

II.12 ANÁLISE E GERENCIAMENTO DE RISCOS AMBIENTAIS

II.12.1 Apresentação

Esta seção apresenta a Análise e Gerenciamento de Riscos Ambientais da Atividade de Perfuração Marítima nos blocos BM-BAR-3 e BM-BAR-5, considerando-se a integração dos resultados das Modelagem de Derrame de Óleo no Mar para os blocos BM-BAR-3 (**Anexo II.8-3**) e BM-BAR-5 (**Anexo II.8-4**). Com relação às análises apresentadas no EIA do Bloco BM-BAR-3 (de março de 2017) e na Resposta ao Parecer Técnico nº 46/2017 referente ao RCA do Bloco BM-BAR-5 (de maio de 2018), que são os últimos documentos protocolados referentes aos estudos citados, foi realizada uma atualização da bibliografia referente aos Componentes com Valor Ambiental (CVA), o que subsidiou a inclusão no mapeamento de áreas adicionais de ocorrência, concentração, alimentação ou reprodução de cetáceos, aves, ecossistemas recifais e bancos de rodólitos.

A presente análise objetiva identificar os cenários acidentais e seus respectivos desdobramentos, avaliando as consequências sobre o meio ambiente e concluindo pela proposição e adoção de medidas que reduzam os riscos ambientais.

A seguir, são apresentados os seguintes itens:

II.12.2 Descrição das Instalações: são apresentados os principais sistemas e subsistemas de todas as instalações envolvidas;

II.12.3 Análise Histórica de Acidentes Ambientais: é apresentado um levantamento completo de todos os acidentes ocorridos em atividades similares e/ou com o tipo de unidade em questão;

II.12.4 Identificação dos Cenários Acidentais: são elencados, independentemente da frequência, todos os cenários acidentais possíveis de ocorrer, e estes são avaliados quantitativamente;

II.12.5 Avaliação das Consequências: são identificadas as áreas passíveis de serem atingidas por óleo e os componentes de valor ambiental;

II.12.1 Cálculo dos Riscos Ambientais: o risco ambiental é calculado por componente ambiental ameaçado;

II.12.7 Relação Tempo de Recuperação/Tempo de Ocorrência: é apresentado o cálculo da relação entre o tempo de recuperação do componente ambiental ameaçado e o tempo de ocorrência do dano;

II.12.8 Revisão do Estudo de Análise de Riscos: são indicadas medidas que promovam a melhoria da segurança ambiental;

II.12.9 Plano de Gerenciamento de Riscos: são consolidadas e relacionadas as medidas preventivas e mitigadoras levantadas pelo Estudo de Análise de Risco.

II.12.2 Descrição das Instalações

A descrição da unidade de perfuração encontra-se no Cadastro de Unidade Marítimas de Perfuração – CADUMP (Processo IBAMA nº 02022.000681/13-14.).

II.12.3 Análise Histórica de Acidentes Ambientais

O presente item contempla a Análise Histórica de Acidentes Ambientais abrangendo um levantamento completo de todos os acidentes ocorridos em unidades marítimas *offshore* de perfuração fixas, auto elevatórias, semissubmersíveis e navio sonda, que potencial ou efetivamente tenham causado impactos ao meio ambiente nos períodos de 1970 a 2015, em todos os países que se registraram acidentes, incluindo Golfo do México, Mar do Norte, Oceano Pacífico e Brasil.

A **Figura II.12.3-1** apresenta o número de plataformas *offshore* de perfuração e produção, por região no mundo em 2015.

