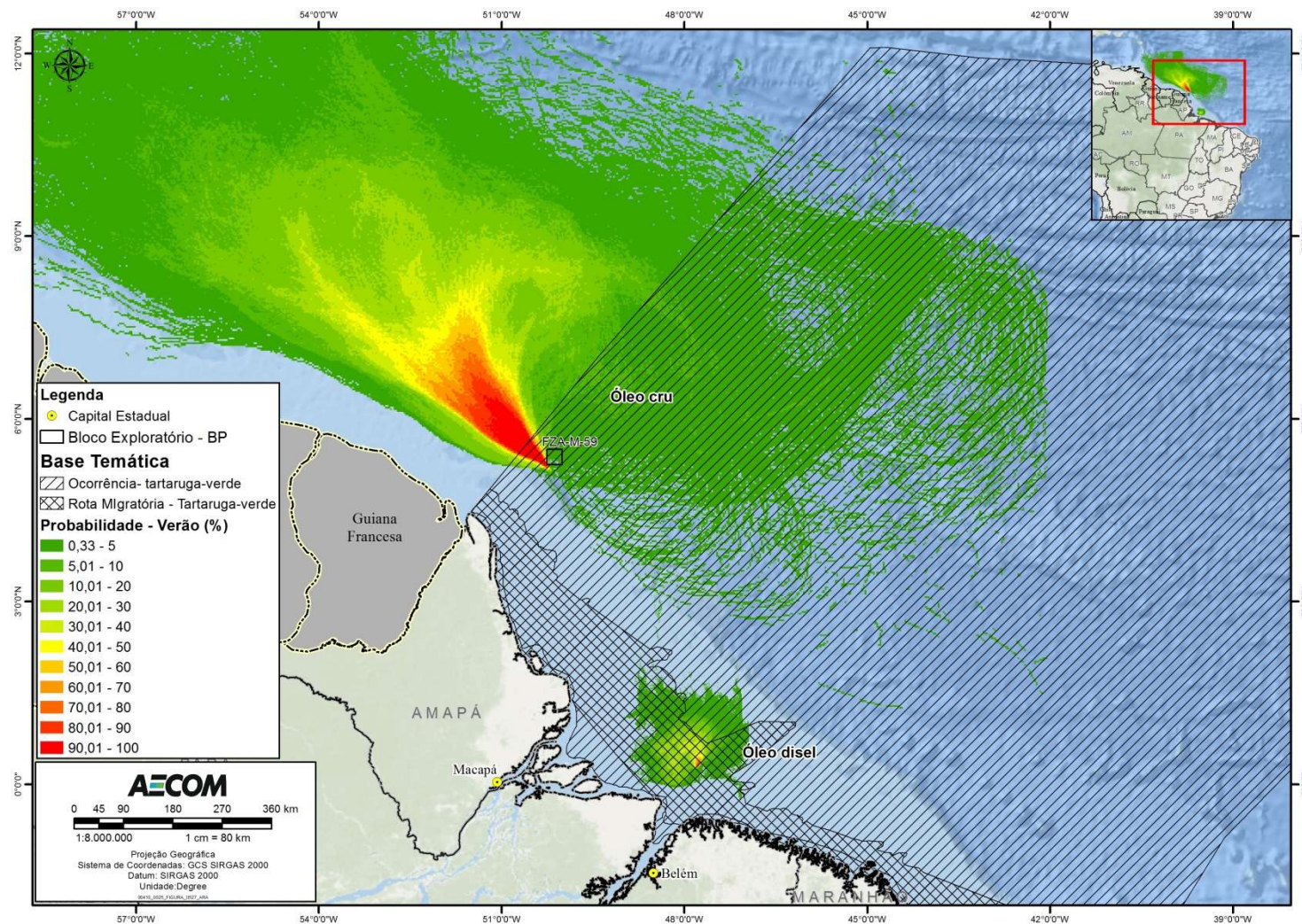


FIGURA II.12.4.2.12 – Área de ocorrência não reprodutiva da tartaruga-verde (difusa) e sua rota migratória (fixo) na área com probabilidades de chegada de óleo cru e diesel, no cenário de verão.

C. Tempos de Recuperação

As tartarugas marinhas são particularmente sensíveis à contaminação por óleo, uma vez que não possuem o comportamento de evitar águas oleosas, apresentam alimentação indiscriminada e realizam grandes inalações pré-mergulho (SHIGENAKA, 2003, NOAA, 2010). Entretanto, alguns aspectos de sua morfologia podem diminuir sua chance de mortalidade, por exemplo, a incapacidade de limpar oralmente seu corpo devido a limitações da sua carapaça e a pouca flexibilidade.

Por serem altamente migratórias, as tartarugas marinhas também são vulneráveis em todos os seus estágios de vida (ovos, recém-nascidos, juvenis e adultos) (SHIGENAKA, 2003). A severidade, a taxa e os efeitos da exposição irão variar dependendo do estágio de maturidade, sendo que os indivíduos jovens possuem um risco maior que os adultos. As razões para isso são muitas, por exemplo, o mecanismo metabólico que um animal usa para desintoxicar seu organismo pode ainda não estar desenvolvido em um animal juvenil. Além disso, nessa fase da vida, esses animais podem conter mais lipídios em seu corpo, no qual muitos contaminantes como hidrocarbonetos de petróleo se ligam (SHIGENAKA, 2003).

Adicionalmente, as tartarugas marinhas podem ser impactadas em suas praias de desova e os ovos podem ser expostos ao óleo durante a incubação, resultando em um aumento potencial da mortalidade dos ovos e/ou a possibilidade de desenvolver defeitos nos recém-nascidos. Os filhotes que emergem dos seus ninhos podem encontrar o óleo na praia ou na água logo que eles começam sua vida no mar (SHIGENAKA, 2003). Ressalta-se, portanto, que casos de contaminação de praias não são esperados uma vez que mesmo para os cenários de pior caso as modelagens demonstraram que não há probabilidade de toque de óleo na costa.

A exposição crônica pode não ser letal por si só, mas pode prejudicar a saúde da tartaruga, tornando-a mais vulnerável a outros estresses (SHIGENAKA, 2003).

Não existem muitas informações a respeito da toxicidade do óleo em tartarugas marinhas. Uma vez que todas as espécies se encontram ameaçadas de extinção, os estudos em laboratório se concentram em efeitos subletais que são facilmente revertidos quando tratados, evitando a morte do animal (SHIGENAKA, 2003).

As tartarugas marinhas podem ser expostas aos agentes químicos do óleo de duas maneiras: internamente (comendo ou engolindo óleo, consumindo presas contaminadas ou inalando) ou externamente (nadando no óleo) (SHIGENAKA, 2003).

○ Efeitos internos

A ingestão de poluentes pode ser intencional ou acidental. Alguns estudos demonstram que o óleo cru não é percebido pelos quelônios como sendo algo perigoso, portanto não é evitado (GRAMMETZ, 1988). Estudos comportamentais em tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) e tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) não mostraram evidências de que essas espécies detectam e evitam áreas contaminadas ou distinguem o óleo intemperizado (*tarball*⁹) de um item alimentar (LUTZ & LUTCAVAGE, 2010).

⁹ *Tarballs* são pequenos pedaços, geralmente esféricos, de óleo intemperizado remanescentes de um vazamento. As *Tarballs* são muito persistentes no ambiente marinho e podem se deslocar por centenas de milhas (NOAA, 2010).

Mais recentemente, ZANDEN et al. (2016) realizaram análises isotópicas (carbono e nitrogênio) na carapaça de adultos de *C. caretta* (tartaruga-cabeçuda) que se alimentam na região do Golfo do México, incluindo áreas oleadas após o vazamento de Deepwater Horizon ocorrido em 2010. Os resultados demonstraram que os espécimes analisados possuem alta fidelidade aos locais de alimentação, mesmo após o vazamento de óleo, não apresentando o comportamento de evitar essas áreas, aumentando, assim, os riscos de uma exposição crônica a este componente. Além disso, os resultados mostraram, ainda, que os padrões alimentares permaneceram iguais, indicando que as tartarugas-cabeçudas não alteraram a sua dieta alimentar, mesmo após o vazamento de óleo (ZANDEN et al., 2016).

GRAMMETZ (1988) ressaltou, ainda, que uma vez que esses animais sobem com frequência à superfície para respirar, em um grande vazamento, esses animais podem ser expostos a químicos voláteis durante a inalação (GRAMMETZ, 1988).

A inalação de orgânicos voláteis do óleo pode causar irritação respiratória, dano ao tecido e pneumonia. A ingestão de óleo pode resultar em inflamação gastrointestinal, úlceras, sangramento, diarreia e má digestão. A absorção pela inalação ou ingestão de químicos pode danificar órgãos como o fígado e o rim, resultando em anemia e imunossupressão, ou levar a uma falha reprodutiva e até a morte (SHIGENAKA, 2003).

Em um estudo que avaliou as alterações fisiológicas e clinicopatológicas em tartarugas cabeçudas cronicamente expostas ao óleo, foram encontradas anormalidades nas células epiteliais, alterações nos padrões respiratórios e disfunções nas células sanguíneas. O óleo foi observado agarrado nas narinas, olhos e esôfago superior, e foi encontrado nas fezes. Tartarugas contaminadas tiveram um aumento de até quatro vezes na quantidade de células brancas sanguíneas e uma redução de 50% na quantidade de hemácias. As mudanças celulares na epiderme são uma preocupação em particular, pois isso pode aumentar a susceptibilidade a infecções. Muitos dos danos fisiológicos observados parecem ter sido resolvidos após 21 dias de recuperação, entretanto os efeitos a longo prazo do óleo nas tartarugas se mantêm completamente desconhecidos (LUTCAVAGE et al., 1995).

○ Efeitos externos

Em relação aos efeitos externos pode-se citar a inscrustação por óleo, entretanto todos os efeitos em tartarugas ainda não são bem conhecidos. KELLER & ADAMS (1983) examinando tartarugas impactadas por óleo, notaram que o óleo intemperizado selou a boca e as narinas das tartarugas pequenas. Estas também podem ser imobilizadas e morrerem devido à exaustão quando expostas a grandes quantidades de óleo (KELLER & ADAMS, 1983).

Em outro estudo MIGNUCCI-GIANNONI (1998) *apud* SABA & SPOTILA (2003) concluíram que tartarugas marinhas reabilitadas (*Chelonia mydas* e *Eretmochelys imbricata*), quando comparadas a aves marinhas, tiveram maiores chances de sobrevivência após terem sido expostas a um vazamento de óleo em Porto Rico, em 1994. Entretanto, isso não quer dizer que essas tartarugas não tinham óleo residual presente nos seus tecidos após a reabilitação.

Efeitos indiretos também podem afetar as tartarugas marinhas, entre eles podemos citar a perda da sensibilidade olfativa devido à contaminação por agentes químicos voláteis, causando mudanças substanciais no comportamento, uma vez que o sentido do olfato é importante para a orientação e navegação dos indivíduos.

Outro efeito que pode ser citado é a diminuição da quantidade de alimento disponível, uma vez que o óleo pode causar a morte de outros animais importantes na dieta das tartarugas (LOPES *et al.*, 2007).

C1. Estudos de caso

Existem atualmente poucas informações sobre o impacto potencial de vazamentos de óleo sobre as tartarugas marinhas. Atualmente a maior ameaça às tartarugas não vem do óleo cru, mas de óleo combustível de barcos pesqueiros ancorados ou cargueiros.

A Tabela II.12.4.2.4 apresenta alguns exemplos de acidentes com vazamento de óleo e os efeitos reportados para as tartarugas marinhas.

TABELA II.12.4.2.4 – Vazamentos de óleo e seus efeitos sobre as tartarugas marinhas.

Vazamento (toneladas)	Efeitos reportados
1983: campo de Nowruz, Golfo Pérsico, águas territoriais iranianas. Volume de óleo derramado: 260.000 toneladas de óleo cru.	Foram encontradas 56 tartarugas mortas (<i>Eretmochelys imbricata</i> e <i>Chelonia mydas</i>), entretanto somente uma parte da costa foi monitorada, portanto o número pode ser maior. BURCHARD (citado em NOAA, 2010) estima que cerca de 500 tartarugas das duas espécies tenham morrido, representando quase que a total aniquilação da população de tartarugas-de-pente e a maior parte da população da tartaruga-verde. O impacto sobre as áreas de desova é desconhecido.
1991: Guerra do Golfo, Golfo Pérsico. Volume de óleo derramado: 700.000 a 900.000 toneladas de óleo cru.	Estima-se que o número de tartarugas marinhas mortas durante os vazamentos da Guerra do Golfo está na gama de dezenas a centenas, mas não foi bem documentada. Uma tartaruga-verde encalhada morta foi necropsiada e continha mais de 4.000 ppm de óleo em seu fígado e 310 ppm no estômago, mas não havia indicação de óleo na parte externa.
1991: Barge Vistabella, mar do Caribe Volume de óleo derramado: 2.000 toneladas de óleo combustível pesado	Restos de óleo e <i>tarballs</i> atingiram as praias da região, mas apenas uma tartaruga-de-pente foi encontrada com óleo (atribuído ao acidente) em uma praia de Porto Rico.
1993 Barge Bouchard B155 Volume de óleo derramado: 336.000 galões de óleo combustível pesado nº 6.	Áreas de desova e de forrageamento foram atingidas. Tartarugas cabeçudas, as mais comuns, foram impactadas mais severamente: 4 recém-nascidos foram encontrados mortos e 12 vivos, sendo que entre eles 3 indivíduos encontravam-se oleados e os demais estavam perturbados por causa do método utilizado na limpeza. Vários ninhos foram atingidos e muitos filhotes ainda não tinham nascido, 115 ninhos foram marcados como em risco, 96 estavam em praias com óleo e 2 estavam inundados por óleo e tiveram uma taxa de sucesso de nascimento menor que o normal (5% dos ovos, comparado com 50-90% normalmente). No total, 212 recém-nascidos foram mortos e 2.177 foram potencialmente impactados pela exposição ao óleo e atividades de resposta.
2010: Deep Water Horizon, Golfo do México, Estados Unidos. Cerca de 4,9 milhões de barris de petróleo	Maior vazamento de óleo da história dos Estados Unidos, os efeitos do vazamento de grandes proporções ainda vem sendo estudado para avaliar os impactos que tiveram sobre as tartarugas-marinhas. Registros indicam um declínio populacional de indivíduos adultos.

Fonte: CEDRE (2011); SHIGENAKA (2003); BARRON, 2012.

Um estudo em especial, realizado após o acidente ocorrido no poço Ixtoc I, no Golfo do México, em 1979, é detalhado a seguir devido à sua importância em relação às conclusões obtidas pelo autor quanto aos impactos gerados sobre as tartarugas marinhas.

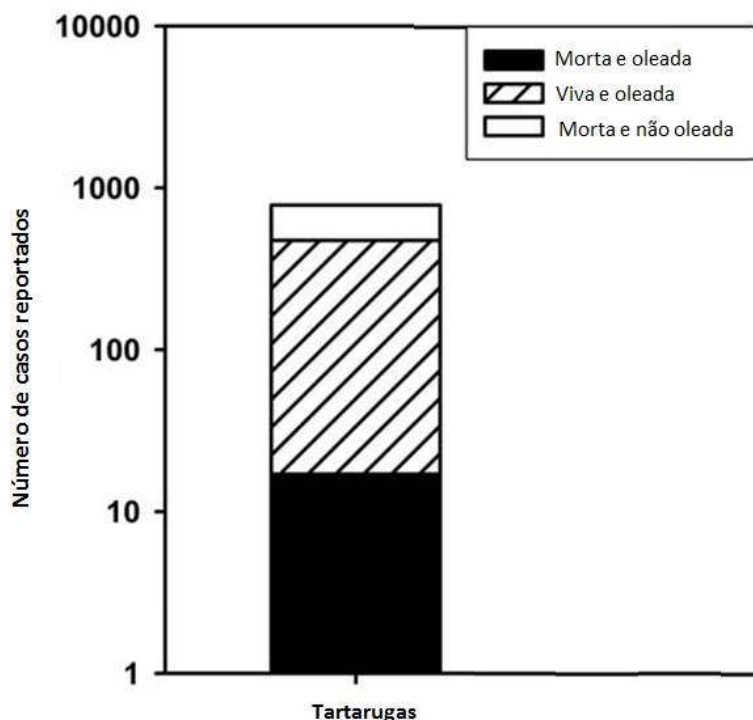
HALL *et al.* (1983) analisou tartarugas marinhas encontradas mortas após o massivo vazamento de óleo do poço Ixtoc I atingir a costa do México em 1979. Por um período de meses de 10.000-15.000 barris de óleo vazaram diariamente do poço no Golfo do México. Os animais foram necropsiados e seus tecidos analisados para resíduos de hidrocarbonetos de petróleo.

No total, sete tartarugas (seis *Chelonia mydas* e uma *Lepidochelis kempfi*) foram coletadas durante o episódio de vazamento, algumas foram tratadas e uma foi reintroduzida. Três tartarugas (duas verdes e uma jovem Ridley) foram encontradas mortas em Laguna Madre e foram congeladas para determinação da causa da morte. Todas as três tartarugas apresentaram óleo na região externa, sendo que uma o apresentava em grandes quantidades. Entretanto, pelas conclusões dos autores, mesmo essa grande quantidade de óleo provavelmente não teria evitado um movimento normal ou sido fatal para as tartarugas. Além disso, aventou-se que algum óleo externo poderia ter se acumulado após a morte.

Em todos os tecidos examinados havia a presença de óleo, entretanto não foram encontradas evidências de que o óleo tivesse causado lesões no trato alimentar ou que tivesse havido aspiração pulmonar. A análise dos indivíduos também demonstrou que existia uma eliminação seletiva de partes desse óleo. Tanto a presença de resíduos em vários tecidos, quanto a eliminação seletiva indicaram que a exposição ao óleo foi crônica, as tartarugas evidentemente não encontraram o óleo por um curto período de tempo antes da morte, mas teriam sido expostas a ele por algum tempo.

A exposição prolongada ao óleo pode ter causado as condições precárias do corpo das tartarugas, talvez perturbando o comportamento alimentar. Em tais condições de fraqueza, as tartarugas podem ter sucumbido a algum componente tóxico do óleo ou algum agente ainda não descoberto. Os exames microscópicos não indicaram a causa da morte.

Além deste estudo, é de suma importância detalhar os efeitos adversos do vazamento de Deepwater Horizon sobre as tartarugas, no Golfo do México. Diversas tartarugas-marinhas foram encontradas mortas após o este vazamento e centenas foram encontradas vivas, porém, oleadas, de acordo com o trabalho de BARRON (2012), encontrado na **Figura II.12.4.2.13** a seguir.



Retirado de BARRON (2012).

FIGURA II.12.4.2.13 – Número de tartarugas reportadas durante o Vazamento de Deepwater Horizon.

Segundo CROWDER & HEPPELL (2011) a recuperação das tartarugas é particularmente difícil porque o potencial de crescimento da população é limitado pela idade tardia para alcançar a maturidade sexual e, ainda, pela baixa fertilidade. Por muito tempo os esforços de conservação das tartarugas se limitaram a proteção de ninhos e fêmeas no momento da nidificação. No entanto, modelos populacionais recentes elaborados para tartaruga-cabeçuda indicaram que a estratégia de proteção dos ninhos apenas prolongaria o momento da extinção (CROWDER & HEPPELL, 2011). Sendo assim, para diminuir o tempo de recuperação das tartarugas deve-se ter como foco principal a proteção de indivíduos juvenis e organismos mais velhos em alto mar. Essa informação é corroborada por PUTMAN et al. (2015).

CAILLOUET et al. (2016) e CAILLOUER et al. (2011) também estudaram os efeitos do vazamento da sonda Deepwater Horizon sobre as populações de tartarugas-de-kemp no Golfo do México e constataram que as desovas anuais dessa espécie caíram 35,4% no ano de 2010, e permaneceram abaixo dos níveis esperados até 2014. Além disso, o recrutamento de filhotes também foi menor de 2010 a 2014 quando comparado ao ano de 2009 (CAILLOUET et al., 2016).

Contudo, os autores afirmam que, a principal causa da redução da população de tartarugas-de-kempi e a contribuição do vazamento da Deepwater Horizon para esse evento permanecem indeterminadas. Além disso, outras possíveis causas para essa redução são citadas, tais como: capturas acidentais em redes de arrasto de camarão, condições ambientais adversas, e outras (CAILLOUET et al., 2016).

É importante ressaltar que, para o presente estudo, não é esperada a presença de óleo nas áreas de desovas de tartarugas marinhas, uma vez não há probabilidade de toque de óleo na costa ou próxima a ela.

C2. Conclusão

Não se conhece muito sobre o impacto do óleo em tartarugas marinhas, mas muitos aspectos da sua biologia fazem com elas estejam expostas ao risco em potencial (ausência do comportamento de evitação, alimentação indiscriminada em áreas de convergência e grandes inalações antes de mergulhar). Outros comportamentos, entretanto, evitam a sua mortalidade como a incapacidade de limpar oralmente o seu corpo.

Atualmente a principal ameaça às tartarugas não vem do óleo cru e sim de vazamentos envolvendo combustíveis de barcos pesqueiros ou de carga. É estimado que apenas 1% dos encalhes de quelônios marinhos estejam associados com petróleo (SHIGENAKA, 2003). No entanto, alguns autores reportam a presença de indivíduos mortos após acidentes com vazamentos.

A ausência de estudos de efeitos populacionais e de tempo de recuperação de populações faz esse item difícil de ser avaliado. Com base na literatura disponível, seria razoável estimar o tempo de recuperação variando entre 3 e 10 anos, considerando o impacto sobre áreas de ocorrência. No caso da região da bacia da Foz do Amazonas, no entanto, ocorre importante rota migratória de tartaruga-verde e grande dispersão de fêmeas e filhotes de tartaruga-de-couro, que têm a Guiana Francesa e o Suriname, como principal local de nidificação mundial. Por esse motivo, considerando a relevância da região principalmente para as tartarugas-de-couro, uma das espécies de quelônio marinho mais ameaçada no Brasil, os tempos de recuperação estabelecidos tanto para o CVA tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva quanto para o CVA tartaruga-verde na região da bacia da Foz do Amazonas será superior a 10 anos, podendo chegar até 20 anos.

Trata-se, no entanto, de uma estimativa bastante conservadora, uma vez que o tempo proposto não considera alguns aspectos particulares do incidente potencial em questão, como ausência de registros de áreas de reprodução ou concentração destes animais na área de estudo, ou probabilidade de toque de óleo na região litorânea e nerítica.

- **CVA Mamíferos marinhos – cetáceos**

A. Introdução

Dentre as espécies de mamíferos marinhos presentes na área de estudo, serão abordados neste CVA apenas os cetáceos. Sirênios são tratados em CVA exclusivo para o grupo, enquanto mustelídeos, por apresentar distribuição estritamente costeira (estuários), não estão sujeitos à interações diretas com os cenários de vazamento considerados no presente estudo.

Na área de estudo da atividade, são registradas 21 espécies de cetáceos (17 com ocorrência confirmada e outras quatro com ocorrência provável), sendo 17 odontocetos e quatro mysticetos (BRYDEN *et al.*, 1977 ; ZERBINI *et al.*, 1999; LUCENA, 2006; SICILIANO *et al.* 2006; 2008; RODRIGUES *et al.*, 2010; SPECTRUM/EVEREST, 2012; 2014; PRETTO *et al.* 2009; ARCOVERDE *et al.* 2010; MARINEBIO, 2015). A **Tabela II.12.4.2.5** apresenta as espécies presentes na área de estudo e seus *status* de conservação segundo o MMA (2014) e a IUCN (2014).

TABELA II.12.4.2.5 – Cetáceos com ocorrência provável e confirmada na região de estudo, suas características ecológicas mais relevantes e status de conservação nacional e global.

Subordem	Nome Científico	Nome Comum	Área de Ocorrência	Ocorrência	Status de Conservação	
					IUCN (2014)	MMA (2014)
Odontoceti	Família Delphinidae					
	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto, boto-cinza	Águas costeiras entre Honduras (América Central) e Florianópolis (SC)	C	DD	VU
	<i>Sotalia fluviatilis</i>	Tucuxi	Águas fluviais	C	DD	NA
	<i>Inia geoffrensis</i>	Boto-vermelho, boto-rosa	Águas fluviais e ambientes fluvio-marinhos	C	DD	EN
	<i>Steno bredanensis</i>	Golfinho-de-dentes-rugosos	Águas costeiras tropicais, subtropicais e temperadas quentes de todos os oceanos	C	LC	NA
	<i>Tursiops truncatus</i>	Golfinho-flíper, golfinho-nariz-de-garrafa	Águas oceânicas e costeiras, podendo penetrar estuários e rios	C	LC	NA
	<i>Stenella frontalis</i>	Golfinho-pintado-do-Atlântico	Águas costeiras e ocasionalmente oceânicas, tropicais e temperadas do oceano Atlântico	C	DD	NA
	<i>Stenella attenuata</i>	Golfinho-pintado-pantropical	Águas oceânicas	C	LC	NA
	<i>Stenella longirostris</i>	Golfinho-rotador	Águas oceânicas	C	DD	NA
	<i>Stenella clymene</i>	Golfinho-de-clymene	Águas oceânicas	C	DD	NA
	<i>Delphinus delphis</i>	Golfinho-comum	Águas oceânicas	P	LC	NA
	<i>Delphinus capensis</i>	Golfinho-comum-de-bico-longo	Águas oceânicas	P	DD	NA
	<i>Peponocephala electra</i>	Golfinho-cabeça-de-melão	Águas oceânicas tropicais	C	LC	NA
	<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa-orca	Águas oceânicas	C	DD	NA
	<i>Orcinus orca</i>	Orca	Águas costeiras e oceânicas	C	DD	NA
	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Baleia-piloto-de-peitorais-curtas	Águas oceânicas tropicais	C	DD	NA
	<i>Grampus griseus</i>	Golfinho-de-Risso	Águas oceânicas	C	LC	NA
	Família Physeteridae					
	<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	Águas oceânicas	C	VU	VU
Misticeti	Família Balaenopteridae					
	<i>Balaenoptera edeni</i>	Baleia-de-Bryde	Águas costeiras e oceânicas	C	DD	NA
	<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	Baleia-minke-Antártica	Águas oceânicas do hemisfério sul	P	DD	NA
	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Baleia-jubarte	Águas costeiras e oceânicas	P	LC	NA
	<i>Balaenoptera physalus</i>	Baleia-fin	Águas oceânicas	C	EN	EN

Fonte: BRYDEN *et al.*, 1977, ZERBINI *et al.* (1999), LUCENA, 2006, SICILIANO *et al.* (2006; 2008), RODRIGUES *et al.*, 2010, SPECTRUM/EVEREST (2012, 2014), PRETTO *et al.* (2009), ARCOVERDE *et al.* (2010b); MARINEBIO, 2015.

Status de Conservação:

EN (Em perigo) - “*Endangered*” - Risco muito alto de extinção na natureza em futuro próximo.

VU (Vulnerável) - “*Vulnerable*” - Alto risco de extinção na natureza em médio prazo.

LC (Pouco preocupante) - “*Least Concern*” - Quando a espécie, tendo sido avaliada, não se enquadra nas categorias acima.

DD (Dados Insuficientes) - “*Data Deficient*” - Quando não existem dados suficientes para se definir uma característica de risco de extinção para a espécie.

NA - Não ameaçada.

Ocorrência:

C - Ocorrência Confirmada

P - Ocorrência Provável

A distribuição dessas espécies varia desde águas mais rasas e costeiras (p.e., boto-cinza) até lâminas d’água superiores a 500 m (misticetos, zifideos e maior parte dos delfínideos). Algumas espécies podem, ainda, se aproximar mais da costa, apenas durante o período reprodutivo, como é o caso da baleia-jubarte e da baleia-franca nas regiões sudeste e sul do Brasil respectivamente (SICILIANO *et al.*, 2006).

Quanto à biologia dos cetáceos é importante observar que o período de gestação da maioria das espécies é de cerca de um ano, só nascendo um filhote por vez, e o período de lactação é altamente variável, podendo chegar a muitos anos em alguns odontocetos (JEFFERSON *et al.*, 2008).

Entre as espécies levantadas para a área de estudo destacam-se o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), o boto-vermelho (*Inia geofrensis*), a cachalote (*Physeter macrocephalus*) e a baleia-fim (*Balaenoptera physalus*), por serem consideradas espécies ameaçadas de extinção em alguma esfera. A cachalote e a baleia-fim encontram-se ameaçadas de extinção a nível nacional e global, enquadrando-se na mesma categoria de ameaça nas duas esferas (“Vulnerável” e “Em perigo” respectivamente). Já o boto-cinza e o boto-vermelho encontram-se ameaçados apenas no Brasil, sendo o primeiro classificado como “Vulnerável” e o último como “Em perigo” (MMA, 2014; IUCN, 2014).

B. Mapeamento

As Figuras II.12.4.2.14 e II.12.4.2.15 apresentam as áreas de ocorrência de cetáceos nas áreas com probabilidades de chegada de óleo, no cenário de pior caso para o óleo cru, e em caso de vazamento de óleo diesel após afundamento de uma embarcação, tanto no inverno como no verão. Para a definição dessas áreas foram usadas as informações provenientes do documento “Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha” (MMA, 2002) e da sua atualização (MMA, 2007).

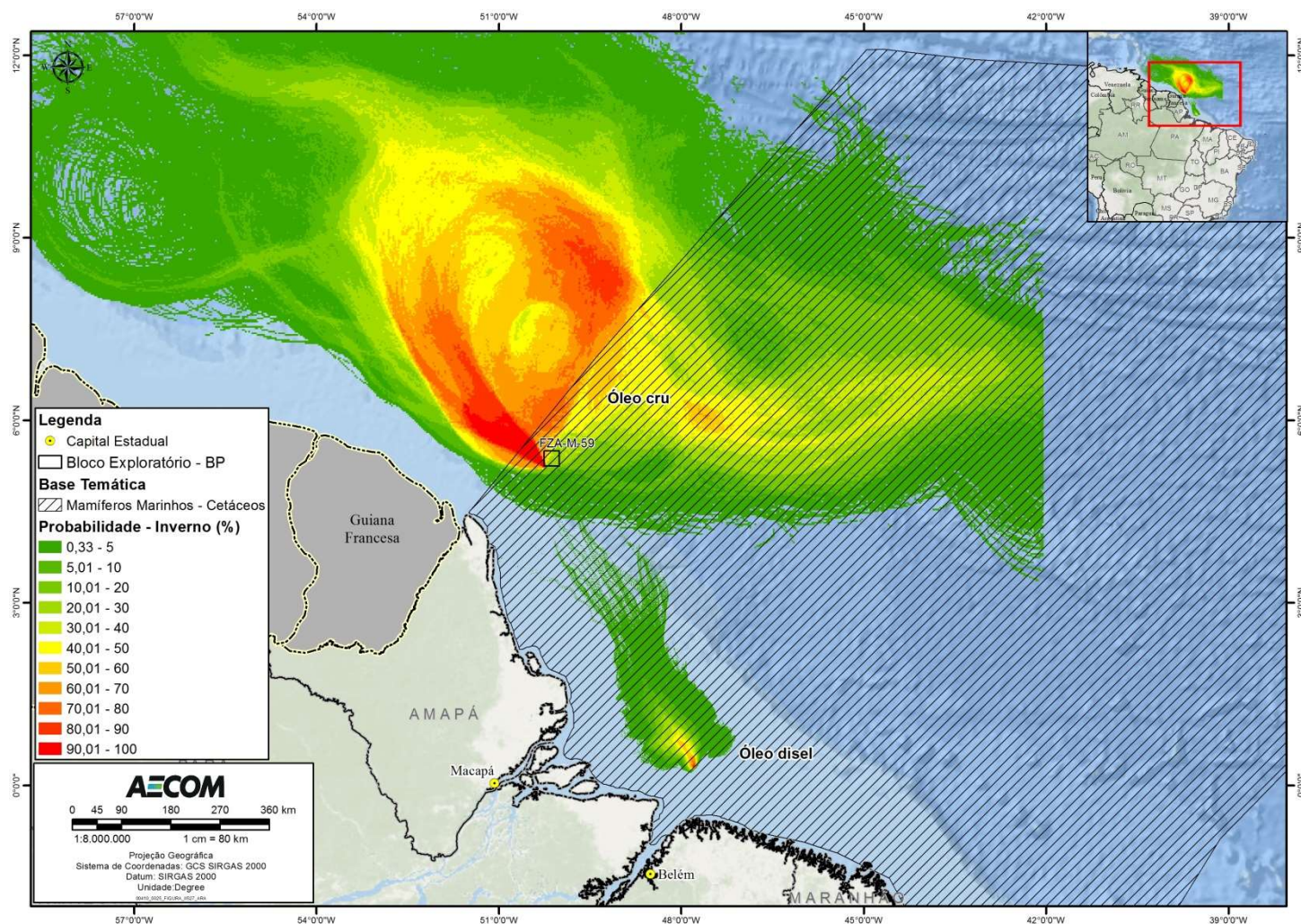


FIGURA II.12.4.2.14 – Área de ocorrência de cetáceos nas áreas com probabilidades de chegada de óleo cru e diesel, no cenário de inverno, pior caso.

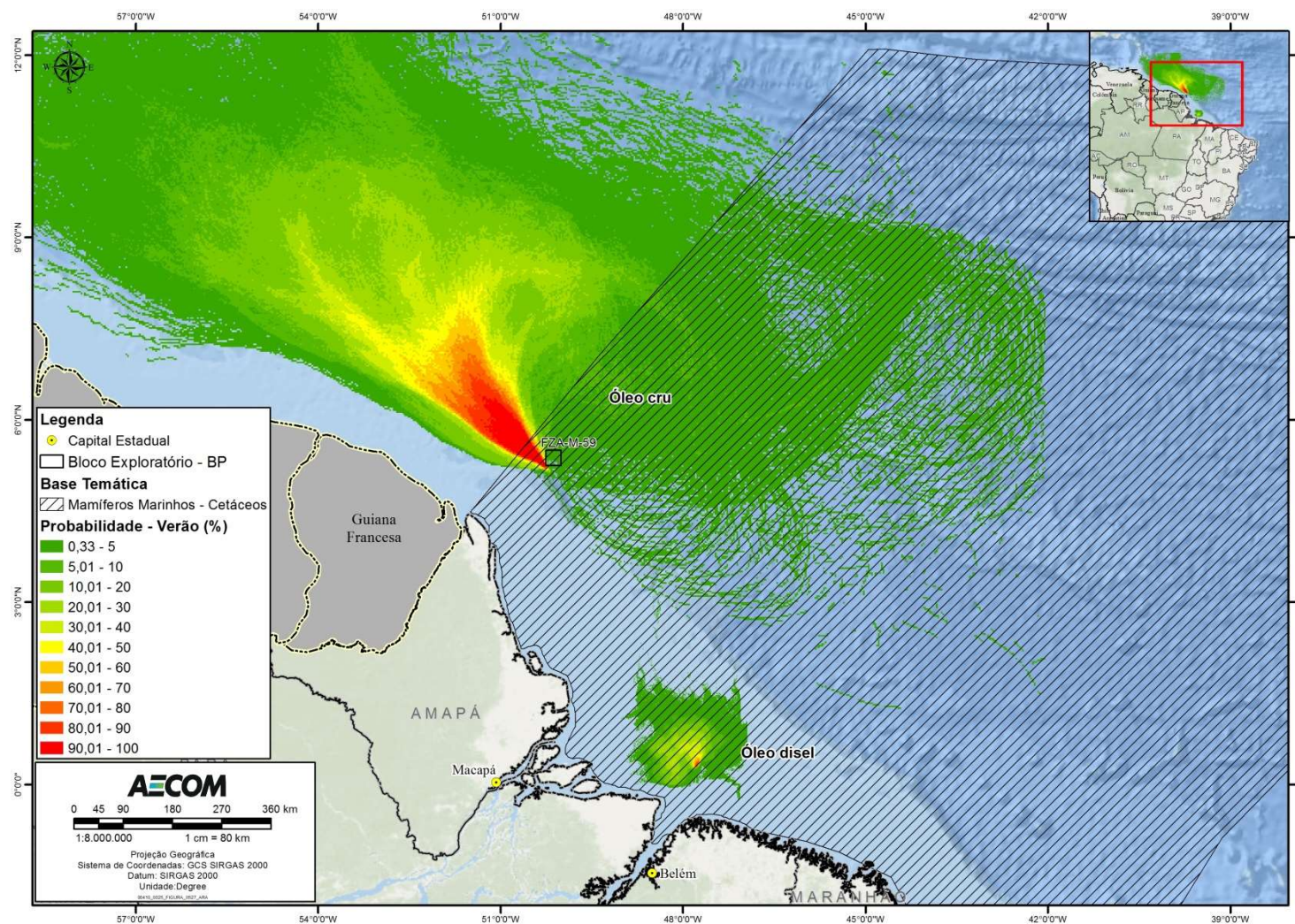


FIGURA II.12.4.2.15 – Área de ocorrência de cetáceos nas áreas com probabilidades de chegada de óleo cru e diesel, no cenário de verão, pior caso.

C. Tempo de Recuperação

Existem poucos estudos sobre impactos de óleo em cetáceos e praticamente nenhum sobre tempo de recuperação, salvo o realizado com orcas na Baía de Prince William Sound após o acidente com o Exxon Valdez em 1989, que será discutido em detalhes no subitem de Estudos de Caso.

A existência de poucos estudos pode ser explicada, em parte, pelo fato de que as carcaças da maioria das espécies afundam no oceano, impossibilitando a coleta para pesquisa (GUBBAY & EARLL, 1999; MATKIN *et al.*, 2008). Em alguns casos, elas até podem flutuar e encalhar na região costeira, porém essa é uma situação mais comum para os animais que vivem nessas regiões costeiras, limitando o estudo das outras espécies de hábitos oceânicos. Em outros casos, espécies oceânicas podem ser expostas ao óleo e nunca encalharem, podendo levar a uma subestimação do dano ambiental (WILLIAMS *et al.*, 2011).

Além disso, as informações são escassas também devido às questões éticas sobre experimentos desnecessários e que causem sofrimento a esses animais (MATKIN *et al.*, 2008). Com isso, os dados de vazamentos parecem ser a melhor fonte de informações sobre estudos comportamentais e efeitos fisiológicos (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010). Ainda que experimentos controlados tenham sido feitos em cativeiro no passado, os resultados obtidos não permitiam ter clareza sobre os efeitos que o óleo teria no comportamento de cetáceos de vida livre (MATKIN *et al.*, 2008).

As ameaças a uma espécie em particular variam bastante e irão depender do seu comportamento, da sua história de vida e das suas adaptações anatômicas e fisiológicas (St AUBIN, 1992). A composição do óleo e o quanto ele está intemperizado também são fatores importantes para determinar os impactos. Indivíduos atingidos por óleo logo após o vazamento podem ser expostos a mais componentes tóxicos pelo contato direto e ingestão do que indivíduos afetados pelo óleo já intemperizado (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010).

O mesmo raciocínio pode ser encontrado em NOAA (2002) e KINGSTON (2002), que apontam que quando a fauna e a flora são atingidas por um óleo já intemperizado, as chances de sobrevivência são muito maiores, já que a toxicidade deste óleo é menor.

SMITH *et al.* (1983) em seu estudo, levantaram a possibilidade dos cetáceos terem a capacidade de detectar o óleo na superfície da água, e com isso evitá-lo. Experimentos realizados pelos autores com golfinhos nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) em cativeiro mostraram que esses animais conseguem detectar visualmente uma lâmina de óleo cru de 1 mm de espessura na superfície da água do mar, evitando ir à superfície em locais onde a água do mar contém uma camada de 1 cm de óleo mineral. No entanto é importante ressaltar que as condições encontradas durante os experimentos em cativeiro são bem distintas daquelas encontradas em uma situação real de vazamento, não sendo possível garantir que o mesmo comportamento de evitação ocorrerá no oceano.

Estratégias similares têm sido observadas durante outros eventos de vazamento. Por exemplo, o que ocorreu com a população de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) residente na Baía de Guanabara, que foi vista deixando a Baía após o incidente com vazamento que ocorreu em 2000. A população foi para mar aberto, retornando antes mesmo que as operações de limpeza estivessem finalizadas (BARCELLOS & SILVA, 2003; SHORT, 2003). Os indivíduos voltaram para as áreas de alimentação e apresentaram comportamentos normais. Vale ressaltar que as áreas de alimentação não foram atingidas por óleo e isso pode justificar as observações feitas (SHORT, 2003).

Entretanto, os comportamentos citados acima contrastam com observações feitas em campo por outros autores, com esses e outros cetáceos que aparentemente nadaram e se comportaram normalmente no meio de manchas de óleo (MATKIN *et al.*, 2008; NOAA, 2010). Durante o vazamento Mega Borg, no Novo México em 1990, foi reportado que indivíduos de um grupo de *Tursiops*, podiam provavelmente detectar a mancha, mas não evitaram o contato com ela, nadando através das áreas com óleo (WURSIG & SMULTEA, 1991). MATKIN *et al.* (2008) também observaram que orcas não tentaram evitar as áreas contaminadas por óleo após o vazamento Exxon Valdez no Alaska.

Isso demonstra que apesar da aparente capacidade de alguns cetáceos em evitar áreas com óleo, o tamanho da mancha, a dependência por comida e uma interação social podem sobrepor essa estratégia de evitação, causando impactos sobre essas espécies. Ressalta-se que isso ocorre, principalmente, em espécies costeiras que possuem fidelidade a determinadas áreas, lembrando que os impactos sobre estas populações residentes afetariam sua reprodução e saúde, além de comprometer a disponibilidade/captura de alimento e a coesão de grupo. As espécies pelágicas, por sua vez, serão impactadas apenas em suas áreas de reprodução.

Mesmo considerando-se que espécies de cetáceos possam ser atingidas por óleo, vale destacar que este grupo biológico é considerado menos vulnerável a vazamentos de óleo, do que outros mamíferos com pelos, já que não dependem da pele para regular sua temperatura corporal (ITOPF, 2010b; EPA, 1999; MOSBECH, 2002). Além disso, a pele dos cetáceos é diferente da de qualquer outro mamífero, sendo predominantemente lisa e sem calosidades, como nos golfinhos, e com limitadas áreas recobertas com pelos ou superfícies rugosas devido à presença de cracas, como em misticetos (St AUBIN, 1992; AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010).

Em misticetos o óleo tende a aderir nessas partes rugosas, pelos e calosidades dos animais, entretanto isso ocorrerá apenas em uma pequena área, não afetando consideravelmente a saúde do animal (St AUBIN, 1992). Nos golfinhos, por sua vez, por não apresentarem pelos nem calosidades o óleo não se fixa na pele (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010).

Estas informações são corroboradas por ENGELHARDT (1983) que indica que indivíduos com pelagem pouco desenvolvida ou livre dela parecem ser menos propensos à adesão do óleo na epiderme, o que resulta em uma ausência, até a data de sua publicação, de relatos fundamentados de incrustação de óleo em partes lisas da pele de cetáceos. No entanto, o autor destaca que as áreas rugosas com presença de cracas do corpo de alguns cetáceos, como é o caso da região do rosto da baleia-franca, aumentam a probabilidade de aderência do óleo (ENGELHARDT, 1983).

St AUBIN (1992) testou o impacto do óleo sobre o tecido epitelial de golfinhos nariz de garrafa em cativeiro, colocando esponjas embebidas em óleo sobre a pele dos animais por cerca de 75 minutos para determinar os efeitos na integridade, crescimento e função das células da epiderme. Os resultados mostraram alguns efeitos histopatológicos, mas após uma semana nenhum efeito no crescimento ou nas outras funções celulares pôde ser detectado a partir das técnicas utilizadas. As condições desse experimento excedem a que cetáceos estariam normalmente expostos na natureza, em especial no caso em avaliação, no qual a deriva de óleo se restringe a zonas oceânicas. Ainda assim, sem pelo ou pele que retenha óleo, a superfície molhada da pele macia não permite que o óleo se fixe por muito tempo, reduzindo significativamente o efeito na epiderme.

Os danos causados à pele dos cetáceos parecem ser transitórios, entretanto a região dos olhos pode ser bastante afetada em exposições prolongadas (ENGELHARDT, 1983; AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010). Além

disso, eles também podem inalar óleo ou vapores tóxicos ao subirem para respirar, se alimentar de presas contaminadas ou mesmo ficar cansados devido à ausência de alimentos ou a incapacidade de encontrar comida.

A inalação de porções de óleo, vapores e fumaça é bem provável se os cetáceos subirem à superfície oleada para respirar, principalmente em se tratando de indivíduos jovens (RAAYMAKERS, 1994). Exposições ao óleo desta maneira podem danificar as membranas mucosas, as vias aéreas, congestionar os pulmões, causar enfisema intersticial e até a morte (NOAA, 2010; AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010). Orcas, por exemplo, são capazes de permanecer submersas por 3 a 10 minutos contínuos, e quando vão à superfície para respirar podem ter nadado por centenas de metros (MATKIN *et al.*, 2008)

Os cetáceos podem, ainda, em pânico, ingerir quantidade suficiente de óleo para lhes causar danos severos. Um golfinho estressado, por exemplo, pode se mover mais rapidamente e com isso subir mais frequentemente para respirar, aumentando assim sua exposição ao óleo (NOAA, 2006; AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010). A intoxicação aguda por petróleo ainda não está bem estabelecida em cetáceos e não existem estudos de laboratório que tenham estabelecido a mínima quantidade necessária para causar toxicidade (St AUBIN, 1992).

O óleo ingerido poderia causar efeitos tóxicos e disfunção secundária dos órgãos, além de úlcera gastrointestinal e hemorragia (NOAA, 2010; AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010). Entretanto, um levantamento realizado com cetáceos encalhados impactados pelo óleo, mostrou baixos níveis de hidrocarbonetos em vários tecidos, mostrando que a eliminação do óleo acumulado parece ser rápida. Os cetáceos têm o potencial para metabolizar óleo devido à presença do Citocromo P-450 no fígado, esse sistema enzimático está envolvido na quebra de compostos de hidrocarbonetos e foi identificado em várias espécies (ENGELHARDT, 1983).