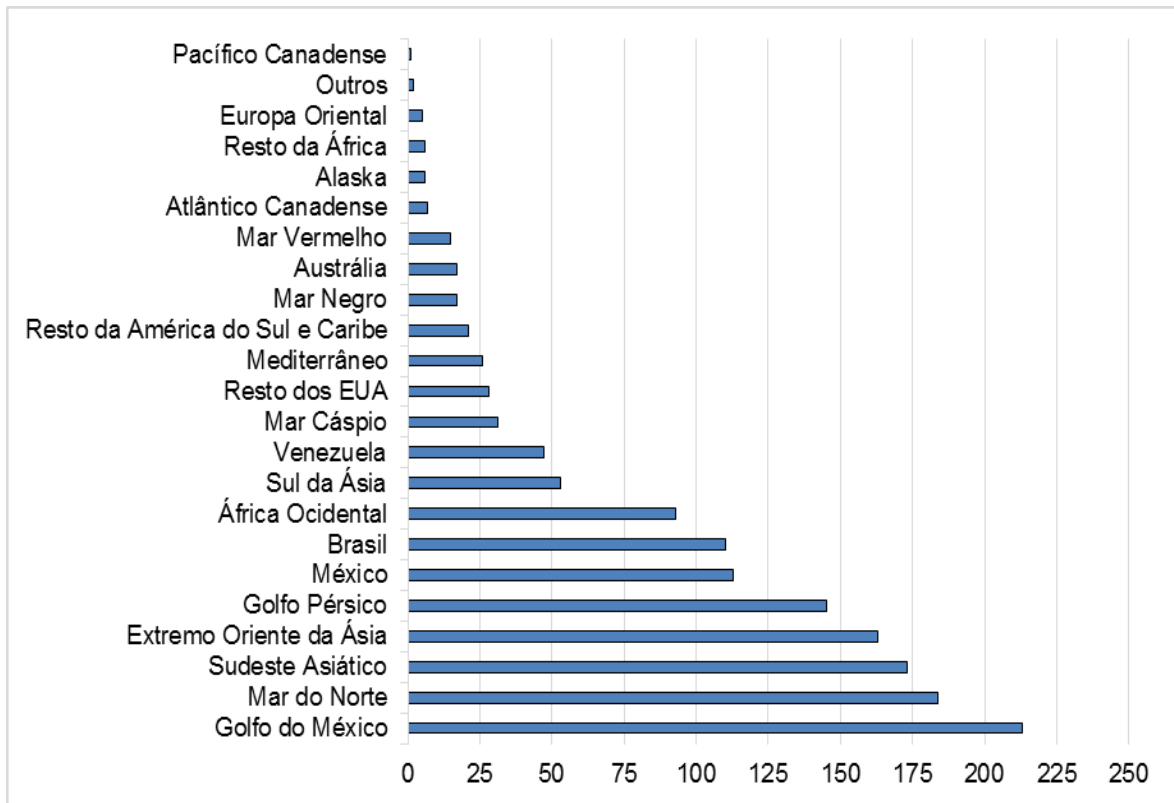


Figura II.12.3-1 - Distribuição do número de plataformas offshore de perfuração e produção, por região no mundo - período de 2015.

Fonte: Portal das Estatísticas – www.statista.com/statistics

Existem 213 plataformas *offshore* no Golfo do México (Estados Unidos), região do mundo com maior densidade de plataformas offshore.

O Mar do Norte e Sudeste da Ásia também possuem muitas plataformas *offshore*, totalizando 184 e 173 plataformas, respectivamente.

As plataformas de petróleo *offshore* permitem aos produtores extrair petróleo e gás natural através dos poços perfurados e podem armazenar os produtos extraídos antes de serem transportados para terra para processamento/refino e comercialização. Existem vários tipos diferentes de plataformas offshore em uso, tais como plataformas fixas ou flutuantes. A Petrobras, atualmente é a empresa que opera o maior número de plataformas flutuantes de perfuração e produção (entre próprias e afretadas) no mundo.

Para obtenção de informações sobre acidentes envolvendo óleo e gás em instalações *offshore* de perfuração, foram realizadas consultas a bancos de dados e relatórios internacionais. As principais fontes de informações para a Análise Histórica de Acidentes Ambientais do presente estudo foram:

- MMS 92-0058, MMS 95-0052, MMS 98-0030, MMS final de 1997, MMS 2000-021, MMS 2001-015 e MMS 2002-016, – Accidents Associated with Oil and Gas Operations.
- BOEM - Bureau of Ocean Energy Management e BSEE - Bureau of Safety and Environmental Enforcement;
- WOAD - Worldwide Offshore Accident Databank – 1970 a 2015 e Acidentes durante transferência de Óleo Diesel e Produtos Líquidos;
- Dados PETROBRAS até dezembro de 2018.