No caso dos odontocetos, além da ingestão direta existe, ainda, a possibilidade de as espécies ingerirem óleo através das suas presas, embora dados publicados sugiram que uma pequena quantidade de óleo ingerida durante a alimentação não seja suficiente para causar danos. Além disso, a maior parte das presas dos odontocetos possui os sistemas enzimáticos necessários para metabolizar hidrocarbonetos de petróleo, reduzindo a possibilidade destas acumularem tais frações em seus tecidos, evitando assim a transferência dos componentes tóxicos através da cadeia alimentar (St AUBIN, 1992).

Contudo, a ingestão de óleo representa um diferente tipo de ameaça aos mysticetos, que se alimentam utilizando suas cerdas orais. Durante o seu comportamento de alimentação as baleias imergem, pegam grandes quantidades de água e então as expelem, capturando o plâncton e o krill em suas cerdas (JEFFERSON *et al.*, 2008; AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010). Estudos de laboratório têm mostrado que o óleo incrustado entre os fios dessas cerdas restringem a passagem de água, entretanto o fluxo constante com água limpa removeu a maior parte do óleo em menos de 24h e após esse tempo não foram notados efeitos residuais. Dependendo da magnitude do vazamento, a alimentação pode ser interrompida por muitos dias causando diminuição da massa corpórea e trazendo consequências para o desenvolvimento do animal, principalmente para migração e reprodução (St AUBIN, 1992).

Além dos efeitos apresentados acima, pode-se citar também a possibilidade de infecções secundárias por fungos e bactérias devido a deficiências causadas pelos componentes tóxicos do óleo no sistema imune dos animais (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010; WHITEHEAD, 2013).

C.1. Estudos de caso

Existem muito poucas evidências documentadas de que populações de cetáceos, principalmente baleias, tenham sido afetadas por vazamentos de óleo, a maior parte dos trabalhos analisa indivíduos separadamente, sem considerar a população como um todo.

A seguir são apresentados alguns estudos de caso em que houve a morte e/ou contaminação de cetáceos por causa de vazamento de óleo. Devido à escassez de estudos que abordem tempos de recuperação de cetáceos disponíveis na literatura científica, os casos levantados abordarão espécies contaminadas em ambientes costeiros, onde a contaminação tende a ser mais crítica uma vez que pode atingir populações residentes.

Especial atenção será dada ao caso das populações de orcas em Prince William Sound após o vazamento do Exxon Valdez no Alaska, uma vez que se trata de um caso extremo em que populações pequenas e residentes foram afetadas, sendo esse também o único estudo em que o tema recuperação é tratado.

SHORT (2003) apresentou em seu trabalho dois estudos em que cetáceos foram encontrados mortos após acidentes com vazamentos de óleo, o primeiro foi no canal de Santa Barbara, Califórnia, EUA em 1969, no qual 4 golfinhos e 6 baleias foram encontrados mortos (BROWNWELL, 1971), e o outro foi o acidente com o petroleiro Exxon Valdez, no Alaska, EUA, em 1989, onde foram encontrados mortos nas praias da região 26 baleias-cinzentas (*Eschrichtius robustus*), 5 botos (*Phocoena phocoena*), 5 baleias minkes (*Balaenoptera bonaerensis*), 1 baleia fin (*Balaenoptera physalus*) e 3 baleias não identificadas (LOUGHLIN, 1994). Além disso, houve grande mortalidade de orcas, mas isso será tratado no trabalho a seguir.

MATKIN *et al.* (2008) apresenta em seu trabalho um estudo realizado com orcas após o vazamento do Exxon Valdez em 1989. Esse estudo apresenta dados de 16 anos de monitoramento após o acidente. Dois grupos foram estudados em detalhes, um grupo residente, chamado de AB, e uma população itinerante, AT1. Ambos os grupos sofreram perdas de 33 a 41%, respectivamente, no ano após o vazamento. O grupo AB perdeu 13 animais, entre machos e fêmeas, tanto juvenis quanto adultos em idade reprodutiva. Essa taxa de mortalidade no ano do vazamento e no ano subsequente foi 18 vezes maior que o número esperado para o mesmo período de tempo, levando-se em conta a estrutura sexual e etária do grupo. O grupo AT1 perdeu nove animais de um total de 22, sendo importante observar que nesse grupo quatro animais foram vistos nadando no óleo (**Figura II.12.4.2.16**) logo após o vazamento, e que nenhum recrutamento foi observado nessa população desde 1984. Até a data da publicação do estudo os autores ainda não haviam observado recuperação nos grupos estudados e concluíram que, mesmo em condições ótimas, os grupos podem levar décadas para se recuperar, particularmente se fêmeas reprodutivas e/ou fêmeas juvenis tenham sido perdidas.



Fonte: MATKIN *et al.*, 2008

FIGURA II.12.4.2.16 – Quatro membros do grupo AT1 próximo ao Exxon Valdez menos de 24h após o vazamento.

Entretanto, é preciso levar em consideração que MATKIN & SAUTILIS (1997) citam que entre 1985-1986, período anterior ao acidente, seis orcas foram perdidas do grupo AB (residentes), uma taxa de mortalidade cinco vezes maior que o esperado. Com isso, pode-se questionar se essa população já não possuía uma tendência a diminuir, e se outros fatores não poderiam ter atrapalhando a sua recuperação após o vazamento de óleo. Outro estudo que indica que o óleo sozinho pode não ter sido a causa da ausência de recuperação nos grupos de orca foi patrocinado pelo Instituto Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council (EVOSTC, 2010) com as orcas da região, no qual a espécie foi examinada para a presença de contaminantes em seus tecidos. Os resultados encontrados indicaram que os indivíduos da população AT1 (transeuntes) carregavam elevados níveis de PCBs, DDT e metabólitos de DDT nos seus tecidos. Entretanto, a presença desses contaminantes não está relacionada ao vazamento de óleo. Além disso, as altas concentrações encontradas são comparáveis aos níveis que causam distúrbios reprodutivos em outros mamíferos marinhos, podendo justificar a ausência de recuperação dessa população.

TAYLOR & PLATER (2001) também estudaram a população residente da baía de Sound durante 26 anos, mesmo antes do acidente com o Exxon Valdez e indicaram que o óleo foi importante para diminuir o tamanho da população, mas não foi o único fator, com o declínio sendo atribuído a diversos impactos de fontes antropogênicas como diminuição dos estoques alimentares, distúrbio por barcos de observadores de baleia e tráfego marítimo. Com isso, não se pode afirmar que a ausência de recuperação da população de orcas de Prince William Sound seja causada simplesmente pelo impacto do Exxon Valdez. Acrescenta-se que MATKIN *et al.* (2008) citam que o fato da população transeunte se alimentar de leões marinhos pode ter influenciado na diminuição do número de indivíduos, pois os leões marinhos são particularmente sensíveis ao óleo e as orcas podem ter se contaminado ao ingerir a presa contaminada. Vale ressaltar que a população de orcas que pode ser encontrada na região do estudo se alimenta primariamente de peixes e golfinhos (SICILIANO *et al.*, 2006).

Além do vazamento de Exxon Valdez no Alasca, que marcou a história dos grandes vazamentos de óleo em áreas ecologicamente relevantes, é importante citar o último grande episódio de vazamento de óleo, que ocorreu no Golfo do México com a plataforma Deepwater Horizon.

Um estudo que avaliou o estado de saúde dos golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) na Baía Barataria, Louisiana (EUA) foi realizado no período de junho de 2010 a dezembro de 2012 (VENN-WATSON et al., 2015). Foram analisados tecidos pulmonares e de glândulas adrenais de 46 carcaças dessa espécie, mortos recentemente. As análises revalaram lesões nos pulmões e nas glândulas adrenais, tendo como causa, de acordo com os autores, o contato com o óleo do vazamento de Deepwater Horizon em abril de 2010. Além disso, os autores destacam, ainda, algumas prováveis causas das mortes, sendo elas: 1) insuficiência adrenal crônica; 2) aumento da susceptibilidade a crises adrenais, especialmente diante de gravidez, baixas temperaturas, e infecções; e 3) aumento na susceptibilidade a pneumonia bacteriana primária, possivelmente pela inalação e aspiração do óleo, ou perturbações nas funções imunológica 2012 (VENN-WATSON et al., 2015).

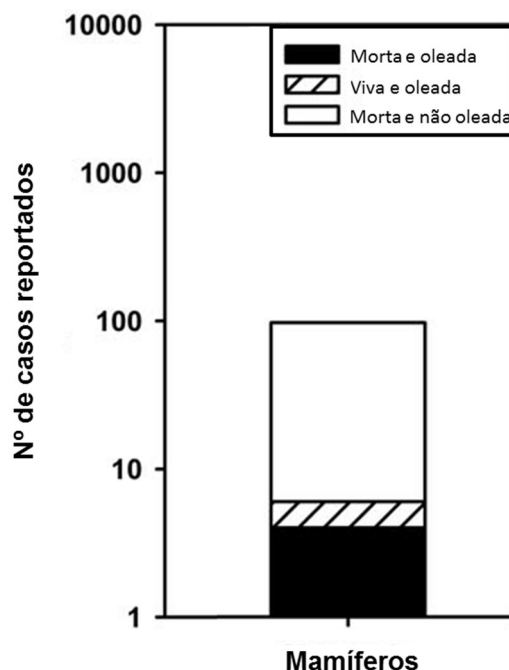
Em fevereiro de 2010 foi constatado um aumento no número de encalhes de cetáceos no Golfo do México (LITZ et al., 2014). Este tipo de evento é conhecido como UME (evento não usual de mortalidade). Devido à proximidade temporal com o vazamento de óleo ocorrido em abril de 2010 nessa região, os autores investigaram a possível relação entre o UME e o vazamento de óleo. Para isso, foi feito um levantamento histórico dos UMEs ocorridos no Golfo do México entre 1999 e 2009, totalizando 11 eventos. A média de duração dos UMEs foi de seis meses, chegando a, no máximo, 17 meses (2005-2006). O número máximo de indivíduos mortos por UME foi 344 (1990). De acordo LITZ et al. (2014), na maioria dos eventos a causa das mortes foi por vírus e toxinas.

No UME atual, que já dura 48 meses (à data da publicação do estudo, e que permanece em curso), 1000 encalhes foram registrados, a maioria de golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) (87%). Ao contrário dos demais UMEs, a causa primária das mortes não parece ser por vírus ou toxinas, pelo menos nos dois primeiros anos do UME (LITZ et al., 2014). Condições ambientais adversas, como a diminuição da temperatura e da salinidade, podem estar relacionadas à parte da mortalidade observada. Sendo assim, os fatores que contribuem para o atual UME no Golfo do México permanecem indeterminados (LITZ et al., 2014).

Em 2012, ACKLEH et al. (2012) realizaram a primeira tentativa de avaliar os impactos em longo prazo em cetáceos produzidos pelo vazamento de Macondo, utilizando métodos acústicos. Dados acústicos pré-existentes datados de julho de 2007 foram comparados com dados produzidos em setembro de 2010. Os novos dados foram coletados a 9,25 milhas e 50 milhas do local do vazamento. Os resultados revelaram uma diminuição de atividade e abundância no ponto mais próximo ao acidente e um aumento no ponto mais distante. Tais mudanças de deslocamento poderiam estar relacionadas à escassez de alimento devido a poluição por óleo e ao aumento do tráfego local devido às ações de resposta.

Os autores não descartam, contudo, a possibilidade de uma variação sazonal, devido a diferença no período de coleta dos dados de um ano e de outro. Além disso, citam a natureza limitada das análises, realizadas com apenas dois dados temporais (2007 e 2010) (ACKLEH et al., 2012).

Além deste estudo, BARRON (2012) detalhou os efeitos adversos do vazamento de Macondo sobre os mamíferos no Golfo do México. Poucos espécimes foram encontrados oleados (vivos ou mortos), no entanto, centenas foram encontrados mortos mesmo sem a presença de óleo em suas carcaças (**Figura II.12.4.2.17**).



Retirado de BARRON (2012).

FIGURA II.12.4.2.17- Número de mamíferos reportadas durante o Vazamento de Deepwater Horizon.

C.2. Conclusão

Os mamíferos marinhos possuem uma ampla gama de sensibilidade ao óleo, demonstrada pela sua diversidade na morfologia, comportamento e ecologia. Para se estabelecer apropriadamente aos efeitos do petróleo em dada espécie são necessários mais conhecimento sobre a sua história natural e fisiologia, além de mais estudos sobre as características toxicológicas do óleo nesses animais.

Para definir o tempo de recuperação de cetáceos, é importante primeiramente entender se os cetáceos são ou não afetados em um vazamento de óleo. Os estudos ainda são incipientes e contraditórios, sendo as informações mais confiáveis aquelas provenientes de situações reais de acidentes.

Levando-se em consideração as informações apresentadas acima, além do fato de o tempo de recuperação ser definido para a comunidade como um todo, estima-se, de forma conservadora, que o tempo para que a comunidade de cetáceos se recupere aos níveis anteriores ao de um acidente com vazamento de óleo de grandes proporções advindo das atividades da BP na região esteja entre 3 e 10 anos.

- **SVA boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e boto-vermelho (*Inia geoffrensis*)**

O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) é a espécie de odontoceto de hábitos costeiros com maior número de registros ao longo do litoral brasileiro. Contudo, as informações a respeito da espécie ainda são poucas, pois os dados biológicos são coletados de forma oportuna e a maioria dos estudos é desenvolvida em áreas restritas. Devido a esses fatores, a IUCN classifica a espécie como “Insuficientemente Conhecida” (IUCN, 2016), sendo ainda considerada como uma das espécies prioritárias no Plano de Ação para Mamíferos Aquáticos do IBAMA (IBAMA, 2001).

O boto-vermelho (*Inia geoffrensis*) é essencialmente fluvial, podendo chegar até praias próximas à desembocadura de rios. É o maior dos golfinhos de rio, sendo endêmico das bacias dos rios Amazonas e Orinoco (DA SILVA, 2004). Assim como as outras espécies aquáticas, a reprodução do boto está fortemente associada ao ciclo hidrológico da região. Cópulas e nascimentos ocorrem entre os meses de maio/junho a setembro, durante o final da cheia e durante a vazante na Amazônia Central (DA SILVA, 1994; 2004). Neste período, os peixes estão mais concentrados, favorecendo a captura das presas e menor gasto energético (DA SILVA, 1994; 2004). Durante a estação de vazante e seca, os botos saem dos lagos e canais de várzea em direção ao canal do rio principal, acompanhando os peixes e evitando ficar encalhados ou presos (ICMBio/MMA, 2011).

Para o boto-cinza e o boto-vermelho, as áreas de ocorrência consideradas no presente estudo foram definidas a partir dos trabalhos de SICILIANO *et al.*, 2008; EMIN-LIMA *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2012 e do SIMMAM, 2014, sendo considerados os locais onde existem populações residentes. As **Figuras II.12.4.2.18 e II.12.4.2.19** apresentam as áreas de concentração de populações residentes destas espécies juntamente com as probabilidades de chegada de óleo cru, no pior cenário previsto, e em caso de vazamento de óleo diesel após afundamento de uma embarcação, tanto para o inverno quanto para o verão.

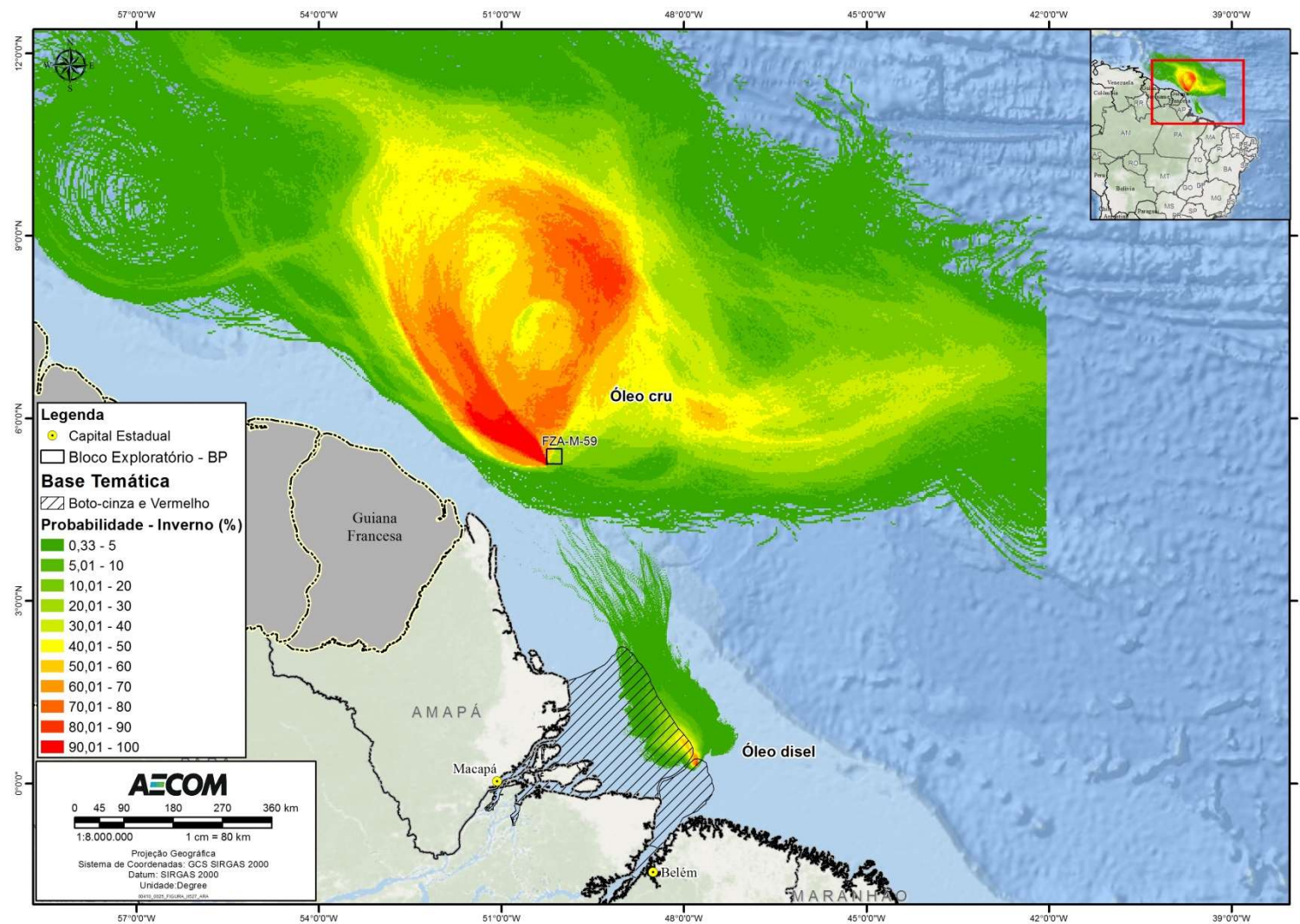


FIGURA II.12.4.2.18 – Área de ocorrência de populações residentes de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) e *Inia geoffrensis* (boto-vermelho) na área com probabilidades de chegada de óleo cru e diesel, no cenário de inverno.

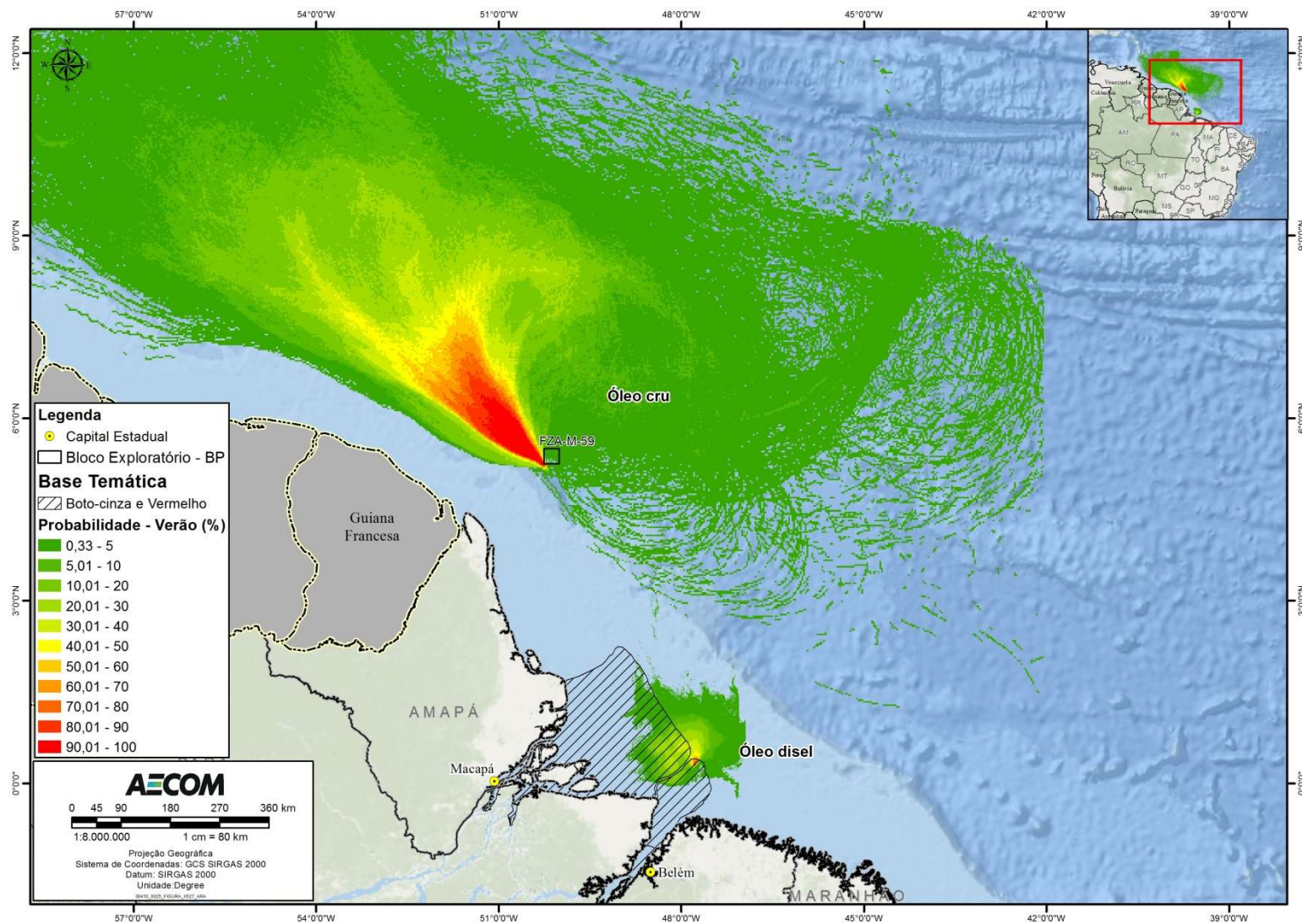


FIGURA II.12.4.2.19 – Área de ocorrência de populações residentes de *Sotalia guianensis* e *Inia geoffrensis* na área com as probabilidades de chegada de óleo cru e diesel, no cenário de verão.

Ressalta-se que, uma vez que as populações são entendidas como residentes, o SVA boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e boto-vermelho (*Inia geoffrensis*) foi considerado um subcomponente fixo, para o qual foi utilizado o maior valor de probabilidade de toque de óleo.

• CVA Avifauna marinha

A. Introdução

Podem ser encontradas diversas espécies de aves marinhas na região de estudo, totalizando 122 espécies com ocorrência factual e provável, distribuídas em 14 ordens e 33 famílias (Tabela II.12.4.2.6). Dentre as aves marinhas pelágicas, que apresentam principal ocorrência na área com probabilidade de toque de óleo, podem ser citadas as pardelas, mandriões, trinta-réis, albatrozes e atobás, representantes das famílias Procellariidae, Hydrobatidae, Sulidae, Stercorariidae e Sternidae. Dentre as aves marinhas costeiras destacam-se fragatas, batuíras, maçaricos e garças (CBRO, 2014; Coleção científica MPEG, Coleção científica MNRJ, Coleção científica MZUSP; Coleção do IEPA - Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá, campanha de *baseline* realizada na bacia da Foz do Amazonas).

TABELA II.12.4.2.6 – Aves com registros na área de estudo ou áreas próximas (ocorrência potencial) e status de conservação.

Espécie	Nome popular	Status IUCN (2014)	Status MMA (2014)
<i>Anhima cornuta</i> ^{2,3}	Anhuma ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Dendrocygna viduata</i> ³	Irerê ³	LC	Não ameaçado
<i>Dendrocygna autumnalis</i> ^{2,3}	Asa-branca ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Neochen jubata</i> ³	Pato-corredor ³	LC	Não ameaçado
<i>Amazonetta brasiliensis</i> ³	Pé-vermelho ³	LC	Não ameaçado
<i>Anas bahamensis</i> ³	Marreca-toicinho ³	LC	Não ameaçado
<i>Anas discors</i> ³	Marreca-de-asa-azul ³	LC	Não ameaçado
<i>Cairina moschata</i> ³	Pato-do-mato ³	LC	Não ameaçado
<i>Tachybaptus dominicus</i> ³	Mergulhão-pequeno ³	LC	Não ameaçado
<i>Phoenicopterus ruber</i> ^{2,3}	Flamingo ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Thalassarche chlororhynchus</i> ³	Albatroz-de-nariz-amarelo ³	EN	EN
<i>Bulweria bulwerii</i> ³	Alma-negra ³	LC	Não ameaçado
<i>Procellaria aequinoctialis</i> ^{2,3}	Pardela-preta ^{2,3}	VU	VU
<i>Calonectris borealis</i> ^{1,3}	Bobo-grande ^{1,3}	LC	Não ameaçado
<i>Puffinus gravis</i> ³	Bobo-grande-de-sobre-branco ³	LC	Não ameaçado
<i>Puffinus puffinus</i> ^{1,3}	Bobo-pequeno ^{1,3}	LC	Não ameaçado
<i>Puffinus lherminieri</i> ^{1,3}	Pardela-de-asa-larga ^{1,3}	LC	CR
<i>Oceanites oceanicus</i> ^{1,3}	Alma-de-mestre ^{1,3}	LC	Não ameaçado
<i>Oceanodroma castro</i> ³	Painho-da-ilha-da-madeira ³	LC	Não ameaçado
<i>Oceanodroma leucorhoa</i> ^{1,2,3}	Painho-de-cauda-furcada ^{1,2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Phaethon aethereus</i> ³	Rabo-de-palha-de-bico-vermelho ³	LC	EN
<i>Phaethon lepturus</i> ¹	Rabo-de-palha-do-bico-laranja ¹	LC	EN
<i>Ciconia maguari</i> ^{2,3}	Maguari ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Jabiru mycteria</i> ^{2,3}	Tuiuiú ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Mycteria americana</i> ^{2,3}	Cabeça-seca ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Fregata magnificens</i> ¹²³	Tesourão ¹²³	LC	Não ameaçado
<i>Sula dactylatra</i> ^{1,2,3}	Atobá-grande ^{1,2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Sula sula</i> ^{1,3}	Atobá-de-pé-vermelho ^{1,3}	LC	EN
<i>Sula leucogaster</i> ^{2,3}	Atobá-pardo ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> ^{2,3}	Biguá ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Anhinga anhinga</i> ^{2,3}	Biguatinga ^{2,3}	LC	Não ameaçado

Espécie	Nome popular	Status IUCN (2014)	Status MMA (2014)
<i>Pelecanus occidentalis</i> ³	Pelicano-pardo ³	LC	Não ameaçado
<i>Tigrisoma lineatum</i> ^{2,3}	Socó-boi ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Agamia agami</i> ^{2,3}	Garça-da-mata ^{2,3}	VU	Não ameaçado
<i>Cochlearius cochlearius</i> ^{2,3}	Arapapá ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Zebrilus undulatus</i> ^{2,3}	Socoí-zigue-zague ^{2,3}	NT	Não ameaçado
<i>Botaurus pinnatus</i> ³	Socó-boi-baio ³	LC	Não Ameaçado
<i>Ixobrychus exilis</i> ^{2,3}	Socoí-vermelho ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Nycticorax nycticorax</i> ^{2,3}	Savacu ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Nyctanassa violacea</i> ^{2,3}	Savacu-de-coroa ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Butorides striata</i> ^{2,3}	Socozinho ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Bubulcus ibis</i> ^{2,3}	Garça-vaqueira ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Ardea cocoí</i> ^{2,3}	Garça-moura ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Ardea alba</i> ^{2,3}	Garça-branca-grande ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Pilherodius pileatus</i> ^{2,3}	Garça-real ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Egretta tricolor</i> ^{2,3}	Garça-tricolor ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Egretta thula</i> ^{2,3}	Garça-branca-pequena ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Egretta caerulea</i> ^{2,3}	Garça-azul ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Eudocimus ruber</i> ^{2,3}	Guará ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> ^{2,3}	Coró-coró ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Phimosus infuscatus</i> ³	Tapicuru-de-cara-pelada ³	LC	Não ameaçado
<i>Platalea ajaja</i> ^{2,3}	Colhereiro ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Pandion haliaetus</i> ^{2,3}	Águia-pescadora ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Rostrhamus sociabilis</i> ^{2,3}	Gavião-caramujeiro ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Buteogallus aequinoctialis</i> ³	Caranguejeiro ³	NT	Não ameaçado
<i>Buteogallus urubitinga</i> ³	Gavião-preto ³	LC	Não ameaçado
<i>Eurypyga helias</i> ³	Pavãozinho-do-Pará ³	LC	Não ameaçado
<i>Aramus guarauna</i> ^{2,3}	Carão ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Aramides ypecaha</i> ³	Saracuruçu ³	LC	Não ameaçado
<i>Aramides cajaneus</i> ^{2,3}	Saracura-três-potes ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Amaurolimnas concolor</i> ²	Saracura-lisa ²	LC	Não ameaçado
<i>Laterallus exilis</i> ³	Sanã-do-capim ³	LC	Não ameaçado
<i>Porzana flaviventer</i> ³	Sanã-amarela ³	LC	Não ameaçado
<i>Porzana albicollis</i> ³	Sanã-carijó ³	LC	Não ameaçado
<i>Pardirallus maculatus</i> ^{2,3}	Saracura-carijó ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Porphyrio martinicus</i> ²	Frango-d'água-azul ²	LC	Não ameaçado
<i>Porphyrio flavirostris</i> ^{2,3}	Frango-d'água-pequeno ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Heliornis fulica</i> ^{2,3}	Picaparra ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Laterallus jamaicensis</i> ³	Açanã-preta ³	DD	Não listado
<i>Vanellus cayanus</i> ²	Batuíra-de-esporão ²	LC	Não ameaçado
<i>Vanellus chilensis</i> ^{2,3}	Quero-quero ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Pluvialis dominica</i> ^{2,3}	Batuiçu ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Pluvialis squatarola</i> ^{2,3}	Batuiçu-de-axila-preta ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Charadrius semipalmatus</i> ^{2,3}	Batuíra-de-bando ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Charadrius wilsonia</i> ^{2,3}	Batuíra-bicuda ^{2,3}	LC	VU
<i>Charadrius collaris</i> ^{2,3}	Batuíra-de-coleira ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Haematopus palliatus</i> ^{2,3}	Piru-piru ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Himantopus mexicanus</i> ³	Pernilongo-de-costas-negras ³	LC	Não ameaçado
<i>Himantopus melanurus</i> ²	Pernilongo-de-costas-brancas ²	LC	Não ameaçado
<i>Gallinago paraguaiae</i> ^{2,3}	Narceja ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Limnodromus griseus</i> ^{2,3}	Maçarico-de-costas-brancas ^{2,3}	LC	CR
<i>Numenius hudsonicus</i> ¹	Maçarico-galego ¹	LC	Não ameaçado
<i>Numenius phaeopus</i> ^{1,2,3}	Maçarico-galego ^{1,2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Bartramia longicauda</i> ³	Maçarico-do-campo ³	LC	Não ameaçado
<i>Actitis macularia</i> ^{2,3}	Maçarico-pintado ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Tringa solitaria</i> ^{2,3}	Maçarico-solitário ^{2,3}	LC	Não ameaçado

Espécie	Nome popular	Status IUCN (2014)	Status MMA (2014)
<i>Tringa melanoleuca</i> ^{2,3}	Maçarico-grande-de-perna-amarela ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Tringa semipalmata</i> ^{1,2,3}	Maçarico-de-asa-branca ^{1,2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Tringa flavipes</i> ^{2,3}	Maçarico-de-perna-amarela ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Arenaria interpres</i> ^{1,2,3}	Vira-pedras ^{1,2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Calidris canutus</i> ^{2,3}	Maçarico-de-papo-vermelho ^{2,3}	LC	CR
<i>Calidris alba</i> ^{2,3}	Maçarico-branco ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Calidris pusilla</i> ^{2,3}	Maçarico-rasteirinho ^{2,3}	NT	EN
<i>Calidris minutilla</i> ^{2,3}	Maçariquinho ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Calidris fuscicollis</i> ^{2,3}	Maçarico-de-sobre-branco ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Jacana jacana</i> ^{2,3}	Jaçanã ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Stercorarius skua</i> ^{1,2,3}	Mandrião-grande ^{1,2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Stercorarius maccormicki</i> ^{1,3}	Mandrião-do-sul ^{1,3}	LC	Não ameaçado
<i>Stercorarius parasiticus</i> ¹	Mandrião-parasítico ¹	LC	Não ameaçado
<i>Stercorarius longicaudus</i> ¹	Mandrião-da-cauda-comprida ¹	LC	Não ameaçado
<i>Stercorarius pomarinus</i> ^{1,3}	Mandrião-pomarinho ^{1,3}	LC	Não ameaçado
<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i> ^{2,3}	Gaivota-de-cabeça-cinza ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Leucophaeus atricilla</i> ^{1,2,3}	Gaivota-alegre ^{1,2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Anous stolidus</i> ^{1,3}	Trinta-réis-escuro ^{1,3}	LC	Não ameaçado
<i>Anous minutus</i> ²	Trinta-réis-preto ²	LC	Não ameaçado
<i>Onychoprion fuscatus</i> ^{1,3}	Trinta-réis-das-rocas ^{1,3}	LC	Não ameaçado
<i>Sternula antillarum</i> ^{2,3}	Trinta-réis-miúdo ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Sternula superciliaris</i> ^{2,3}	Trinta-réis-anão ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Phaetusa simplex</i> ^{1,2,3}	Trinta-réis-grande ^{1,2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Gelochelidon nilotica</i> ^{2,3}	Trinta-réis-de-bico-preto ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Sterna hirundo</i> ^{1,2}	Trinta-réis-boreal ^{1,2}	LC	Não ameaçado
<i>Sterna dougalli</i> ^{1,3}	Trinta-réis-róseo ^{1,3}	LC	VU
<i>Sterna paradisaea</i> ³	Trinta-réis-ártico ³	Não ameaçado	Não listado
<i>Thalasseus acuflavidus</i> ^{1,2,3}	Trinta-réis-de-bando ^{1,2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Thalasseus maximus</i> ^{1,2,3}	Trinta-réis-real ^{1,2,3}	LC	EN
<i>Rynchops niger</i> ^{2,3}	Talha-mar ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Opisthocomus hoazim</i> ^{2,3}	Cigana ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Megaceryle torquata</i> ^{2,3}	Martim-pescador-grande ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Chloroceryle amazona</i> ³	Martim-pescador-verde ³	LC	Não ameaçado
<i>Chloroceryle aenea</i> ^{2,3}	Martinho ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Chloroceryle americana</i> ^{2,3}	Martim-pescador-pequeno ^{2,3}	LC	Não ameaçado
<i>Chloroceryle inda</i> ^{2,3}	Martim-pescador-da-mata ^{2,3}	LC	Não ameaçado

Legenda:

CR – Criticamente em perigo - Risco extremamente alto de extinção na natureza.

EN (Em perigo) - “*Endangered*” - Risco muito alto de extinção na natureza em futuro próximo.

VU (Vulnerável) - “*Vulnerable*” - Alto risco de extinção na natureza em médio prazo.

NT (Quase ameaçado) - “*Near Threatened*” - Quando a espécie, tendo sido avaliada, não se enquadra nas categorias acima mas está perto de ser classificada.

LC (Pouco preocupante) - “*Least Concern*” - Quando a espécie, tendo sido avaliada, não se enquadra nas categorias acima.

NA – Não ameaçado

¹ - Espécies avistadas na campanha de *baseline* realizada na bacia da Foz do Amazonas.

² - Espécies com registro presente em coleções científicas de aves

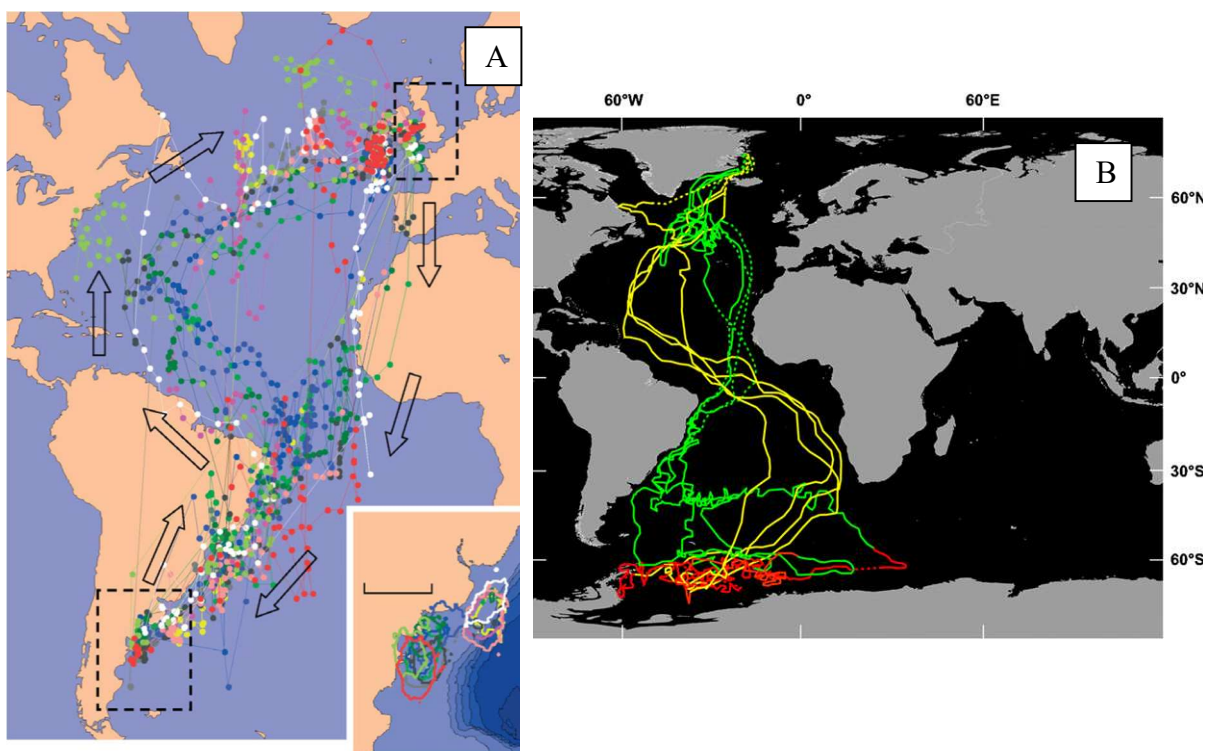
³ - Espécies com registro presente em referências bibliográficas

É importante ressaltar que algumas espécies citadas para a região de estudo são consideradas ameaçadas de extinção a nível nacional (MMA, 2014) e/ou global (IUCN, 2014). Podemos citar as espécies: *Thalassarche chlororhynchos* (albatroz-de-nariz-amarelo) – Em perigo mundial e nacionalmente; *Procellaria aequinoctialis* (Pardela-preta) - Vulnerável mundial e nacionalmente; *Puffinus lherminieri* (Pardela-de-asa-larga) – Criticamente ameaçada no Brasil, assim como *Limnodromus griseus* (Maçarico-de-costas-brancas) e *Calidris*

canutus (Maçarico-de-papo-vermelho); *Phaethon aethereus* (Rabo-de-palha-de-bico-vermelho) – “Em Perigo” no Brasil, assim como *Sula sula* (Atobá-de-pé-vermelho), *Calidris pusilla* (Maçarico-rasteirinho), *Thalasseus maximus* (Trinta-réis-real) e *Phaethon lepturus* (Rabo-de-palha-de-bico-laranja); *Charadrius wilsonia* (Batuíra-bicuda) – “Vulnerável” no Brasil assim como *Sterna dougallii* (Trinta-réis-róseo); e *Agamia agami* (Garça-da-mata) – “Vulnerável” globalmente.

Destaca-se também a presença de muitas aves migratórias neárticas, que utilizam a região da bacia da Foz do Amazonas como rota migratória entre suas áreas de reprodução no frio hemisfério norte, e áreas de alimentação e descanso nas temperaturas mais amenas do hemisfério sul. Na região estão presentes duas rotas migratórias, a Rota Atlântica, principal rota migratória do Brasil, que ocorre ao longo da costa do Amapá até o Rio Grande do Sul; e a Rota do Brasil Central, outra importante rota migratória, porém pouco conhecida, que consiste numa divisão da Rota Atlântica na altura da Foz do Rio Amazonas. Tem início na foz dos rios Tocantins e Xingu, passando pelo Brasil Central e atingindo o Vale do Rio Paraná, na altura de São Paulo (MMA/ICMBio, 2016).

Para corroborar o uso da região da bacia da Foz do Amazonas por aves migratórias, pode-se citar alguns estudos com geolocalizadores que monitoraram os deslocamentos de algumas espécies de aves neárticas, como é possível observar na Figura a seguir.



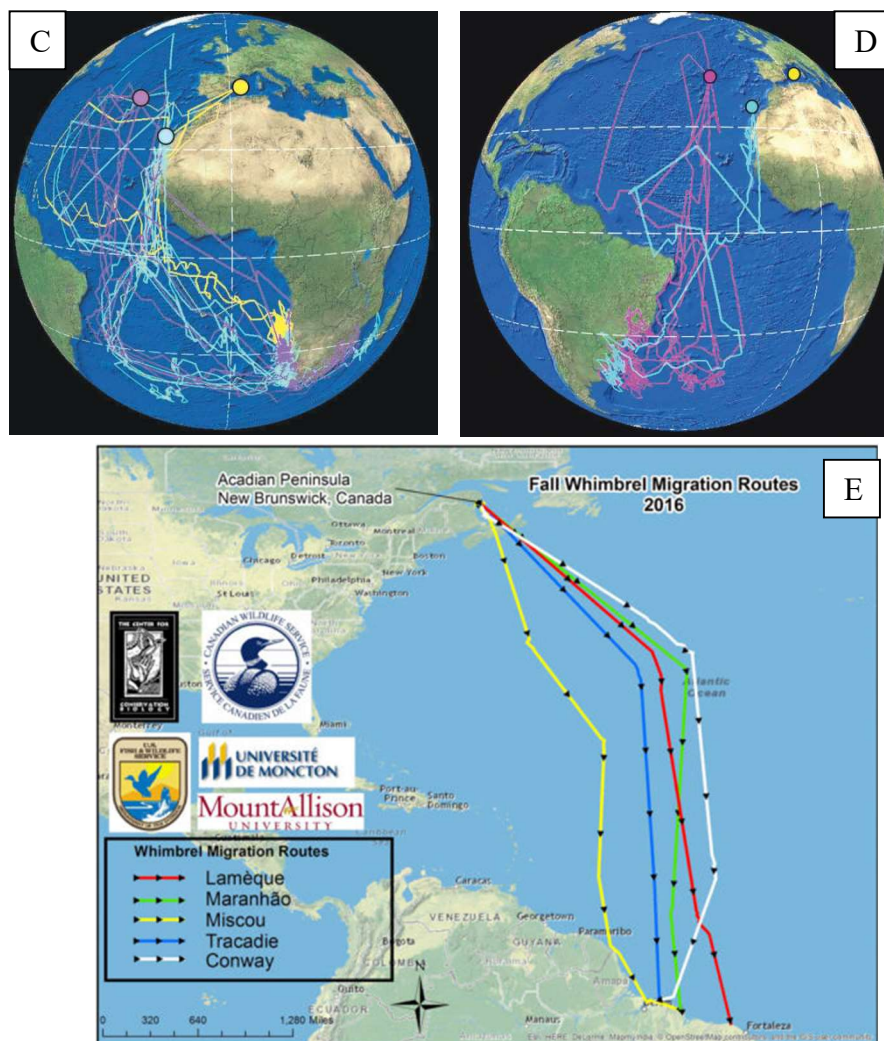


FIGURA II.12.4.2.20 – Deslocamento de espécies de aves monitoradas com geolocalizadores. (A) Deslocamento de 12 espécimes de bobo-pequeno (*Puffinus puffinus*) (Fonte: GUILFORD et al., 2008); (B) Deslocamento de 11 espécimes de trinta-rés-do-ártico (*Sterna paradisaea*) (Fonte: EGEVANG et al, 2010); (C) Deslocamento de 11 espécimes de pardela (*Calonectris diomedea*) (Fonte: GONZÁLEZ-SOLÍS et al., 2007); (D) Deslocamento de quatro espécimes de pardela (*Calonectris diomedea*) que se reproduzem nas Ilhas Canárias e nas Ilhas dos Açores e invernam no Atlântico Sul ocidental associado à corrente brasileira (Fonte: GONZÁLEZ-SOLÍS et al., 2007); (E) Deslocamento de cinco espécimes de maçarico-galego (*Numenius phaeopus*) tagueados no Canadá (Fonte: SMITH & WATTS, 2015).

Vale ressaltar ainda que para a avaliação deste CVA considerou-se principalmente as aves aquáticas (costeiras e oceânicas), pois são mais passíveis de serem impactadas por óleo proveniente de um vazamento com origem no mar.

B. Mapeamento

As Figuras II.12.4.2.21 e II.12.4.2.22 apresentam as áreas de ocorrência de avifauna marinha nas áreas com probabilidades de chegada de óleo, no cenário de pior caso, no cenário de pior caso para o óleo cru e em caso de vazamento de óleo diesel após afundamento de uma embarcação, tanto no inverno como no verão.

Considerando que as modelagens realizadas indicam não haver probabilidade de toque de óleo na costa brasileira, local onde ocorrem concentrações de aves, foi considerada conservadoramente todo o ambiente marinho como sendo uma possível área de ocorrência desse grupo biológico.

Além disso, deve-se destacar a importância da Bacia da Foz do Amazonas como rota migratória de espécies neárticas, que em alguns casos utilizam áreas da bacia como região de *stopover*. Nessas áreas aparentemente as aves interrompem seu deslocamento por alguns dias até algumas semanas para descansar, até seguirem sua jornada (GUILFORD et al., 2009). Por esse motivo, considerando a relevância da região norte do Brasil principalmente para as aves migratórias que apresentam rotas na área, e de modo a atender a solicitação desta COEXP/CGMAC/DILIC/IBAMA, o CVA Avifauna foi considerado um componente fixo, para o qual é utilizada a maior probabilidade para o cálculo do risco ambiental.

No entanto, ressalta-se que essa ampla área não se configura como uma área de agregação com fins alimentares ou reprodutivos.

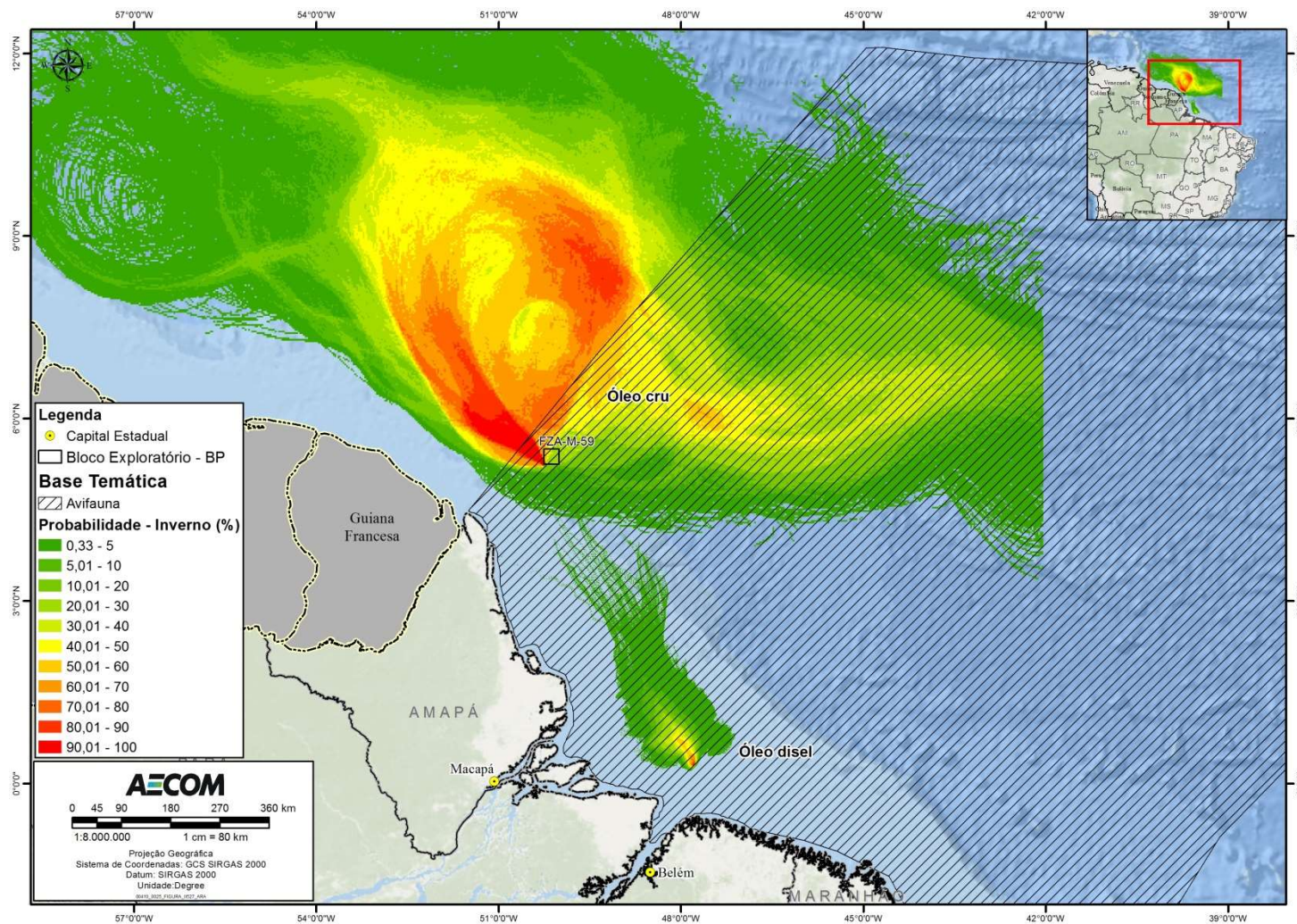


FIGURA II.12.4.2.21 – Áreas de ocorrência de avifauna marinha na área com probabilidades de chegada de óleo, no cenário de inverno, pior caso.

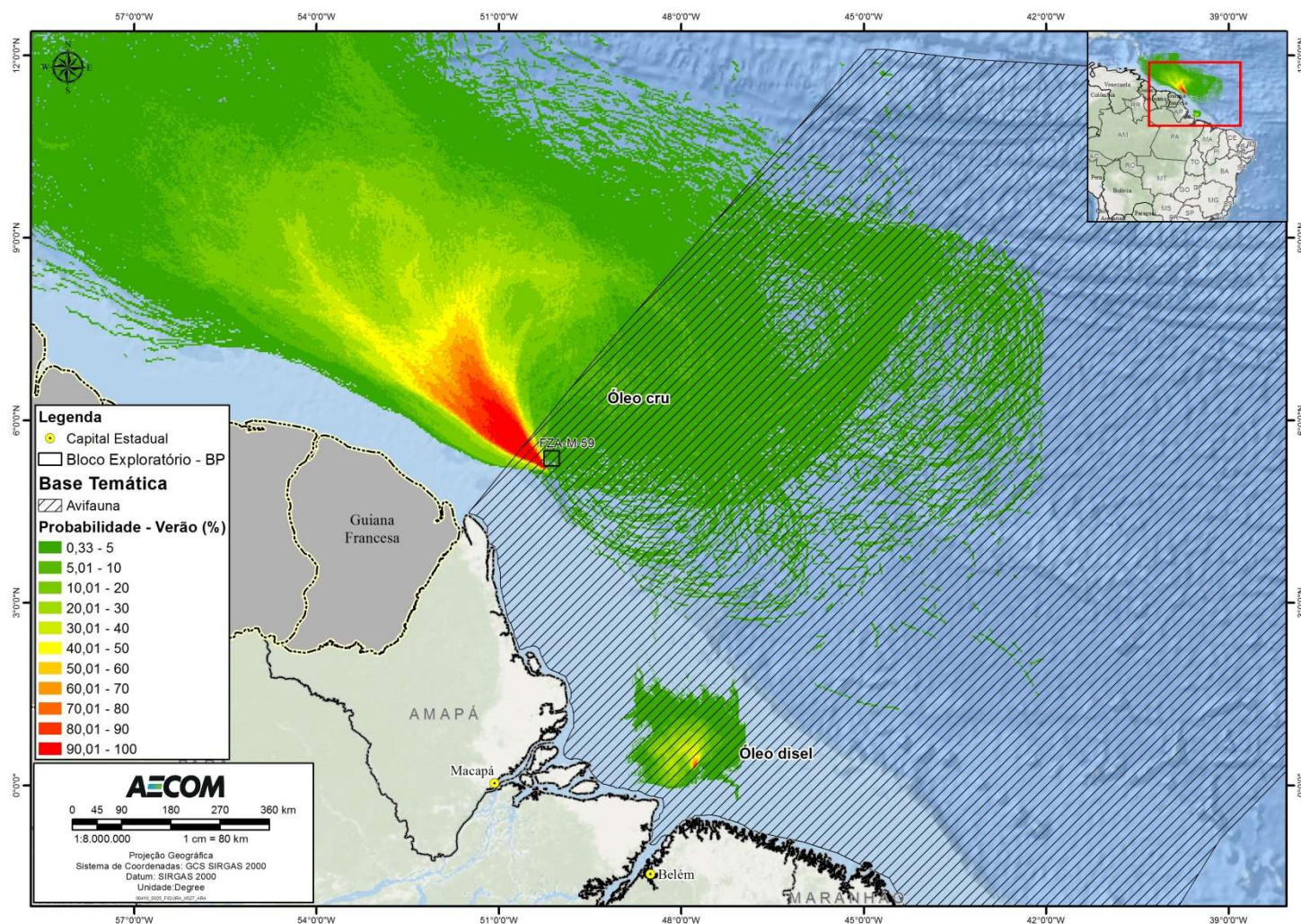


FIGURA II.12.4.2.22 – Áreas de ocorrência de avifauna marinha na área com probabilidades de chegada de óleo, no cenário de verão, pior caso.

C. Tempos de Recuperação

De todos os grupos impactados por óleo, as aves provavelmente atraem a maior preocupação do público (KINGSTON, 2002). Grandes vazamentos costumam impactar um grande número de aves, que são muito sensíveis, tanto aos efeitos externos quanto internos do óleo (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010; HEUBECK *et al.*, 2003; ZAFONTE & HAMPTON, 2005).

As aves marinhas são particularmente sensíveis e têm um alto risco de contato com o óleo vazado devido à quantidade de tempo em que ficam sobre, ou perto, da superfície do mar, além de possuírem baixas taxas reprodutivas (EPA, 1999; AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010). São também bastante afetadas as populações de aves com um pequeno número de indivíduos, distribuição geográfica restrita ou com espécies ameaçadas (EPA, 1999).

Na maior parte dos acidentes em que há documentação de morte de aves marinhas, o número de aves impactadas tem sido apenas estimado, enquanto que os impactos a nível populacional têm sido dificilmente determinados. Os únicos dados confiáveis são a contagem de carcaças que aparecem no litoral, mas mesmo esse valor é subjetivo e o método possui grandes limitações, uma vez que desconsidera variáveis como intensidade de busca, da acessibilidade da linha de costa e das condições do mar na hora do vazamento (KINGSTON, 2002).

A maior parte das espécies possui alta mobilidade e pode viajar grandes distâncias, tanto para suas áreas de reprodução quanto para encontrar comida. Na ausência de dados precisos e sem conhecimento da estrutura etária e da possível origem das aves envolvidas, é muito difícil prever ou interpretar tendências populacionais após um acidente com vazamento de óleo (HEUBECK *et al.*, 2003).

Os danos causados por incidentes variam com o tipo e volume do óleo, condições ambientais e a área e época do ano onde o acidente ocorreu, mas sempre há consequências ambientais (HEUBECK *et al.*, 2003).

○ Contaminação externa dos indivíduos

O óleo presente na porção externa do corpo das aves é provavelmente o responsável pela maior parte da mortalidade e estresse em aves marinhas após um vazamento de óleo, sendo que os efeitos podem ocorrer mesmo com quantidades muito pequenas na plumagem (e.g. 12.5 ml de óleo pesado) (BURGER, 2003; MOSBECH, 2002). É importante observar que o comportamento das aves marinhas é variável, portanto quanto mais tempo a ave gastar no mar, seja mergulhando para encontrar comida, nadando ou pousada na superfície, mais susceptível ela está à contaminação por óleo no caso de um vazamento. As aves sujas de óleo podem sofrer hipotermia, desidratação, afogamento e fome, e se tornam presas fáceis (HILL, 1999; AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010).

Entre os efeitos causados pela contaminação externa das aves pode-se citar o colapso das penas e alterações na plumagem, que causam a diminuição do isolamento térmico. A queda das penas também é outro fator a ser considerado, pois pode alterar a cobertura e dificultar severamente a habilidade das aves para voar. A quebra na impermeabilização e no isolamento térmico proporcionado pelas penas pode levar a hipotermia. As penas encharcadas com óleo, por sua vez, provocam uma diminuição ou perda da flutuabilidade, podendo levar ao afogamento por causa do aumento do peso ou da falta de aeração entre as penas. O óleo pode, ainda, irritar a

pele, os olhos, a boca e a cavidade nasal, além de inibir o comportamento de procura por alimento como o mergulho e o nado (MOSBECH, 2002; ITOPI, 2010b; BURGER, 2003; AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010).

É importante observar que experimentos de campo mostraram que aves adultas quando contaminadas, mesmo que levemente, podem transferir óleo para os ovos durante a incubação, desse modo diminuindo o sucesso de nascimento (LEWIS & MALECKI, 1984 *apud* MOSBECH, 2002).

Um estudo sobre os efeitos do óleo no comportamento alimentar do maçarico-branco (*Calidris alba*) e da batuíra de bando (*Charadrius semipalmatus*), realizado após um vazamento de óleo na costa atlântica de Nova Jersey, mostrou que o tempo gasto por essas espécies na alimentação diminui quanto maior a presença de óleo em suas penas. Isso ocorre pois aves contaminadas gastam mais tempo se limpando e ajeitando suas penas do que as não contaminadas. Tal alteração de comportamento aumenta o estresse energético durante a migração. Para espécies que capturam o alimento na água, o aumento da demanda energética é combinado com a redução da habilidade da ave em se alimentar, devido à perda de fluabilidade das penas encharcadas (BURGUER, 1997 *apud* MOSBECH, 2002).

○ Contaminação interna dos indivíduos

Muitos estudos apresentam efeitos tóxicos do óleo em aves, com resultados variáveis dependendo da composição química, da espécie e da idade do indivíduo (BURGER, 2003). As aves podem ingerir óleo ao realizar a manutenção da plumagem através do alisamento das penas com o bico ou quando se alimentam de presas contaminadas, podendo sofrer efeitos a longo prazo (EPA, 1999; ITOPI, 2010b).

A ingestão de óleo causa envenenamento e intoxicação, além de irritação gastro-intestinal, rompimento da adrenal, níveis anormais de corticosteróides (hormônios de estresse), danos no fígado, disfunção renal, anemia e disfunção da glândula de sal. As células sanguíneas também podem ser destruídas causando distúrbios no sistema imune. Entre os efeitos na reprodução, pode-se citar a redução da habilidade de se reproduzir e do número de ovos previsto, diminuição da fertilidade dos ovos, da espessura da casca, e interrupção do comportamento normal de incubação (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010; BURGER, 2003; MOSBECH, 2002).

O acompanhamento de indivíduos de pato-real (*Anas platyrhynchos*) alimentados com óleo intemperizado proveniente do acidente Exxon Valdez mostrou que não houve interferência significativa sobre a sobrevivência, o crescimento e a reprodução dos mesmos. Os resultados indicaram, porém, que em concentrações extremamente altas (20g de óleo/kg de alimento) existiram reduções significativas na espessura média e na resistência da casca. Baseando-se nesses resultados e na literatura toxicológica disponível foi possível concluir que os efeitos tóxicos subletais do óleo intemperizado na vida selvagem em vazamentos como o Exxon Valdez parecem ser bastante improváveis (MOSBECH, 2002).

É importante destacar que pouco se conhece sobre o fato de aves marinhas evitarem intencionalmente áreas com manchas de óleo, contudo evidências encontradas em um experimento realizado na Noruega sugerem fortemente que a espécie fulmar-glacial (*Fulmarus glacialis*) evita se estabelecer na superfície marinha poluída com óleo pesado (LORENTSEN & ANKER-NILSEN, 1993 *apud* MOSBECH, 2002). Isso pode ser verdade

também para outras espécies de aves, entretanto ainda são necessários muitos estudos para que isso seja comprovado.

○ Efeitos a longo prazo nos indivíduos

Efeitos a longo prazo são muito difíceis de detectar e monitorar porque as aves podem colocar seus ovos a centenas de milhares de quilômetros do local do acidente. Além disso, os efeitos do óleo podem ser sutis, afetando as populações por longos períodos, diminuindo o sucesso reprodutivo e o recrutamento. Esses efeitos devem contudo ser avaliados, pois, conforme o caso, podem vir a influenciar fortemente no tempo de recuperação de uma população (BURGER, 2003).

Entre os efeitos a longo prazo pode-se citar o atraso na maturação dos ovários em fêmeas, a alteração nos níveis hormonais, a redução na sobrevivência e crescimento de embriões e filhotes nos quais os pais tenham sido externamente contaminados por óleo, a supressão da imunidade e da resistência à doenças, efeitos mutagênicos, interrupção da monogamia (caso um dos pares esteja contaminado e deixe de reproduzir temporariamente) e redução da sobrevivência no inverno após o acidente (BURGER, 2003). Corroborando com essas informações, estudos envolvendo pinguins africanos (*Spheniscus demersus*) impactados por óleo proveniente de dois grandes vazamentos, revelaram uma redução da capacidade reprodutiva da espécie, após exposição prolongada ao óleo (WOLFAARDT *et al.*, 2001; SHERLEY, 2010).

Na costa Atlântica, local de ocorrência da rota dos pingüins-de-Magalhães, também ocorre rota de navios petrolíferos. Sendo assim, não é incomum que a lavagem dos tanques gere pequenos vazamentos de petróleo causando a poluição crônica nesses mares, gerando um impacto de longo prazo nos pinguins (MÄDER, 2011). Esses animais ingerem o petróleo ao limpar suas penas e passam a ter dificuldade de flutuação, além de terem a manutenção da temperatura corporal comprometida (MÄDER, 2011).

MORENO *et al.* (2013) destacam que o monitoramento a longo prazo da ecologia alimentar de aves marinhas tem o potencial de fornecer informações valiosas acerca da dinâmica da cadeia alimentar devido à contaminação por hidrocarbonetos, refletindo o estado dos ecossistemas adjacentes afetados.

○ Efeitos na População

O impacto do óleo sobre uma população de aves ocorre em função de dois fatores: grau (i.e. o número inicial de aves mortas) e a duração (i.e. o tempo que a população impactada leva para recuperar a condição pré-vazamento) (ZAFONTE & HAMPTON, 2005).

Para detectar efeitos na população são necessárias informações das espécies envolvidas, sua origem reprodutiva e geográfica, idade e estrutura sexual dos indivíduos que morreram. A composição etária dos indivíduos é importante, pois algumas espécies levam muitos anos até atingir a idade reprodutiva. Se, por exemplo, a maioria das vítimas estiver na idade adulta, um efeito pode ser detectado no próximo período reprodutivo, enquanto que se a maioria for imatura os efeitos podem demorar anos para aparecer (HEUBECK *et al.*, 2003).

Uma importante questão que deve ser feita em relação aos impactos sobre as populações é: podem populações se tornar extintas após serem impactadas por um acidente com vazamento de óleo? Exemplos históricos

mostram que populações de aves em geral se recuperam a partir de grupos muito pequenos, dificultando que isso ocorra (RYAN & SIEGFRIED, 1994 *apud* MOSBECH, 2002). Entretanto, são relatados casos de extinção de espécies de aves em algumas regiões, principalmente devido à destruição do hábitat e a caça predatória (MOSBECH, 2002).

Um exemplo a ser citado é o caso das populações marginais de papagaios-do-mar na Bretanha. Uma colônia de papagaios-do-mar sofreu grandes perdas devido à combinação de causas naturais e poluição por óleo, após o naufrágio do Amoco Cadiz na costa da Bretanha, tendo que ser repovoada com indivíduos de outras colônias (HOPE JONES *et al.* 1978 *apud* MOSBECH, 2002). Além disso, no sul da Califórnia uma colônia de pombos Guillemot foi dizimada em 1980 principalmente devido ao grande número de vazamentos de óleo que ocorreram na região (PARKER *et al.*, 1997 *apud* MOSBECH, 2002). Entretanto, é válido destacar que não é esperado que colônias de aves sejam impactadas já que as probabilidades de presença de óleo, mesmo para os cenários de pior caso, se restringem à área oceânica, e as colônias (geralmente com fins reprodutivos) ocorrem em ambientes costeiros. Em alguns casos, ilhas oceânicas também funcionam como locais de parada para colônias de aves, porém na área de estudo não existem ilhas na área com probabilidade de toque de óleo, corroborando com a sentença anterior.

Adicionalmente, é importante observar que o volume de óleo vazado não está necessariamente correlacionado com o número de aves mortas, uma vez que outros fatores podem possuir efeitos mais fortes, como, por exemplo, a densidade de aves na água no momento do acidente, o comportamento das aves afetadas, a proximidade das colônias e de outras agregações, a direção do vento, a ação das ondas, a temperatura e o tipo do óleo. Contudo, pequenos vazamentos de poucas toneladas podem matar milhares de aves se este ocorrer em uma área com grande concentração de indivíduos (BURGER, 1993).

○ **Recuperação de populações**

Alguns autores estudando acidentes com vazamentos de óleo relataram tempos de recuperação para espécies, entretanto as modelagens matemáticas são, atualmente, as ferramentas mais utilizadas, já que dificilmente são encontrados estudos a longo prazo de populações impactadas.

É difícil determinar o tempo de recuperação de uma população de aves, uma vez que a reposição ou recuperação de uma população não é somente o retorno ao número de indivíduos anterior, mas também de toda a estrutura da população. A dinâmica populacional e a ecologia alimentar de aves marinhas são complexas e informações importantes para modelagens matemáticas ainda são escassas (MOSBECH, 2002).

Como as aves marinhas têm uma alta expectativa de vida, com alta sobrevivência e diferentes expectativas por classe etária, estudos de populações a longo prazo são extremamente necessários para entender e prever um tempo de recuperação.

De modo a recuperar uma população, os indivíduos podem tender a usar estratégias que agilizem esse processo, como colocar mais ovos que o habitual, reproduzir-se mais frequentemente ou inserir aves jovens nos grupos reprodutivos. Esses processos podem ajudar, mas mesmo assim a recuperação pode levar muitos anos e irá depender de outros fatores como, por exemplo, o alimento disponível. Embora seja comum que ocorra a perda de indivíduos a curto e médio prazo, existem poucos registros de que vazamentos tenham causado prejuízos a longo prazo nas populações ou declinado permanentemente uma colônia (ITOPF, 2010b).

Atualmente, o estabelecimento de um tempo de recuperação relativamente curto para as populações de aves tem sido justificado pelas boas taxas demográficas (p. ex. taxas de sobrevivência) observados, pela baixa mortalidade aguda e pela flutuação normal no número de indivíduos dentro das populações, demonstrando a resiliência das espécies. Em contraste, longos tempos de recuperação têm sido prescritos com base em evidências de declínio das populações, na idade tardia da primeira reprodução, no baixo sucesso reprodutivo da maioria das espécies e na grande mortalidade (ZAFONTE & HAMPTON, 2005).

Monitorar a mortalidade e a recuperação através de estudos populacionais pode ser difícil, pois esses estudos inevitavelmente têm erros de medição, algumas vezes maiores que as estimativas de mortalidade aguda, além disso, o monitoramento não mede simultaneamente impacto e condições pré-acidente e a variabilidade ambiental pode dificultar a definição de uma condição pré-acidente estática (ZAFONTE & HAMPTON, 2005).

Em relação às espécies impactadas pelo vazamento com o Exxon Valdez, é muito importante citar o artigo de DAY *et al.* (1996), no qual estudou-se o uso de habitats afetados por óleo por 42 espécies de aves marinhas, dois anos e meio após o acidente. Os autores consideraram a população como recuperada quando já não se podia mais detectar uma relação significativa entre a abundância de espécies e o nível de óleo. Os resultados encontrados mostram que 23 (55%) das 42 espécies estudadas não mostraram impactos negativos iniciais no uso de seu habitat. Das 19 espécies que apresentaram impactos negativos, 13 (68%) mostraram evidências de recuperação dentro dos 2,5 anos de monitoramento. Apenas seis espécies não mostraram clara evidência de recuperação dentro do período estudado, ou seja, menos de 15% das espécies estudadas. A proporção de espécies registradas em campanhas individuais que mostraram impactos negativos diminuiu ao longo do estudo, de 54% na primeira campanha (1989) para 10% na última (1991). Ressalta-se que as espécies que não mostraram sinais de recuperação tendiam a se alimentar na zona entremarés e a ser residentes, sendo que essas características também existiram para algumas espécies que não apresentaram os impactos iniciais. Os autores, portanto, concluem que o vazamento do Exxon Valdez impactou o uso de habitat para quase metade das espécies estudadas, sugerindo efeitos iniciais na adequação de habitat por essas espécies. Entretanto, os impactos persistiram por menos de 2,5 anos para a maioria das espécies afetadas. É válido destacar ainda que esse tempo de recuperação está relacionado à retomada do uso da área pelas espécies, não avaliando abundância ou dinâmicas populacionais. Essa taxa de recuperação no uso de habitat paralelamente à rápida recuperação da abundância das espécies (geralmente menor que dois anos) também foi documentada para outras comunidades afetadas pelo óleo (invertebrados da região entremarés, peixes e aves) que foram estudados no Alaska e em outros locais.

Outro exemplo no qual houve recuperação é o da águia americana (*Haliaeetus leucocephalus*), espécie residente e abundante da região costeira da área atingida pelo óleo. Após o vazamento do Exxon Valdez, um total de 151 carcaças foram recuperadas da área atingida, sendo importante considerar que a região fornece habitat permanente e sazonal para cerca de 6000 águias. Foi estimado que, dentro da baía, 250 aves morreram como resultado do vazamento. Adicionalmente à mortalidade direta, a produtividade foi reduzida nas áreas impactadas. Entretanto, os resultados finais mostram que a taxa reprodutiva voltou às taxas pré-vazamento entre 1990 e 1991, e uma vistoria aérea em 1995 indicou que a população tinha retornado ou até excedido os valores pré-vazamento dentro da baía. Em setembro de 1996, o Trustee Council classificou a águia americana como recuperada dos efeitos do vazamento de óleo (EVOSTC, 2010). Portanto, essa espécie se recuperou e pode até ter excedido o número inicial de indivíduos seis anos após o vazamento.

KINGSTON (2002) em seu trabalho acrescenta que estudos após o vazamento com os airos (*Uria aalge*) em sítios reprodutivos atingidos mostraram que o número de indivíduos encontrado foi geralmente similar às estimativas históricas do final dos anos 70, evidenciando a questão da flutuação natural das populações e a boa capacidade de recuperação das espécies de aves. A recuperação rápida dos sítios reprodutivos de airos no Alaska sugere que o número de animais mortos deve ser menor que a estimativa inicial ou que pares reprodutores foram repostos por aves jovens que vieram do oceano (BOERSMA *et al.*, 1995 *apud* KINGSTON, 2002).

O uso da modelagem matemática tem sido importante na antecipação dos impactos populacionais causados por vazamentos de óleo através de modelos de simulação. Normalmente, as estimativas feitas indicam tempos de recuperação muito grandes. Entretanto, esses modelos não levam em consideração o crescimento populacional devido à diminuição da competição em uma população impactada (ou seja, em que indivíduos foram mortos), dessa forma o tempo de recuperação provavelmente será menor (MOSBECH, 2002).

A seguir são apresentados estudos em que foram estimados tempos de recuperação para populações de aves após vazamento de óleo.

C1. Estudos de caso

Assim como já abordado anteriormente para outros grupos biológicos, todos os estudos de caso encontrados na bibliografia científica abordam sobre os efeitos do impacto do óleo e tempo de recuperação de animais contaminados em ambientes costeiros. Sabe-se, portanto, que aves costeiras que costumam se alimentar em ambientes rasos apresentam um quadro de contaminação crônica já que a comunidade bentônica que constitui a base de sua dieta alimentar pode armazenar as substâncias tóxicas por muitos anos (PETERSON *et al.*, 2003). Ainda assim, considerando a ausência de estudos com espécies oceânicas, esses casos foram considerados e seus tempos de recuperação foram adotados de forma conservadora mesmo que não exista previsão de toque de óleo na costa.

Conforme dito anteriormente, um dos impactos mais visíveis de acidentes com vazamentos de óleo é o sobre a avifauna. Muitos estudos reportam tais impactos, porém poucos falam de tempo de recuperação. A seguir serão citados alguns desses trabalhos, evidenciando aqueles que citam tempo de recuperação.

Após o acidente com o navio-tanque Exxon Valdez, em 1989, vários estudos sobre tempo de recuperação e impactos foram realizados, uma vez que um dos mais conspícuos efeitos desse acidente foi a morte de um grande número de aves. Dentre esses, pode-se citar o realizado por GERTLER (1992), no qual ele indica que aproximadamente 36.000 aves mortas foram coletadas da área atingida. Segundo o autor, porém, esse valor representaria somente uma pequena porção da mortalidade total de aves, cujas estimativas indicariam, na realidade, entre 260.000 a 580.000, ou mais precisamente entre 350.000 e 390.000 indivíduos mortos durante e imediatamente após o vazamento. Monitoramentos de colônias de aves marinhas foram iniciados em 1989 e continuaram até 1991 buscando determinar se houve diminuição do número de aves marinhas em comparação com os valores encontrados antes do vazamento ou com o número de animais em colônias que não foram atingidas. O airo (*Uria aalge*) foi a espécie mais severamente impactada, com 60 a 70% de mortalidade de aves adultas em fase reprodutiva nas colônias impactadas e completa falha na reprodução em 1989 e 1990. Essa mortalidade já era esperada uma vez que airos adultos se agruparam em antecipação ao período reprodutivo no mesmo momento em que as áreas foram atingidas pelo óleo. A diminuição da densidade de

aves em fase reprodutiva, o atraso no início da reprodução e o rompimento da sincronia da reprodução nas colônias afetadas causaram essa completa falha reprodutiva. As colônias de airo não impactadas não apresentaram impacto e tiveram reprodução normal.

GERTLER (1992) também cita em seu trabalho um estudo focado em espécies que utilizam as áreas entremarés e zonas rasas do infralitoral, áreas muito contaminadas pelo óleo. Todas as espécies que vivem nesses ambientes se alimentam de invertebrados como mexilhões e continuam a ficar expostas ao petróleo remanescente através da sua alimentação. Os arlequins (*Histrionicus histrionicus*), que fazem parte desse grupo, foram as aves mais impactadas pelo vazamento, com cerca de 33% de indivíduos coletados no inverno de 1989-1990 apresentando más condições corporais e cerca de 40% com os tecidos contaminados. Resultados preliminares indicam que o arlequim pode ter sido impactado nas suas áreas reprodutivas.

KINGSTON (2002) complementa essas informações e acrescenta que estudos realizados após o vazamento com os airos em sítios reprodutivos atingidos mostram que o número de indivíduos encontrado foi geralmente similar às estimativas históricas do final dos anos 70, evidenciando a questão da flutuação natural das populações e a boa capacidade de recuperação das espécies de aves. A recuperação rápida dos sítios reprodutivos de airos no Alaska sugere que o número de animais mortos no acidente tenha sido inferior ao número de pares reprodutores repostos em seguida por aves jovens que vieram do oceano (BOERSMA *et al.*, 1995 *apud* KINGSTON, 2002).

ESLER *et al.* (2002) também estudando os impactos do acidente Exxon Valdez, apresentaram estudos de recuperação para a população de arlequins (*Histrionicus histrionicus*) entre 1995 e 1998. Foram avaliadas as eventuais limitações como a exposição ao óleo residual, a redução da disponibilidade de comida, limitações demográficas intrínsecas e taxas de crescimento populacional. Concluiu-se que as populações ainda não tinham se recuperado totalmente em 1998 (nove anos após o acidente). Além disso, os efeitos adversos continuam a ser registrados, em contraste com o paradigma convencional de que os efeitos do óleo em populações de aves têm vida curta. As características da história de vida dos arlequins fazem com que a espécie seja particularmente sensível, uma vez que eles se alimentam de organismos bentônicos nas zonas entremarés, passando a maior parte do ano próximos à costa, podendo ser impactados tanto a curto como a longo prazo.

De forma similar, IRONS *et al.* (2000) avaliaram os efeitos do óleo em populações de aves nove anos após o vazamento de Exxon Valdez. Para cinco taxa ainda era possível detectar alterações de densidade associadas à persistência do óleo no ambiente e redução da abundância de alimento.

É importante citar também o estudo realizado por BARCELLOS & SILVA (2003) com as aves impactadas após o vazamento de óleo que ocorreu na Baía de Guanabara em 2000, no qual o biguá (*Phalacrocorax brasilianus*) foi a espécie mais afetada devido ao seu comportamento de mergulho. Entretanto, não foi possível determinar o grau de impacto na população local, pois não existem estudos anteriores sobre a abundância e a distribuição dessas populações. Esse resultado mostra a necessidade de estudos prévios para a correta avaliação do tempo de recuperação das populações.

Outro vazamento de grande proporção, que causou graves consequências para as aves foi o vazamento de 60.000 toneladas de óleo do navio Prestige, na costa da Espanha, em 2002. O óleo atingiu o Parque Nacional das Ilhas Atlânticas de Galícia e foi considerado a maior catástrofe desse tipo ocorrida na Europa. Sendo assim, avaliando a inexistência de dados robustos sobre um monitoramento a longo prazo, MORENO *et al.* (2013)

avaliaram as concentrações de componentes químicos oriundos do vazamento de óleo em três colônias distintas de aves. Os resultados mostraram, de maneira geral que em 2007 (5 anos após o vazamento), havia um retorno gradual da concentração dos componentes para níveis pré-vazamento. Os autores detectaram ainda que após o incidente, as aves mudaram sua dieta alimentar (MORENO *et al.*, 2013).

Outro estudo que avaliou os impactos a longo prazo do vazamento de Prestige foi elaborado por BARROS *et al.* (2014). Os autores tiveram como objetivo avaliar o sucesso reprodutivo da espécie *Phalacrocorax aristotelis*, após 10 anos do vazamento, uma vez que óleo residual ainda vinha sendo encontrado nove anos depois do incidente. De acordo com os autores, essa espécie foi fortemente afetada pelo derrame inicial e cinco anos após o vazamento as colônias eram 70% menores. A deficiência reprodutiva permaneceu, pelo menos, pelos 10 anos que se sucederam ao vazamento (BARROS *et al.*, 2014).

ALONSO-ALVAREZ *et al.* (2007) também avaliaram os impactos do vazamento de Prestige sobre a espécie de gaivota *Larus michahellis*, e constataram a presença de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em filhotes, 17 meses após o vazamento. No entanto, é importante destacar que esses filhotes nunca tiveram contato com o óleo e seus pais também não apresentavam sinais aparentes de contaminação, indicando que os hidrocarbonetos foram incorporados através da cadeia alimentar (ALONSO-ALVAREZ *et al.*, 2007). Essa hipótese foi corroborada por ZUBEROGOITIA *et al.* (2006), que verificaram a presença de hidrocarbonetos em ovos de falcão peregrino, em áreas adjacentes ao vazamento de Prestige, indicando a ingestão de presas contaminadas e consequente transmissão da contaminação para os ovos.

Outro local que merece destaque pelos impactos gerados por vazamentos de óleo é o Golfo do México, que já foi alvo de alguns vazamentos de óleo, afetando diversos ecossistemas e organismos. O vazamento de Ixtoc, em 1979, ocasionou o vazamento de aproximadamente 476.190 toneladas de óleo, causando a morte de um grande número de aves (TUNNELL, 2011). Infelizmente, como na maioria dos grandes vazamentos, não houve estudos a longo prazo para monitorar os impactos crônicos do vazamento sobre as espécies e ecossistemas (TUNNELL, 2011). Avaliações de curto prazo revelaram a recuperação das aves um ano apenas após o vazamento (CHAPMAN 1979, 1981 *apud* TUNNELL, 2011).

Mais recentemente, no acidente com a plataforma Deepwater Horizon, foram reportados diversos casos de aves marinhas afetadas. BARRON (2012) descreveram mais de 3.000 indivíduos mortos recolhidos nas praias e mais de 10.000 afetados de alguma forma.

É válido ressaltar que a quantificação da intensidade e duração dos impactos sobre as populações e ecossistemas devido a desastres ambientais exige o reconhecimento de que níveis anteriores ao vazamento foram alcançados. No entanto, para isso, se faz necessário ter conhecimento da região antes mesmo da ocorrência do incidente.

HENKEL *et al.* (2012) destacam que em regiões de clima quente, o incremento da atividade microbiana sugere uma persistência menor de hidrocarbonetos, e, consequentemente efeitos menos severos sobre as aves.

É importante salientar ainda que alguns autores estimam tempos de recuperação para aves impactadas por óleo, porém, deve-se atentar para o fato de que nem todos representam a realidade encontrada na presente avaliação, pois contam com agentes que agravariam o impacto gerado.

Como exemplo, pode-se citar o trabalho de EVOSTC (2010) que aborda os efeitos do vazamento de Exxon Valdez, ocorrido no Alasca no ano de 1989, e os impactos sobre a recuperação de algumas espécies de aves como a águia-americana (*Haliaeetus leucocephalus*), pato-da-islândia (*Bucephala islandica*), piru-piru-preto-norteamericano (*Haematopus bachmani*), pato-arlequim (*Histrionicus histrionicus*), torda-miúda-de-kittlitz (*Brachyramphus brevirostris*), torda-miúda-marmorada (*Brachyramphus marmoratus*) e o airo-columbino (*Cephus columba*). No entanto, vale destacar que esse acidente aconteceu em uma região abrigada, de grande sensibilidade ambiental e de clima polar, envolvendo óleo pesado. Os danos ambientais aos costões rochosos, às praias, à fauna e à flora foram muito severos, também porque o processo de recuperação natural é mais lento quando comparado com ambientes tropicais (CETESB, 2017). Além disso, vazamentos que atingem a região costeira configuram-se como de maior gravidade do que vazamentos que ocorrem em águas oceânicas, pois os ecossistemas presentes na costa contribuem enormemente para a produtividade biológica nessa região. É nessa área que ocorre a maior parte das áreas de alimentação, descanso e reprodução de espécies (KATHIRESAN & BINGHAM, 2001; NAGELKERKEN et al., 2008). Ademais, EVOSTC (2010) adota diferentes critérios para definição de tempo de recuperação, o que dificulta a utilização da fonte como referência para a Análise de Risco Ambiental. Com relação às espécies citadas, destaca-se:

- Pato-da-Isândia: Espécimes de áreas oleadas apresentaram maiores taxas de CYP1A do que espécimes de áreas não oleadas até 2009 (20 anos após o acidente), no entanto, essas taxas se equalizaram em Março de 2009. Com relação a esse dado (cujos valores e informações brutas não são fornecidos), é importante dizer que a relação da presença do CYP1A (e consequente indução do citocromo P4501A) com a inibição da recuperação da espécie, não é clara. Além disso, a espécie ocorre exclusivamente em ambientes costeiros, na zona intertidal rasa, alimentando-se prioritariamente de invertebrados e, por isso, é particularmente vulnerável à exposição prolongada ao óleo e ao potencial de efeitos fisiológicos. É importante destacar que esse não será o caso das aves na Foz do Amazonas, haja vista que não há probabilidade do óleo chegar até a costa;
- Piru-piru-norteamericano: Campanhas realizadas no ano 2000 indicaram crescimento populacional em áreas oleadas e não oleadas, indicando que havia ocorrido a recuperação da espécie. Já em 2002, EVOSTC (2010) aponta que informações adicionais foram incorporadas e a classificação de recuperação havia sido equivocada. No entanto, não deixa claro qual havia sido o equívoco e nem mesmo expõe as informações adicionais avaliadas. Além disso, assim como para o pato-da-Isândia, a espécie ocorre exclusivamente em ambientes costeiros;
- Pato-arlequim: Tendências populacionais e de idade da espécie foram observadas em áreas contaminadas e em áreas livre de contaminação, de 1997 até 2007. Nenhuma diferença foi constatada entre as áreas. Apesar da população não estar declinando como em 1990, ainda não havia uma tendência positiva ocorrendo. De 2000 até 2002 as taxas de sobrevivência de fêmeas, que antes eram desproporcionais, foram iguais em áreas oleadas e não oleadas. A única diferença encontrada entre as áreas diz respeito às taxas de citocromo P450, entre 2005 e 2009, que eram elevadas em locais oleados. Este resultado indica que o óleo ainda estava presente nos habitats, mantendo a possibilidade de efeitos crônicos pela exposição contínua. No entanto, EVOSTC (2010) não confirma e nem dá subsídios que permitam afirmar que efeitos negativos ainda eram observados. Assim como as demais espécies citadas anteriormente, o pato-arlequim é uma espécie exclusivamente costeira;
- Torda-miúda-de-kittlitz: A espécie era candidata a entrar para a lista de espécies ameaçadas de extinção. 99% de sua população declinou entre os anos de 1972 e 2004 e 88% declinou entre 1989 e 2004. Segundo EVOSTC (2010) o declínio começou antes do vazamento de Exxon Valdez, embora essa taxa tenha aumentado após o incidente;

- Torda-miúda-marmorada: Assim como para a espécie *B. brevirostris*, a torda-miúda-marmorada já enfrentava um declínio populacional antes mesmo do vazamento de Exxon Valdez. De acordo com EVOSTC (2010) este declínio poderia estar associado à redução da oferta de sua fonte alimentar (peixes). Porém, o autor afirma que o status é desconhecido pela presença de informações conflitantes e falta de dados críticos;
- Airo-colombiano: A população já estava em declínio antes mesmo do vazamento de Exxon Valdez, no entanto, as causas do declínio são desconhecidas e a extensão de até onde o óleo foi determinante não é clara. A abundância diminuiu mais em áreas oleadas do que em áreas não oleadas, fato que persistiu até 2001. A queda populacional estava associada à redução do forrageamento, que por sua vez estaria associado ao deslocamento das presas para outro lugar ou ainda, à redução da oferta alimentar devido à pressão da pesca comercial. EVOSTC (2010) destaca que a população de airo-colombianos continua em declínio principalmente devido à predação de ninhinhos.

C2. Conclusão

A variação natural e a enorme gama de fatores que influenciam as estatísticas populacionais de aves tornam difícil avaliar o impacto e a recuperação a um único evento como um vazamento de óleo. Entretanto, existem poucas evidências concretas de que as aves sofrem efeitos a longo prazo em vazamentos.

Grandes vazamentos de óleo têm o potencial de esgotar populações de aves. Entretanto, experimentos com vazamentos indicaram uma considerável resiliência de aves marinhas a um único evento catastrófico, sendo improvável que um vazamento de óleo possa aniquilar uma população sem a influência de outros fatores (como a caça e a captura em redes de pesca).

A literatura científica apresenta alguns estudos sobre recuperação de populações de aves, entretanto a ausência de estudos prévios na região de estudo dificulta qualquer predição sobre o tempo de recuperação das populações de aves na região. Além disso, os casos estudados se limitam ao ambiente costeiro onde a contaminação tende a ser mais grave, já que nesses locais existe uma agregação muito maior de aves formadoras de colônias reprodutivas e ainda, há a presença de espécies que se alimentam de espécies bioacumuladoras na zona de infralitoral.

Com isso, levando-se em consideração estudos com outras espécies, em locais temperados e em áreas onde houve a contaminação costeira, adaptando-se à realidade local, considera-se conservadoramente que o tempo de recuperação para a avifauna na região será de 20 anos.

• CVA Recifes biogênicos

A. Introdução

Os recifes biogênicos formam ecossistemas altamente diversificados, ricos em recursos naturais e de grande importância ecológica, econômica e social, abrigando estoques pesqueiros importantes e contribuindo para a subsistência de várias comunidades costeiras tradicionais (MMA/SBF, 2002). Dentre os grupos animais presentes nos recifes biogênicos estão esponjas, cnidários, moluscos, crustáceos, equinodermos, poliquetas, peixes e tartarugas marinhas, além de algas calcárias e corais (PEREIRA & SOARES-GOMES, 2002; CASTRO, 2000).

Em recente publicação, MOURA *et al.* (2016) fizeram uma contribuição singular ao conhecimento das formações biogênicas na plataforma equatorial brasileira. Ao associarem informações publicadas em trabalhos científicos anteriores a dados primários obtidos em campanhas de campo realizadas pela equipe na região, os pesquisadores apresentaram as primeiras evidências para a existência de um Sistema Recifal Amazônico submetido a um gradiente de condições singulares determinadas pela dinâmica da pluma do Rio Amazonas ao longo do tempo e do espaço.

Apesar dos recifes mais conspícuos e ricos em termos de biodiversidade, ocorrerem em águas rasas, mornas, oligotróficas e com alta concentração de carbonato de cálcio, o sistema recifal descrito por MOURA *et al.* (2016) foi capaz de adaptar-se a condições físico-químicas (pH, penetração de luz, sedimentação, corrente e oferta de nutrientes) distintas daquelas consideradas “ideais”. para esse tipo de formação (MOURA *et al.*, 2016).

O sistema recifal descrito por MOURA *et al.* (2016) compreende setores fisiograficamente distintos, dispostos em uma vasta região geográfica que se estende por 9.500 km² entre as bacias sedimentares da Foz do Amazonas, do Pará-Maranhão e de Barreirinhas. De acordo com os pesquisadores, no setor Norte, localizado a jusante da Foz do Rio Amazonas e o mais próximo de onde se insere o bloco FZA-M-59, a água apresenta grande turbidez, oriunda da descarga do rio Amazonas, e o assoalho marinho acomoda fragmentos recifais irregulares com altura de até 30 m e comprimento de até 300 m, aparentemente em processo de erosão. Materiais dragados indicaram a presença de fragmentos carbonáticos cobertos por poucas algas calcárias (menos do que 5%) e rodólitos com baixa vitalidade, bem como grandes estruturas de esponjas em sedimentos não consolidados (MOURA *et al.*, 2016). Foram encontrados ainda no setor Norte duas espécies de corais negros, *Antipathes furcata* e *Tanacetipathes tanacetum*, que são consideradas espécies pouco comuns, porém, não formadoras de estruturas de recifes.

No setor Central, que inclui a porção mais ao sul da Bacia de Foz do Amazonas, o fundo é dominado por rodólitos com alta vitalidade (cobertura de algas calcárias superior a 50%), areia e cascalho. Neste setor existem blocos carbonáticos esparsamente distribuídos, compostos por manchas pequenas de algas calcárias. É no setor Central que ocorre a maior diversidade e biomassa de esponjas.

Tais características são consistentes com outras informações levantadas para a Área de Estudo quanto à distribuição de fundos carbonáticos, algas calcárias e esponjas na região (KEMPF 1968, 1970; MOTHER, 2007). Vale destacar que os fundos carbonáticos e recifes de algas até então mapeados na região são considerados áreas prioritárias para conservação da biodiversidade com importância “extremamente alta” e prioridade “alta” (MMA, 2007).

Já no setor Sul, onde se inserem as bacias do Pará-Maranhão e Barreirinhas, as estruturas estão bem difundidas, entre as profundidades de 30 e 90 m. Foram registrados rodólitos com alta vitalidade, além de areia carbonática. Análises da amostra de carbonato revelaram feições compostas por hidrocorais, algas calcárias incrustantes e corais com idade inferior a 150 anos (MOURA *et al.*, 2016).