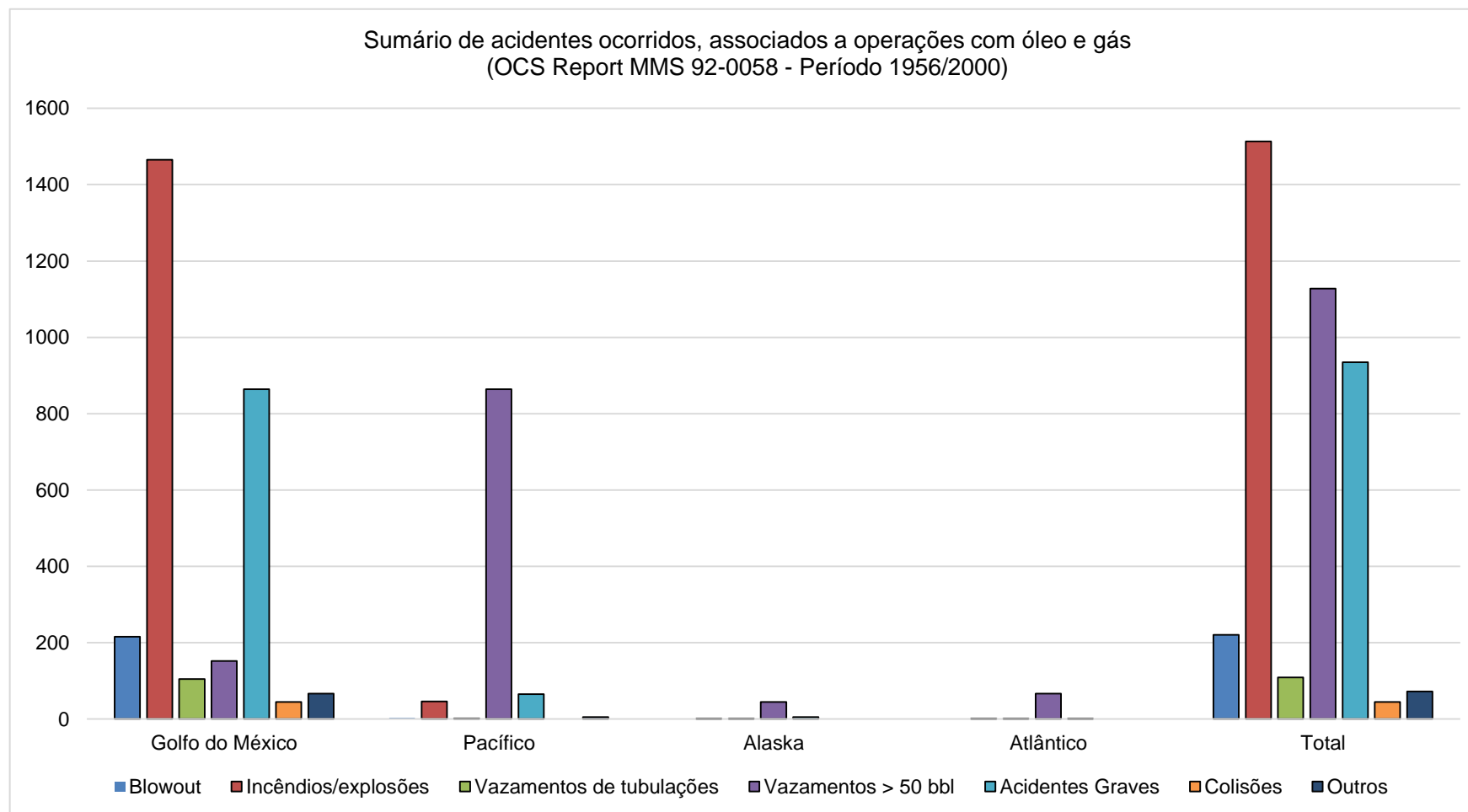
II.12.3.1 Bureau of Ocean Energy Management (BOEM) E Bureau of Safety and Environmental Enforcement (BSEE)

O Bureau of Ocean Energy Management (BOEM) e o Bureau of Safety and Environmental Enforcement (BSEE) supervisionam a segurança e o desenvolvimento ambientalmente responsável das fontes de energia e fontes minerais da região que faz parte do Outer Continental Shelf (OCS) e publicam registros de acidentes ocorridos durante as atividades desenvolvidas em unidades offshore, relacionadas a óleo e gás, nas áreas do Golfo do México e do Pacífico. Estas agências substituíram, desde outubro de 2011, o Minerals Management Service (MMS) (Bureau of Ocean Energy Management, Regulation and Enforcement - BOEMRE), que era parte do Departamento do Interior do Governo dos EUA (DOI).

Relatórios, ainda publicados pelo Departamento do Interior do governo dos EUA, que analisam acidentes registrados na jurisdição do Minerals Management Service (MMS), apresentam dados das áreas do Golfo do México, do Pacífico, do Alasca e do Atlântico, abrangendo o período de 1956 a 1990 (MMS 92-0058). Os acidentes são relatados individualmente, contendo causa, duração e danos decorrentes, estes últimos divididos em feridos, mortos e danos materiais (em dólares americanos). Entre 1990 a 2000 foram apresentados dados apenas para o Golfo do México e Pacífico (MMS 92-0052 entre os anos de 1991 a 1994; MMS 98-0030 entre os anos de 1995 e 1996; MMS Final do ano 1997; MMS 2000-021 do ano 1998; MMS 2001-015 do ano 1999 e MMS 2002-016 do ano 2000). Os acidentes são relacionados pelo local de ocorrência e pelo tipo de acidente -

blowout, incêndios e explosões, vazamentos superiores a 50 barris e ruptura de linhas.