De modo geral, a fauna presente no sistema recifal recentemente descrito apresenta algum índice de endemismo provocado pelo isolamento parcial da porção sudoeste do oceano Atlântico. Além destas, ocorrem espécies descritas também na costa da África e Caribe (MOURA *et al.*, 2016). Especificamente no caso dos corais, foram encontrados duas espécies de corais negros (não formadores de recifes) no setor Norte, além de

corais escleractíneos restritos aos setores Central e Sul. Apesar de haver registros de octocorais em museus locais, não existem registros dos seus locais de ocorrência (MOURA *et al.*, 2016).

Tais achados são também consistentes com KEMPF (1970), que em seus estudos sobre os tipos de fundo presentes na plataforma continental Norte/Nordeste, admite a ocorrência de espécies formadoras de recifes em frente à ilha de Marajó. Segundo Leão *et al.* (2003), contudo, não são registradas formações coralíneas para os estados do Amapá e Pará.

O sistema recifal recém descrito é considerado extenso, porém, empobrecido em termos de biodiversidade (KEMPF, 1970; MOURA *et al.*, 2016). Acredita-se, contudo, que apesar do baixo número de espécies, este recife biogênico apresente atributos funcionais únicos, podendo se configurar como uma matriz de conectividade (corredor ecológico) entre o Caribe e o Atlântico Sul (MOURA *et al.*, 2016). Este recife também se destaca por sustentar rendimentos pesqueiros consideráveis, especialmente lagostas (Crustacea: Palinuroidea) e pargos (Perciformes: Lutjanidae), que são alvo de centenas de barcos artesanais e comerciais através de linhas de mão e armadilhas (MOURA *et al.*, 2016). Pode-se dizer ainda que os rendimentos de lagostas no sistema recifal amazônico (principalmente *Panulirus argus*, mas também incluindo cinco outras espécies) são equivalentes a 5% da captura total de lagostas nos 23 países do Caribe que exploram esse recurso.

Ainda segundo MOURA *et al.* (2016) embora alguns recursos pesqueiros típicos do recife estejam ausentes dos recifes da Amazônia, lagostas e outras espécies (por exemplo, cioba e garoupas grandes) podem se beneficiar de recursos e condições relacionados à pluma, mostrando que os recifes de baixa diversidade com cobertura de coral incipiente ainda pode fornecer serviços ecossistêmicos relevantes e valiosos¹⁰.

B. Mapeamento

As Figuras II.12.4.2.23 e II.12.4.2.24 apresentam a geolocalização do Sistema Recifal Amazônico de acordo com MOURA *et al.* (2016).

Para este CVA, diferente dos demais, são consideradas as modelagens de óleo no sedimento, já que os recifes biogênicos apresentam ocorrência exclusiva no fundo marinho.

É válido destacar que as modelagens matemáticas não indicaram probabilidade de toque de óleo cru no fundo marinho durante o cenário sazonal de verão, havendo para este cenário apenas probabilidade de toque de óleo diesel que varia de 0,32% a 1,67%. No cenário sazonal de inverno, as probabilidades de toque de óleo cru nos recifes biogênicos variaram entre 0,3% e 8,3%, e as probabilidades de toque de óleo diesel variaram de 0,33% a 1,33%. É válido lembrar que estas probabilidades de toque de óleo incidem sobre uma área restrita do setor Norte do Sistema Recifal Amazônico (Figura II.12.4.2.23 e II.12.4.2.24).

Ressalta-se que uma vez que os recifes biogênicos são ecossistemas estáticos, este CVA foi considerado um componente fixo, para o qual foi utilizado o maior valor de probabilidade de toque de óleo na inferência do risco ambiental.

¹⁰ Trecho inserido em resposta Parecer Técnico nº 176/2018-COEXP/CGMAC/DILIC, protocolada após apresentação da revisão 02 do capítulo II.12 Análise e Gerenciamento de Riscos.

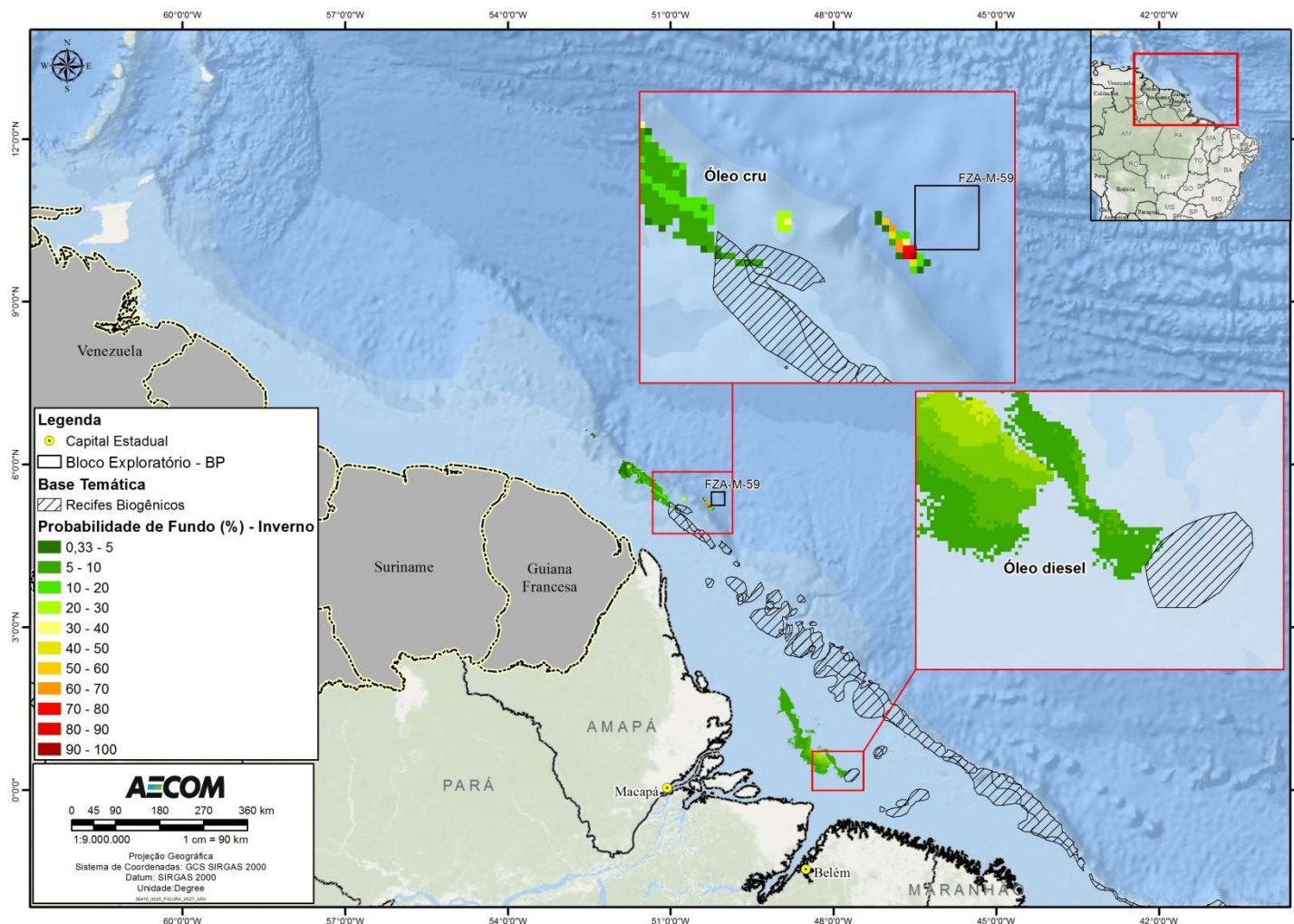


FIGURA II.12.4.2.23 – Localização dos recifes biogênicos na área na área com probabilidades de chegada de óleo cru e diesel (–com vazamento de fundo no caso do óleo cru), no cenário de inverno (probabilidade de fundo).

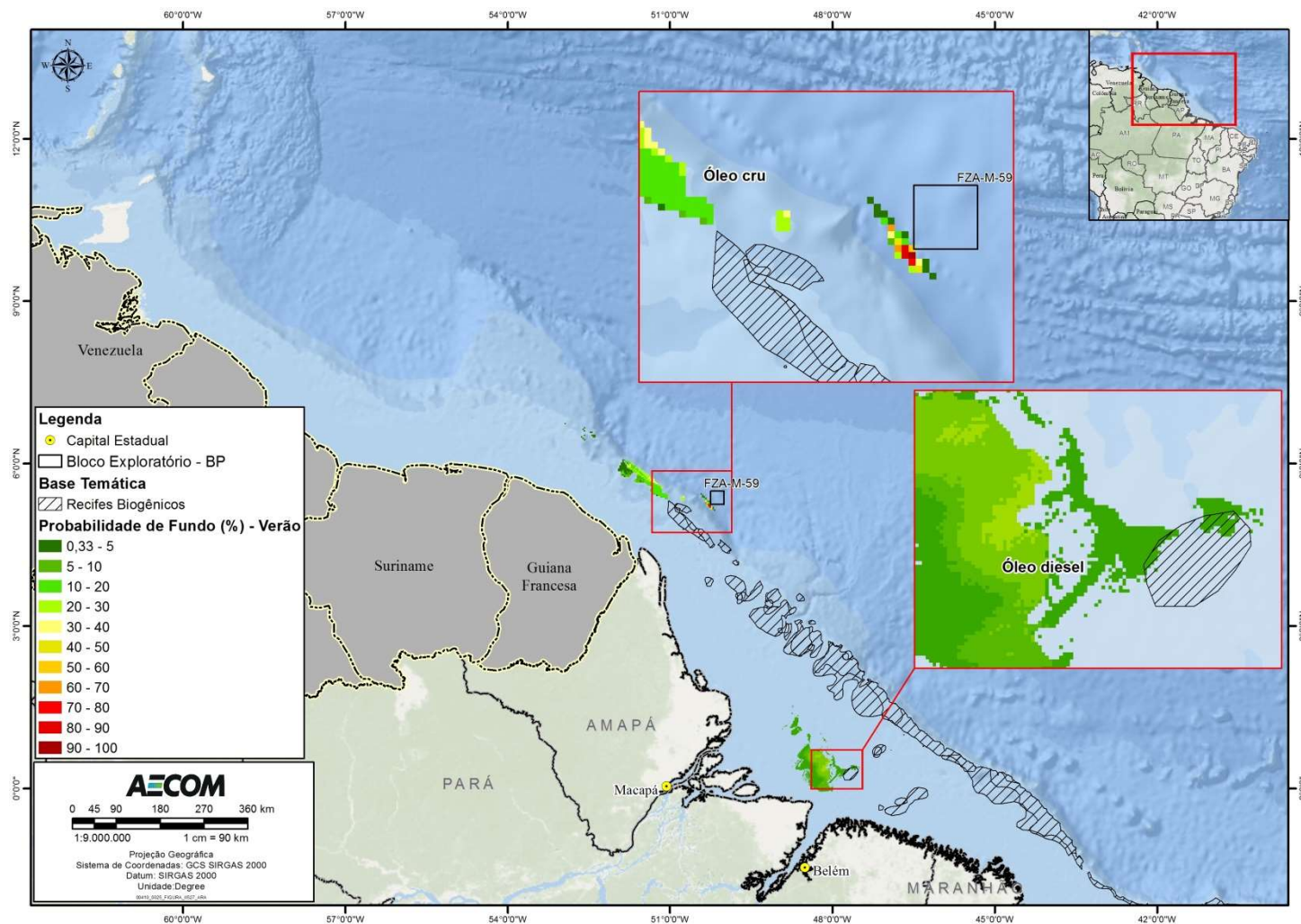


FIGURA II.12.4.2.24 – Localização dos recifes biogênicos na área na área com probabilidades de chegada de óleo cru e diesel (com vazamento de fundo no caso do óleo cru), no cenário de verão (probabilidade de fundo).

C. Tempo de Recuperação

O setor Norte do Sistema Recifal Amazônico descrito por MOURA *et al.*, 2015, o único sobre o qual incide probabilidade de toque de óleo cru no fundo oceânico de acordo com as modelagens realizadas, é caracterizado pela presença de fundos carbonáticos formados por fragmentos recifais aparentemente em processo de erosão e bancos de algas calcáreas e rodolitos com baixa vitalidade, bem como grandes estruturas de esponjas em sedimentos não consolidados. Duas espécies de corais negros não formadores de recifes foram também encontradas (MOURA *et al.*, 2016). No caso do setor Central, onde insidem probabilidades de toque de óleo diesel resultantes do cenário de afundamento de embarcações de apoio, rodolitos aparecem com mais vitalidade e a diversidade e biomassa de corais e esponjas é maior.

Os corais se recuperam lentamente de distúrbios, sejam naturais ou causados pelo homem. O tempo de recuperação de um recife de coral depende de vários fatores como o grau e tipo de dano, a localização, as espécies afetadas e muitos outros fatores (NOAA, 2010a).

No caso de exposição ao óleo, a capacidade de recuperação do coral depende também da viscosidade do derivado de petróleo a ele exposto. Em um estudo realizado em ambientes coralíneos do Caribe, observou-se que as colônias expostas a hidrocarbonetos apresentaram um padrão eficiente de rejeição ao óleo aderido em sua superfície, dependendo do tamanho e densidade das partículas de sedimento de petróleo. O padrão de rejeição é típico de espécies de corais, e apresenta taxas mínimas e máximas. A viscosidade do óleo determina o tamanho das partículas. Partículas diminutas ($>0,06$ mm) são naturalmente removidas através da eliminação da camada mais superficial do tecido do coral. Nesse caso, parece que o contato com partículas físicas é menos prejudicial para os corais que os efeitos tóxicos dos óleos (BAK & ELGERSHUIZEN, 1976 *apud* NOAA, 2010a).

O óleo reduz a fertilidade do coral, diminui o sucesso reprodutivo e inibe o desenvolvimento dos estágios primários de vida. A substância também prejudica dois componentes fundamentais para toda a comunidade recifal: a produção primária pelas zooxantelas simbiotes e a transferência de energia através do muco de corais.

Quanto aos efeitos de um vazamento de óleo em rodolitos e algas calcárias, IBM (2017) indica que o principal impacto negativo é a anoxia. As gotas de óleo combinadas a sedimentos e matéria orgânica em suspensão tornam-se mais pesadas e tendem a afundar. Quanto maior a concentração de partículas suspensas, maior a probabilidade de o óleo afundar. O óleo quando afunda forma pavimentos asfálticos pela fotoxidação da sua camada superficial em ambientes de baixa energia. Dessa forma, o óleo disperso tende a ser retido e persistir por longo tempo sobre os bancos de rodolitos. Em ambientes de baixo hidrodinamismo e alta heterogeneidade de fundo, dificilmente os poluentes armazenados são resuspenso e dispersados, quer seja por correntes de fundo ou bioturbação (IBP, 2014). Desta forma, bancos com rodolitos esparsos e com maior abundância de sedimentos e matéria orgânica suspensos geralmente sofrem impacto severo por derrame de óleo (IBM, 2017).

Os rodolitos possuem uma lenta habilidade de se recuperar uma vez danificados. Essa lenta recuperação pode ser atribuída ao lento crescimento das algas calcárias como aquelas construtoras de recifes. Além disso, o crescimento pode variar entre diferentes ambientes (IBP, 2014). Segundo Foster (2001) *apud* IBP (2014), os rodolitos comumente crescem menos que 1 mm ao ano. Rodolitos com até 15 cm de diâmetro têm em torno de 125 anos, segundo datação feita com ^{14}C no Golfo da Califórnia. Em seu estudo, Amado-Filho *et al.* (2012)

apud IBP (2014), estimou a taxa de crescimento de rodolitos no Banco dos Abrolhos (BA) entre 1-1,5 mm por ano, taxas similares a de outros estudos ao redor do mundo que estimam entre 0,5-1 mm/ano, embora índices entre 0,05-2,7 mm/ano tenham sido registrados (IBP, 2014).

Os impactos de atividades econômicas, como atividades de E&P, podem causar efeitos em larga escala sobre os bancos de rodolitos, uma vez que podem afetar as algas calcárias formadoras destes ambientes, comprometendo a sobrevivência de espécies associadas e a manutenção da biodiversidade. Além disso, IBP (2014) afirmam que caso a camada superficial de algas vivas seja destruída, levará muitos anos para se recuperar e, assim, constituir uma comunidade associada a esse ambiente.

No entanto, de acordo com ITOPF (2015), os efeitos de um vazamento de óleo em algas calcárias são geralmente localizados e transitórios.

No que diz respeito às esponjas, poucos estudos sobre os efeitos do óleo já foram realizados. No entanto, sabe-se que efeitos profundos podem ser causados pela morte do plâncton, uma vez que dependem do afundamento destes organismos para se alimentarem (BOLAND *et al.*, 2010 apud BLACKBURN *et al.* 2014). Além disso, o óleo pode cobrir as esponjas, impossibilitando o funcionamento de seus mecanismos de alimentação, além de impedir a chegada de luz, que afetaria espécies que dependem parcialmente da fotossíntese de simbiontes para obtenção de energia (BOLAND *et al.*, 2010 apud BLACKBURN *et al.* 2014).

De acordo com NOAA (2010a), a toxicidade aguda pode não ser o melhor indicador dos impactos de óleo, pois os efeitos adversos aos corais podem ser percebidos em longo prazo. Resultados de um estudo realizado por HARRISON (1990) mostrou que exposições a baixos níveis de óleo desintegraram quase completamente os tecidos dos corais depois de 48 horas. Os resultados sugerem que exposições mais longas (4-48 horas) a baixas concentrações de óleo podem ser mais tóxicas do que exposições mais curtas a altas concentrações (NOAA, 2010a). As informações encontradas na literatura científica mostram, em linhas gerais, que eventos de vazamento de óleo crônicos são mais impactantes para os corais do que uma única exposição, mesmo que essa seja mais visível (IPIECA, 1992; LOYA & RINKEVICH, 1980).

Ressalta-se que além dos efeitos em algas calcárias, rodolitos, esponjas e corais, uma eventual exposição ao óleo irá impactar os organismos associados ao sistema como algas, peixes e invertebrados, causando danos a todo ecossistema recifal (NOAA, 2010a).

C.1. Estudos de Caso

A **Tabela II.12.4.2.7** apresenta alguns exemplos de acidentes com vazamento de óleo e os efeitos reportados nos recifes de coral, mostrando a complexidade e variabilidade desse tipo de acidente.

TABELA II.12.4.2.7 – Vazamentos de óleo e seus efeitos sobre os recifes de corais.

Vazamento	Efeitos reportados
1967: Navio-tanque RC Stoner, Wake Island, Oceano Pacífico Norte. Volume do óleo derramado: 2.271 m ³ de mistura de combustível.	O impacto aos corais foi pouco mencionado. Um óleo de cor preta foi observado impregnando corais após a passagem de um furacão no local.
1968: Navio-tanque SS Witwate, Panamá. Volume do óleo derramado: 76 m ³ de óleo diesel.	Um estudo conduzido após dois meses do vazamento mostrou que não houve grandes impactos aos corais. Isso ocorreu provavelmente porque os corais da região não são expostos, não havendo contato direto com o óleo.
1973: Navio-tanque Zoe Colocotronis, Bahia Súcia, Porto Rico. Volume do óleo derramado: 5.883 m ³ de óleo cru.	Como nos outros casos citados, nesse derramamento também não foi dada a devida atenção aos impactos potenciais do petróleo nos recifes de coral.
1986: Rompimento de refinaria, Bahia Lãs Minas, Panamá. Volume do óleo derramado: 9.540 a 15.000 m ³ de óleo cru.	O incidente mostrou ter efeitos letais e subletais em todos os ambientes, incluindo os recifes de coral. A cobertura, tamanho e diversidade dos recifes de coral diminuíram substancialmente após o vazamento. Logo após o vazamento, estudos relataram uma mortalidade extensiva de várias formas e espécies de coral.
1991: Guerra do Golfo, Golfo Pérsico. Volume do óleo derramado: 1 milhão de m ³ de óleo.	Apesar da grande quantidade de óleo derramada, pode-se dizer que o impacto foi bem menor que o esperado. Alguns recifes de coral foram impactados nesse derramamento, com a morte de várias colônias de coral. No entanto, foi observado um novo crescimento dos corais na parte impactada.
1993: Navio Pesqueiro Jin Shiang Fa, Refúgio Nacional da Vida Selvagem Rose Atol, Samoa. Volume do óleo derramado: 379 m ³ de óleo diesel, 2 m ³ de óleo lubrificante e 1,1 toneladas de amônia.	Devido ao naufrágio do navio, houve diversos impactos físicos ao atol. No entanto, os pesquisadores afirmam que os impactos mais graves e generalizados foram devido ao óleo diesel.
2010: Plataforma Deepwater Horizon Golfo do México. 4.9 milhões de barris de óleo cru	Algumas colônias de corais exibiram sinais de estresse sete meses após o vazamento. Os sintomas incluem produção excessiva de muco e retração dos pólipos.

Fonte: NOAA (2010a).

Apesar dos casos encontrados na bibliografia abordarem efeitos de incidentes em recifes de coral, pouquíssimas informações a respeito do tempo de recuperação dos mesmos após o impacto estão disponibilizadas.

Segundo NOAA (2010a), um ano após o rompimento da refinaria Bahia Lãs Minas, no Panamá, em 1986, ainda era possível encontrar corais recém-mortos. Após três anos do mesmo incidente ainda era possível observar uma desaceleração do crescimento dos corais e consequente diminuição da sua cobertura no fundo marinho, havendo diminuição de 76% em pequenas profundidades (0.5 - 3 m) e 56% em profundidades um pouco maiores (3 - 6 m). Ainda é válido ressaltar que uma espécie de coral, apesar de ter praticamente desaparecido do local impactado, aumentou sua ocupação em locais não impactados em 38%. Foi também observado que espécies do gênero *Zoanthus* retomaram seus níveis de abundância originais um ano e meio após o incidente (JACKSON *et al.*, 1989).

Em um incidente ocorrido com o navio pesqueiro Jin Shiang Fa, observou-se a necessidade de se realizar a remoção adicional de resíduos provenientes do vazamento cinco anos após o mesmo, tendo havido uma retirada de mais de 100 toneladas de óleo. Sendo assim, análises de monitoramento ambiental mostraram ligeira recuperação dos recifes de coral atingidos, nove anos após o vazamento (NOAA, 2012).

Em seu trabalho, LOYA & RINKEVICH (1980) afirmam que após o impacto de um vazamento de óleo, a comunidade recifal pode sofrer alterações por longos períodos. O incidente de Tampico Maru, no México, acarretou impactos que determinaram a diferença da abundância de espécies mesmo 12 anos após seu acontecimento (MITCHEL *et al.*, 1970 *apud* LOYA & RINKEVICH, 1980). No mar vermelho, um incidente com dois terminais de óleo causaram impactos na reserva natural de corais de Eliat, havendo um abalo da estrutura dos corais por efeitos crônicos do óleo, comprometendo sua estrutura reprodutiva. Dez anos após esse incidente, o recife de coral atingido ainda não havia retomado a sua estrutura original (LOYA, 1976 *apud* LOYA & RINKEVICH, 1980).

CONNEL *et al.* (1997) identificaram, a partir da observação das comunidades de corais atingidos por óleo na Grande Barreira de Corais da Austrália que, após 30 anos, foi possível perceber a recuperação total dos distúrbios agudos nesses organismos. Acredita-se que os distúrbios crônicos apresentem um tempo ainda maior de recuperação, porém esta é uma estimativa incerta, haja vista que em muitas situações a recuperação é interrompida por novos incidentes que retardam ainda mais a recuperação completa.

Em relação às algas calcárias e rodólitos, o encalhe do navio Sea Empress e o vazamento de 72 mil toneladas de petróleo bruto, em 1996, afetou as algas calcárias próximas ao porto Milford Haven, no País de Gales, Reino Unido. Segundo ITOPF (2015), foi observado um processo de branqueamento das populações de algas calcárias presentes no litoral, sendo que o mesmo não foi observado nas populações presente no sublitoral. Além disso, as algas calcárias incrustantes apresentaram alta intolerância quando em contato direto com os compostos de hidrocarboneto (ITOPF, 2015). Após um ano deste vazamento, foi observada a recuperação das populações de algas calcárias presentes na região. As algas impactadas regeneraram novos ramos e perderam os ramos mortos (ITOPF, 2015). De acordo com ITOPF (2015), 14 meses após o vazamento havia pouca evidência de impacto nestes organismos.

No que diz respeito às esponjas HARVEY *et al.* (1999) avaliaram os impactos genéticos do vazamento do navio Sea Empress. Os autores analisaram espécies de vertebrados e invertebrados. Dentre os invertebrados analisaram a espécie de esponja *Halichondria panicea*, que por sua vez teve seu DNA acompanhado por até 17 meses após o incidente. Os resultados indicavam diferenças significativas entre os organismos vertebrados e os invertebrados. Os primeiros apresentavam mudanças em seu DNA enquanto os últimos, onde está contemplada a esponja, não foi detectada nenhuma alteração devido à contaminação aguda.

C.2. Conclusão

Ainda que existam alguns estudos sobre a recuperação dos recifes biogênicos, eles se concentram majoritariamente em análises de curto prazo, não prevendo os impactos crônicos (em longo prazo) dos vazamentos de óleo, dificultando a estimativa do seu tempo de recuperação. Alguns estudos científicos publicados na área concentram seu objetivo na análise laboratorial da toxicidade do óleo sobre os corais. Apesar de serem importantes fontes de consulta, essas publicações possuem limitações quanto ao uso em ambientes naturais. Em vazamentos reais, as concentrações de óleo variam e começam a declinar rapidamente

devido às próprias ações atmosféricas (NOAA, 2010a) e, por isso, não podem ser igualadas às condições impostas nos ensaios laboratoriais.

Deve-se considerar, ainda, que os efeitos agudos e crônicos causados em organismos não são considerados iguais para todas as espécies presentes nos ambientes recifais. Por esse motivo, o estabelecimento do tempo de recuperação do ecossistema recife biogênico de maneira mais ampla se torna ainda mais complexo (JACKSON *et al.*, 1989), especialmente considerando que, conforme a proposição de MOURA *et al.* (2016) o sistema recifal amazônico diverge dos modelos recifais clássicos e apresenta aspectos singulares, com a capacidade de adaptação às condições físico-químicas da pluma do Rio Amazonas.

No entanto, de forma conservadora e considerando todas as incertezas já abordadas, bem como a similaridade ecológica entre os recifes de base de corais e os recifes biogênicos encontrados na Foz do Amazonas, foram considerados para fins de definição do tempo de recuperação, trabalhos que abordam sobre a recuperação de recifes coralíneos. Além disso, é importante destacar as relevantes relações ecológicas proporcionadas por este sistema recifal, que abriga diferentes comunidades biológicas como crustáceos, moluscos e peixes, que, por sua vez, apresentam uma co-dependência desta estrutura durante seu ciclo de vida, através do fornecimento de serviços ecossistêmicos¹¹.

Sendo assim, considera-se que o tempo de recuperação do CVA Recifes Biogênicos a um vazamento de óleo será superior a 10 anos, podendo chegar a 30 anos.

- **CVA Sirênios**

A. Introdução

A ordem Sirenia (sirênios) inclui as espécies de peixes-bois marinhos e de água doce, os dugongos e a vaca-marinha de Steller. A vaca marinha de Steller é considerada extinta desde 1768 e os dugongos têm sua distribuição limitada à região do Indo-Pacífico (REYNOLDS & ODELL, 1991). Portanto, serão tratados nesse item, dentro da ordem Sirenia, somente os peixes-bois, uma vez que são os únicos representantes presentes na região de estudo.

No Brasil, são encontradas duas espécies de peixes-bois: *Trichechus manatus manatus* (peixe-boi-marinho) e *Trichechus inunguis* (peixe-boi-amazônico). Este último tem sua distribuição praticamente limitada à Bacia Amazônica, podendo ocorrer na desembocadura com o Oceano Atlântico e regiões adjacentes (DOMMING, 1981; BEST & TEIXEIRA, 1982). Na região de estudo ocorrem as duas espécies, porém será dada maior ênfase ao peixe-boi marinho, pois os poucos estudos que existem se referem a essa espécie e ela possui maior chance de ser impactada no caso de um acidente com derramamento de óleo no mar.

Os peixes-boi são tidos como consumidores oportunistas herbívoros. Uma vez que o valor alimentício das plantas é pequeno, eles devem ingerir grandes quantidades de alimento que atingem 5% a 11% do peso corporal por dia. Como consequência, os animais passam até oito horas diárias se alimentando. A distribuição das potenciais áreas de forrageio do peixe-boi no litoral norte/nordeste é ampla, considerando-se a grande

¹¹ Trecho inserido em resposta Parecer Técnico nº 176/2018-COEXP/CGMAC/DILIC, protocolada após apresentação da revisão 02 do capítulo II.12 Análise e Gerenciamento de Riscos.

diversidade de espécies vegetais levantadas como itens alimentares de *Trichechus manatus manatus*. Contudo, esta vegetação encontra-se agrupada em manchas descontínuas. Deste modo, os peixes-boi marinhos vivem principalmente a pouca profundidade, raramente mergulhado a mais de doze metros, visto que as plantas das quais se alimentam crescem em grandes quantidades em águas rasas ou na superfície da água (PALUDO, 1998).

A distribuição do peixe-boi marinho no Brasil é descontínua e restrita às regiões norte e nordeste. As populações remanescentes de *Trichechus manatus manatus* estão distribuídas entre os estados de Alagoas e Amapá, havendo áreas de descontinuidade em Pernambuco, Ceará, Maranhão e Pará (ALBUQUERQUE & MARCOVALDI, 1982; LIMA *et al.*, 1992; LUNA *et al.*, 2008a; LIMA *et al.*, 2011; ALVES, 2013). Essa descontinuidade de ocorrência reforça a hipótese de que os peixes-boi não realizam grandes migrações no litoral brasileiro, além de sugerir certo grau de isolamento entre os grupos remanescentes (LUNA, 2001).

Os estuários do litoral norte e nordeste do Brasil são ideais para a ocorrência do peixe-boi-marinho, pois neles se encontram extensos e preservados manguezais que formam habitats para a espécie (com importantes boiadouros, abrigos, disponibilidade de alimento e berçário) (LUNA, 2001; LIMA *et al.*, 2011). Além disso, as águas dos estuários são permanentemente renovadas pelo contínuo fluxo de água do mar, mantendo a salinidade similar àquela do ambiente marinho (LUNA, 2001). Os peixes-boi-marinhos procuram fontes de água doce para beber, como desembocaduras de rios e olhos d'água (LIMA *et al.*, 1992). Destaca-se que a região das reentrâncias maranhenses e paraenses foi considerada por LUNA (2001) e LUNA *et al.* (2008a) como uma importante área para a espécie.

Merece destaque ainda a Baía de Marajó, no estado do Pará, por ser uma das áreas mais importantes para esse grupo biológico, pela presença tanto do peixe-boi-marinho como do peixe boi-amazônico. Essa região é guarnecida por descontínuas vegetações de mangue, o que possivelmente justifica a ocorrência de ambas as espécies, preferencialmente na faixa onde há penetração de águas oceânicas (LUNA, 2001; MMA/ICMBio, 2011).

Infelizmente, os peixes-boi vêm enfrentando sérios problemas relacionados à caça indiscriminada pela sua carne e gordura, além de capturas acidentais seguidas de morte intencional (LIMA, 1997 *apud* MMA/ICMBIO, 2011). Isto, associado a sua baixa taxa reprodutiva, distribuição descontínua e números populacionais pequenos (LUNA, 2001) faz com que esse grupo faunístico seja considerado extremamente vulnerável.

O peixe-boi-marinho e o peixe-boi-amazônico encontram-se atualmente ameaçados de extinção. Segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2016), ambas as espécies se encontram na categoria “Vulnerável”. Nacionalmente, segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2014), o peixe-boi-marinho encontra-se na categoria “Em perigo” e o peixe-boi-amazônico na categoria “Vulnerável”.

É importante observar que existem pouquíssimos estudos sobre o impacto do óleo em peixes-boi, sendo todos os estudos sobre o peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*), espécie encontrada na América do Norte e melhor estudada.

B. Mapeamento

As Figuras II.12.4.2.25 e II.12.4.2.26 apresentam as áreas de ocorrência de sirênios juntamente com as probabilidades de chegada de óleo cru, no cenário de pior caso e em caso de vazamento de óleo diesel após afundamento de uma embarcação, tanto no inverno como no verão. Para a definição dessa área, foram usadas as informações provenientes do item Diagnóstico Ambiental (Meio Biótico) elaborado para este Estudo de Perfuração Ambiental. Destaca-se que os sirênios ocorrem em áreas com lâminas d'água que raramente ultrapassam os 12 metros (OLIVERA-GÓMEZ & MELLINK, 2005, RODAS-TREJO *et al.*, 2008, LANGTIMM *et al.*, 2011).

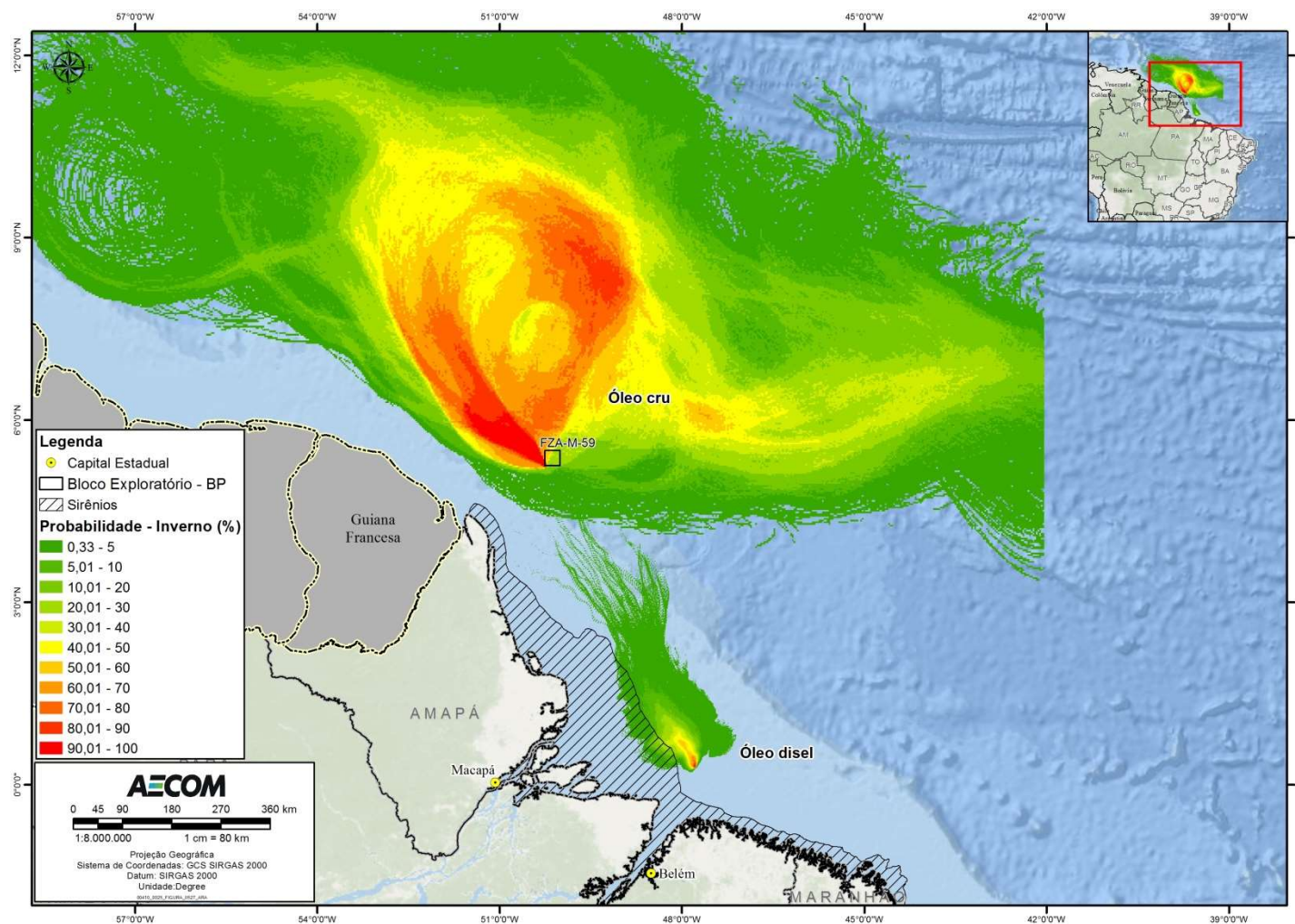


FIGURA II.12.4.2.25 – Cruzamento da área de ocorrência de sirênios com as probabilidades de chegada de óleo cru e diesel, no cenário de inverno.

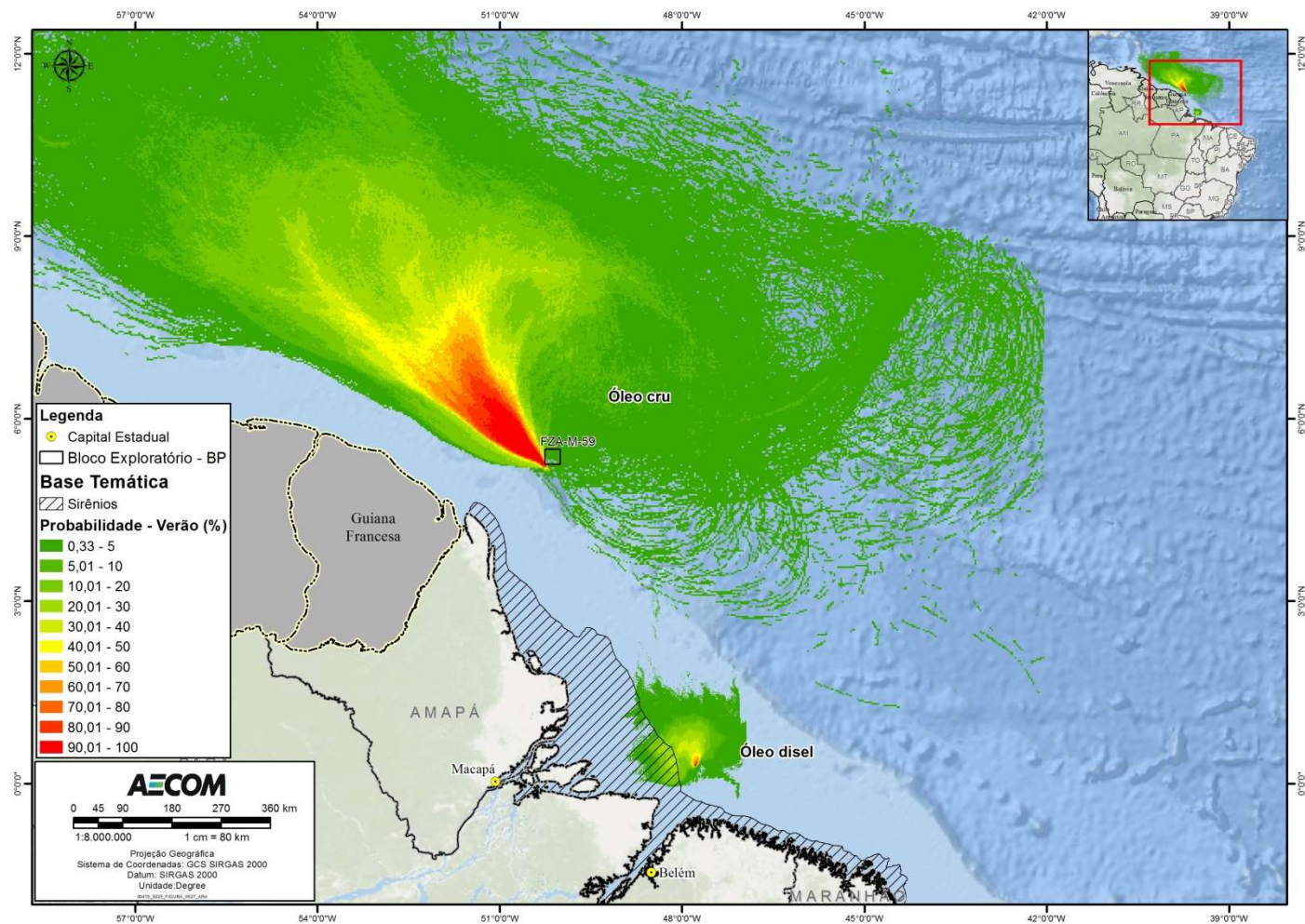


FIGURA II.12.4.2.26 – Cruzamento da área de ocorrência de sirênios com as probabilidades de chegada de óleo cru e diesel, no cenário de verão.

C. Tempos de Recuperação

Características anatômicas e fisiológicas específicas distinguem os peixes-boi dos outros mamíferos marinhos, como, por exemplo, a sua dieta herbívora. Como os cetáceos, eles são considerados como exclusivamente aquáticos, embora eles possam emergir da água para pastar sobre a vegetação que está acima da linha da costa. Normalmente, os peixes-boi concentram suas atividades em águas relativamente rasas e frequentemente descansam na ou bem próximos da superfície, comportamento de poderiam fazê-los entrar em contato com o óleo derramado (St AUBIN & LOUSBURY, 1988).

Os efeitos na temperatura corporal de peixes-boi adultos como resultado do contato direto com o óleo são insignificantes, pois eles possuem uma camada de gordura para isolamento. Entretanto, assim como nos outros grupos marinhos, a exposição ao óleo pode irritar as mucosas e os olhos. Os peixes-boi também podem ser afetados através da inalação de hidrocarbonetos voláteis quando subirem à superfície para respirar ou através do consumo de alimentos contaminados com óleo cru. A ingestão de óleo cru pode interferir com a atividade de secreção das suas glândulas gástricas e prejudicar sua flora intestinal, vital para a digestão (St AUBIN & LOUSBURY, 1988; EPA, 1999; CAMPAGNA *et al.*, 2011).

Devido ao seu hábito alimentar não seletivo, os peixes-boi também podem consumir *tarballs*¹² junto com sua dieta normal. Apesar de ser provável que um peixe-boi encontre *tarballs*, sua ocorrência é raramente reportada (St AUBIN & LOUSBURY, 1988).

A necessidade dos peixes-boi de ocupar habitats restritos também os coloca em uma posição particularmente vulnerável. Vazamentos de óleo ou qualquer outra perturbação ambiental dentro dos limites dos sistemas fluviais e de seus canais preferenciais poderia colocar toda a população local em perigo (St AUBIN & LOUSBURY, 1988).

Assim como para a maioria dos animais, os jovens possuem mais risco de contaminação. Os filhotes podem ser afetados através da ingestão de óleo pelas mamas contaminadas. Além disso, os juvenis apresentam uma camada de gordura subcutânea mais fina que os indivíduos adultos, dificultando sua proteção (DEFENDERS, 2010). Também poderão ocorrer efeitos crônicos a longo prazo, como resultado da migração através de águas contaminadas (St AUBIN & LOUSBURY, 1988).

Os peixes-boi podem não ser severamente afetados por um vazamento de óleo através do contato direto, porém eles são sensivelmente afetados pelos distúrbios de habitat e ferimentos, como colisões com barcos e hélices, que podem ocorrer durante as ações de resposta (EPA, 1999).

C.1. Estudos de Caso

Não foram encontrados estudos de caso que citam impactos sobre peixes-boi. Os maiores impactos citados para esses animais são geralmente ocasionados por colisões com embarcações, destruição do habitat e caça intencional. Além disso, alguns autores sugerem impactos por óleo baseados no seu comportamento e fisiologia, porém não há casos de acidentes reais que comprovem tais informações.

¹² *Tarballs* são pequenos pedaços, geralmente esféricos, de óleo intemperizado remanescentes de um vazamento. As *Tarballs* são muito persistentes no ambiente marinho e podem se deslocar por centenas de milhas (NOAA, 2010b).

De acordo com DEFENDERS (2010), pouco se sabe sobre os impactos do óleo nos peixes-boi. O resultado mais próximo encontrado pelo autor cita o vazamento de óleo bruto no Golfo Pérsico em 1983. Na ocasião 37 dugongos, que são parentes dos peixes-boi, apareceram mortos, porém, nenhum exame das carcaças foi realizado para que as causas da morte fossem seguramente estabelecidas.

Após o acidente ocorrido em 20 de abril de 2010 com a plataforma Deepwater Horizon no Golfo do México, a cerca de 80 km de Luisiana, EUA, a ONG Save the Manatee Club fez um levantamento aéreo e não foram constatadas mortes de peixe-boi causadas por contaminação por óleo. Além disso, foram vistos dois peixes-bois adultos aparentemente saudáveis brincando em ondas na costa do Alabama (SMC, 2011).

Para esse acidente, foi estabelecido que o maior problema para os peixes-bois seria o contato com o óleo na superfície e a sua exposição poderia ocasionar irritação dos olhos e pulmões. Em relação aos seus hábitos alimentares pouco seletivos, os peixes-bois poderiam também ingerir o óleo cru através de alimentos contaminados (SMC, 2011).

Acredita-se que peixes-bois possam não morrer efetivamente pelo impacto do óleo em si, mas devido às águas frias. Isso ocorre, pois uma vez que suas áreas de vida (geralmente locais de águas mais quentes) são atingidas, as populações locais tendem a se deslocar para águas adjacentes, geralmente mais frias. Esse estresse térmico pode ser causa da morte dos indivíduos (SMC, 2011).

C.2. Conclusão

Apesar dos impactos das águas oleosas sobre peixes-boi serem provavelmente semelhantes àqueles descritos para baleias e golfinhos (irritação das mucosas, principalmente dos olhos e da boca, inflamação dos pulmões, lesões na pele e infecções), é importante salientar que os peixes-boi apresentam características peculiares como baixa taxa reprodutiva, com intervalos de 2 a 5 anos e de 1 a 2 anos de dependência maternal, o que faz o impacto sobre os indivíduos ser crítico.

Os peixes-boi apresentam capacidade de migração, o que possibilita sua saída de locais contaminados, porém, esses animais exigem condições ambientais específicas para sua ocorrência, que geralmente é bem restrita. Sendo assim, ainda que se desloquem para outras áreas, podem acabar sofrendo com impactos secundários como estresse térmico. Além disso, os peixes-boi apresentam baixa variabilidade genética, o que pode afetar negativamente quando submetidos a variações ambientais (TUCKER *et al.*, 2012).

Sendo assim, considerando-se o comportamento diferenciado dos peixes-boi, os poucos estudos sobre impactos de óleo nesses animais, o pequeno número de espécimes encontrados no Brasil, assim como o fato das espécies presentes na região estarem ameaçadas de extinção tanto em escala nacional quanto global, acredita-se que o tempo para que a população de sirênios se recupere aos níveis anteriores ao de um acidente com vazamento de óleo esteja acima de 10 anos, podendo chegar até 20 anos.

- **Considerações Finais**

O impacto de um vazamento de óleo na vida marinha depende, em sua maioria, das características químicas e físicas do óleo derramado e da maneira como ele se altera com o tempo, em um processo conhecido como intemperismo. Alguns importantes processos físicos que atuam no óleo são a evaporação, a dispersão natural

e, em menor grau, a dissolução e a sedimentação. O tempo predominante e as correntes marinhas também irão determinar o movimento do óleo vazado, sendo a gravidade específica, a viscosidade, a composição química e a toxicidade do poluente as principais propriedades que determinarão o provável impacto do óleo nos organismos marinhos (ITOPF, 2004).

Além disso, a gravidade do impacto está diretamente relacionada à atividade desenvolvida pelos organismos. Por exemplo, quando agregações reprodutivas ou alimentares são atingidas, o impacto é considerado muito mais grave.

A **Tabela II.12.4.2.8** apresenta um resumo das informações apresentadas no item 4.2, mostrando em que classes de tempo de recuperação os CVAs identificados foram dispostos e qual valor foi utilizado para o cálculo da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência.

TABELA II.12.4.2.8 – Tempo de recuperação dos componentes ambientais ao óleo.

Componentes	Classificação	Classe de Tempo de Recuperação	Valor usado para o cálculo da Relação Tempo de Recuperação / Tempo de Ocorrência
Recursos pesqueiros costeiros	Difuso	> 10 anos	30 anos***
Recursos pesqueiros oceânicos	Difuso		
Tartarugas marinhas - tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva	Difuso	3-10 anos	20 anos**
Tartaruga Marinha - Tartaruga-verde	Fixo		
Mamíferos marinhos - cetáceos	Difuso	3-10 anos	10 anos*
Boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) e boto-vermelho (<i>Inia geoffrensis</i>)	Fixo		
Avifauna marinha	Difuso	3-10 anos	20 anos**
Recifes biogênicos	Fixo	-	30 anos
Sirênios	Difuso	> 10 anos	20 anos

*Valor utilizado seguindo orientações da CGPEG/DILIC/IBAMA recebida em pareceres técnicos para outras atividades, na qual se deve usar o limite superior da Classe de Tempo de Recuperação para efeito do cálculo da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência, visando ao conservadorismo.

**Apesar de não terem sido encontradas referências científicas que subsidiassem este tempo de recuperação, a sensibilidade e as características ecológicas da área propiciaram a ponderação do estabelecimento deste tempo.

*** Valor adotado em atendimento ao Parecer Técnico nº 176/2018-COEXP/CGMAC/DILIC.

As características diferenciadas de cada incidente encontradas nas bibliografias consultadas, associadas a enorme dificuldade de se estabelecer apropriadamente tempos de recuperação para ambientes onde não existem estudos que corroborem tais números, faz com que seja preciso criar categorias onde ocorre a maior parte dos valores para cada componente. É válido ressaltar que, mesmo que categorias sejam estabelecidas, são usados valores específicos para o cálculo do risco ambiental e, conforme citado acima, tais valores foram selecionados como o valor máximo da classe na qual o componente se encontra, seguindo a orientação da CGPEG em pareceres técnicos para estudos de Análise de Riscos Ambientais desenvolvidos para outras atividades.

Além disso, é importante considerar que, na maioria dos casos, a recuperação ambiental em ambientes marinhos é relativamente veloz esperando-se que seja concluída entre dois e 10 anos (KINGSTON, 2002). Além disso, se uma área tem sua fauna e flora suprimidas, a fauna pode se recuperar através do recrutamento

de populações próximas (KINGSTON, 2002). No caso do estudo em questão, essa situação é bem provável para a maioria das espécies, pois os animais presentes na região não estão restritos apenas à área atingida pelo óleo, com suas populações podendo ser estabelecidas através da migração de indivíduos de populações adjacentes e que estão em ambiente não impactado.

Destaca-se que, nos cenários acidentais avaliados, a área com probabilidade de dispersão do óleo não toca a costa, mantendo uma distância de aproximadamente 25 km da mesma. Sendo assim, não são esperadas agregações reprodutivas dos animais uma vez que elas costumam ocorrer em áreas mais abrigadas como estuários, adjacentes ao continente. Sendo assim, pode-se considerar que o tempo de recuperação estabelecido é conservador para os componentes que poderão vir a ser impactados.

Por fim, entende-se a importância da existência de espécies ameaçadas de extinção, inclusive com essa informação sendo considerada para se estabelecer os Componentes de Valor Ambiental. Entretanto, a existência de algumas espécies ameaçadas dentro da comunidade (valor não significativo), por si só, não aumenta o tempo de recuperação da comunidade como um todo, até porque o tempo de recuperação estabelecido nesse estudo é uma estimativa entre o pior e o melhor caso.

II.12.4.3. Cálculo da Probabilidade dos Componentes à Presença de Óleo

Considerando os resultados da modelagem de óleo e os componentes de valor ambiental (CVAs) identificados, calculou-se a probabilidade de cada componente de valor ambiental ser atingido por óleo, dentro do território nacional.

Para cada CVA mapeado foram extraídos os resultados (probabilidade de presença de óleo) do cruzamento da área de concentração/ocorrência do CVA com as probabilidades de chegada de óleo, para oito cenários avaliados, a fim de que a probabilidade individual de cada CVA, em cada um dos cenários, fosse inferida. Para o CVA Recifes biogênicos foi considerada a probabilidade de chegada de óleo no fundo oceânico por este componente ter sua distribuição restrita ao fundo.

Conforme apresentado no item Metodologia, o cálculo da probabilidade de um dado CVA de distribuição difusa (Recursos Pesqueiros Costeiros e Oceânicos, Mamíferos Marinhos – Cetáceos; Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva e Sirênios) ser atingido considera a média ponderada das probabilidades de toque em relação à área de ocorrência potencial atingida, enquanto nos CVAs/SVAs de distribuição fixa (Avifauna marinha, Recifes biogênicos e Boto-cinza e Boto-vermelho) é considerada a probabilidade máxima. O CVA Tartarugas Marinhas – tartaruga-verde possui uma parte considerada como fixa (equivalente à rota migratória desta espécie) e uma parte difusa (restante da distribuição).

Nos itens a seguir, serão apresentadas as probabilidades de presença de óleo para cada CVA, em cada determinada faixa de volume (8 m³ – pequeno, 200 m³ – médio, pior caso, que é de 46.742 m³ e intermediário, de 900 m³) e cenários sazonais (verão e inverno).

Salienta-se que os CVAs Mamíferos Marinhos – Cetáceos, Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva e Avifauna Marinha possuem a mesma área de ocorrência na área de estudo. Os dois primeiros serão apresentados juntos, pois são considerados como difusos,

enquanto Avifauna Marinha é apresentado separado, pois foi considerado como um CVA fixo devido à presença de rotas migratórias.

- **CVA – Recursos Pesqueiros Costeiros**

Os resultados referentes ao CVA – Recursos Pesqueiros Costeiros, para os cenários em que houve probabilidade de presença de óleo, são apresentados da **Figura II.12.4.3.1** à **Figura II.12.4.3.4**, e na **Tabela II.12.4.3.1**.

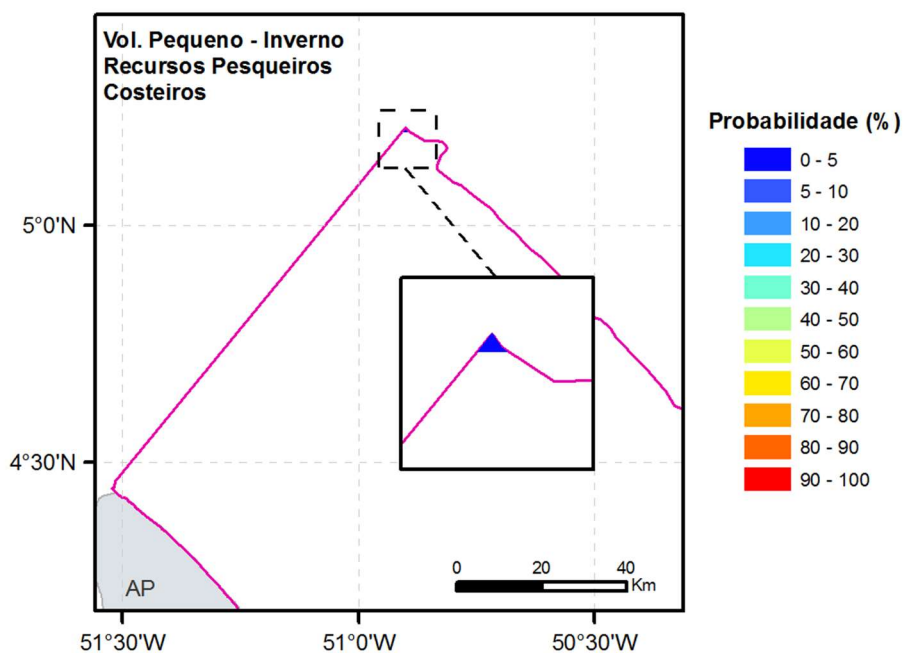


FIGURA II.12.4.3.1 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Recursos Pesqueiros Costeiros, em território nacional, para o CENÁRIO 2 (8 m³, inverno).

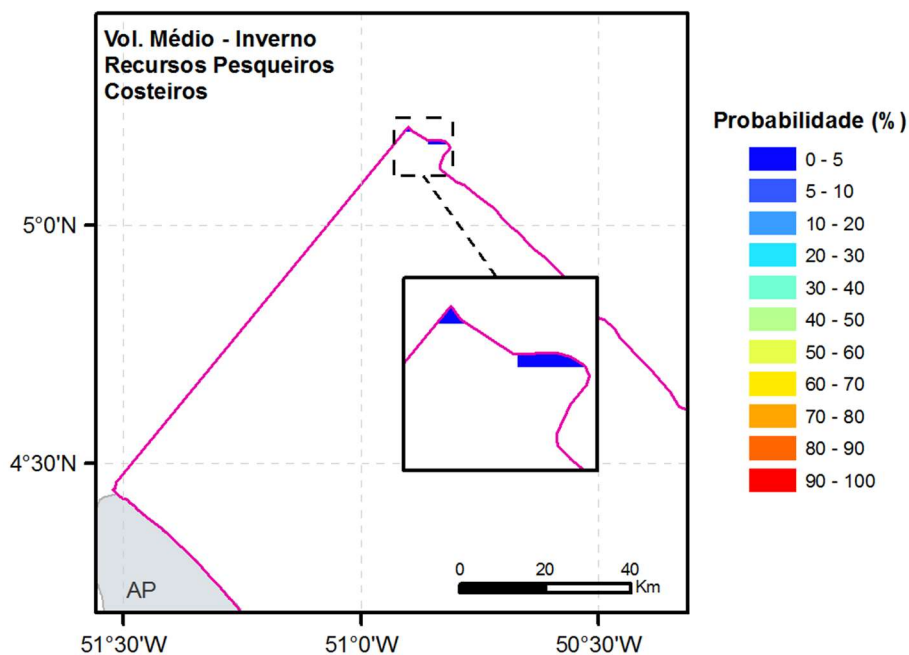


FIGURA II.12.4.3.2 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Recursos Pesqueiros Costeiros, em território nacional, para o CENÁRIO 4 (200 m³, inverno).

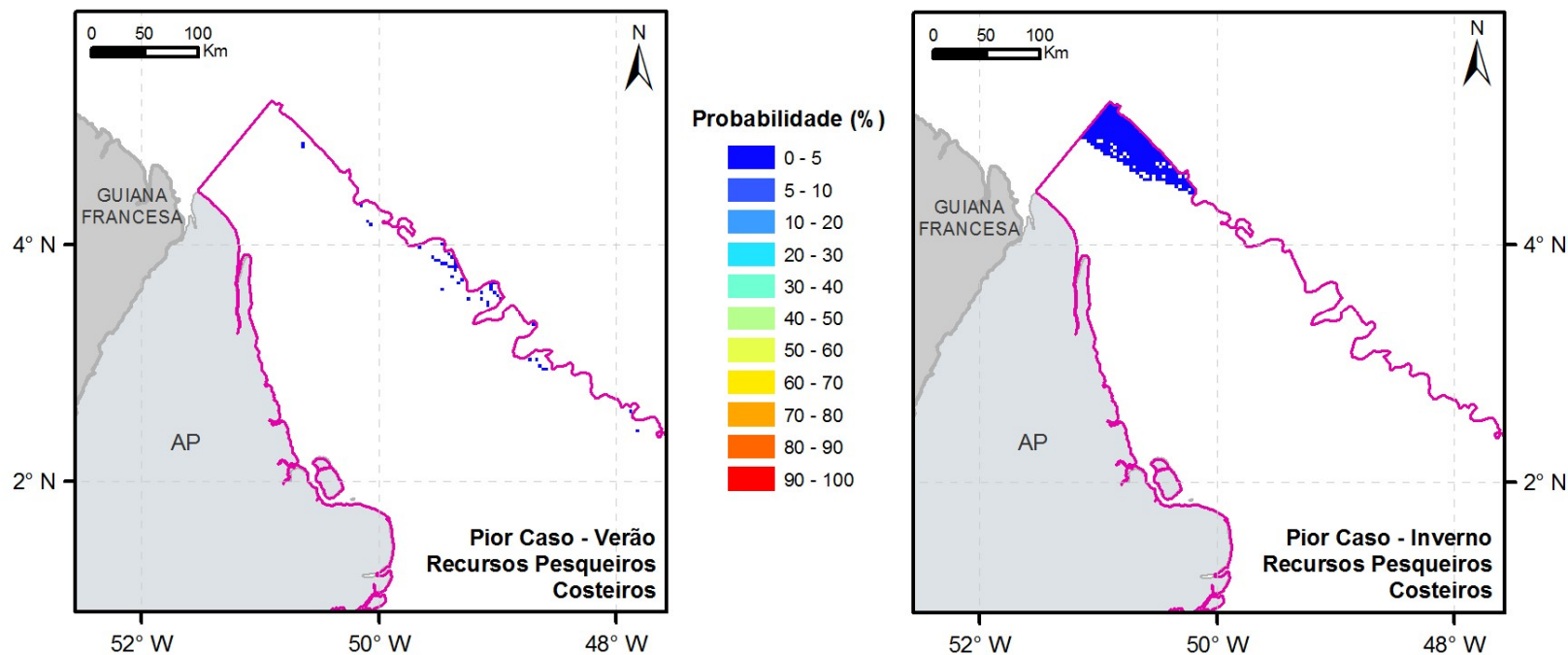


FIGURA II.12.4.3.3 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Recursos Pesqueiros Costeiros, em território nacional, para os CENÁRIOS 5 (46.742 m³, verão) e 6 (46.742 m³, inverno).

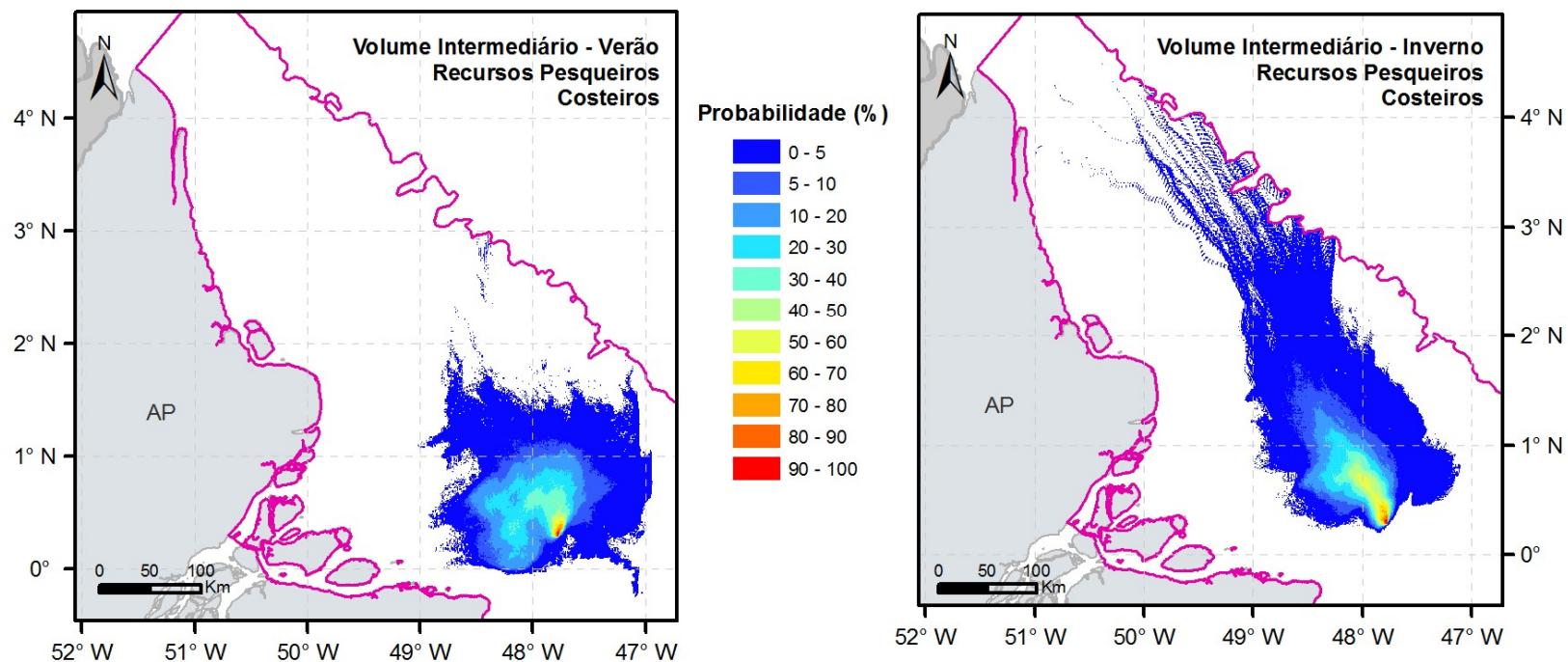


FIGURA II.12.4.3.4 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Recursos Pesqueiros Costeiros, em território nacional, para os CENÁRIOS 7 (900 m³, verão) e 8 (900 m³, inverno).

Na **Tabela II.12.4.3.1** são apresentados os tempos mínimos de chegada e as probabilidades de presença de óleo, ponderadas pela área atingida, calculada para cada cenário em que houve probabilidade de toque de óleo no CVA Recursos Pesqueiros Costeiros.

TABELA II.12.4.3.1 – Probabilidade ponderada de presença e tempo mínimo de chegada de óleo no CVA – Recursos Pesqueiros Costeiros.

Cenário	Cenário Sazonal	Volume Vazado (m³)	Probabilidade Ponderada de Presença de Óleo (%)	Tempo Mínimo de Chegada de Óleo (h)
1	Verão	8	-	-
2	Inverno	8	0,33	45,0
3	Verão	200	-	-
4	Inverno	200	0,58	41,0
5	Verão	46.742	0,33	1068,0
6	Inverno	46.742	1,02	54,0
7	Verão	900	7,24	1,0
8	Inverno	900	5,41	1,0

Nos cenários de vazamento de volume pequeno (8 m³) e médio (200 m³), o CVA somente apresenta probabilidade de ser atingido pelo óleo no inverno em uma pequena área. Nos cenários de pior caso, as probabilidades se estendem por uma área um pouco mais ampla, porém todas as probabilidades são baixas, sendo a maior média ponderada de aproximadamente 1% no inverno. Já nos vazamentos intermediários (900 m³), a probabilidade ponderada foi maior no verão (em torno de 7%) do que no inverno (em torno de 5%), pois apesar de haver uma área menor com probabilidade de toque, as probabilidades são mais altas neste cenário.

Os cenários de 900m³ de óleo diesel apresentaram os menores tempos de chegada de óleo, uma vez que o ponto de vazamento destes cenários se encontra na área do CVA. Nos demais cenários, referentes ao óleo cru, o ponto de vazamento está fora da área do CVA. Os cenários de 8 e 200 m³ possuem tempos mínimos de chegada de óleo ao CVA menores porque o vazamento ocorre em superfície, enquanto nos cenários de pior caso a simulação foi realizada com um vazamento a partir do fundo.

- **CVA – Recursos Pesqueiros Oceânicos**

Os resultados referentes ao CVA – Recursos Pesqueiros Oceânicos, para os seis cenários, são apresentados da **Figura II.12.4.3.5 à Figura II.12.4.3.8**, e na **Tabela II.12.4.3.2**.

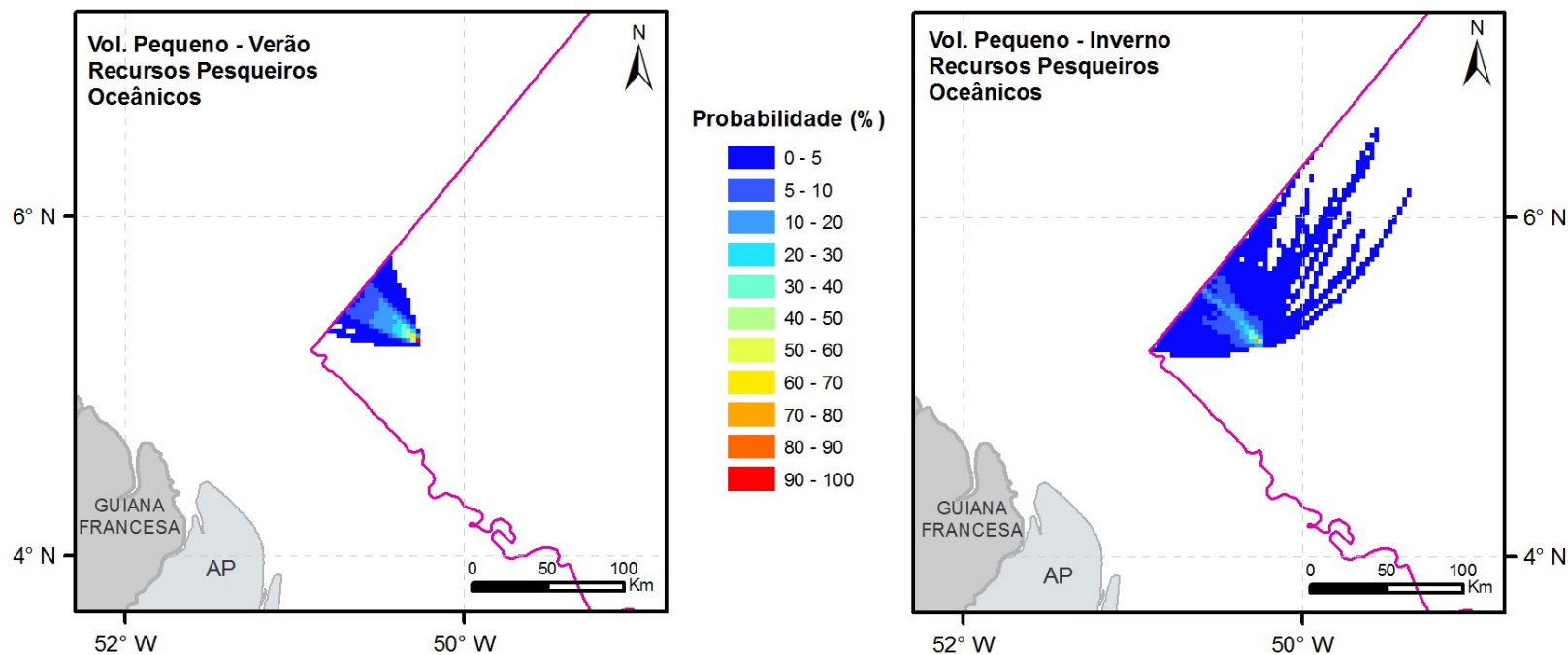


FIGURA II.12.4.3.5 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Recursos Pesqueiros Oceânicos, em território nacional, para os CENÁRIOS 1 (8 m³, verão) e 2 (8 m³, inverno).

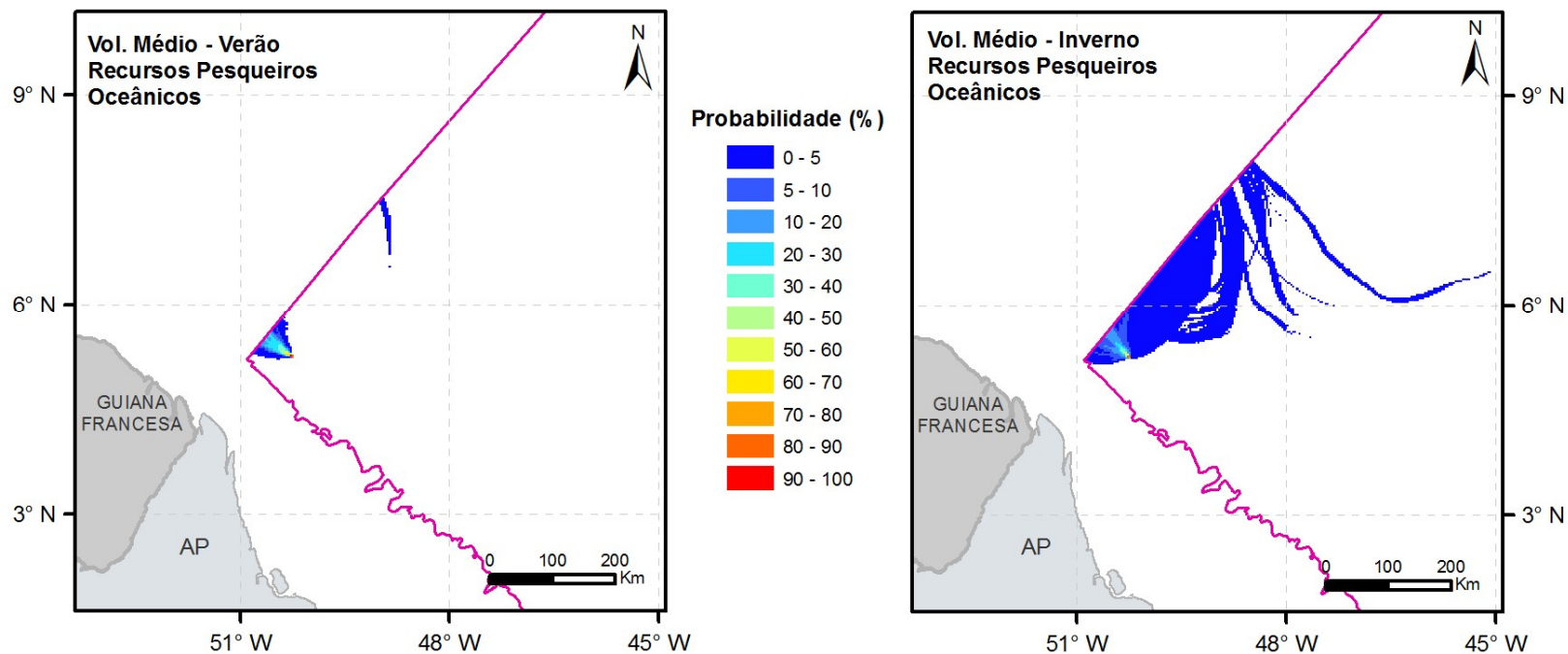


FIGURA II.12.4.3.6 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Recursos Pesqueiros Oceânicos, em território nacional, para os CENÁRIOS 3 (200 m³, verão) e 4 (200 m³, inverno).

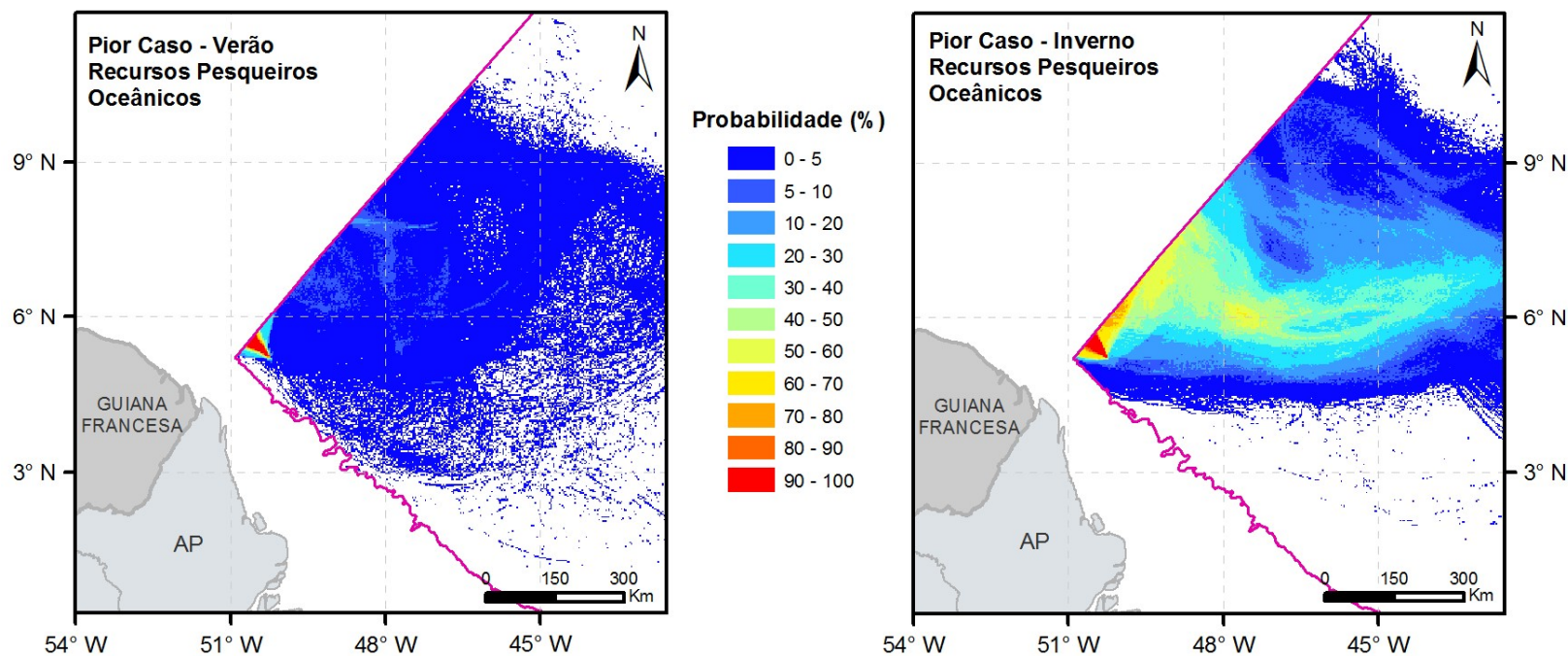


FIGURA II.12.4.3.7 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Recursos Pesqueiros Oceânicos, em território nacional, para os CENÁRIOS 5 (46.742 m³, verão) e 6 (46.742 m³, inverno).

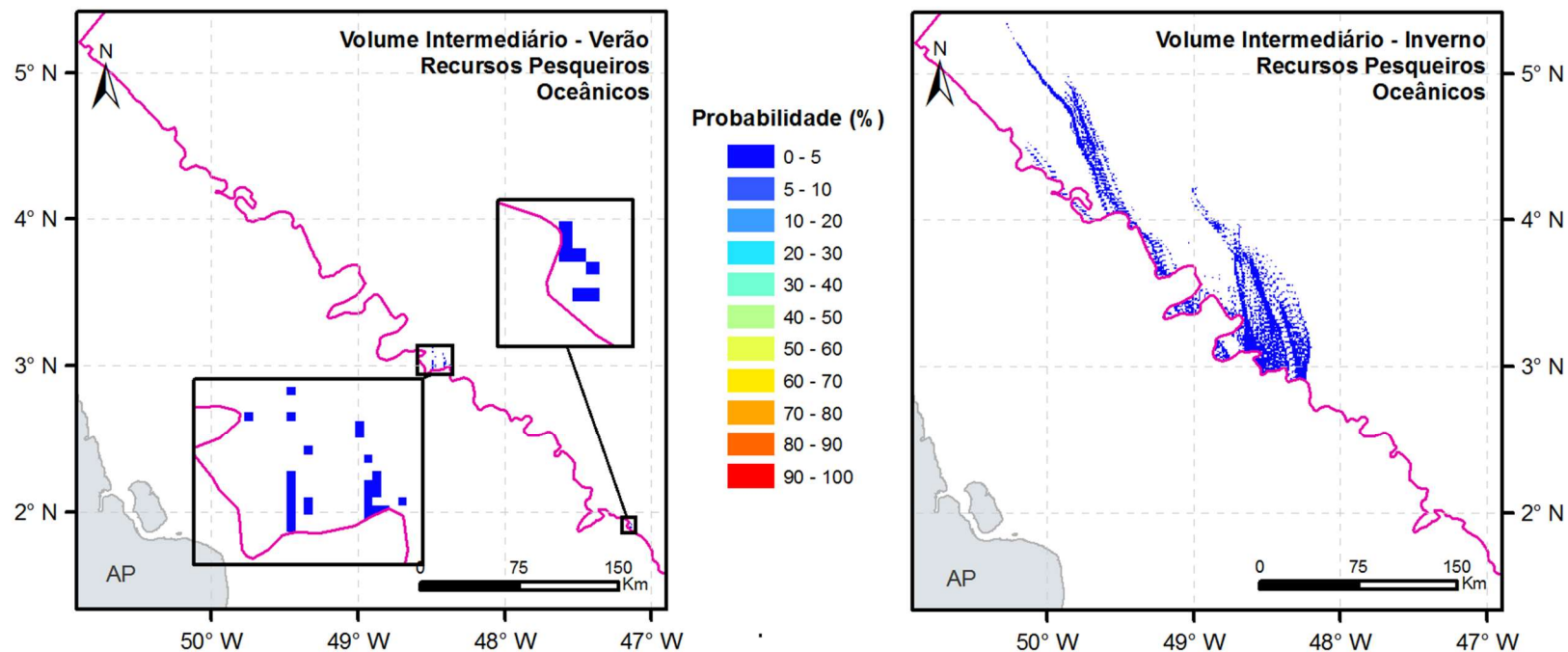


FIGURA II.12.4.3.8 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Recursos Pesqueiros Oceânicos, em território nacional, para os CENÁRIOS 7 (900 m³, verão) e 8 (900 m³, inverno).

Na **Tabela II.12.4.3.2** são apresentados os tempos mínimos de chegada e as probabilidades de presença de óleo, ponderadas pela área atingida, calculada para cada cenário, para o CVA Recursos Pesqueiros Oceânicos.

TABELA II.12.4.3.2 – Probabilidade ponderada de presença e tempo mínimo de chegada de óleo no CVA – Recursos Pesqueiros Oceânicos.

Cenário	Cenário Sazonal	Volume Vazado (m ³)	Probabilidade Ponderada de Presença de Óleo (%)	Tempo Mínimo de Chegada de Óleo (h)
1	Verão	8	7,61	1,0
2	Inverno	8	2,61	1,0
3	Verão	200	9,96	1,0
4	Inverno	200	1,71	1,0
5	Verão	46.742	2,03	1,0
6	Inverno	46.742	15,90	1,0
7	Verão	900	0,33	130,0
8	Inverno	900	0,37	79,0

Nos vazamentos de volume pequeno (8 m³) e médio (200 m³), as probabilidades ponderadas são maiores nos cenários de verão, pois no inverno, ainda que as modelagens indiquem uma área mais ampla com potencial de ser atingida, ela está sujeita a mais baixas probabilidades. Nos vazamentos de pior caso, a área com probabilidade aumenta consideravelmente. No verão as probabilidades no CVA são baixas (<5%), resultando em baixa probabilidade ponderada, enquanto no inverno os valores são, resultando em uma probabilidade ponderada de ~16 %.

Nos cenários de volume intermediário (900 m³), as probabilidades foram menores que 0,5% tanto no cenário de verão quanto no de inverno, em função da pequena área atingida e baixos valores. No cenário de verão, a área com probabilidades se resume a poucos pontos esparsos.

O tempo mínimo de chegada de óleo no CVA, de 1 hora, foi o mesmo para todos os cenários com vazamento de óleo cru, devido ao fato do ponto de vazamento estar localizado dentro do componente. Já para o vazamento de óleo diesel, que possui o ponto de vazamento localizado fora do componente, o tempo mínimo de chegada foi maior que 3 dias.

- **CVAs – Mamíferos Marinhos – Cetáceos e Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva**

Os resultados referentes aos CVAs – Mamíferos Marinhos – Cetáceos e Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva para os oito cenários, são apresentados juntos, devido à área de ocorrência igual, da **Figura II.12.4.3.9** à **Figura II.12.4.3.12**, e na **Tabela II.12.4.3.3**.

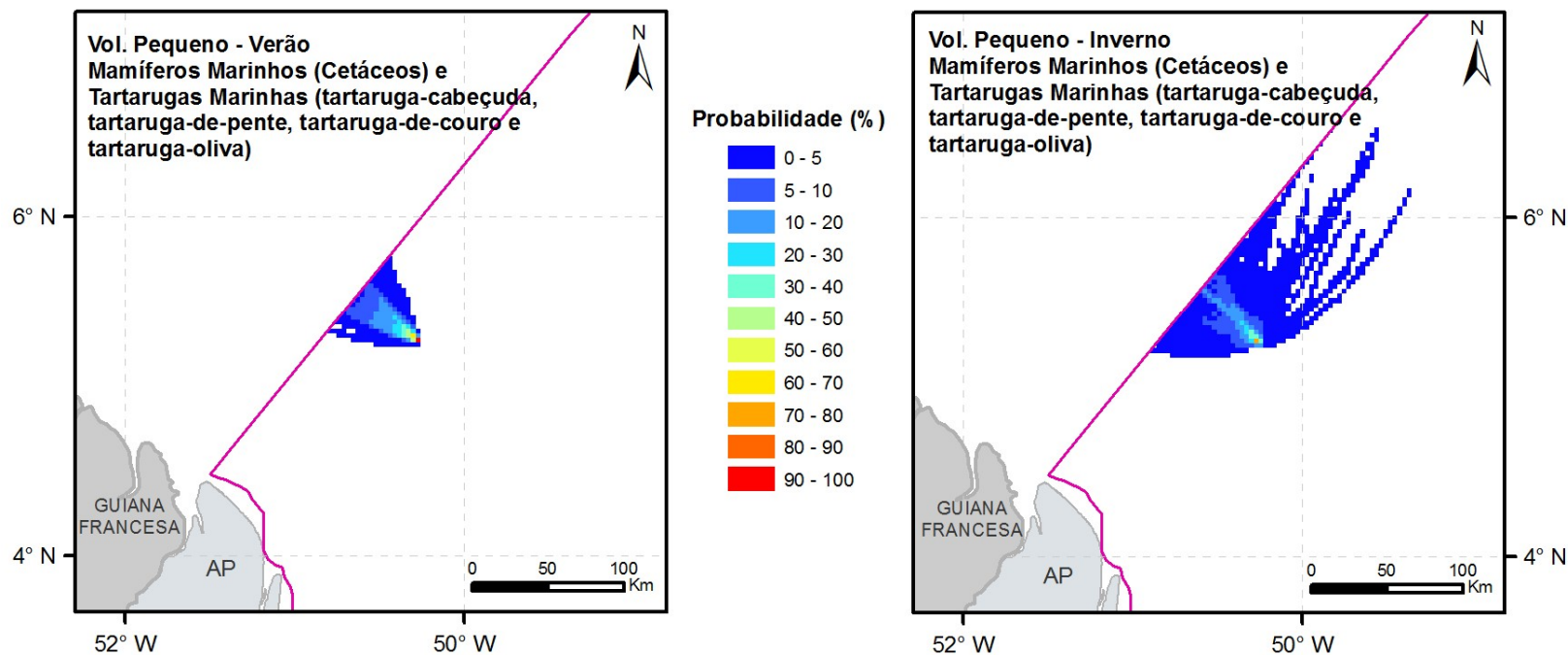


FIGURA II.12.4.3.9 – Probabilidade de alcance de óleo nos CVAs – Mamíferos Marinhos – Cetáceos e Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva, em território nacional, para os CENÁRIOS 1 (8 m³, verão) e 2 (8 m³, inverno).

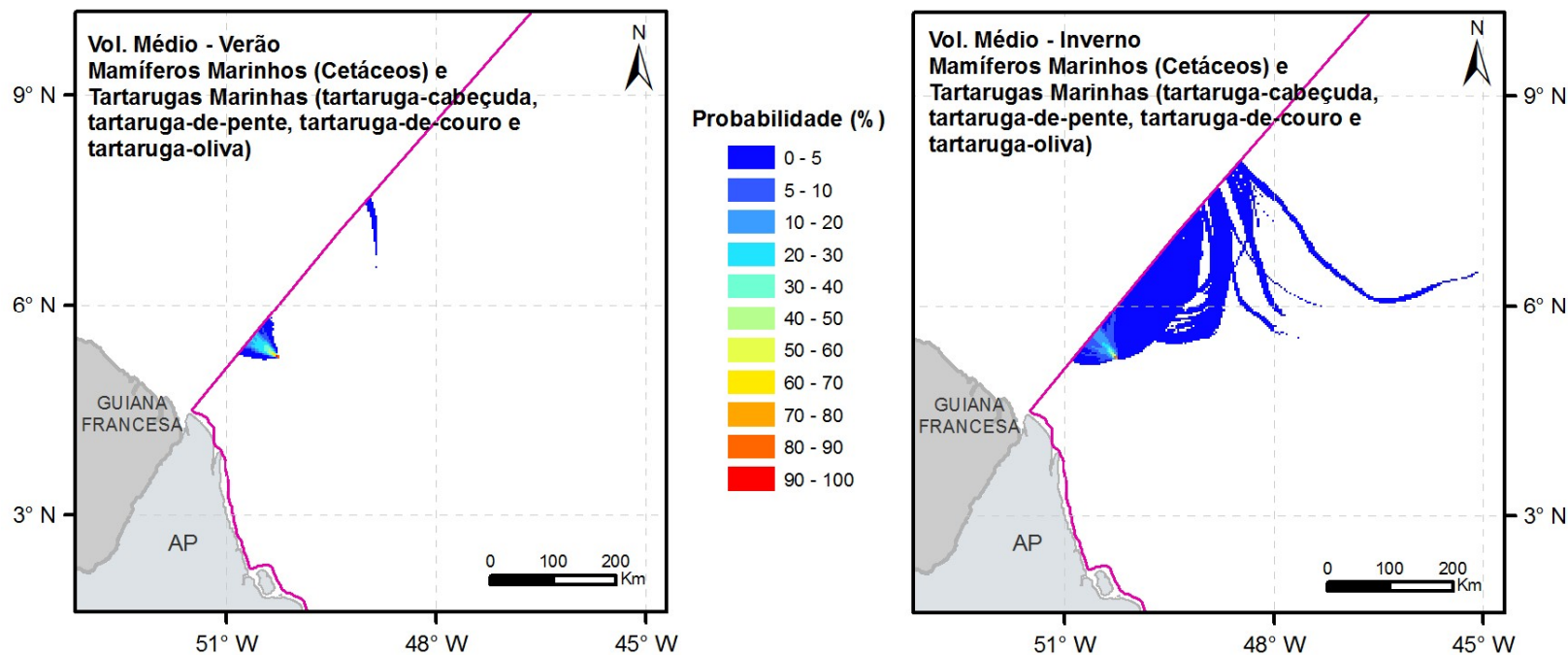


FIGURA II.12.4.3.10 – Probabilidade de alcance de óleo nos CVAs – Mamíferos Marinhos – Cetáceos e Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva, em território nacional, para os CENÁRIOS 3 (200 m³, verão) e 4 (200 m³, inverno).

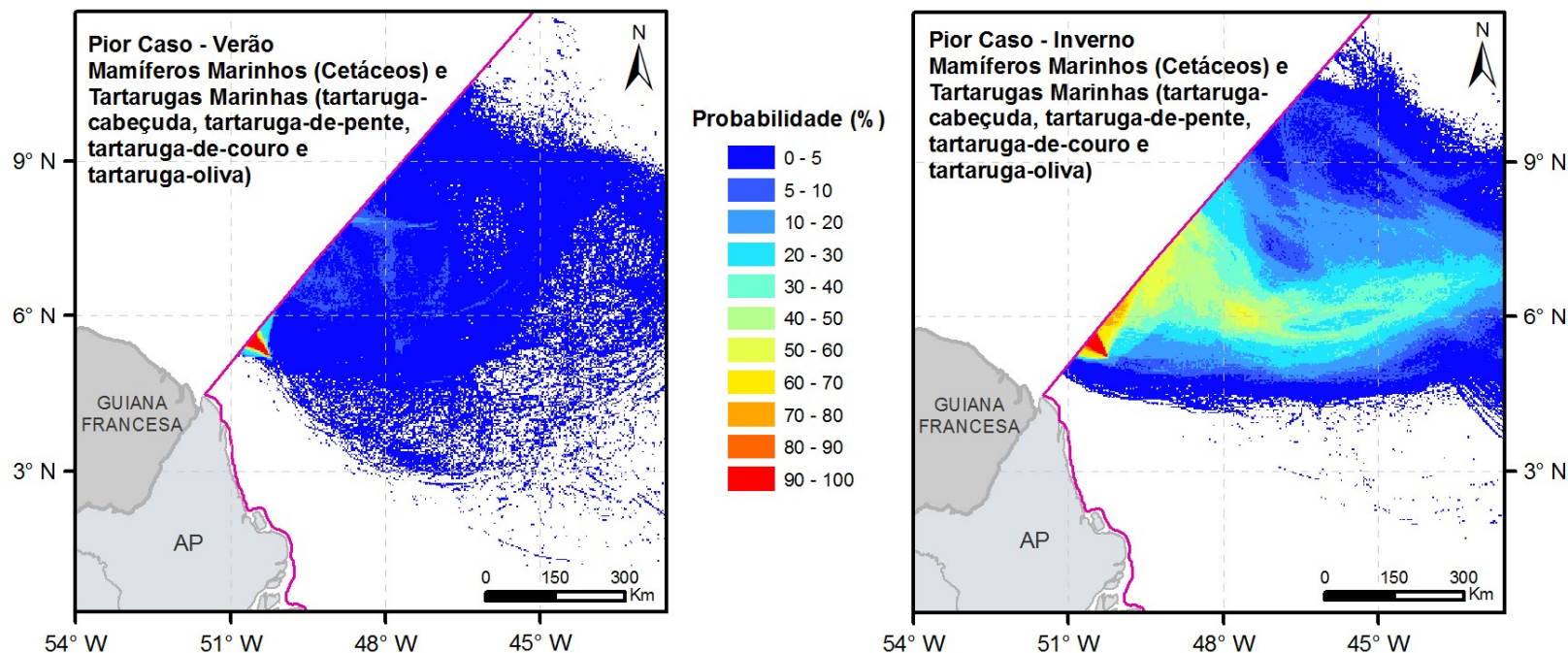


FIGURA II.12.4.3.11 – Probabilidade de alcance de óleo nos CVAs – Mamíferos Marinhos – Cetáceos e Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva, em território nacional, para os CENÁRIOS 5 (46.742 m³, verão) e 6 (46.742 m³, inverno).