Dentro das áreas relacionadas, vê-se pela **Figura II.12.3.1-1**, que quase todos os casos de acidentes registrados ocorreram na região do Golfo do México, o que faz com que a análise concentrada nessa região se torne extremamente significativa e representativa. Este fato é facilmente explicável pela grande concentração de plataformas neste local. Nesta figura destaca-se ainda, a predominância dos acidentes relativos a incêndios e explosões sobre os demais e a maior parte dos resultados obtidos mostra uma tendência decrescente da ocorrência dos acidentes analisados, à exceção da ocorrência de rupturas e falhas de tubulações, cuja tendência é crescente, embora o número de dados analisados relativos a esse tipo de acidente seja pequeno. De qualquer forma, deve-se levar em consideração o fato de que com o passar do tempo, as tubulações podem se tornar mais susceptíveis a falhas por fadiga e/ ou corrosão, além do fato de aumentar o número de linhas submersas.



Fonte: OCS Report MMS – entre os anos 1956 a 2000.

Figura II.12.3.1-1 - Distribuição dos tipos de acidentes por região coberta pelo Relatório MMS 92-0058.

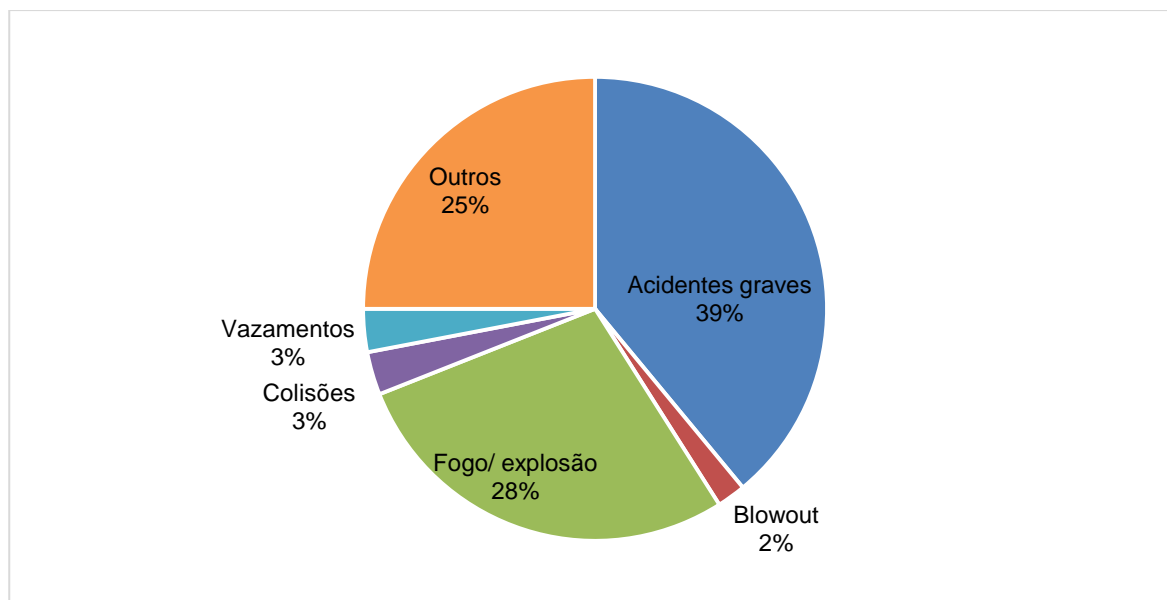
O **Quadro II.12.3.1-1** mostra o total de incidentes ocorridos no OCS, unindo-se as regiões do Golfo do México e Pacífico, no período de 1980 a 2014. A união das regiões se deu pelo fato de que a diferença é praticamente nula, comparando a região do Golfo do México com o Pacífico. Deve-se tomar atenção com relação às colisões, que passaram a ser contabilizadas somente a partir de 1995. A **Figura II.12.3.1-2** representa os percentuais dos tipos de acidentes considerando o mesmo período. Destacam-se os acidentes graves com 39%, fogo/ explosão com 28% e outros tipos de acidentes com 25%; colisões, vazamentos e blowouts tiveram pouca representatividade no período analisado.

Quadro II.12.3.1-1 - Número de incidentes ocorridos no OCS, de 1980 a 2014.