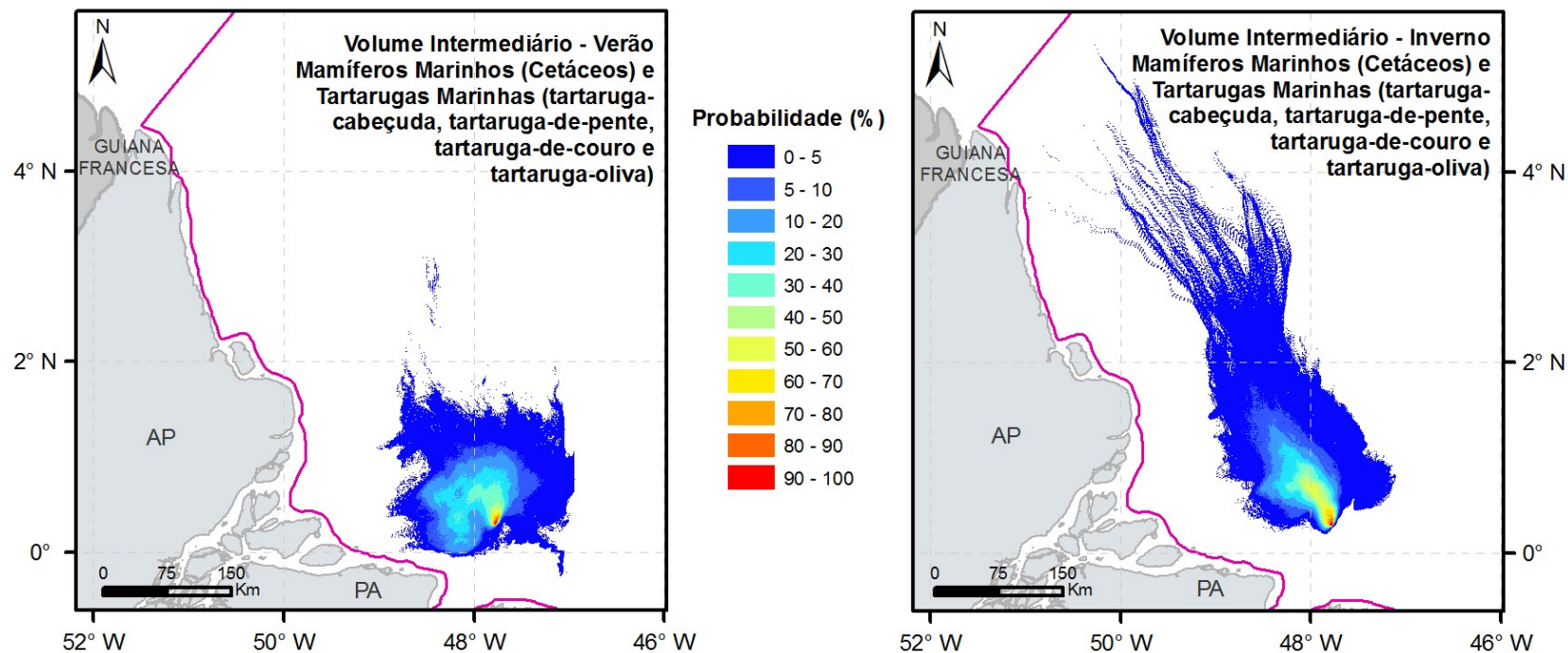


FIGURA II.12.4.3.12 – Probabilidade de alcance de óleo nos CVAs – Mamíferos Marinhos – Cetáceos e Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva, em território nacional, para os CENÁRIOS 7 (900 m³, verão) e 8 (900 m³, inverno).

Na **Tabela II.12.4.3.3** são apresentados os tempos mínimos de chegada e as probabilidades de presença de óleo, ponderadas pela área atingida, calculada para cada cenário, nos CVAs Mamíferos Marinhos – Cetáceos e Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva.

TABELA II.12.4.3.3 – Probabilidade ponderada de presença e tempo mínimo de chegada de óleo no CVA – Mamíferos Marinhos – Cetáceos e Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva.

Cenário	Cenário Sazonal	Volume Vazado (m ³)	Probabilidade Ponderada de Presença de Óleo (%)	Tempo Mínimo de Chegada de Óleo (h)
1	Verão	8	7,60	1,0
2	Inverno	8	2,60	1,0
3	Verão	200	9,96	1,0
4	Inverno	200	1,72	1,0
5	Verão	46.742	2,03	1,0
6	Inverno	46.742	15,82	1,0
7	Verão	900	7,23	1,0
8	Inverno	900	4,98	1,0

As probabilidades ponderadas nestes CVAs são semelhantes às observadas para o CVA Recursos Pesqueiros Oceânicos, exceto nos cenários de volume intermediário. A maior probabilidade foi de 15,82% no cenário 6 (pior caso, inverno).

Nos cenários de volume intermediário (900 m³), as probabilidades foram em torno de 7% no verão e de 5% no inverno. Apesar da área de probabilidade de ocorrência de óleo nesses cenários estar praticamente toda inserida no CVA com valores até 100%, devido ao tamanho da área do CVA ser maior, a probabilidade ponderada ficou com valores baixos.

O tempo mínimo de chegada de óleo no CVA foi o mesmo para todos os cenários (1 hora) porque o ponto de vazamento está localizado dentro do componente.

- **CVA – Tartaruga Marinha – Tartaruga-verde**

O resultado referente ao CVA – Tartaruga Marinha - Tartaruga-verde, nos oito cenários são apresentados da **Figura II.12.4.3.13** à **Figura II.12.4.3.16**, e na **Tabela II.12.4.3.4**.

Ressalta-se que para este CVA, foi calculada a probabilidade máxima de toque na área correspondente à rota migratória e a probabilidade ponderada na área de ocorrência dispersa.

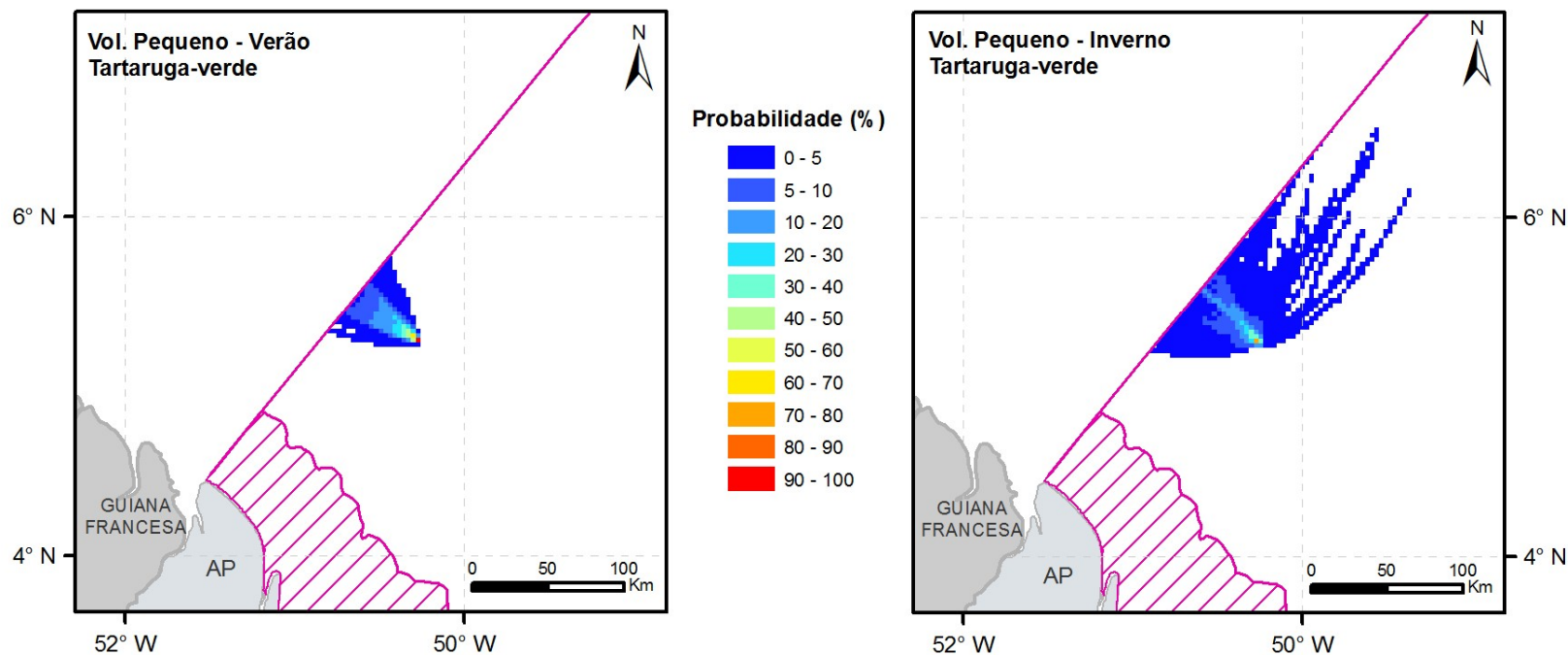


FIGURA II.12.4.3.13 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde para os CENÁRIOS 1 (8 m³, verão) e 2 (8 m³, inverno), com destaque para a área de rota migratória (área hachurada).

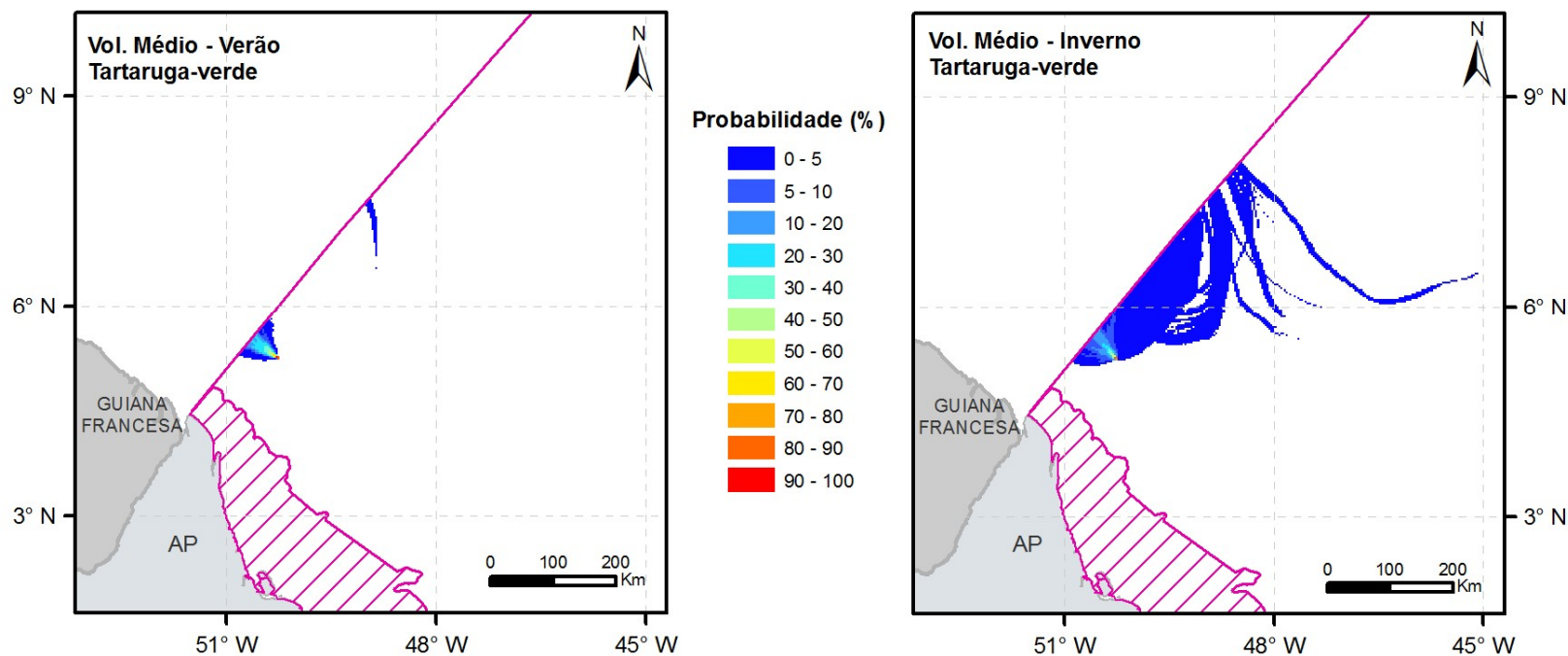


FIGURA II.12.4.3.14 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde para os CENÁRIOS 3 (200 m³, verão) e 4 (200 m³, inverno), com destaque para a área de rota migratória (área hachurada).

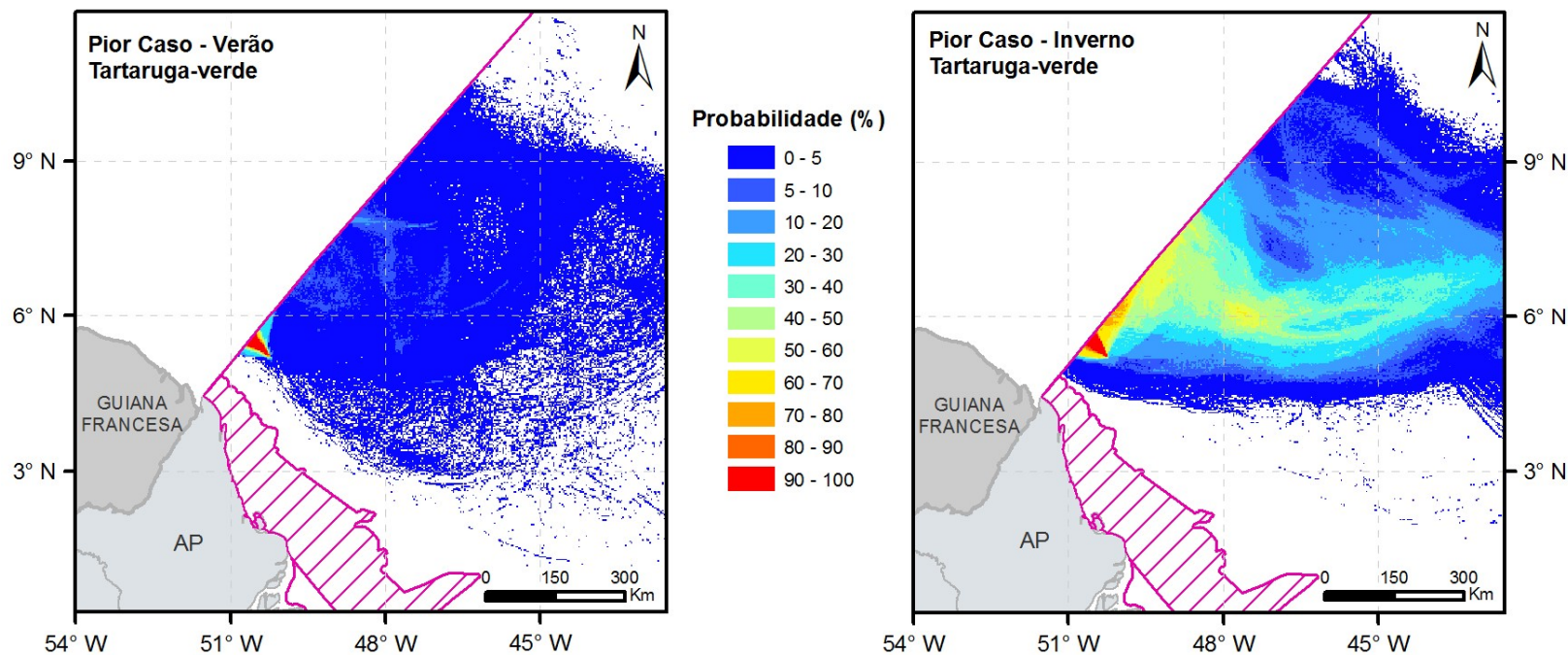


FIGURA II.12.4.3.15 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde para os CENÁRIOS 5 (46.742 m³, verão) e 6 (46.742 m³, inverno), com destaque para a área de rota migratória (área hachurada).

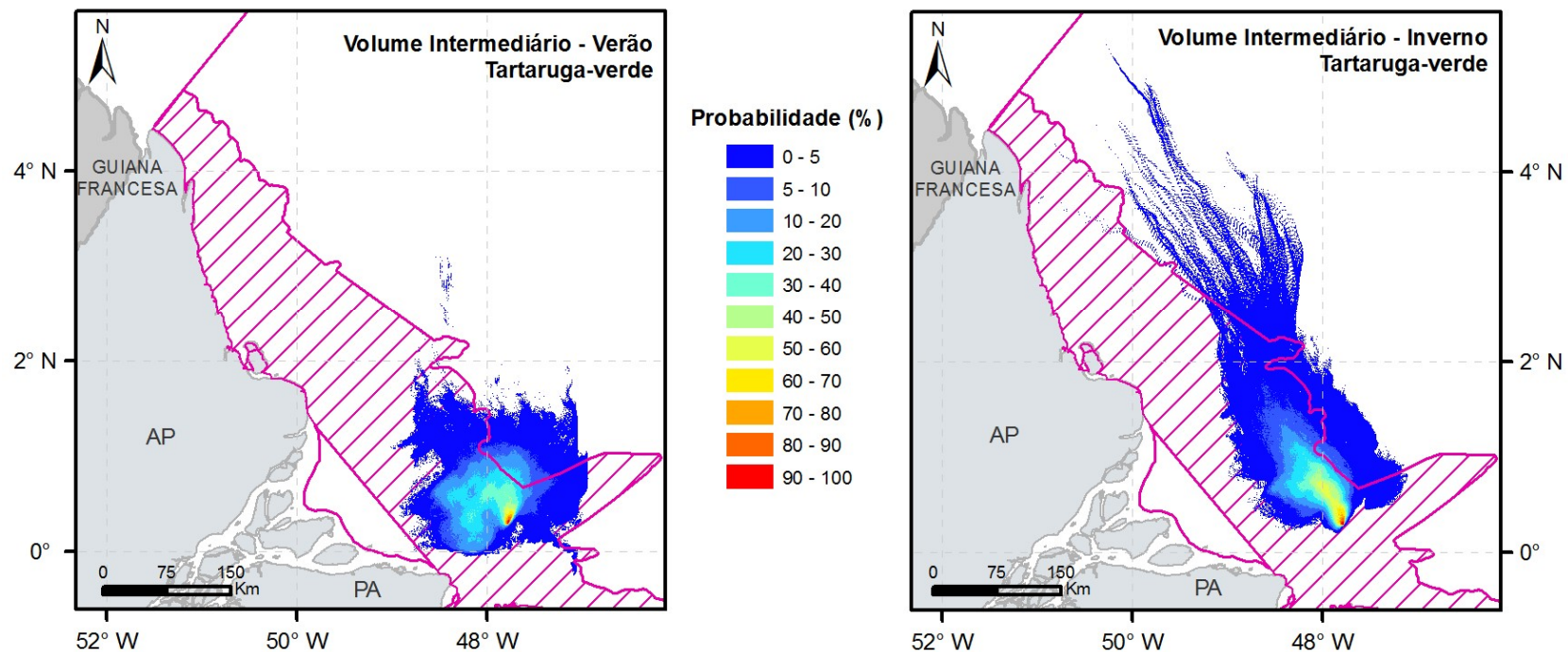


FIGURA II.12.4.3.16 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde para os CENÁRIOS 7 (900 m³, verão) e 8 (900 m³, inverno), com destaque para a área de rota migratória (área hachurada).

Na **Tabela II.12.4.3.4** são apresentados os tempos mínimos de chegada e as probabilidades de presença de óleo na rota migratória (probabilidade máxima) e na área de ocorrência dispersa (probabilidade ponderada pela área atingida) em cada cenário, no CVA Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde.

TABELA II.12.4.3.4 – Probabilidade de presença e tempo mínimo de chegada de óleo no CVA – Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde.

Cenário	Cenário Sazonal	Volume Vazado (m ³)	Probabilidade Máxima de Presença de Óleo na rota migratória (%)	Probabilidade Ponderada de Presença de Óleo na área de ocorrência dispersa (%)	Tempo Mínimo de Chegada de Óleo na rota migratória (h)	Tempo Mínimo de Chegada de Óleo na área de ocorrência dispersa (h)
1	Verão	8	-	7,60	-	1,0
2	Inverno	8	-	2,60	-	1,0
3	Verão	200	-	9,96	-	1,0
4	Inverno	200	-	1,72	-	1,0
5	Verão	46.742	-	2,03	-	1,0
6	Inverno	46.742	-	15,82	-	1,0
7	Verão	900	100,00	3,74	1,0	15,0
8	Inverno	900	100,00	1,03	1,0	17,0

Em relação aos vazamentos de óleo diesel, uma vez que o ponto de vazamento se encontra dentro da rota migratória, a probabilidade de toque tanto no cenário de verão quanto no de inverno na região de rota migratória foi de 100%. Nos demais cenários, o CVA somente apresenta probabilidade de toque na área de ocorrência dispersa, com valores similares aos observados para o CVA referente às demais espécies de tartarugas marinhas.

- **SVA – Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e Boto-vermelho (*Inia geoffrensis*)**

Os resultados referentes ao SVA Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e Boto-vermelho (*Inia geoffrensis*), para os cenários em que houve probabilidade de presença de óleo, é apresentado na **Figura II.12.4.3.17**.

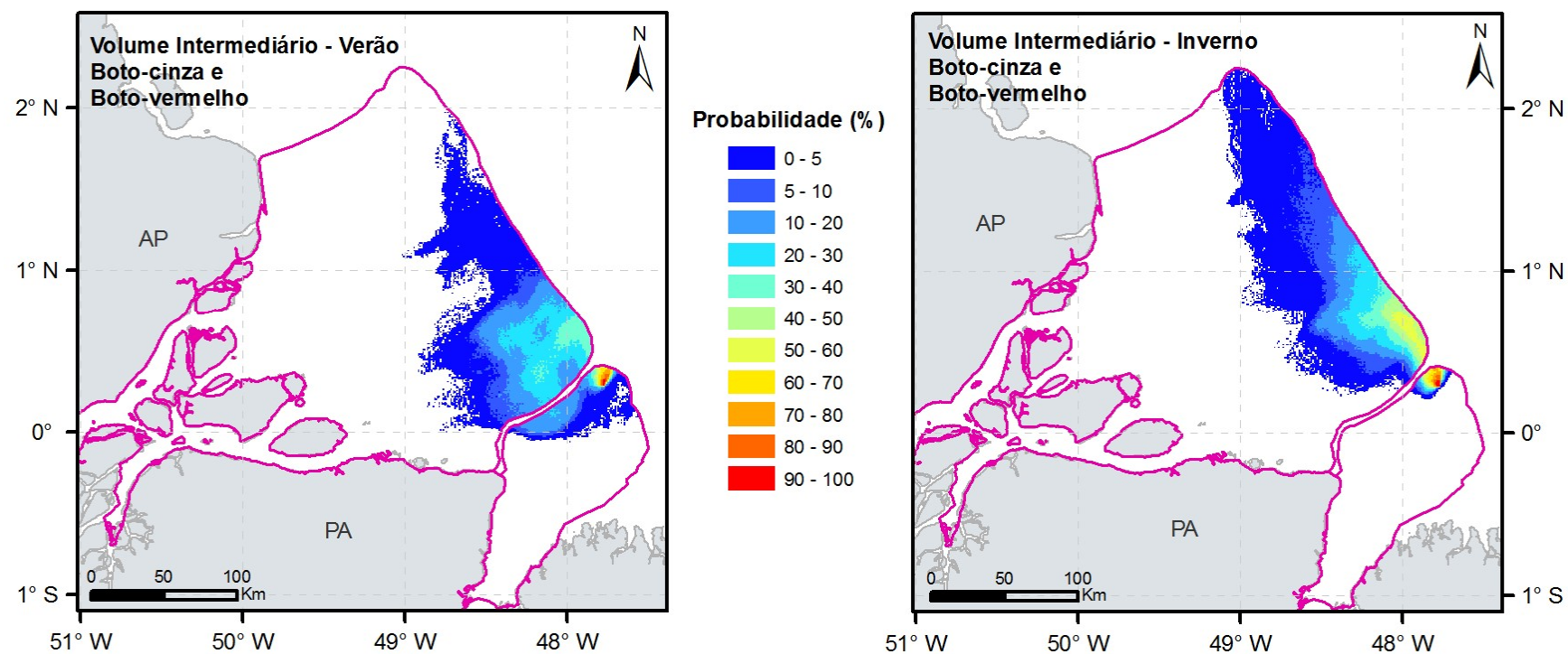


FIGURA II.12.4.3.17 – Probabilidade de alcance de óleo no SVA Boto-cinza e Boto-vermelho, para os CENÁRIOS 7 (900 m³, verão) e 8 (900 m³, inverno).

Na Tabela II.12.4.3.5 são apresentados o tempo mínimo de chegada e a probabilidade máxima de presença de óleo para o SVA Boto-cinza e Boto-vermelho nos oito cenários, em território nacional.

TABELA II.12.4.3.5 – Probabilidade máxima de presença e tempo mínimo de chegada de óleo no SVA Boto-cinza e Boto-vermelho.

Cenário	Cenário Sazonal	Volume Vazado (m³)	Probabilidade Máxima de Presença de Óleo (%)	Tempo Mínimo de Chegada de Óleo (h)
1	Verão	8	-	-
2	Inverno	8	-	-
3	Verão	200	-	-
4	Inverno	200	-	-
5	Verão	46.742	-	-
6	Inverno	46.742	-	-
7	Verão	900	100,00	1,0
8	Inverno	900	100,00	1,0

As probabilidades são de 100% no SVA nos cenários de volume intermediário (verão e inverno), que consideram vazamento de óleo diesel e a partir de um ponto de vazamento mais a sul, comparado com os demais cenários. O tempo mínimo de chegada de óleo ao SVA é de 1 hora nos cenários 7 e 8, devido ao ponto de vazamento estar localizado dentro da área de ocorrência do SVA. Nos cenários de 1 a 6 não houve probabilidade de chegada de óleo no SVA.

- **CVA – Avifauna Marinha**

Os resultados referentes ao CVA – Avifauna Marinha, para os oito cenários, restritos ao território nacional, são apresentados da **Figura II.12.4.3.18 à Figura II.12.4.3.21** e na **Tabela II.12.4.3.6**.

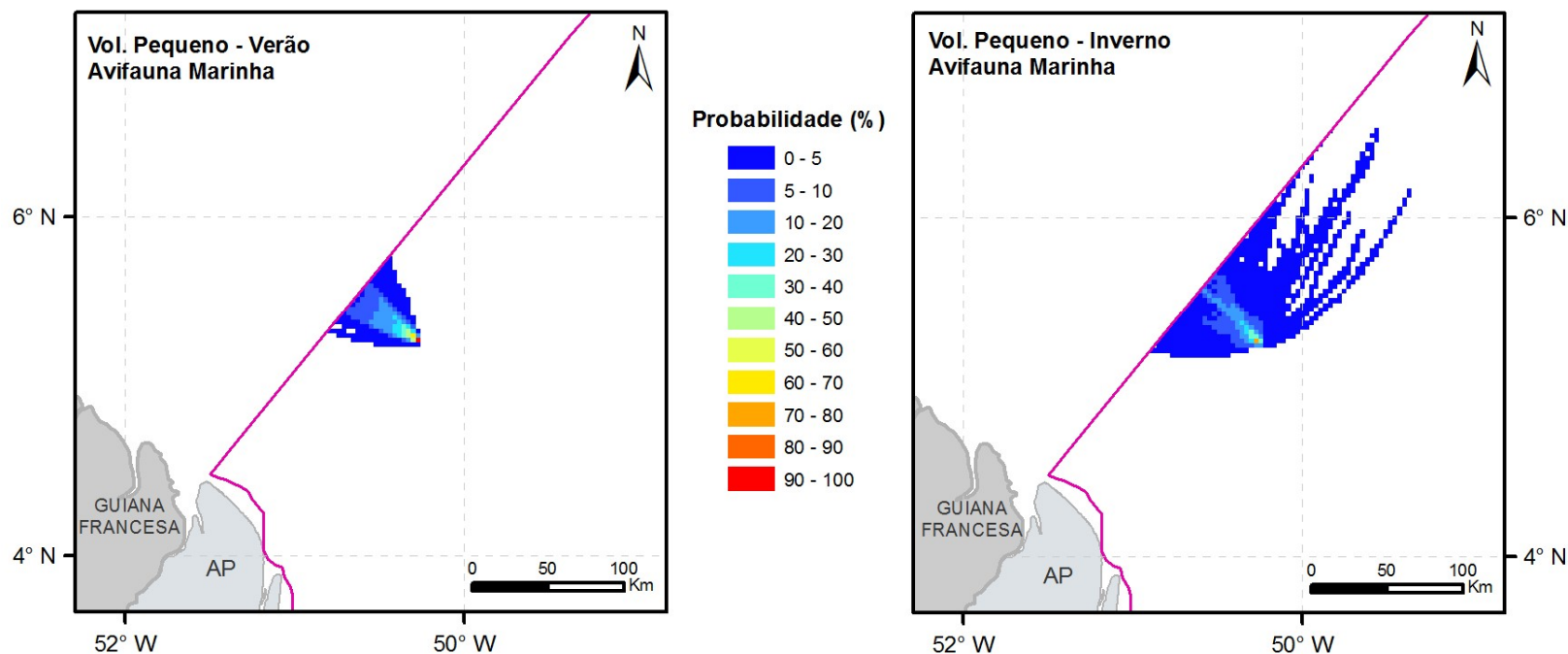


FIGURA II.12.4.3.18 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Avifauna Marinha, em território nacional, para os CENÁRIOS 1 (8m³, verão) e 2 (8m³, inverno).

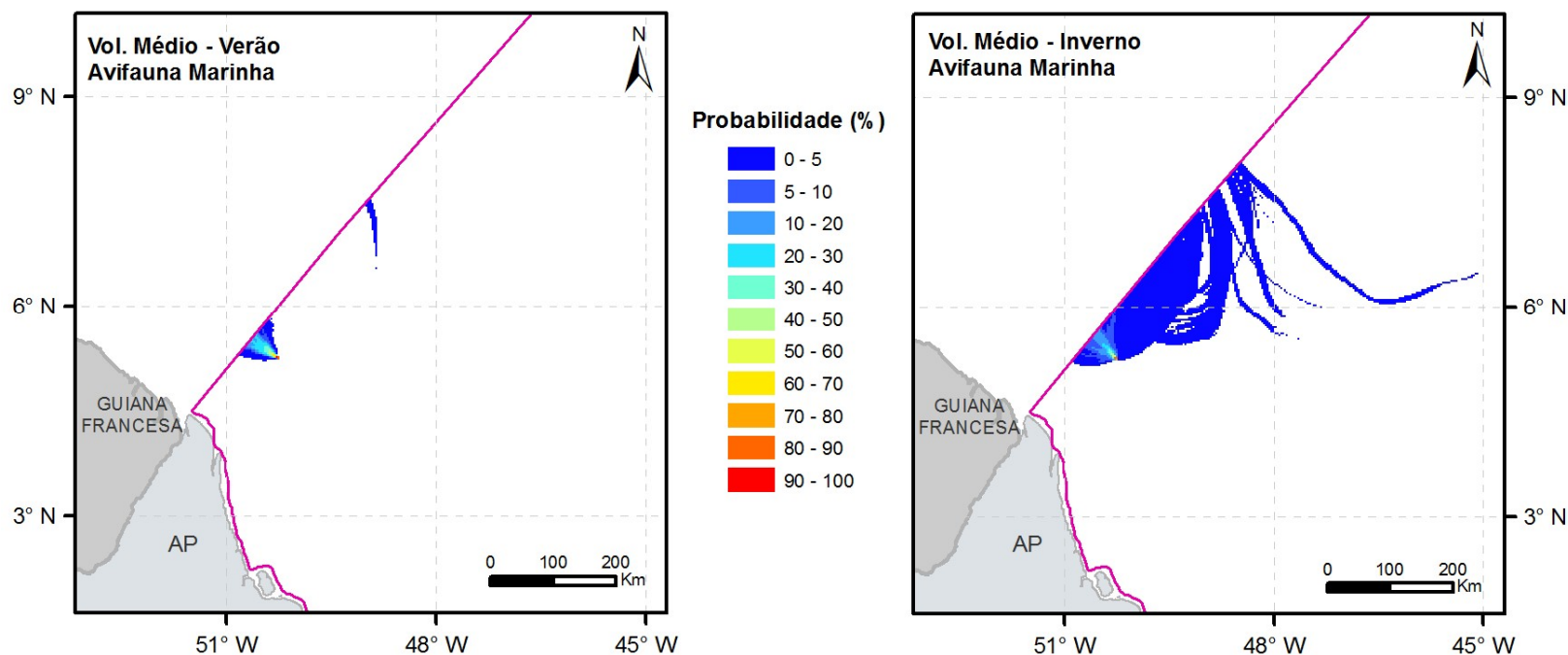


FIGURA II.12.4.3.19 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Avifauna Marinha, em território nacional, para os CENÁRIOS 3 (200 m³, verão) e 4 (200 m³, inverno).

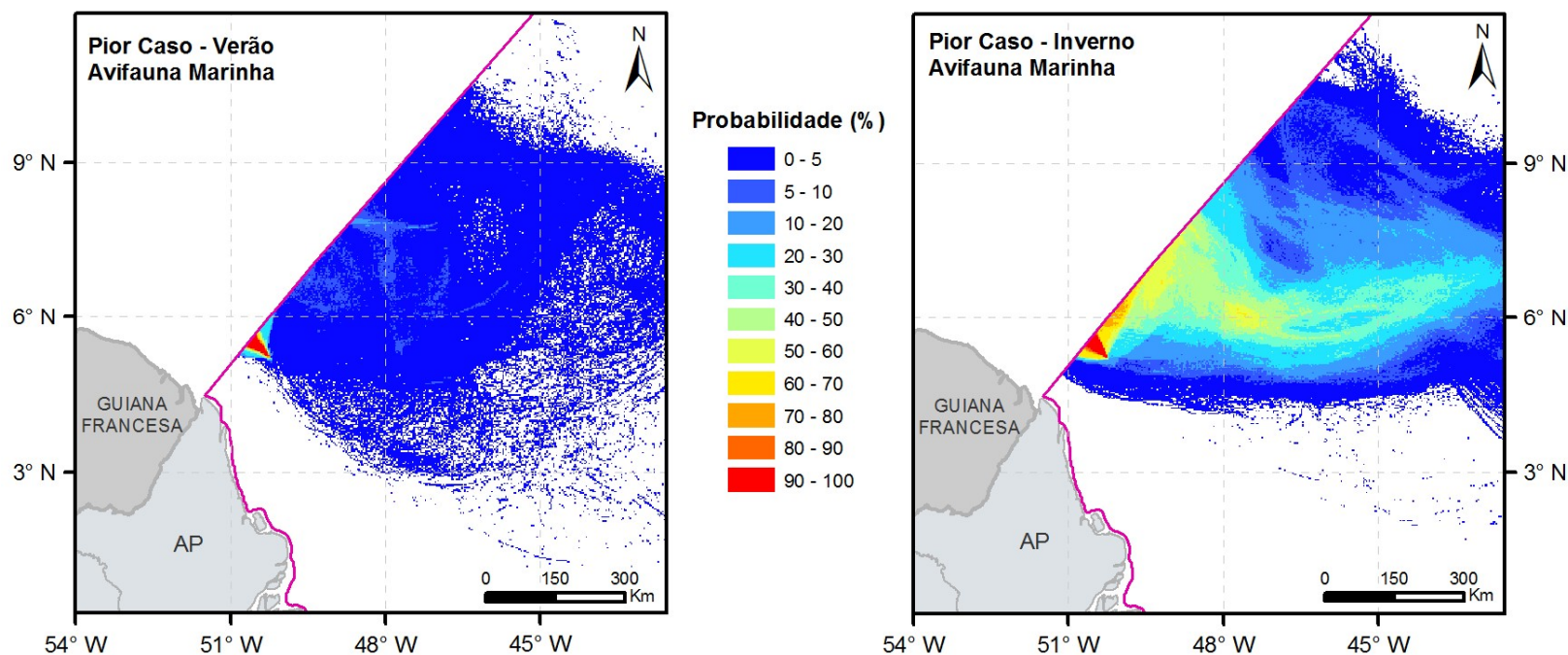


FIGURA II.12.4.3.20 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Avifauna Marinha, em território nacional, para os CENÁRIOS 5 (46.742 m³, verão) e 6 (46.742 m³, inverno).

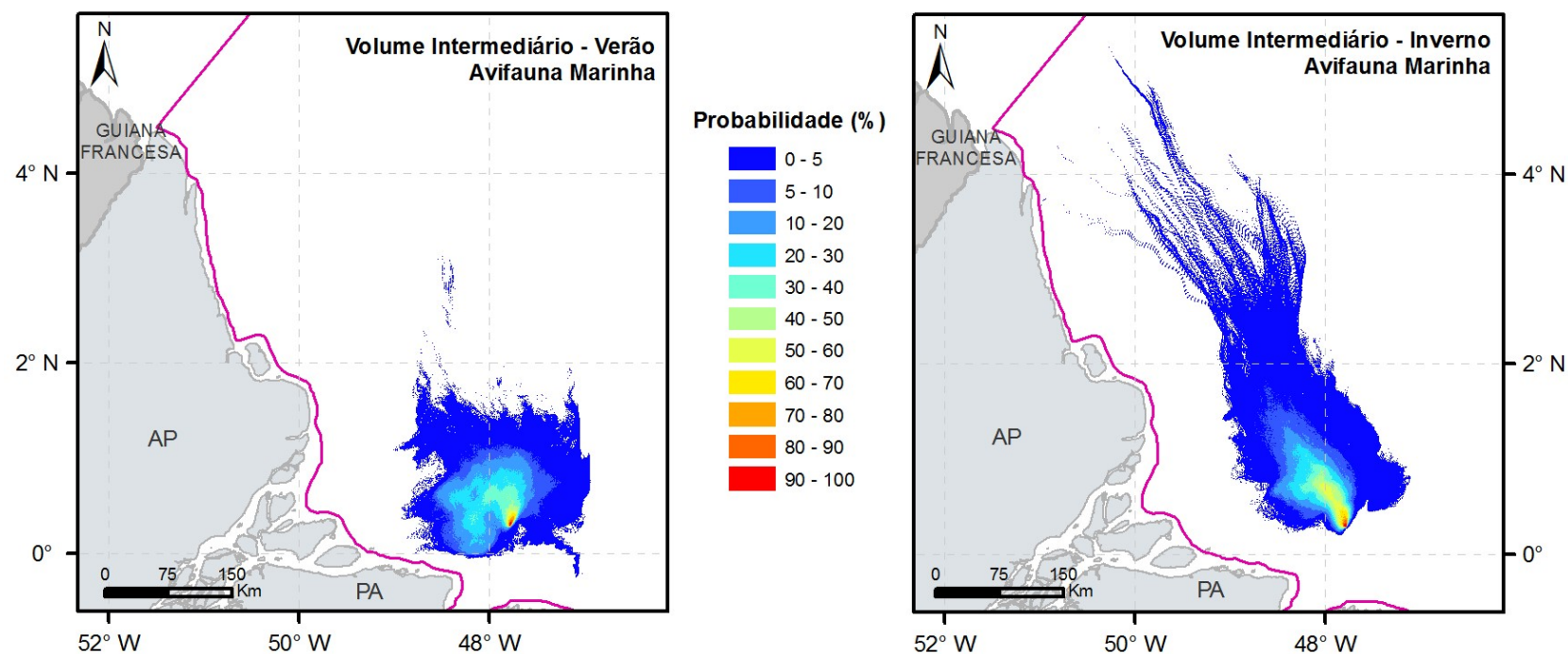


FIGURA II.12.4.3.21 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Avifauna Marinha, em território nacional, para os CENÁRIOS 7 (900 m³, verão) e 8 (900 m³, inverno).

Na **Tabela II.12.4.3.6** são apresentados os tempos mínimos de chegada e as probabilidades máximas de presença de óleo para cada cenário, no CVA Avifauna Marinha.

TABELA II.12.4.3.6 – Probabilidade máxima de presença e tempo mínimo de chegada de óleo no CVA – Avifauna Marinha.

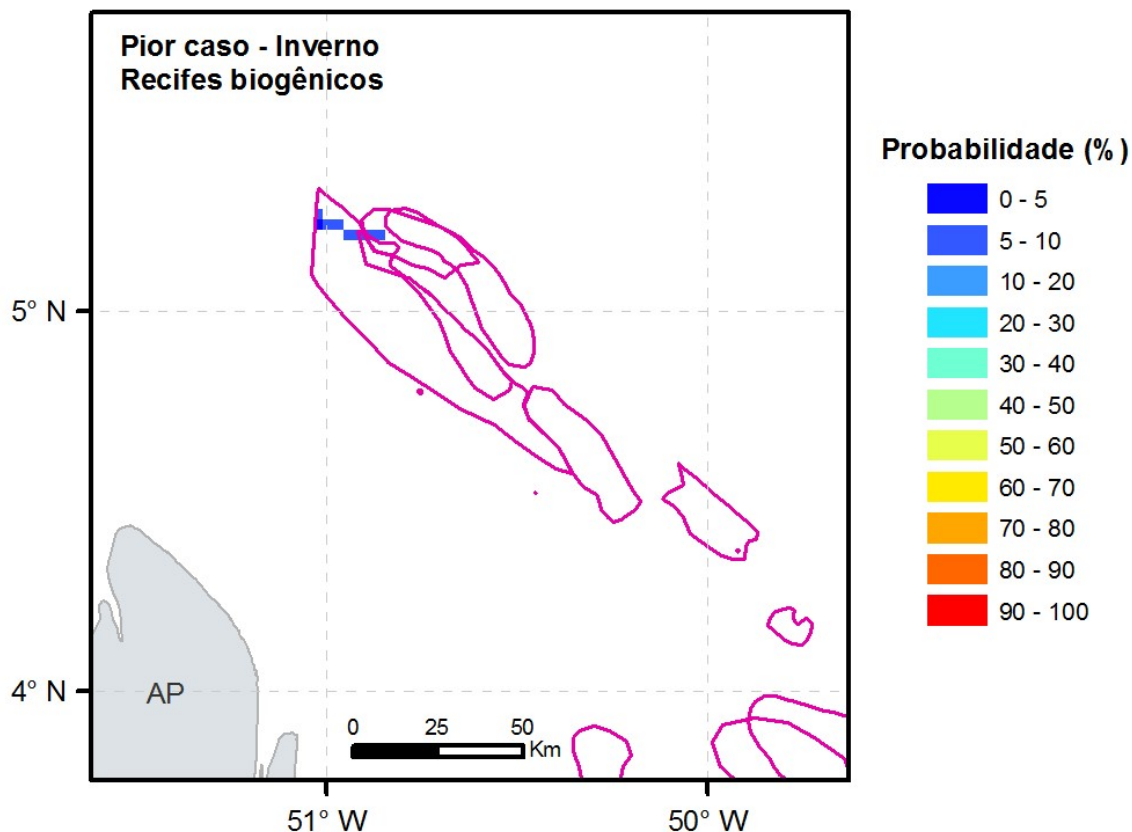
Cenário	Cenário Sazonal	Volume Vazado (m ³)	Probabilidade Máxima de Presença de Óleo (%)	Tempo Mínimo de Chegada de Óleo (h)
1	Verão	8	100,0	1,0
2	Inverno	8	100,0	1,0
3	Verão	200	100,0	1,0
4	Inverno	200	100,0	1,0
5	Verão	46.742	100,0	1,0
6	Inverno	46.742	100,0	1,0
7	Verão	900	100,0	1,0
8	Inverno	900	100,0	1,0

A área do CVA – Avifauna Marinha é a mesma dos CVAs – Mamíferos Marinhos – Cetáceos e Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva. No entanto, para aves foi considerada a probabilidade máxima de presença de óleo para o cálculo do Risco Ambiental, devido a presença de rotas migratórias na região, conforme descrito no item II.12.4.2.

Como o ponto de vazamento se localiza dentro da área do CVA, a probabilidade máxima em todos os cenários foi de 100% e o tempo mínimo de 1 hora.