Ano	Incidentes					
	Acidentes graves	Blowout	Incêndio/ Explosão	Colisões	Vazamentos > 50 bbl	Outros
1980	20	8	53	0	9	1
1981	22	10	58	0	6	2
1982	34	9	68	0	3	0
1983	23	14	77	0	9	1
1984	29	5	75	0	2	0
1985	36	6	67	0	9	2
1986	11	2	45	0	3	1
1987	10	8	38	0	1	0
1988	5	3	30	0	4	1
1989	5	13	18	0	1	0
1990	13	7	18	0	4	4
1991	25	6	22	0	2	7
1992	20	1	15	0	3	6
1993	16	2	27	0	1	12
1994	20	0	17	0	5	10
1995	35	1	42	6	4	5
1996	69	4	93	5	4	6
1997	69	5	135	10	3	21
1998	83	7	93	5	9	3
1999	52	5	80	10	5	1
2000	69	9	105	9	7	35
2001	64	10	91	18	9	0
2002	59	6	96	12	12	0
2003	54	5	110	18	12	18
2004	65	5	76	22	22	0

Ano	Incidentes					
	Acidentes graves	Blowout	Incêndio/ Explosão	Colisões	Vazamentos > 50 bbl	Outros
2005	59	4	84	20	49	37
2006	363	2	139	27	14	229
2007	445	7	118	21	4	295
2008	343	8	151	22	33	277
2009	305	6	145	29	11	300
2010	297	4	130	8	5	148
2011	234	3	105	14	3	165
2012	291	4	140	10	8	247
2013	271	8	111	23	6	286
2014	278	7	121	12	8	286
Total	3794	204	2793	301	290	2406

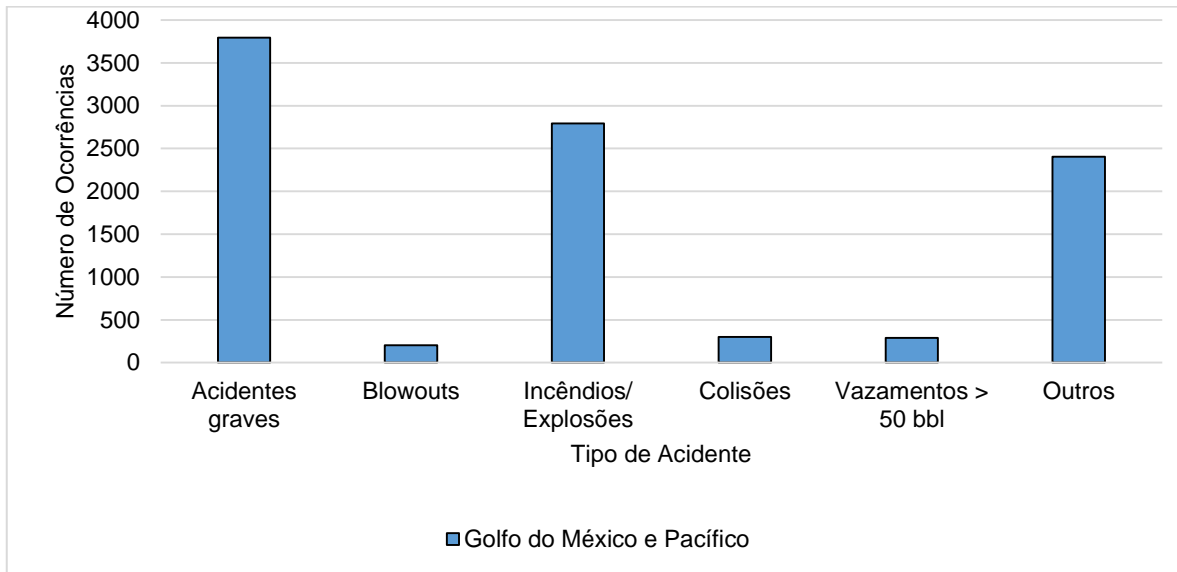
Fonte: BOEM e BSEE - 1980 a 2014.



Fonte: BOEM e BSEE - 1980 a 2014.

Figura II.12.3.1-2 - Percentual de incidentes por tipo, ocorridos no OCS, de 1980 a 2014.

Na **Figura II.12.3.1-3** também pode ser observado que, há um número muito superior de casos de acidentes graves e incêndio/ explosão, quando comparados aos acidentes dos tipos blowout, colisões e vazamentos > 50 bbl.



Fonte: BOEM e BSEE - 1980 a 2014.

Figura II.12.3.1-3 - Número de acidentes por tipo, de acordo com a região, de 1980 a 2014.

Ao direcionarmos a análise para os acidentes graves, constrói-se a **Figura II.12.3.1-4**, que indica a ocorrência de acidentes graves, no decorrer do período de 1980 a 2014, no OCS. Em 2006, houve alteração nas regras de registro dos acidentes, por isso o salto repentino representado na Figura. Após este período inicial, percebe-se uma tendência de estabilização.