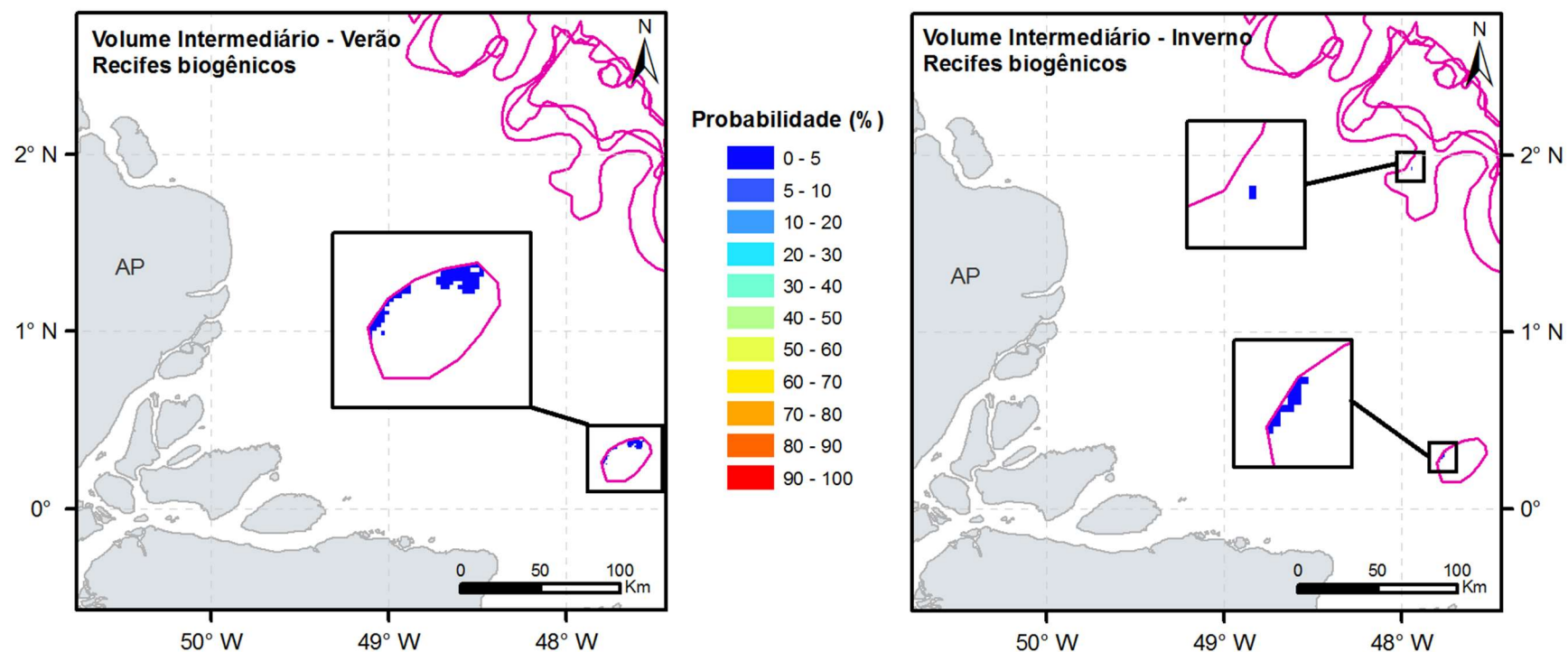
- **CVA – Recifes Biogênicos**

Os resultados referentes ao CVA – Recifes Biogênicos, para os cenários em que houve probabilidade de presença de óleo, são apresentados na **Figura II.12.4.3.22** e na **Figura II.12.4.3.23** e na **Tabela II.12.4.3.7**.



Nota: Figura apresentada na resposta complementar ao Parecer Técnico nº 106/2017-COEXP/CGMAC/DILIC, protocolada após apresentação da revisão 02 do capítulo II.12 Análise e Gerenciamento de Riscos. Não houve alteração dos resultados de probabilidade no CVA.

FIGURA II.12.4.3.22 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA – Recifes Biogênicos, no cenário 6 (46.742 m³, inverno).



Nota: Figura apresentada na resposta complementar ao Parecer Técnico nº 106/2017-COEXP/CGMAC/DILIC, protocolada após apresentação da revisão 02 do capítulo II.12 Análise e Gerenciamento de Riscos. Não houve alteração dos resultados de probabilidade no CVA.

FIGURA II.12.4.3.23 - Probabilidade de alcance de óleo no CVA –Recifes biogênicos, em território nacional, para os CENÁRIOS 7 (900 m³, verão) e 8 (900 m³, inverno).

Na **Tabela II.12.4.3.7** são apresentados os tempos mínimos de chegada e as probabilidades máximas de presença de óleo para cada cenário em que houve probabilidade de toque de óleo no CVA Recifes Biogênicos.

TABELA II.12.4.3.7 – Probabilidade máxima de presença e tempo mínimo de chegada de óleo no CVA – Recifes Biogênicos.

Cenário	Cenário Sazonal	Volume Vazado (m³)	Probabilidade Máxima de Presença de Óleo (%)	Tempo Mínimo de Chegada de Óleo (h)
1	Verão	8	-	-
2	Inverno	8	-	-
3	Verão	200	-	-
4	Inverno	200	-	-
5	Verão	46.742	-	-
6	Inverno	46.742	8,33	65,0
7	Verão	900	1,34	6,0
8	Inverno	900	1,33	3,0

O CVA apresenta probabilidade de presença de óleo apenas nos cenários de 6 a 8. No cenário 6 (pior caso, inverno), a probabilidade máxima de presença de óleo foi de 8,33%. Nos cenários de volume intermediário de óleo diesel, as probabilidades máximas são em torno de 1,3% em ambos os cenários sazonais. O tempo mínimo de chegada de óleo ao CVA é de 3 horas no cenário 8 (volume intermediário, inverno).

- **CVA – Sirênios**

Os resultados referentes ao CVA –Sirênios, para os cenários em que houve probabilidade de presença de óleo, são apresentados na **Figura II.12.4.3.24**.

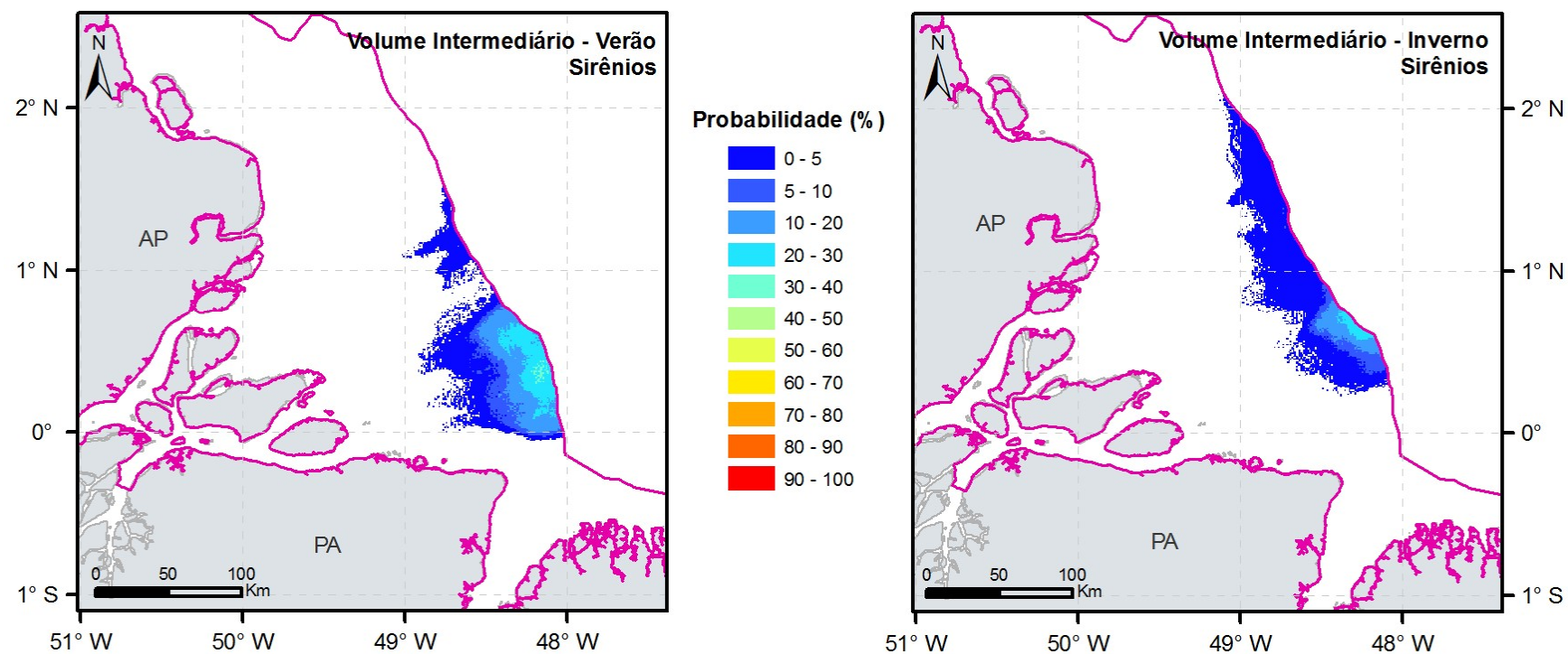


FIGURA II.12.4.3.24 – Probabilidade de alcance de óleo no CVA –Sirênios, para os CENÁRIOS 7 (900 m³, verão) e 8 (900 m³, inverno).

Na Tabela II.12.4.3.8 são apresentados o tempo mínimo de chegada e a probabilidade de presença de óleo, ponderada pela área atingida, para o CVA Sirênios nos oito cenários, em território nacional.

TABELA II.12.4.3.8 – Probabilidade ponderada de presença e tempo mínimo de chegada de óleo no CVA – Sirênios.

Cenário	Cenário Sazonal	Volume Vazado (m ³)	Probabilidade Ponderada de Presença de Óleo (%)	Tempo Mínimo de Chegada de Óleo (h)
1	Verão	8	-	-
2	Inverno	8	-	-
3	Verão	200	-	-
4	Inverno	200	-	-
5	Verão	46.742	-	-
6	Inverno	46.742	-	-
7	Verão	900	8,75	17,0
8	Inverno	900	3,68	13,0

As probabilidades são de 8,75% no cenário de volume intermediário de verão e 3,68% no cenário intermediário de inverno. Apenas esses dois cenários apresentaram probabilidade de presença de óleo na área do CVA. O tempo mínimo de chegada de óleo ao CVA é de 17,0 horas no cenário 7 e de 13,0 horas no cenário 8.

II.12.5. CÁLCULOS DOS RISCOS AMBIENTAIS

Com base no somatório das frequências de ocorrência dos cenários acidentais de contaminação ambiental (obtidas através das árvores de falhas e árvores de eventos desenvolvidas para os cenários identificados nas APRs) e nas probabilidades de presença de óleo, em cada CVA, foram calculados, através da fórmula abaixo, os Riscos Ambientais inerentes a cada CVA, em cada faixa de volume, por cenário sazonal, verão e inverno, respectivamente.

$$RA_{RAcomp(x)-verão} = \left(\sum_{i=1}^n \frac{fi}{2} \right) \times p_{verão}(x)$$

$$RA_{RAcomp(x)-inverno} = \left(\sum_{i=1}^n \frac{fi}{2} \right) \times p_{inverno}(x)$$

Onde:

$RA_{comp(x)-verão}$ = Risco ambiental de um CVA (x) para a fase de operação no verão;

$RA_{comp(x)-inverno}$ = Risco ambiental de um CVA (x) para a fase de operação no inverno;

n = número de hipóteses acidentais por faixa de volume;

$fi/2$ = frequência estimada da hipótese acidental por período sazonal (semestre);

$p_{inverno}(x)$ = probabilidade do CVA (x) ser atingido por óleo no inverno; e

$p_{verão}(x)$ = probabilidade do CVA (x) ser atingido por óleo no verão.

Os resultados do somatório das frequências encontradas, considerando o volume de óleo vazado, são apresentados na **Tabela II.12.5.1**, a seguir. Destaca-se que, tais valores tiveram origem na **Tabela II.12.3.8** (Compilação das informações das hipóteses acidentais da unidade marítima de perfuração NS-42).

Ressalta-se que para o CVA Tartaruga Marinha – Tartaruga-verde, considerando que o componente pode ser atingido na rota migratória ou na área de ocorrência dispersa, o Risco Ambiental total foi calculado como a soma dos riscos ambientais nas duas áreas. Para a rota migratória de tartaruga-verde, o risco foi calculado usando a probabilidade máxima, e para a área de ocorrência dispersa, foi utilizada a probabilidade ponderada pela área atingida.

As probabilidades de presença de óleo encontradas por CVA em cada faixa de volume e cenário sazonal são apresentadas na **Tabela II.12.5.2** e os valores de Risco Ambiental associados são apresentados na **Tabela II.12.5.3**.

TABELA II.12.5.1 – Somatório das frequências de ocorrência dos cenários acidentais para cada faixa de volume de óleo, considerando a Unidade de Perfuração NS-42.

Faixa de Volume	Hipóteses Acidentais	Frequência (oc/ano)	Σ frequências (oc/ano)
Até 8 m ³	17	3,34E-03	1,75E-02
	19	4,99E-03	
	24	1,50E-04	
	29	9,07E-03	
De 8 m ³ a 200 m ³	8	3,67E-03	7,32E-03
	12	2,28E-03	
	14	4,40E-04	
	16	7,64E-04	
	25	1,50E-04	
	30	2,30E-05	
De 200 m ³ a 46.742,25 m ³ (VPC)	9	2,86E-04	5,44E-03
	21	5,00E-03	
	26	1,50E-04	
Cenário Diesel - 900 m ³	31	4,00E-05	4,00E-05

*VPC: Volume de Pior Caso (descontrole do poço).

TABELA II.12.5.2 – Probabilidade de presença de óleo por Componente de Valor Ambiental (CVA), cenário sazonal, volume vazado.

Componente de Valor Ambiental (CVA)	Tempo de recuperação (anos)	Distribuição	Probabilidade (%)							
			Verão				Inverno			
			Cenário 1	Cenário 3	Cenário 5	Cenário 7	Cenário 2	Cenário 4	Cenário 6	Cenário 8
			8 m²	200 m³	VPC	900m³	8 m²	200 m³	VPC	900m³
Recursos Pesqueiros Oceânicos	30	difusa	7,61	9,96	2,03	0,33	2,61	1,71	15,90	0,37
Recursos Pesqueiros Costeiros	30	difusa	0,00	0,00	0,33	7,24	0,33	0,58	1,02	5,41
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva	20	difusa	7,60	9,96	2,03	7,23	2,60	1,72	15,82	4,98
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde - rota migratória	20	fixa	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	100,00
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde - área de ocorrência oceânica	20	difusa	7,60	9,96	2,03	3,74	2,60	1,72	15,82	1,03
Mamíferos marinhos - Cetáceos	10	difusa	7,60	9,96	2,03	7,23	2,60	1,72	15,82	4,98
Boto-cinza e Boto-vermelho	10	fixa	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	100,00
Avifauna Marinha	20	difusa/fixa	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Recifes biogênicos	30	fixa	0,00	0,00	0,00	1,34	0,00	0,00	8,33	1,33
Sirênios	20	difusa	0,00	0,00	0,00	8,75	0,00	0,00	0,00	3,68

Nota: Os cenários 7 e 8 correspondem a vazamento de óleo diesel e os demais cenários a vazamento de óleo cru.

TABELA II.12.5.3 – Risco Ambiental por Componente de Valor Ambiental (CVA), cenário sazonal, volume vazado.

Componente de Valor Ambiental (CVA)	Risco Ambiental							
	Verão				Inverno			
	Cenário 1	Cenário 3	Cenário 5	Cenário 7	Cenário 2	Cenário 4	Cenário 6	Cenário 8
	8 m ²	200 m ³	VPC	900 m ³	8 m ²	200 m ³	VPC	900 m ³
Recursos Pesqueiros Oceânicos	6,68E-04	3,65E-04	5,52E-05	6,60E-08	2,29E-04	6,26E-05	4,32E-04	7,40E-08
Recursos Pesqueiros Costeiros	0,00E+00	0,00E+00	8,97E-06	1,45E-06	2,89E-05	2,12E-05	2,77E-05	1,08E-06
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva	6,67E-04	3,65E-04	5,52E-05	1,45E-06	2,28E-04	6,30E-05	4,30E-04	9,96E-07
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde - rota migratória	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E-05
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde - área de ocorrência oceânica	6,67E-04	3,65E-04	5,52E-05	7,48E-07	2,28E-04	6,30E-05	4,30E-04	2,06E-07
Mamíferos marinhos - Cetáceos	6,67E-04	3,65E-04	5,52E-05	1,45E-06	2,28E-04	6,30E-05	4,30E-04	9,96E-07
Boto-cinza e Boto-vermelho	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E-05
Avifauna Marinha	8,77E-03	3,66E-03	2,72E-03	2,00E-05	8,77E-03	3,66E-03	2,72E-03	2,00E-05
Recifes biogênicos	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,68E-07	0,00E+00	0,00E+00	2,26E-04	2,66E-07
Sirênios	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,75E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,36E-07

Nota: Os cenários 7 e 8 correspondem a vazamento de óleo diesel e os demais cenários a vazamento de óleo cru.

Entre os CVAs de distribuição fixa, as probabilidades máximas chegam a 100% em todos os cenários do CVA Avifauna Marinha e nos cenários de volume intermediário no CVA Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde (na rota migratória) e no CVA Boto-cinza e boto vermelho. No CVA Recifes biogênicos, a probabilidade máxima é observada no cenário de pior caso de inverno, de 8,33%. Já nos CVAs de distribuição difusa, as probabilidades ponderadas máximas foram semelhantes entre Mamíferos Marinhos – Cetáceos, Tartarugas Marinhas – tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva e o CVA Recursos Pesqueiros Oceânicos, de aproximadamente 16%, no cenário 6 (pior caso – 46.742 m³, inverno), e a mínima foi de 0,33%, no cenário 7 (900 m³, verão) no CVA Recursos Pesqueiros Oceânicos. Os maiores riscos ambientais foram observados nos cenários de pior caso para o CVA Avifauna Marinha, com $8,77 \times 10^{-3}$ para os cenários que envolvem pequenos vazamentos (até 8 m³), tanto no verão quanto no inverno, em função da probabilidade de presença de óleo de 100% associada à rota migratória.

II.12.6. RELAÇÃO TEMPO DE RECUPERAÇÃO / TEMPO DE OCORRÊNCIA

Foi calculada a razão entre o Tempo de Recuperação (T_{rec}) de cada CVA e o Tempo de Ocorrência do dano ambiental (obtido pelo inverso do Risco Ambiental, RA, associado a cada faixa de volume vazado, em cada cenário sazonal), conforme especificado no item Metodologia:

$$\text{Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência \% (x)} = 100 * \frac{T_{rec}(x)}{1/RA(x)}$$

Com esse cálculo é possível estabelecer se o Tempo de Recuperação de um CVA pode ser considerado insignificante quando comparado ao Tempo de Ocorrência de vazamentos de determinado volume e cenário sazonal.

Cabe ressaltar que, apesar do Tempo de Recuperação ser classificado em categorias estabelecidas, para o cálculo da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência são necessárias referências numéricas. Sendo assim, foram estabelecidos valores para cada categoria - para aquelas que possuem definição de extremos, como as de consequência Moderada (1-3 anos) e Considerável (3-10 anos), foi utilizado o valor máximo das faixas estabelecidas, conservadoramente atendendo a determinação da CGPEG, embora a atribuição das faixas de tempo de recuperação já tenha sido conservadora. O resumo com as classes de Tempo de Recuperação determinadas para cada CVA, assim como os valores utilizados nos cálculos da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência foram apresentados na **Tabela II.12.4.2.7**.

Para a definição do Tempo de Ocorrência utilizou-se o espaço de tempo entre eventos de vazamento de óleo no mar que, potencialmente, causariam danos a um determinado CVA. Ele é apresentado em anos e, conforme já mencionado, corresponde ao inverso do valor do Risco Ambiental e representa o tempo necessário para que um evento capaz de atingir o CVA ocorra.

A **Tabela II.12.6.1** apresenta os resultados referentes à Relação percentual Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência aos riscos por CVA considerando os cenários de vazamento e a **Tabela II.12.6.2** apresenta os Tempos de Ocorrência de cada evento por CVA.

TABELA II.12.6.1 – Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência (%) por Componente de Valor Ambiental (CVA), cenário sazonal e volume vazado.

Componente de Valor Ambiental (CVA)	Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência (%)							
	Verão				Inverno			
	Verão 8 m ²	Verão 200 m ³	Verão VPC	Verão 900 m ³	Inverno 8 m ²	Inverno 200 m ³	Inverno VPC	Inverno 900 m ³
Recursos Pesqueiros Oceânicos	2,003	1,094	0,166	0,000	0,687	0,188	1,296	0,000
Recursos Pesqueiros Costeiros	NA	NA	0,027	0,004	0,087	0,064	0,083	0,003
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva	1,333	0,730	0,110	0,003	0,456	0,126	0,860	0,002
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde - rota migratória	NA	NA	NA	0,040	NA	NA	NA	0,040
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde - área de ocorrência oceânica	1,333	0,730	0,110	0,001	0,456	0,126	0,860	0,000
Mamíferos marinhos - Cetáceos	0,667	0,365	0,055	0,001	0,228	0,063	0,430	0,001
Boto-cinza e Boto-vermelho	NA	NA	NA	0,020	NA	NA	NA	0,020
Avifauna Marinha	17,544	7,324	5,436	0,040	17,544	7,324	5,436	0,040
Recifes biogênicos	NA	NA	NA	0,001	NA	NA	0,679	0,001
Sirênios	NA	NA	NA	0,004	NA	NA	NA	0,001

*NA: Não Aplicável devido à ausência de probabilidade.

TABELA II.12.6.2 – Tempo de Ocorrência de um evento por Componente de Valor Ambiental (CVA), Cenário Sazonal e Volume vazado.

Componente de Valor Ambiental (CVA)	Tempo de Recorrência							
	Verão				Inverno			
	Cenário 1	Cenário 3	Cenário 5	Cenário 7	Cenário 2	Cenário 4	Cenário 6	Cenário 8
	8 m ²	200 m ³	VPC	900 m ³	8 m ²	200 m ³	VPC	900 m ³
Recursos Pesqueiros Oceânicos	1.498	2.742	18.124	15.151.515	4.368	15.968	2.314	13.513.514
Recursos Pesqueiros Costeiros	NA	NA	111.491	690.608	34.545	47.079	36.071	924.214
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva	1.500	2.742	18.124	691.563	4.385	15.876	2.326	1.004.016
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde - rota migratória	NA	NA	NA	50.000	NA	NA	NA	50.000
Tartarugas Marinhas - Tartaruga-verde - área de ocorrência oceânica	1.500	2.742	18.124	1.336.898	4.385	15.876	2.326	4.854.369
Mamíferos marinhos - Cetáceos	1.500	2.742	18.124	691.563	4.385	15.876	2.326	1.004.016
Boto-cinza e Boto-vermelho	NA	NA	NA	50.000	NA	NA	NA	50.000
Avifauna Marinha	114	273	368	50.000	114	273	368	50.000
Recifes biogênicos	NA	NA	NA	3.731.343	NA	NA	4.417	3.759.398
Sirênios	NA	NA	NA	571.429	NA	NA	NA	1.358.696

NA: Não aplicável pela ausência de probabilidade.

A partir da análise das Relações Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência apresentados na tabela anterior, é possível estabelecer se o Risco Ambiental é considerado tolerável do ponto de vista ambiental, ou seja, se o Tempo de Recuperação do CVA é insignificante em comparação ao Tempo de Ocorrência do dano.

A **Figura II.12.6.1** apresenta o gráfico da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência de cada Componente, por cenário de vazamento, para o período de verão. A **Figura II.12.6.2** apresenta o gráfico da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência de cada Componente, por cenário de vazamento, para o período de inverno.

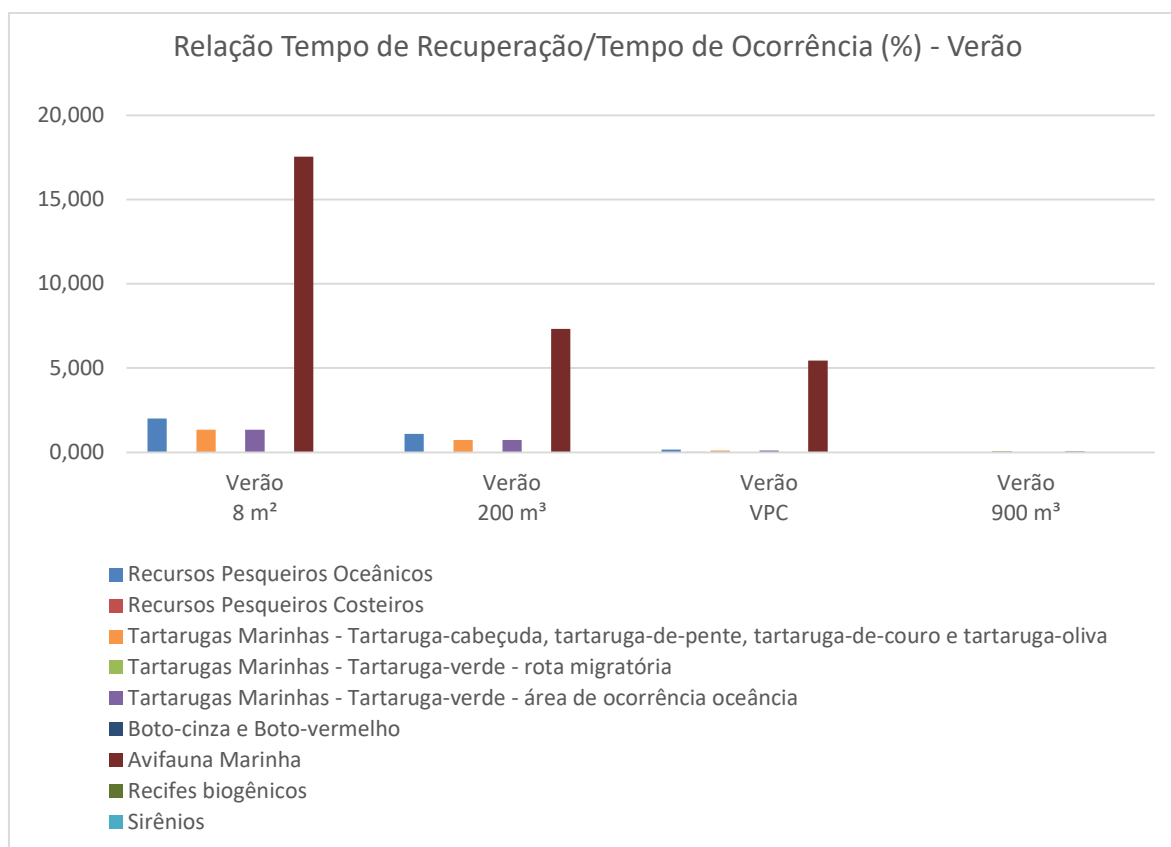


FIGURA II.12.6.1 – Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência de cada Componente de Valor Ambiental, para cada cenário de vazamento de óleo, para período de verão.

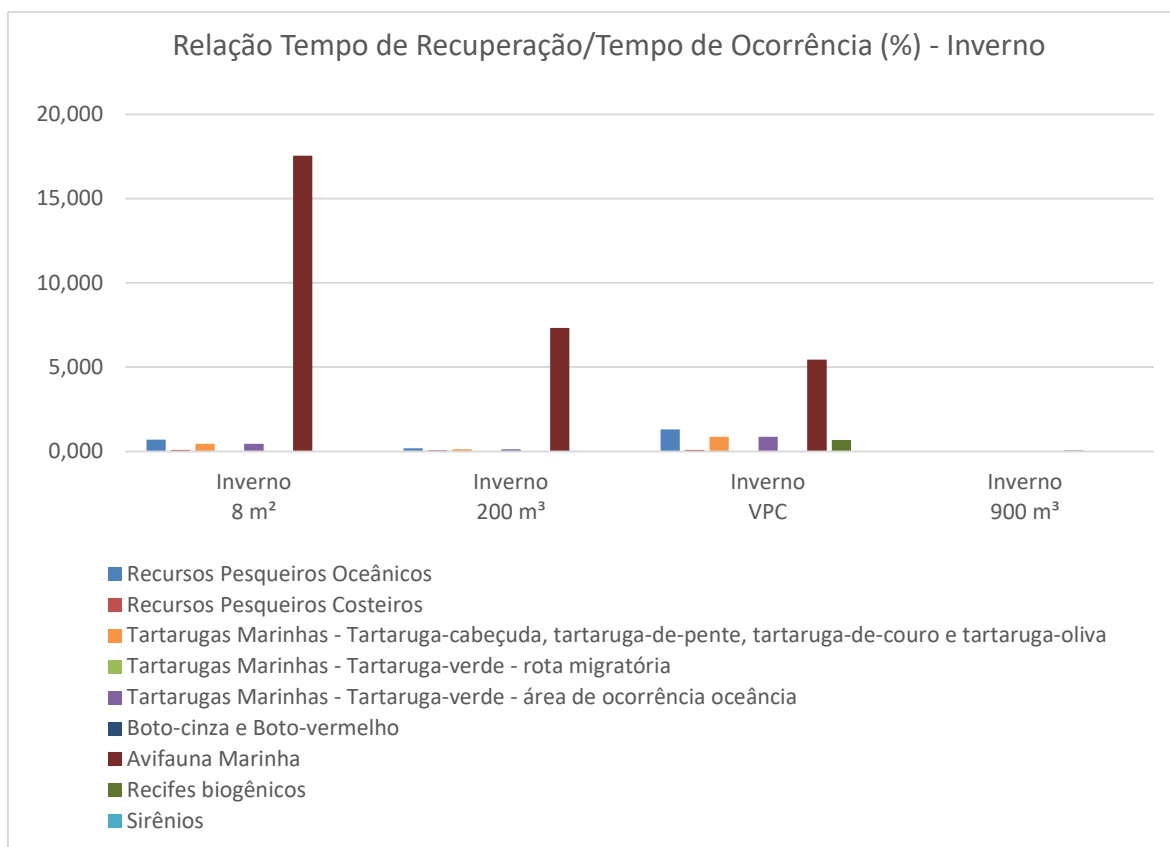


FIGURA II.12.6.2 – Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência de cada Componente de Valor Ambiental, para cada cenário de vazamento de óleo, para período de inverno.

Analisando-se a figura acima, percebe-se que a maior Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência foi observada no CVA Avifauna Marinha, com 17,544% em ambos os períodos sazonais para volumes de 8 m³. Para os volumes de 200 m³ e VPC, os percentuais obtidos foram de 7,324% e 5,436%, respectivamente, para os dois períodos. Em seguida, aparecem os resultados para o cenário de volume de 8 m³ relativo ao CVA Recursos Pesqueiros Oceânicos, com 2,003% no período de verão. Tanto para o CVA Tartarugas Marinhas – Tartaruga-cabeçuda, tartaruga-de-pente, tartaruga-de-couro e tartaruga-oliva como para o CVA Tartaruga Marinha – tartaruga-verde – área de ocorrência oceânica, os resultados obtidos foram de 1,333% também relativos ao período de verão. Com relação ao CVA Recursos Pesqueiros Oceânicos, os valores obtidos foram de 1,094% para o volume de 200 m³ no verão e de 1,296% para o VPC no inverno. Para todos os demais CVAs, os valores da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência estiveram abaixo de 1% para ambos os períodos.

Ressalta-se que as frequências de risco operacional consideradas são bastante conservadoras, pois representam um somatório de todas as frequências de vazamento. Ressalta-se ainda que os Tempos de Recuperação adotados também podem ser considerados conservadores, pois foram considerados nos cálculos os valores máximos de cada classe de tempo de recuperação. Além disso, foram considerados todos os estudos científicos disponíveis para definição do tempo de recuperação, incluindo aqueles realizados em locais com características físicas muito distintas daquelas encontradas na região da Foz do Amazonas como por exemplo clima polar e vazamentos próximos à costa.

II.12.7. REVISÃO DO ESTUDO DE ANÁLISE DE RISCOS

De acordo com os resultados, os riscos ambientais estão consideravelmente abaixo do limiar de 10% para todos os CVAs, à exceção do CVA Avifauna. Com relação a este CVA, a Análise de Riscos Ambientais apresentada na revisão anterior, de acordo com as orientações presentes no Termo de Referência CGPEG/DILIC/IBAMA Nº 23/2014 e com as posteriores recomendações do Parecer Técnico COEXP/CGMAC/DILIC Nº 106/2017, baseou-se, de fato, em preceitos bastante conservadores. Tais preceitos foram seguidos na presente revisão. Contudo, para fins de ponderação, será apresentada uma revisão metodológica, a partir de uma nova interpretação e avaliação das informações disponíveis.

A migração é considerada um fenômeno de resposta das populações silvestres à uma condição sazonal, considerando um amplo e contínuo conjunto de tipos de movimentos realizados pelos animais (MMA/ICMBIO, 2016). O estímulo que leva à migração acontece a partir de uma condição de baixa disponibilidade de um recurso para uma outra área onde o recurso é farto. Para a maioria dos casos, o recurso envolvido é o alimento, ou área para nidificação (CORNELL UNIVERSITY, 2014), mas a migração também pode estar relacionada à disponibilidade de água ou à diminuição de competição (ABLE, 1999).

O conhecimento atual da avifauna brasileira sugere que, das 1.919 espécies listadas para o país (PIACENTINI et al., 2015), 198 apresentam algum padrão de deslocamento considerado migratório, sendo que, desse total, 64% são consideradas migratórias e 36% parcialmente migratórias, ou seja, quando uma parte da população permanece no mesmo local ou região durante todo o ano (MMA/ICMBIO, 2019).

Segundo Somenzari e colaboradores (2018), pouco mais da metade das espécies migratórias com ocorrência para o Brasil se reproduz no país. Aquelas que possuem seus sítios de reprodução em outros países nidificam na região circumpolar relacionada a América do Norte e Groenlândia (aves setentrionais), em áreas no sul da América do Sul e Antártica (aves meridionais), ou, ainda, a oeste, na região andina. Tais espécies podem ser divididas em um grupo chamado de visitantes de verão e outro de visitantes de inverno. Assim, a presença de espécies migratórias que não se reproduzem no Brasil se faz notar em todas as estações do ano. Essas aves deixam suas áreas de reprodução quando as condições se apresentam desfavoráveis, em busca de locais que propiciem maior disponibilidade de alimento e habitat para continuação dos processos biológicos, como as mudas de penas, para depois retornarem às suas áreas de origem, completando, assim, seus ciclos biológicos (MMA/ICMBIO, 2016). Então, na primavera e verão, o país recebe populações advindas do hemisfério norte, e, quando estas iniciam seu retorno, as espécies austrais iniciam seu deslocamento ao norte, invernando, especialmente, nos estados da região Sul e Sudeste (MMA/ICMBIO, 2019).

Nesse contexto, no que diz respeito às aves marinhas que ocorrem no Brasil, até o ano de 1999 já haviam sido descritas 111 espécies oceânicas e costeiras (VOOREN & BRUSQUE, 1999), das quais aproximadamente 90% eram espécies residentes, e, o restante, espécies migratórias originárias do Sul ou do Norte (SICK, 1997).

Na área de estudo, dentre as espécies migratórias de aves oceânicas, uma parte é proveniente das porções extremas do hemisfério sul (CBRO, 2015), utilizando o mar territorial brasileiro como área de invernagem (ANTAS, 1983; VOOREN & BRUSQUE, 1999; ICMBIO, 2013). O padrão de migração e nidificação dessas espécies é semelhante, aparecendo no Brasil entre os meses de maio e setembro e retornando para o extremo sul do continente americano para se reproduzirem no verão (NEVES et al., 2006). Parcela majoritária das espécies migrantes de regiões antárticas não alcança porções tropicais do país e tem, no geral, o litoral

fluminense como limite setentrional de sua área de migração. Já outras espécies, como a pardela-escura (*Puffinus griseus*), a pardela-de-barrete (*Puffinus gravis*), o alma-de-mestre (*Oceanites oceanicus*), o mandrião-do-sul (*Stercorarius maccormicki*), entre outros, apresentam ocorrência frequente também nas regiões mais quentes, do nordeste e do norte brasileiro (CBRO, 2015; BIRDLIFE, 2016).

O restante das aves oceânicas migratórias com ocorrência na área com probabilidade de presença de óleo é proveniente do hemisfério norte e frequenta as latitudes tropicais da costa brasileira no inverno austral, entre os meses de maio e setembro. Uma parte das espécies pertence à ordem Procellariiformes (pardelas das famílias Procellariidae e Hydrobatidae), nidificam em ilhas da zona temperada entre as Ilhas de Cabo Verde e Islândia, incluindo as Ilhas Selvagens, nos Açores, as Ilhas Canárias e Arquipélago da Madeira (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Além destas, algumas espécies de mandriões da família Stercorariidae nidificam na tundra antártica e também são visitantes do norte que ocorrem na área com probabilidade de presença de óleo (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Estudos de telemetria mostram que as rotas migratórias percorridas por espécies oceânicas provenientes do hemisfério norte cobrem vastas regiões do Atlântico Sul, incluindo a porção oceânica da área com probabilidade de presença de óleo (GONZÁLEZ-SOLÍS et al., 2007; GUILFORD et al., 2009).

Considerando-se as espécies migratórias de aves marinhas costeiras, todas nidificam no hemisfério norte e são, em sua maioria, aves limícolas que buscam alimento em áreas úmidas ou alagadas durante suas rotas migratórias (ICMBIO, 2016; VALENTE et al., 2011). Estes animais pertencem à ordem Charadriiformes, famílias Scolopacidae (maçaricos) e Charadriidae (batuínas), e possuem uma rota migratória identificada ao longo da costa na área suscetível ao toque de óleo (ANTAS, 1983; ICMBIO, 2013). Dessa forma, essas aves oriundas do hemisfério norte estão presentes na área suscetível durante o inverno boreal (verão local), embora haja grande variação nos períodos de ocorrência. Dentre as aves marinhas costeiras visitantes do norte, além das aves limícolas da ordem Charadriiformes, também existem registros de patos anatídeos (*Anas discors*), cagarras, gaivotas (como *Leucophaeus atricilla* e *L. pipixcan*), aves rapinantes (*Pandion haliaetus* e *Falco peregrinus*) e até passeriformes (*Riparia riparia* e *Hirundo rustica*).

As diferenças entre aves marinhas costeiras e aves marinhas oceânicas, além dos ambientes explorados, estão relacionadas a características como ciclo de vida, reprodução, distribuição e dinâmica populacional. De modo geral, as aves marinhas costeiras, que utilizam recursos mais abundantes disponíveis nos ecossistemas litorâneos e neríticos, possuem ciclos de vida mais curtos e maiores taxas reprodutivas. Por outro lado, as espécies de aves marinhas oceânicas estão adaptadas a utilizar os recursos mais escassos do ambiente que ocupam, podem percorrer centenas de quilômetros diariamente para se alimentar, passam a maior parte da vida em voo, pousando na água para se alimentar e descansar, se reproduzem em ilhas oceânicas em grandes agregações, possuem ciclos de vida longos e baixa taxa reprodutiva (INCHAUSTI & WEIMERSKIRCH, 2002; WEIMERSKIRCH & GUIONNET, 2002).

Assim, considerando as diferenças ecológicas entre esses dois grandes grupos de aves marinhas, os mesmos podem ser considerados dois CVAs distintos, contemplando tanto as espécies de aves marinhas oceânicas, quanto as de aves marinhas costeiras. Estas diferenças se refletem, por exemplo, na dimensão da resposta (impacto) destes grupos em cenários envolvendo vazamentos de óleo e no seu próprio tempo de recuperação. Dessa forma, visando melhor representar a vulnerabilidade das aves marinhas, o grupo pode ser dividido em dois CVAs distintos, CVA Aves marinhas costeiras e CVA Aves marinhas oceânicas.

Dentro de um contexto em que os ambientes de concentração das aves marinhas costeiras podem ser mapeados e espacialmente delimitados, mesmo havendo abrangente distribuição de ambientes litorâneos e costeiros ao longo da área suscetível ao toque de óleo, e, considerando que o conhecimento atual sobre essas espécies indica a tendência de as populações se agregarem nesses ambientes, para forrageamento, repouso e nidificação, o CVA Aves Marinhas Costeiras pode ser tratado como fixo, como pode ser visto na **Figura II.12.7.1**. Quanto ao Tempo de Recuperação para esse CVA, considerando, principalmente, os relatos de Irons et al. (2000), Kingston (2002), Carter et al. (2003), Peterson et al. (2003), Barros et al. (2014) e Wiens (2004), pontua-se que 10 anos é um tempo de recuperação justificável para aves marinhas costeiras contaminadas por vazamentos de óleo, e, portanto, poderia ser adotado.

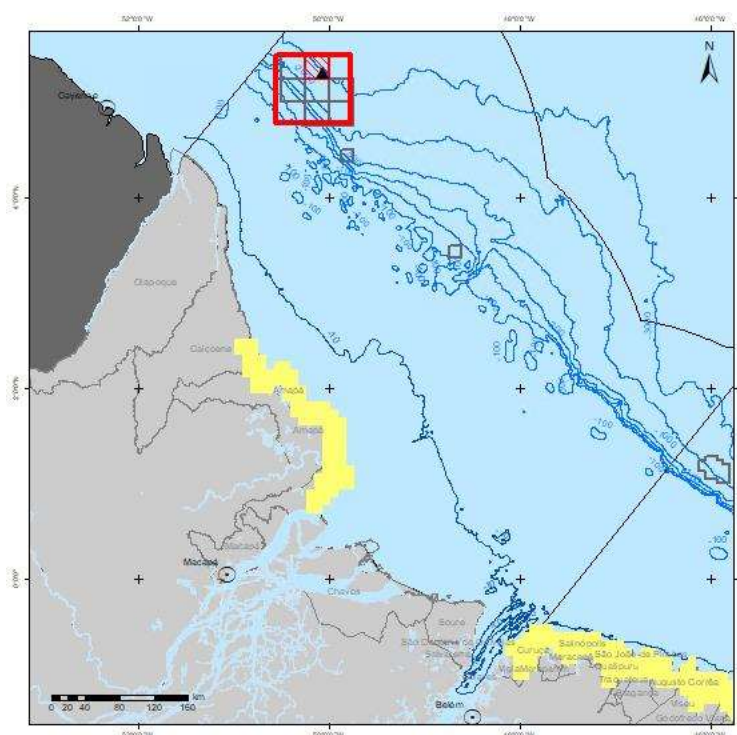


FIGURA II.12.7.1 – Área de concentração das aves migratórias na área de estudo.

Fonte: MMA/ICMBio, 2019.

Já para as Aves Marinhas Oceânicas, como seus registros para a área suscetível ao toque de óleo não indicam a presença de locais específicos de concentração das espécies, apesar de eventualmente pousarem ou buscarem ambientes costeiros para descansar ou buscar alimento, ocorrendo as mesmas espacialmente dispersas ao longo da área, circulando e forrageando em grandes áreas neríticas e oceânicas, o CVA pode ser tratado como difuso. Considerando, para o Tempo de Recuperação desse CVA, todo o levantamento das informações disponíveis na literatura, a maior longevidade e menor taxa reprodutiva dessas espécies, quando comparadas às aves marinhas costeiras, espera-se um tempo relativamente maior de recuperação de populações eventualmente afetadas por vazamentos de óleo, especialmente se estes eventos ocorrerem em épocas e áreas de maior ocorrência de indivíduos (períodos reprodutivos e em atividades migratórias ou de alimentação). Dessa forma, poderia ser adotado o tempo de recuperação de 12 anos para aves marinhas oceânicas contaminadas por vazamentos de óleo.

Assim, nessa presente avaliação, entende-se que apenas a ocorrência de indivíduos em toda a área da rota migratória não justificaria a sua classificação como componente fixo, por não haver concentração de espécimes. Ao contrário, entende-se que os sítios reprodutivos e áreas de forrageamento, sim, devem ser classificados como áreas de concentração de espécimes, e, desse modo, devem ser classificados como um componente fixo. Desse modo, não se consideraria toda a região da bacia da Foz do Amazonas como rota migratória para as aves, como apontado na revisão anterior, considerando avifauna como um CVA fixo.

É importante destacar, ainda, que o valor do índice de tolerabilidade de 11,88% obtido para o CVA Avifauna no cenário de pior caso, na revisão anterior do estudo, e de 17,54%, na presente revisão, é resultante, da mesma forma, de todos os preceitos conservadores utilizados, que foram utilizados e mantidos aqui em atendimento às solicitações feitas por esta COEXP. Apenas a mudança de classificação quanto ao critério de distribuição do CVA Avifauna marinha de difuso para fixo foi, na revisão anterior, responsável pela alteração do índice de tolerabilidade de 1,88% no cenário de pior caso no inverno para 11,88%.

No que se refere ao Tempo de Recuperação, vale mencionar, da mesma forma, o caráter conservador da metodologia usada na revisão anterior, desde a parte operacional, passando pela parte ambiental com a definição de um tempo de recuperação de 20 anos, isto é, duas vezes o tempo de recuperação encontrado na bibliografia científica para o componente ambiental Avifauna.

Considerando a proposta metodológica aqui apresentada, para as Aves Marinhas Costeiras, como não há probabilidade de toque em suas áreas de concentração costeira, os resultados seriam nulos para o risco ambiental. Já com relação as Aves Marinhas Oceânicas, considerando sua distribuição como difusa, bem como o Tempo de Recuperação de 12 anos, os valores da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência são para o período de verão 0,800% (8 m³); 0,438% (200 m³); 0,066% (VPC); e 0,001% (900 m³). Para o período de inverno 0,274% (8 m³); 0,076% (200 m³); 0,516% (VPC); e 0,000% (900 m³). Mesmo se considerado o tempo de recuperação de 20 anos, os valores estariam abaixo de 1,5%.

Ainda pontuando os preceitos conservadores utilizados, nas revisões realizadas foi buscada a redução da Relação do Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência, refletindo na adoção de medidas de segurança adicionais que minimizam o risco de ocorrência de vazamentos. Cabe ressaltar que a unidade de perfuração prevista para a atividade é de última geração e dispõe de tanques externos vazios ao redor dos tanques de armazenamento, de modo que nenhum tanque de óleo possui interface com o costado da embarcação. Assim, foi avaliada como tolerável a Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência para o CVA Avifauna, não representando, a atividade, qualquer ameaça à continuidade/integridade desse CVA na área de estudo.

Por fim, reforça-se, com base nos resultados obtidos, tanto na revisão anterior, quanto na presente revisão, e em todos os argumentos apresentados, que os riscos ambientais encontrados são considerados toleráveis para a região de estudo e para o tipo de atividade a ser implementada.

II.12.8. PLANO DE GERENCIAMENTO DE RISCOS

O Plano de Gerenciamento de Riscos (PGR) elaborado para unidade de perfuração marítima ODN-II (NS-42) segue apresentado no **Anexo II.12-3**.

II.12.9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo, foram avaliados os vazamentos de óleo cru a partir de um ponto de vazamento no bloco FZA-M-59, na Bacia Foz do Amazonas, em três faixas de volume (8 m³, 200 m³, 46.742 m³), como também o vazamento de óleo diesel (volume intermediário – 900m³) a partir de um ponto localizado na rota das embarcações destinadas para operações *offshore*.