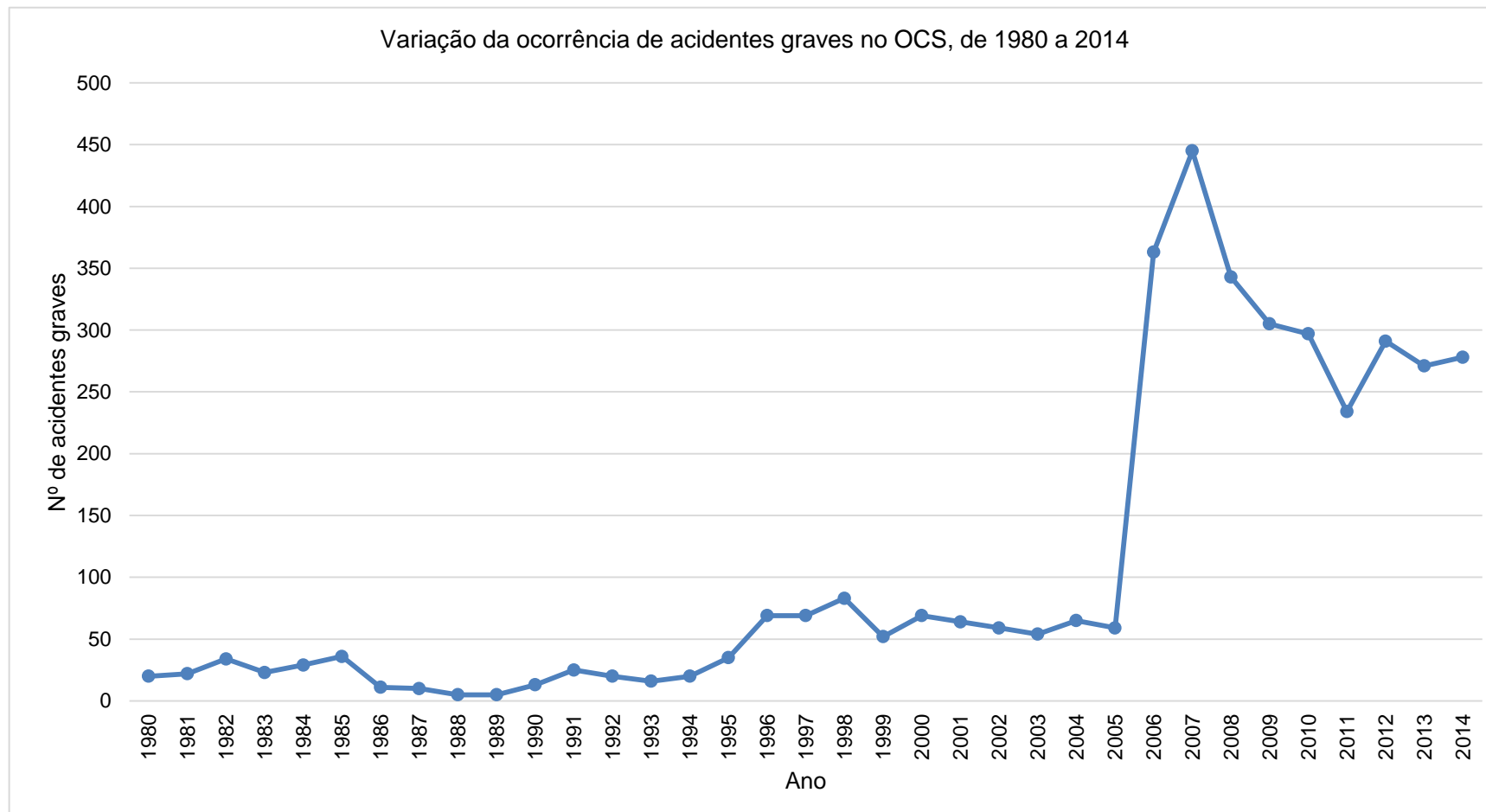
Já a **Figura II.12.3.1-5** da análise mostra a variação da ocorrência de blowouts, no OCS, durante o período de 1980 a agosto/2015. A tendência decrescente dos acidentes de blowout pode ser atribuída ao aperfeiçoamento dos projetos e à adoção de medidas de segurança mais severas ao longo do tempo.

Ao se direcionar a análise para acidentes envolvendo a presença de gases, constrói-se a **Fonte: BOEM e BSEE - 1980 a agosto/2015**.

Figura II.12.3.1-6, que indica um grande número de ocorrências de incêndios/explosões, no decorrer do intervalo de 1980 a agosto/2015, no OCS.