Os valores máximos de probabilidade foram de 100% em todos os cenários do CVA Avifauna Marinha e para os vazamentos de volume intermediário no CVA Tartaruga Marinha – tartaruga-verde (na rota migratória) e no SVA Boto-cinza e Boto-vermelho. Nos demais CVAs, as maiores probabilidades foram observadas no cenário sazonal de inverno do volume de pior caso, exceto no CVA Sirênios que só apresenta probabilidade de toque nos cenários de volume intermediário. As frequências de risco operacional foram maiores para os cenários do vazamento de pior caso, seguida pelas dos vazamentos de 8 m³, de 900 m³ e de 200 m³. Assim, o volume de pior caso apresentou os maiores valores de Risco Ambiental e de Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência, sobretudo no cenário de inverno, onde a probabilidade de presença de óleo nos CVAs é mais alta.

A maior Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência foi observada no CVA Avifauna Marinha. Esta relação está associada a um Tempo de Ocorrência que é **quase seis** vezes maior que o Tempo de Recuperação deste componente ambiental, indicando que este é capaz de se recuperar até **quase seis** vezes antes que outro evento de mesma magnitude possa atingi-lo novamente. No entanto, ressalta-se que a consideração deste CVA como fixo é uma abordagem extremamente conservadora, senão irreal, já que considera, em outras palavras, que todas as aves presentes na Bacia da Foz do Amazonas serão atingidas por óleo com uma probabilidade de 100%. Esta classificação foi estabelecida de modo a atender a solicitação da COEXP/CGMAC/DILIC/IBAMA e de modo a ponderar a sensibilidade ecológica da região da Foz do Amazonas.

Entende-se que as rotas migratórias de aves, que ocorrem em toda a bacia, não constituem uma área de aglomeração (o que ocorre em sítios reprodutivos e áreas de forrageamento) e sim uma área de ocorrência, onde a distribuição é difusa. A importância da região, contudo, é inquestionável e para tanto foi feita a ponderação relacionada ao tempo de recuperação, adotado como sendo de 20 anos, apesar de não haver na bibliografia estudos que corroborem com um tempo tão longo.

Cabe ressaltar que a abordagem adotada no estudo é bastante conservadora em diversos aspectos. Pode-se ressaltar que considera o maior tempo de recuperação encontrado na bibliografia científica para as comunidades passíveis de serem impactadas, independente das características físicas da região que podem interferir diretamente na recuperação destas comunidades. Além disso, o fato da Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência levar em consideração apenas a probabilidade de chegada de óleo no CVA e não considerar fatores como volume e o tempo de residência do óleo no ambiente, representa uma extrapolação dos potenciais impactos. Ressalta-se também que a frequência de Risco Operacional do vazamento de pior caso pode ser considerada também como bastante conservadora, pois representa um somatório de todas as frequências de vazamento de volumes entre 200 m³ e 46.742 m³.

II.12.10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABLE, K.P. 1999. *Gatherings of angel*. Ithaca, Cornell University Press.

ACKLEH, A. S.; IOUP, G. E. and IOUP, J. W.; MA, B.; NEWCOMB, J. J.; PAL, N.; SIDOROVSKAIA, N. A.; TIEMANN, C. 2012. Assessing the Deepwater Horizon oil spill impact on marine mammal population through acoustics: endangered sperm whales. *J. Acoust. Soc. Am.*, n. 131, v. 3, p. 2306-2314.

AICHE (AMERICAN INSTITUTE OF CHEMICAL ENGINEERS), 2000. *Guidelines for Chemical Process Quantitative Risk Analysis*, 2ª ed, New York, USA.

ALBUQUERQUE, C. & MARCOVALDI, G. 1982. Ocorrência e distribuição do peixe-boi-marinho no litoral brasileiro (Sirênia - Trichechidae, *Trichechus manatus*). *Atlântica*, 5(2):2.

ALMEIDA, A. P.; SANTOS, A. J. B.; THOMÉ, J. C. A.; BELINI, C.; BAPTISTOTTE, C.; MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. S.; LOPES, M. 2011a. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, Ano I (1):12-19.

ALMEIDA, A. P.; THOMÉ, J. C. A.; BAPTISTOTTE, C.; MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. S.; LOPEZ, M. 2011b. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, Ano I (1): 37-44.

ALONSO-ALVAREZ C, MUNILLA I, LÓPEZ-ALONSO M, VELANDO A. 2007. Sublethal toxicity of the Prestige oil spill on yellow-legged gulls. *Environment International* 33: 773–781.

ALVES, M. D. O.; SCHWAMBORN, R.; BORGES, J. C. G.; MARMONTEL, M.; COSTA A.F.; SCHETTINI, C. A. F.; ARAÚJO, M. E. 2013. Aerial survey of manatees, dolphins and sea turtles off northeastern Brazil: Correlations with coastal features and human activities. *Biological Conservation*, 161: 91-100.

ANP (AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS), 2012. STJ acolhe recurso da ANP e derruba liminar contra Transocean e Chevron. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/?pg=62011&m=chevron&t1=&t2=chevron&t3=&t4=&ar=0&ps=1&cachebu st=1418229853689>>. Acesso em dezembro de 2014.

ANTAS, P. T. Z. Migration of nearctic shorebirds (Charadriidae and Scolopacidae) in Brazil – flyways and their different seasonal use. *Wader Studt Group Bulletin*, v. 39, p. 52–56, 1983.

ARCOVERDE, D.L.; SOUSA, M.E.M.; EMIN-LIMA, R.; SANTOS, G.M.A.; MARTINS, B.M.L.; RODRIGUES, A.L.F.; SILVA-JÚNIOR, J.S. & SICILIANO, S. 2010. Atualização dos registros de ocorrência de grandes cetáceos na costa norte, Pará, Brasil, 2006 - 2010. Resumos do XIV Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul (RT). 8º Congresso da Sociedade Latinoamericana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos (SOLAMAC), Florianópolis (SC).

AUSTRALIAN GOVERNMENT. 2010. The Effects of Maritime Oil Spills on Wildlife including Non-Avian Marine Life. Disponível em: https://www.amsa.gov.au/community/kids-and-teachers-resources/kids/teachers/Tech_Paper/index.html. Acessado em setembro de 2014.

BARCELLOS, L. & SILVA F. O, R. P. 2003. Petrobras wildlife rehabilitation response at Guanabara bay oil spill. In: International Oil Spill Conference. 4p. BARCELLOS, L.; SILVA, F. O. R. P. 2003. Petrobras wildlife rehabilitation response at Guanabara bay oil spill. In: International Oil Spill Conference. 4 p.

- BARRON, M. G. 2012. Ecological Impacts of the Deepwater Horizon Oil Spill: Implications for Immunotoxicity. *Toxicologic Pathology*, 40: 315-320.
- BARROS, A., ÁLVAREZ, D. & VELANDO, A. 2014. Long-term reproductive impairment in a seabird after the Prestige oil spill. *Biology Letters*, 10, 20131041.
- BAUDOUIN, M.; THOISY, B.; CHAMBAULT, P.; BERZINS, R.; ENTRAYGUES, M.; KELLE, L.; TURNY, A.; MAHO, Y. L.; CHEVALLIER, D. 2015. Identification of key marine areas for conservation based on satellite tracking of post-nesting migrating green turtles (*Chelonia mydas*). *Biological Conservation*, 184: 36-41.
- BERWIG, Juliane Altmann. Os serviços ecossistêmicos na gestão dos desastres ambientais ocorridos no setor energético. *Revista Eletrônica Direito e Política*, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciência Jurídica da UNIVALI, Itajaí, v.10, n.1, edição especial de 2015. Disponível em: www.univali.br/direitoepolitica - ISSN 1980-7791.
- BEST, R. C.; TEIXEIRA, D. M. 1982. Notas sobre a distribuição e “status” aparentes dos peixes-bois (Mammalia: Sirenia) nas costas amapenses brasileiras. *Boletim da Fundação Brasileira para Conservação da Natureza*, 17: 41-47.
- BIRDLIFE. Species. BirdLife's Global Species Programme. 2016. Disponível em: <http://www.birdlife.org/datazone/species>.
- BLACKBURN, M, C. A. S. MAZZACANO, C. FALLON, AND S. H. BLACK. 2014. Oil in Our Oceans. A Review of the Impacts of Oil Spills on Marine Invertebrates. 152 pp. Portland, OR: The Xerces Society for Invertebrate Conservation.
- BP, 2013. BP Annual Report and Form. Disponível em: <http://www.bp.com/en/global/corporate/investors/annual-reporting.html>. Acesso em: Dezembro de 2014.
- BP, 2013. Deepwater Horizon accident and response. Disponível em: <http://www.bp.com/en/global/corporate/gulf-of-mexico-restoration/deepwater-horizon-accident-and-response.html>. Acesso em dezembro de 2014.
- BROWNWELL, R. L. 1971. Whales, dolphins and oil pollution. *In: Biological and Oceanographic Survey of the Santa Barbara Channel Oil spill 1969-1970. Vol 1. Biology and Bacteriology. In: Straughan, D. (ed.) Sea Grant Publ. n° 2. Vol.1 Allan Hancock Found. Univ. Southern California.* p. 255-276.
- BRYDEN, M.M., DAWBIN, W.H., HEINSOHN, G.E., & BROWN, D.H. 1977. Melon-headed whale, *Peponocephala electra*, on the east coast of Australia. *Journal of Mammalogy*, 58 (2): 180-187.
- BURGER, A. E. 1993. Estimating the mortality of seabirds following oil spills: effects of spill volume. *Marine Pollut. Bull.*, 26: 140-143.
- BURGER, A. E., 2003. Summary of Presentation to the Royal Society Expert Panel on Oil and Gas Activities Offshore Bc. 10 p.

- CAMPAGNA, C., SHORT, F.T., POLIDORO, B.A., MCMANUS, R., COLLETTE, B., PILCHER, N.J., SADOVY, Y., STUART, S., CARPENTER, K.E., 2011. Gulf of Mexico oil blowout increases risks to globally threatened species. *BioScience*, in press.
- CARTER, H.R., LEE, V.A., PAGE, G.W., PARKER, M.W., FORD, R.G., SWARTZMAN, G., KRESS, S.W., SISKIN, B.R., SINGER, S.W. & FRY, D.M. The 1986 Apex Houston oil spill in central California: Seabird injury assessments and litigation Process. *Marine Ornithology*. v. 31, p. 9-19. 2003.
- CASTILHOS, J.C.; COELHO, C. A.; ARGOLO, J. F.; SANTOS, E. A. P.; MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. S.; LOPEZ, M. 2011. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, Ano I (1): 28-36.
- CBRO (COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS). 2014. Lista das Aves do Brasil. CBRO, 11ª Edição.
- CBRO (COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS). Disponível em: <http://www.cbro.org.br/CBRO/pdf/AvesBrasil2014.pdf>. Acesso em 2015.
- CEDRE – Centre de Documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux. Disponível em: <www.cedre.fr>. Acesso em: Dezembro de 2014.
- CEDRE, 2011. Spills. Disponível em <http://www.cedre.fr/en/spill/alphabetical-classification.php>. Acessado em setembro de 2014.
- CHAMBAULT, P.; PINAUD, D.; VANTREPOTTE, V.; KELLE, L.; ENTRAYGUES, M.; GUINET, C.; BERZINS, R.; BILO, K.; GASPAR, P.; THOISY, B.; MAHO, Y.; CHEVALLIER, D. 2015. Dispersal and Diving Adjustments of the Green Turtle *Chelonia mydas* in Response to Dynamic Environmental Conditions during Post-Nesting Migration. *PlosOne*, 10(9): 1-19.
- CHEVRON, 2014. Resposta da Chevron no Campo Frade. Disponível em: <<https://www.chevron.com.br/noticias/atuacao-campo-frade.aspx>>. Acesso em: Dezembro de 2014.
- CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução nº 398, de 11 de junho de 2008. Revoga a Resolução CONAMA nº293/01 e dispõe sobre o conteúdo mínimo do plano de Emergência individual para incidentes de poluição por óleo em águas sob jurisdição nacional, originados em portos organizados, instalações portuárias, terminais, dutos, sondas terrestres, plataformas e suas instalações de apoio, refinarias, estaleiros, marinas, clubes náuticos e instalações similares, e orienta a sua elaboração.
- CONNELL, J.; HUGHES, T.P. & WALLACE, C.C. 1997. A 30-Year Study of Coral Abundance, Recruitment, and Disturbance at Several Scales in Space and Time. *Ecological Monographs*, 67(4), 1997, pp. 461–488
- CORNELL UNIVERSITY. 2014. All About Birds: Migration. Disponível em <<http://www.birds.cornell.edu/AllAboutBirds/studying/migration/>> Acesso em: janeiro/2021.
- CPR (COMMITTEE FOR THE PREVENTION OF DISASTERS), 1997. Methods for Determining and Processing Probabilities “Red Book”. 2ª edição, Sdu Uitgevers, Netherlands.
- CPR (COMMITTEE FOR THE PREVENTION OF DISASTERS), 1999. Guidelines for Quantitative Risk Assessment “Purple Book”. 1ª edição, Sdu Uitgevers, Netherlands.

- DAY, R. H.; MURPHY, S. M.; WIENS, J. A.; HAYWARD, G. D.; HARNER, E.; SMITH, L. N. 1996. Effects of the Exxon Valdez Oil Spill on Habitat Use by Birds in Prince William Sound, Alaska. *Ecological Applications*, 7: 593-613.
- DEFENDERS, 2010. Wildlife and Offshore drilling the 2010 Gulf of Mexico disaster: Manatees. Disponível em:
http://www.defenders.org/sites/default/files/publications/wildlife_and_offshore_drilling_manatees.pdf.
Acessado em fevereiro de 2015.
- DNV (DET NORSKE VERITAS), 1999. WOAD – World Offshore Accident Database, Statistical Report 1998.
- DNV (DET NORSKE VERITAS), 2009. Accident Statistics for Floating Offshore Units on the UK Continental Shelf (1980-2007), preparado para HSE. Noruega.
- DNV (DET NORSKE VERITAS), 2013. WOAD – World Offshore Accident Databank 1970 - 2013.
- DOMMING, D.P., 1981. Distribution and status of manatees *Trichechus* spp. in Brazil c.1785-1973. *Biol. Conserv.*, 22:85-97.
- E&P Forum - The Oil Industry International Exploration & Production Forum, 1996. Quantitative risk assessment datasheet directory, E&P Forum Report N° 11.8/250, October.
- EDWARDS, R.; WHITE, I., 2009. The sea empress oil spill: Environmental Impact and Recovery. Disponível em: <<http://www.martrans.org/eu-mop/library/CASE%20STUDIES/ITOPF/3.pdf>>. Acesso em: Dezembro de 2014.
- EGEVANG, C.; STENHOUSE, I.J.; PHILLIPS, R.A.; PETERSENE, A.; FOXD, J.W. & SILK, J.R.D. 2010. Tracking of Arctic terns *Sterna paradisaea* reveals longest animal migration. *PNAS*. Disponível em: <http://www.pnas.org/content/107/5/2078>
- ENGELHARDT, F. R. 1983. Petroleum effects on marine mammals. *Aquatic Toxicology*, 4 (3):199-217.
- EPA. 1999. Wild life and Oil Spill. *In*: Understanding Oil Spills and Oil Spill Response. Office of Emergency and Remedial Response. 6 p.
- ESLER, D.; BOWMAN, T. D.; TRUST, K. A.; BALLACHEY, B. E.; DEAN, T. A.; JEWETT, S. C.; O'CLAIR, C. E. 2002. Harlequin duck population recovery following the 'Exxon Valdez' oil spill: progress, process and constraints. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 241: 271-286.
- EVOSTC (EXXON VALDEZ OIL SPILL TRUSTEE COUNCIL), 2010. 2010 Update Injured Resources and Services. Exxon Valdez Oil Spill Restoration Plan. 45 p. Disponível em: <<http://www.evostc.state.ak.us/static/PDFs/2010IRSUpdate.pdf>>. Acesso em: Dezembro de 2014.
- FALL, J. A.; FIELD, L. I., 1993. Subsistence uses of fish and wildlife before and after the Exxon Valdez oil spill. *PROCEEDINGS OF THE EXXON VALDEZ OIL SPILL SYMPOSIUM*. pp. 819-836. American Fisheries Society Symposium. Vol. 18.
- FRITTS, T. H.; MCGEHEE, M. A. 1982. Effects of petroleum on the Development and Survival of Marine Turtle Embryos. A final report by the US Fish and Wildlife Service for the U.S. Department of the

- Interior, Minerals Management Service Gulf of Mexico OCS Office, New Orleans, LA. NTIS No PB82-263773. FWS/OBS-82/37. Contract nº 14-12-0001-29096. 41 p.
- GALAPAGOS, 2013. Disponível em: <<http://www.galapagos.to/TEXTS/Jessica.HTM>>. Acesso em: Dezembro de 2014.
- GERTLER, P. E. 1992. Effects of the Exxon Valdez oil spill on birds and marine mammals. In: MMS (Minerals Management Service) – AOCS Region Information Transfer Meeting. Disponível em: http://www.mms.gov/alaska/reports/1990rpts/92_0046.pdf#page=81. Acessado em agosto de 2014.
- GIRONDOT, M.; FRETEY, J. 1996. Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978–1995. *Chelonian Conserv. Biol.* 2, 204–208. Disponível em: http://max2.esu.u-psud.fr/epc/conservation/Publi/texte/AE_CCB96.html
- GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; CROXAL, J.; ORO, D. & RUIZ, X. 2007. Trans-equatorial migration and mixing in the wintering areas of a pelagic seabird. *Front Ecol Environ* 2007; 5(6): 297–301. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download;jsessionid=B293941296D83EA9C0C6DB5F33BB0024?doi=10.1.1.723.8048&rep=rep1&type=pdf>
- GRAMMETZ, D. 1988. Involvement of loggerhead turtles with the plastic, metal, and hydrocarbon pollution in the central Mediterranean. *Mar. Poll. Bull.* 19(1): 11-13.
- GUBBAY, S.; EARLL, R. 1999. Proposed Guidelines for Dealing with Cetaceans in the Event of an Oil Spill the Moray Firth, Scotland. 15 p.
- GUILFORD, T; MEADE, L; WILLIS, J.; PHILLIPS, R.A.; BOYLE, D.; ROBERTS, S.; COLLETT, M.; FREEMAN, R. & C. M. PERRINS. 2008. Migration and stopover in a small pelagic seabird, the Manx shearwater *Puffinus puffinus*: insights from machine learning. *Proc. R. Soc. B* doi:10.1098/rspb.2008.1577. Disponível em: <http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/early/2009/02/06/rspb.2008.1577>
- HAIMOVICI, M.; KLIPPEL, S. 1999. Diagnóstico da Biodiversidade dos Peixes Teleósteos Demersais Marinhos e Estuários do Brasil. Trabalho realizado para o Programa Nacional da Diversidade Biológica – PRONABIO, Subprojeto “Avaliação e Ações Prioritárias para a Zona Costeira e Marinha”, área temática “Peixes Demersais”, FURG, Rio Grande, RS. 79 p.
- HALL, R. J., BELISLE, A. A. & SILEO, L., 1983. Residues of petroleum hydrocarbons in tissues of sea turtles exposed to the Ixtoc I oil spill. *Journal of Wildlife Diseases*, 19(2): 106-109.
- HARVEY, J.S.; LYONS, B.P.; PAGE, T.S.; STEWART, C. & PARRY, J.M. 1999. An assessment of the genotoxic impact of the Sea Empress oil spill by the measurement of DNA adduct levels in selected invertebrate and vertebrate species. *Mutat Res* 103—114
- HEUBECK, M.; CAMPHUYSEN, C. J.; BAO, R.; HUMPLE, D.; REY, A. S.; CADIOU, B.; BRAGER, S.; THOMAS, T. 2003. Assessing the impact of major oil spills on seabird populations. *Mar. Pol. Bull.*, 46: 900-902.
- HILL, J. A. Oil Spill and Marine Wildlife: Guidelines for a Response Plan for the Isle of Mull. Project commissioned by the Hebridean Whale and Dolphin Trust. 119 p.

- HJERMANN, D. O.; MELSOM, A.; DINGSOR, G. E.; DURANT, J. M.; EIKESET, A. M.; ROED, L. P.; OTTERSEN, G.; STROVIK, G.; STENSETH, N. C. 2007. Fish and oil in Lofoten-Barents Sea System: synoptic review of the effect of oil spills on fish populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 339: 283-299.
- HSE (HEALTH & SAFETY EXECUTIVE), 2002. Offshore Hydrocarbon Releases Statistics and Analysis (2001), Reino Unido.
- IBM (INSTITUTO BIODIVERSIDADE MARINHA). 2017. Sensitividade de um banco de rodolitos na Bacia de Campos Relatório 4. 12 p.
- IBP (INSTITUTO BRASILEIRO DE PETRÓLEO, GÁS E BIOCOMBUSTÍVEIS). 2014. Estado da arte sobre estudos de Rodolitos no Brasil – Relatório Final. 65 p.
- ICMBIO. 2013. Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para Conservação das Aves Limícolas Migratórias. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília.
- INCHAUSTI, P. & WEIMERSKIRCH, H. Dispersal and metapopulation dynamics of an oceanic seabird, the wandering albatross, and its consequences for its response to long-line fisheries. *Journal of Animal Ecology*. 71: 765–770. 2002.
- IPIECA (INTERNATIONAL PETROLEUM INDUSTRY ENVIRONMENTAL CONSERVATION ASSOCIATION). 2000. Biological Impacts of Oil Pollution: Fisheries. Ipieca Report Series, V.8. 28 p.
- IRONS, D. B., KENDALL, S. J., ERICKSON, W. P., MCDONALD, L. L. & LANCE, B. K. 2000. Nine years after the Exxon Valdez oil spill: effects on marine bird populations in Prince William Sound, Alaska. *The Condor*, 102: 723-737.
- ITOPF (INTERNATIONAL TANKER OWNERS POLLUTION FEDERATION). 2015. Disponível em: <https://www.ibp.org.br/personalizado/uploads/2015/10/Mesa1-Apresenta%C3%A7%C3%A3o-Mark-Whittington.pdf>. Acessado em Outubro de 2017.
- ITOPF. 2004. Oil Spill Effects on Fisheries. Technical Information Paper Nº 3. 8p.
- ITOPF. 2010a. Case Histories. Disponível em <http://www.itopf.com/information-services/data-and-statistics/case-histories>. Acessado em setembro de 2014.
- ITOPF. 2010b. Handbook 2014/2015. 52 p. Disponível em: www.itopf.com. Acessado em setembro de 2014.
- IUCN. 2014. The World Conservation Union Red List of Threatened Species. The World Conservation Union. Versão 2010.4. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em agosto de 2014.
- IUCN. 2017. The World Conservation Union Red List of Threatened Species. The World Conservation Union. Versão 2017-1. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em agosto de 2017.
- JACKSON, A.E.; MILLER, D.J. & YELLOWLEES, D. 1989. Phosphorus-metabolism in the coral zooxanthellae symbiosis – characterization and possible roles of 2 acid-phosphatases in the algal symbiont *Symbiodinium* sp. *Proc R Soc Lond Ser B-Biol Sci* 238:193–202.
- JEFFERSON, T. A.; WEBBER, M. A; PITMAN, R. L. 2008. *Marine Mammals of the World – A comprehensive guide to their identification*. 5ª edição. Editora Elsevier. 573 p.

- KELLER, C. E.; ADAMS, J. K. 1983. Proceedings of a workshop on cetaceans and sea turtles in the Gulf of Mexico: study planning for effects of Outer Continental Shelf Development. Prepared by the U.S. Fish and Wildlife Service for the Minerals Management Service, Metairie, LA. 42pp.
- KEMPF, M., 1970. Notes on the benthic bionomy of the N-NE Brazilian Shelf. *Marine Biology*, 5: p. 213-224
- KEMPF, M.; COUTINHO, P. N. & MORAIS, J. O. 1968. A plataforma continental do N-NE do Brasil. Nota preliminar sobre a natureza do fundo. *D. H. N. Marinha do Brasil*, Rio 26, 579-600.
- KIKUCHI, R. K. P. & LEÃO, Z. M. A. N. 1997. Rocas (southwestern equatorial Atlantic, Brazil): an atoll built primarily by coralline algae. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.*, Panama 1: 731-736.
- KINGSTON, P. F. 2002. Long-term Environmental Impact of Oil Spills. *Spill Science & Technology Bulletin*, 7(1-2): 53-61.
- KOYAMA, J.; UNO, S.; KOHNO, K. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination and recovery characteristics in some organisms after the Nakhodka oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, , Pgs. 1054–1061.
- KRAYESKY-SELF, S.; SCHMIDT, W. E.; PHUNG, D.; HENRY, C.; SAUVAGE, T.; CAMACHO, O.; FELGENHAUER, B.E. & FREDERICQ, S. 2017. Eukaryotic Life Inhabits Rhodolith-forming Coralline Algae (Hapalidiales, Rhodophyta), Remarkable Marine Benthic Microhabitats. *Sci Rep.*; 7: 45850.
- KUBACH, K.M.; SCOTT, M.C.; BULAK, J.S. 2011. Recovery of a temperate riverine fish assemblage from a major diesel oil spill. *Freshwater Biology*, Volume 56, Pgs. 503-518.
- LANE, S.M., C.R. SMITH, J. MITCHELL, B.C. BALMER, K.P. BARRY, T. MCDONALD, C.S. MORI, P.E. ROSEL, T.K. ROWLES, T.R. SPEAKMAN, F.I. TOWNSEND, M.C. TUMLIN, R.S. WELLS, E.S. ZOLMAN, & L.H. SCHWACKE. 2015. Reproductive outcome and survival of common bottlenose dolphins sampled in Barataria Bay, Louisiana, USA, following the Deepwater Horizon oil spill. *Proc. R. Soc. B*, 282 20151944.
- LANGTIMM, C. A.; DORAZIO, R. M.; STITH, B. M.; DOYLE, T. J. New Aerial Survey and Hierarchical Model to Estimate Manatee Abundance. *Journal of Wildlife Management*, v. 75, n. 2, p. 399-412, 2011.
- LEGORE, S.; MARSZALEK, D.S.; DANEK, L.J. & HOFMANN, J.E. 1989. Effect of Chemically Dispersed Oil on Arabian Gulf Corals: A Field Experiment. *Oil Spill Conference*.
- LIMA, R. P., PALUDO, D., SILVA, K. G., SOAVINSKI, R. J. E OLIVEIRA, E. M. A. 1992. Levantamento da distribuição, ocorrências e status de conservação do peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758) ao longo do litoral nordeste do Brasil. *Periódico Peixe-Boi*, 1(1):47-72.
- LIMA, R. P.; PALUDO, D.; SOAVINSKI, R. J.; SILVA, K. G.; OLIVEIRA, E. M. A., 2011. Levantamento da distribuição, ocorrência e status de conservação do Peixe-boi Marinho (*Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758) no litoral nordeste do Brasil. *Natural Resources, Aquidabã*, 2: 41–57p.
- LOPES, C. F. *Ambientes costeiros contaminados por óleo: procedimentos de limpeza – manual de orientação* - São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2007, 120 p.

- LOUGHLIN, T. R. 1994. Tissue hydrocarbon levels and the number of cetaceans found dead after the spill. Ch. 20. p. 359-376. In: LOUGHLIN, T. R. (ed.) Marine Mammals and the Exxon Valdez. Academic Press, London.
- LOYA, Y. & RINKEVICH, B. 1980. Effects of oil pollution on coral reef communities. Marine Ecology Prog. Ser. 3: 167-180
- LUCENA, A. 2006. Estrutura populacional da *Balaenoptera bonaerensis* (Burmeister) (Cetacea, Balaenopteridae) nas áreas de reprodução do Oceano Atlântico Sul. Revista Brasileira de Zoologia, 23(1), 176-185.
- LUNA, F. O., 2001. Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral norte do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- LUTCAVAGE, M. E.; LUTZ, P. L.; BOSSART, G. D.; HUDSON, D. M. 1995. Physiologic and clinicopathologic effects of crude oil on loggerhead sea turtles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28: 417-422.
- LUTZ, P. L.; LUTCAVAGE, M. E. 2010. The effects of petroleum on sea turtles: applicability to Kemp's ridley. Disponível em <http://mdl.csa.com>. Acessado em agosto de 2014.
- MÄDER, A. 2011. Por que morrem tantos Pinguins-de-Magalhães no Brasil? Projeto Nacional de Monitoramento do Pinguim-de-Magalhaes (*Spheniscus magellanicus*) 2010-2015. Boletim Pinguins no Brasil n°1, abril de 2011.
- MAGRO M.; CERGOLE M.C.; ROSSI-WONGTSHOWSKI, C. L. B. 2000. Síntese de conhecimento dos principais recursos pesqueiros costeiros potencialmente exploráveis na Costa Sudeste-Sul do Brasil: Peixes. Graflina Editora. Rio de Janeiro. pp.143.
- MARCOVALDI, M. A.; LOPEZ, G. G.; SANTOS, A. J. B.; BELLINI, C.; SANTOS, A. S.; LOPEZ, M. 2011. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, Ano I (1): 20-27.
- MARINEBIO, 2015. Disponível em: <http://marinebio.org/>. Acessado em janeiro de 2015.
- MARTÍNE-GOMEZ, C.; FERNÁNDEZ, B.; VALDÉS, J.; CAMPILLO, J. A.; BENEDICTO, J.; SÁNCHEZ, F. 2009. Evaluation of three-year monitoring with biomarkers in fish following the Prestige oil spill (N Spain). *Chemosphere*, 74: 613-620.
- MASCARELLI, A. 2010. Deepwater Horizon: After the oil. *Nature* 467, 22-24.
- MATKIN, C. O.; SAUTILIS, E. L.; ELLIS, G. M.; OLESIUUK, P.; RICE, S. D. 2008. Ongoing population-level impacts on killer whales *Orcinus orca* following the 'Exxon Valdez' oil spill in Prince William Sound, Alaska. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 356: 269-281.
- MATKIN, C.; SAULITIS, E., 1997. Killer Whales Restoration Notebook. Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council. Disponível em: < http://www.evostc.state.ak.us/static/PDFs/RN_orca.pdf>. Acesso em: Dezembro de 2014.

- MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). 2002. Biodiversidade Brasileira. Avaliação e Identificação de Áreas e Ações Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira. 404 p.
- MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). 2007. Áreas Prioritárias para Conservação, uso sustentável e repartição da biodiversidade brasileira. Atualização: Portaria MMA Nº 9 de 23 de janeiro de 2001. MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 301 p.
- MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Editores Angelo Barbosa Monteiro Machado, Gláucia Moreira Drummond, Adriano Pereira Paglia. - 1.ed. - Brasília, DF : MMA; Belo Horizonte, MG : Fundação Biodiversitas, 2008.
- MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). 2014. Lista de espécies ameaçadas de extinção. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html?limitstart=0>. Acessado em dezembro de 2014.
- MMA/ICMBio. 2016. Relatório Anual de Rotas e Áreas de Concentração de Aves Migratórias no Brasil. 63 pp.
- MMA/ICMBIO (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE). 2011. Plano de ação nacional para conservação dos sirênios – Brasília, 81 p.
- MMA/ICMBio. 2019. Relatório de Rotas e Áreas de Concentração de Aves Migratórias no Brasil - 3a Edição | 2019. 54 pp.
- MORENO, R., JOVER, L., DIEZ, C., SARDÀ, F. & SANPERA, C. 2013. Ten years after the Prestige oil spill: seabird trophic ecology as indicator of long-term effects on the coastal marine ecosystem. PLoS ONE 8(10): e77360.
- MORENO, R.; JOVER, L.; DIEZ, C.; SARDÀ, F.; SANPERA, C. PLOS ONE. October 2013, Volume 8, Issue 10.
- MOSBECH, A. 2002. Potential Environmental impacts of oil spills in Greenland. An assessment of informations status and research needs. National Environmental Research Institute, Denmark. 118 pp. – NERI *Technical Report No.* 415 p.
- MOSBECH, A.; ANTHOSEN, K. L.; BLYTH, A.; BOERTMAN, D.; BUCH, E.; CAKE, D.; GRØNDAHL, L.; HANSEN, K. Q.; KAPEL, H.; NIELSEN, S.; NIELSEN, N.; VON PLATEN F.; POTER S.; RASCH, M. 2000. Environmental oil spill sensitivity atlas for the West Greenland coastal zone. Internet-version. The Danish Energy Agency, Ministry of Environment and Energy, 341 p. mais apêndice 155 p.
- MOURA, R. L.; AMADO-FILHO, G. M.; MORAES, F. C.; BRASILEIRO, P. S.; SALOMON, P.S.; MAHIQUES, M. M.; BASTOS, A. C.; ALMEIDA, M. G.; SILVA JR., J. M.; ARAUJO, B. F.; BRITO, F. P.; RANGEL, T. P.; OLIVEIRA, B. C. V.; BAHIA, R. G.; PARANHOS, R. P.; DIAS, R. J. S.; SIEGLE, E.; FIGUEIREDO JR., A. G.; PEREIRA, R. C.; LEAL, C. V.; HAJDU, E.; ASP, N. E.; GREGORACCI, G. B.; NEUMANN-LEITÃO, S.; YAGER, P. L.; FRANCINI-FILHO, R. B.; FRÓES, A.; CAMPEÃO, M.; SILVA, B. S. 2016. An extensive reef system at the Amazon River mouth. American Association for the Advancement of Science, 1-11.

- NEVES, T.; BUGONI, L.; OLMOS, F.; VOOREN, C.M. & ROSSI- ONGTSCHOWSKI, C.L.B. (eds.). Aves oceânicas da região sudeste-sul do Brasil. REVIZEE. 2006.
- NOAA (NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION) 2001. Oil Spills in Coral Reefs: Planning and Response Considerations. 80pp.
- NOAA (NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION). 2010. Impacts of Oil on Marine Mammals and Sea Turtles. US Department of Commerce. National Marine Fisheries Service. Disponível em: www.noaa.gov. Acessado em agosto de 2014.
- NOAA (NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION). 2010a. Oil Spills in Coral Reefs: Planning and Response Considerations. US Department of Commerce. National Marine Fisheries Service. National Ocean Service. Office of Response and Restoration. Disponível em: https://response.restoration.noaa.gov/sites/default/files/Oil_Spill_Coral.pdf. Acessado em agosto de 2017.
- OLIVERA-GÓMEZ L.D. & MELLINK E. (2005) Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahia de Chetumal, Mexico. Biological Conservation, 121, 127–133.
- PALUDO, D., 1998. Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus*, no Nordeste do Brasil. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Brasília.
- PETERSON, C. H., RICE, S. D., SHORT, J. W., ESLER, D., BODKIN, J. L., BELLACHEY, B. E. & IRONS, D. B. Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. Science; 302:2082-2086. 2003.
- PEREIRA, R.C & SOARES-GOMES, 2002. A Biologia marinha. Interciência, Rio de Janeiro, RJ. 382 p.
- PIACENTINI, V.Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C.E.; MAURICIO, G.N.; PACHECO, J.F.; BRAVO, G.A.; BRITO, G.R.R.; NAKA, L.N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L.F.; BETINI, G.S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A.C.; LIMA, L.M.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, F.R.; BENCKE, G.A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L.F.A.; STRAUBE, F.C. & CESARI, E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Revista Brasileira de Ornitologia 23(2): 91-298.
- PITT, R. Civil, Construction and Environmental Engineering, University of Alabama. Disponível em: <<http://rpitt.eng.ua.edu>>. Acesso em: Dezembro de 2014.
- PRETTO, D.J.; ANDRADE, M.C.M.; OLIVEIRA, J.M.; & OLIVEIRA, M.G.A. 2009. First record of a Humpback whale, *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781), stranding in Pará State, Northern coast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69(4):1207-1208.
- PROJETO TAMAR, 2014. Comportamento. Disponível em: <http://www.tamar.org.br/interna.php?cod=89>. Acessado em setembro de 2014.
- PUTMAN, N. F.; ABREU-GROBOIS, F. A.; ITURBE-DARKISTADE, I.; PUTMAN, E. M.; RICHARDS, P. M. and VERLEY, P. 2015. Deepwater Horizon oil spill impacts on sea turtles could span the Atlantic. *Biol. Lett.*, n 11.

- RAAYMAKERS, S. 1994. Marine Pollution & Cetaceans – implication for Management. *ENCOUNTERS WITH WHALES '93: A CONFERENCE TO FURTHER EXPLORE THE MANAGEMENT ISSUES RELATING TO HUMAN-WHALE INTERACTIONS*. pp. 82-87. Workshop series. Great Barrier Reef Marine Park Authority.
- REYNOLDS, J. E. III & ODELL, D. K. 1991. Manatees and dugongs. New York: Facts On File, Inc., 192 Pp.
- RODAS-TREJO J, ROMERO-BERNY EI, ESTRADA A. 2008. Distribution and conservation of the west Indian manatee (*Trichechus manatus manatus*) in the Catazaja' wetlands of northeast Chiapas, Mexico. *Trop Conserv Sci* 1:321–333.
- RODRIGUES, A.L.F.; SANTOS, G.M.A.; SOUSA, M.E.M.; ARCOVERDE, D.L.; MARTINS, B.M.L.; EMIN-LIMA, R.; COSTA, A.F. & SICILIANO, S. 2010. XIV Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul (RT). 8º Congresso da Sociedade Latinoamericana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos - SOLAMAC, Florianópolis (SC).
- RSC (ROYAL SOCIETY OF CANADA), 2004. Report of the Expert Panel on Science Issues Related to Oil and Gas Activities, Offshore British Columbia.
- SABA, V. S.; SPOTILA, J. R. 2003. Survival and behaviour of freshwater turtles after rehabilitation from an oil spill. *Environmental Pollution*, 126: 213-223.
- SANTOS, A. S.; SOARES, L. S.; MARCOVALDI, M. A.; MONTEIRO, D. S.; GIFFONI, B.; ALMEIDA, A. P. 2011. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, Ano I (1): 3-11.
- SHERLEY, R.B. 2010 Factors influencing the demography of endangered seabirds at Robben Island, South Africa. PhD thesis, University of Bristol, Bristol, UK. Disponível em: http://adu.org.za/pdf/Sherley_RB_2010_PhD_Thesis.pdf
- SHIGENAKA, G. 2003. Oil and Sea Turtles – Biology, Planning and Response. NOAA National Ocean Service. 116 p.
- SHORT, M. K. J. 2003. Guanabara Bay Oil Spill 2000, Brazil – Cetacean Response. In *International Oil Spill Conference*. 3 p.
- SICILIANO, S.; EMIN-LIMA, N. R.; COSTA, A. F.; RODRIGUES, A. L.; MAGALHÃES, F. A. D.; TOSI, C. H.; GARRI R. G.; SILVA, C. R.; SOUSA, J. & SILVA-JR., J. D. S. 2008. Revisão do conhecimento sobre os mamíferos aquáticos da costa norte do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional* 66(2):381-401
- SICILIANO, S.; EMIN-LIMA, N.R.; COSTA, A.F.; RODRIGUES, A.L.; MAGALHÃES, F.A.D.; TOSI, C.H.; GARRI R.G.; SILVA, C.R.; SOUSA, J. & SILVA-JR., J.D.S. 2008. Revisão do conhecimento sobre os mamíferos aquáticos da costa norte do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional* 66(2):381-401.
- SICILIANO, S.; MORENO, I. B.; SILVA, E. D.; ALVES, V. C. 2006. Baleias, botos e golfinhos na Bacia de Campos. *Série Guia de Campos – Fauna Marinha da Bacia de Campos*. p. 45-49.
- SICK, H. Ornitologia Brasileira. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 1997.
- SILVA, F.Q.M., 2004. Produção de biossurfactante por bactérias isoladas de sedimento de mangue (Apa de Guapimirim, RJ). Monografia. Bacharelado em Ciências Biológicas – Biologia Marinha. Universidade

Federal Fluminense.

SMC (Save the Manatee Club), 2011. The Impact of the Oil Spill on Manatees. Disponível: <http://www.savethemanatee.org/>. Acessado junho de 2011

SMITH, F. M. AND B. D. WATTS. 2015. Surveys and Habitat Use of the Whimbrel (*Numenius phaeopus*) During Fall Migration Along the Acadian Peninsula of New Brunswick, Canada, 2014. Center for Conservation Biology Technical Report Series CCBTR-15-02. College of William and Mary/Virginia Commonwealth University, Williamsburg, VA. 21 pp.

SMITH, T. R.; GERACI, J. R.; St AUBIN, D. J. 1983. Reaction of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to a controlled oil spill. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40: 1522-1525.

SOMENZARI, M.; AMARAL, P.P., CUETO, V.R.; GUARALDO, A.C.; JAHN, A.E.; LIMA, D.M.; LIMA, P.C.; LUGARINI, C.; MACHADO, C.G.; MARTINEZ, J.; NASCIMENTO, J.L.X.; PACHECO, J.F.; PALUDO, D.; PRESTES, N.P.; SERAFINI, P.P.; SILVEIRA, L.F.; SOUSA, A.E.A.; SOUSA, N.A.; SOUZA, M.A.; TELINO-JÚNIOR, W.R. & WHITNEY, B.M. 2018. An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 58: e20185803.

SPECTRUM/EVEREST, 2012. Relatório Ambiental Sísmica 2D- Programa Norte Amazônico – LPS nº077/12. Distribuição de cetáceos e quelônios observados durante o monitoramento da bioma marinha realizado no programa Norte Amazônico entre abril e novembro 2012. Fase I e II.

SPECTRUM/EVEREST, 2014. Relatório Ambiental de Atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 3D na Bacia Sedimentar da Foz do Amazonas – Programa 3D Norte Amazônico – LPS096/2013

SPOTILA, J.R. & TOMILLO, P.S. 2015. The leatherback turtle – Biology and Conservation. John Hopkins University Press. ISBN 978-1-4214-1708-0.

St AUBIN, D. J. & LOUSBURY, V. 1988. Oil Effects on Manatees: Evaluating the Risks. In GERACY, J. R. & St AUBIN, D. J. Synthesis of Effects of Oil on Marine Mammals. Report Nº MMS 88-049, 289p. TEAL, J. M.; HOWARTH, R. W. 1984. Oil spill studies: a review of ecological effects. *Environmental Management*, 8 (1): 27-44.

St. AUBIN, D. J. 1992. Overview of the effects of oil on marine mammals. 1992 MMS (Minerals Management Service) – AOCS Region Information Transfer Meeting. Disponível em: http://www.mms.gov/alaska/reports/1990rpts/92_0046.pdf#page=81. Acessado em agosto de 2014.

TUCKER, K. P., HUNTER, M. E., BONDE, R. K., AUSTIN, J.D., CLARK, A.M., BECK, C. A., MCGUIRE, P. M., & OLI, M. K. 2012. Low genetic diversity and minimal population substructure in the endangered Florida manatee: implications for conservation. *J of Mammalogy* 93(6): 1504:1511.

TUNNELL JR., J.W. 2011. An expert opinion of when the Gulf of Mexico will return to pre-spill harvest status following the BP Deepwater Horizon MC 252 oil spill. Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies at Texas A&M University-Corpus Christi.

VALENTE, R.M. SILVA, J.M.C. STRAUBE, F.C. & NASCIMENTO, J.L.X. Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. Belém: Conservação internacional, 2011.

VOOREN, C. & BRUSQUE, L. As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação. Rio de Janeiro: FUNBIO, 1999.

- WEIMERSKIRCH, H.; GUIONNET, T. Comparative activity pattern during foraging of four albatross species. *Ibis*, v. 144, n. 1, p. 40–50, 2002.
- WHITEHEAD, A. Interactions between Oil-Spill Pollutants and Natural Stressors Can Compound Ecotoxicological Effects. *Integrative and Comparative Biology*, volume 53, number 4, pp. 635–647.
- WIENS, J. A., DAY, R. H., MURPHY, S. M., & PARKER, K. R. Changing habitat and habitat use by birds after the Exxon Valdez oil spill, 1989–2001. *Ecological Applications*, 14(6), 1806–1825. 2004.
- WILLIAMS, R.; GERO, S.; BEJDER, L.; CALAMBOKIDIS, J.; KRAUS, S. D.; LUSSEAU, D.; READ, A. J. & ROBBINS, J. 2011. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. *Conservation Letters*, n. 4, p. 228–233.
- WOLFAARDT, A.C.; UNDERHILL, L.G.; CRAWFORD, R.J.M.; KLAGES, N.T.W. 2001 Results of the 2001 census of African penguins *Spheniscus demersus* in South Africa: first measures of the impact of the Treasure oil spill on the breeding population. *Trans. R. Soc. South Afr.* 56, 45–49.
- WURSIG, B.; SMULTEA, M. A. 1991. Bottlenose dolphin reactions to the Mega Borg oil spill. *Marine Mammal Research Program*. Texas A&M University, Galveston.
- YENDER, R.; STANZEL, K.; LLOYD, A. 2008. Impacts and response challenges of the tanker Solar 1 oil spill, Guimaras, Philippines: Observations of international advisors. Paper presented at: 20th Triennial International Oil Spill Conference, Savannah, Georgia, May 4–8, 2008.
- YENDER, R.A., MEARNS, A. J. 2003. Case Studies of spills that threaten sea turtles. In: *Oil and Sea Turtles*. NOAA. 116pp.
- ZAFONTE, M.; HAMPTON, S. 2005. Lost bird-years: quantifying bird injuries in natural resource damage assessments for oil spill. *IOSC 2005 Proceedings*.
- ZANDEN, H. B. V.; BOLTEN, A. B.; TUCKER, A. D.; HART, K. M.; LAMONT, M. M.; FUJISAKI, I.; REICH, K. J.; ADDISON, D. S.; MANSFIELD, K. L.; PHILLIPS, K. F.; PAJUELO, M.; BJORNDALE, K. A.. 2016. Biomarkers reveal sea turtles remained in oiled areas following the Deepwater Horizon oil spill. *Ecological applications*, n. 26, v. 7, p. 2145–2155.
- ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; HEIDE-JORGENSEN, M. P.; PIZZORNO, J. L.; MAIA, Y. G.; VANBLARICOM, G. R.; DEMASTER, D. P.; SIMÕES-LOPES, P. C.; MOREIRA, S.; BETHLEM, C. 2006. Satellite-monitored movements of humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the Southwest Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 313: 295–304.
- ZERBINI, A. N.; SICILIANO, S.; PIZZORNO, J. L. A., 1999. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha. *Diagnóstico para os mamíferos marinhos. Relatório técnico do Workshop*.
- ZUBEROGOITIA I, MARTÍNEZ JA, IRAETA A, AZKONA A, ZABALA J, JIMÉNEZ B, MERINO R, GÓMEZ G. 2006. Short-term effects of the prestige oil spill on the peregrine falcon (*Falco peregrinus*). *Marine Pollution Bulletin* 52: 1176–1181.