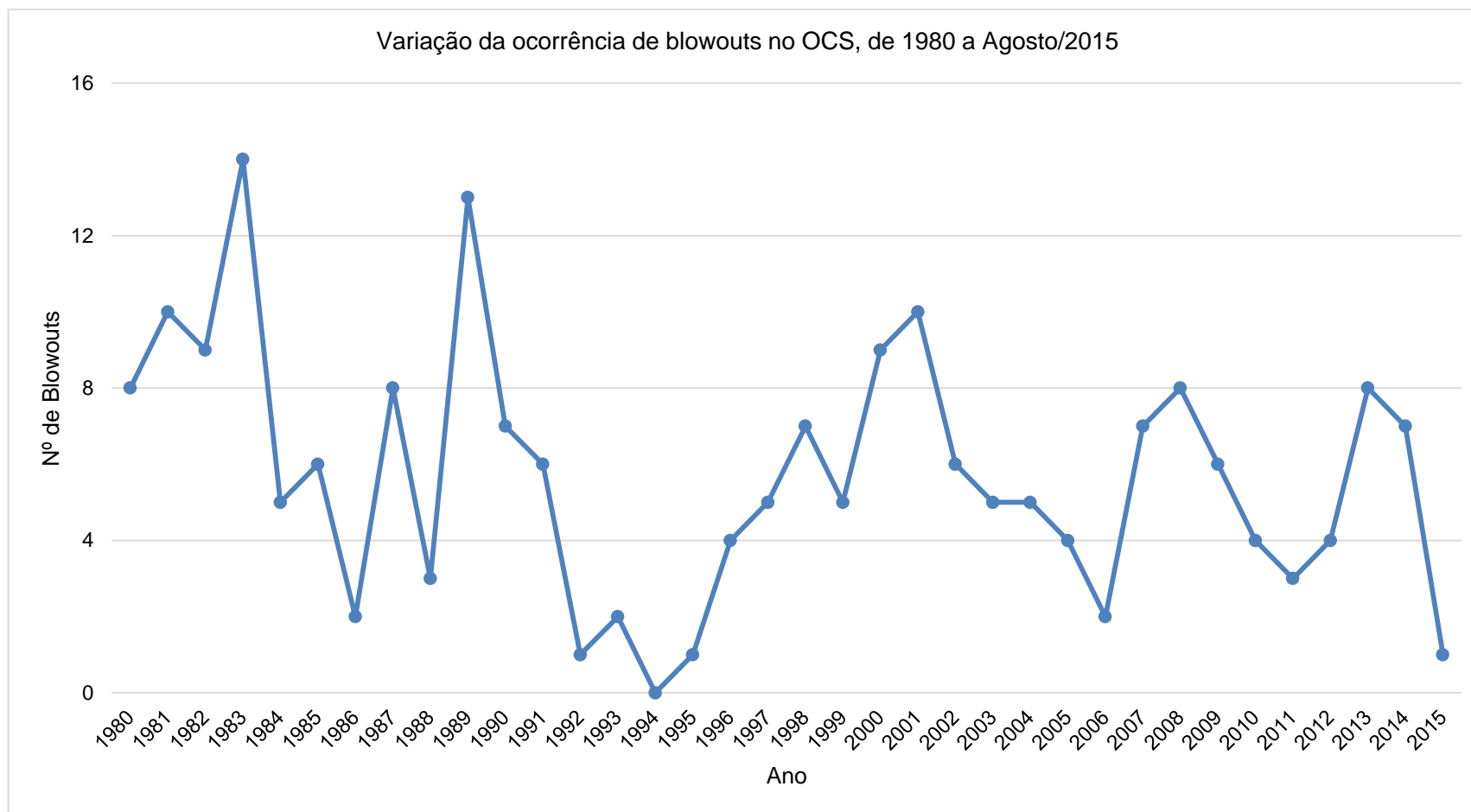
Quanto a acidentes envolvendo colisões, tem-se a **Figura II.12.3.1-7**, que indica o número de ocorrência de colisões registrado, no decorrer do período de 1980 a 2014, no OCS. Lembrando que o acidente denominado colisão começou a ser contabilizado apenas a partir de 1995, por isso não existem dados para este acidente entre 1980 a 1994.

A **Figura II.12.3.1-8** da análise mostra a variação da ocorrência de acidentes - número de vazamentos maiores que 50 barris, no OCS, durante o período de 1980 a 2014. Observa-se um elevado número de ocorrências de vazamentos nos anos de 2004, 2005 e 2008, que pode ser explicado pelo fato de que, em 2004, o furacão Ivan foi o responsável por 15 dos 22 vazamentos registrados. Essa foi a primeira notificação, de forma abrangente, sobre perda de petróleo e produtos químicos com danos significativos e/ou perda de estruturas devido a esse tipo de fenômeno. Em 2005, os furacões Katrina e Rita resultaram, respectivamente, em 25 e 18 vazamentos em relação ao total de 49 vazamentos registrados naquele ano. Já os registros de 2008 incluem vazamentos de produtos que foram liberados quando da destruição completa de estruturas durante a passagem dos furacões Gustav e Ike. A referência afirma que as perdas de petróleo foram minimizadas devido ao êxito da operação das válvulas de segurança, que foram fechadas antes das tempestades.



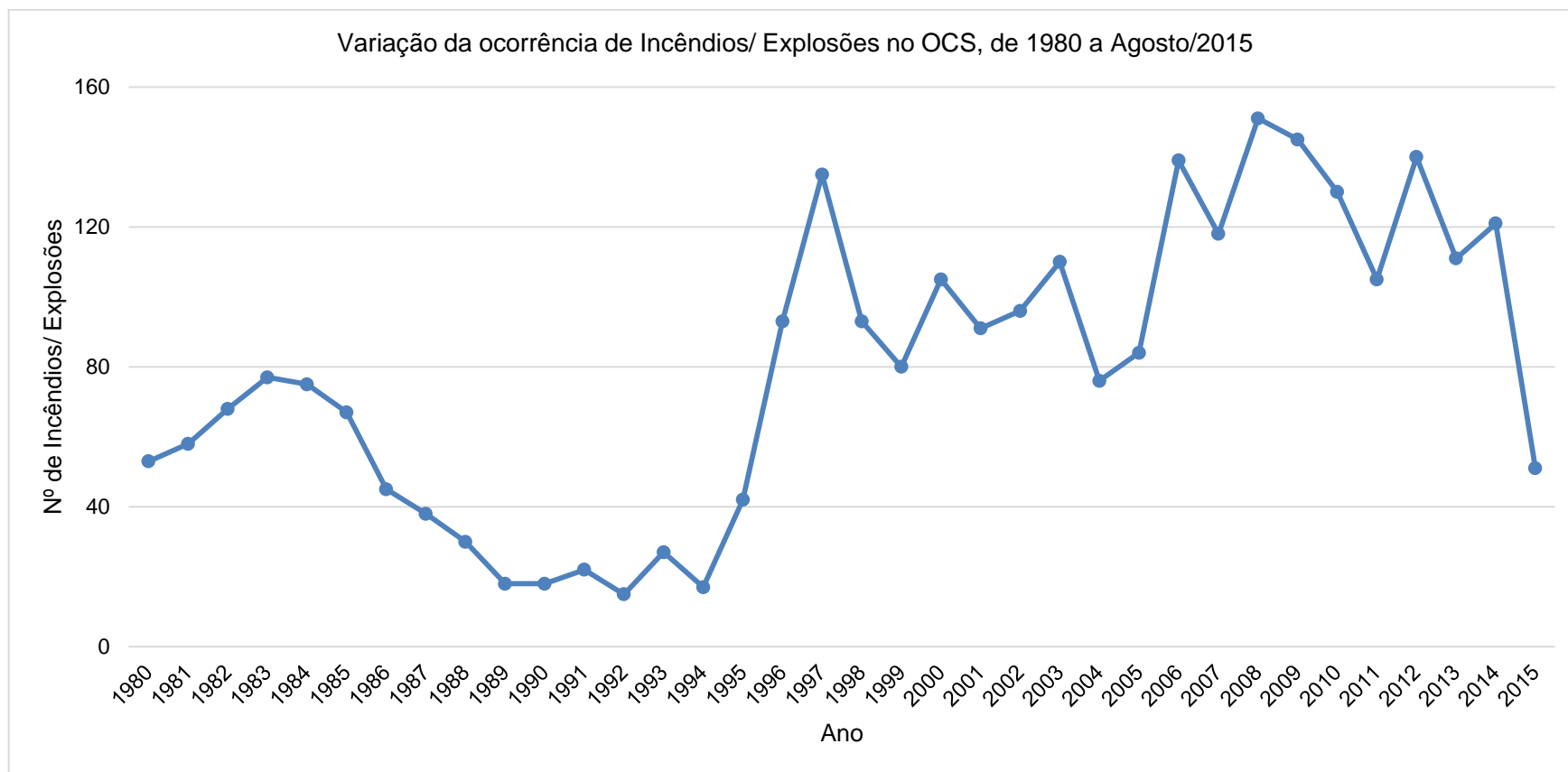
Fonte: BOEM e BSEE - 1980 a 2014.

Figura II.12.3.1-4 - Variação da ocorrência de acidentes graves no OCS, de 1980 a 2014.



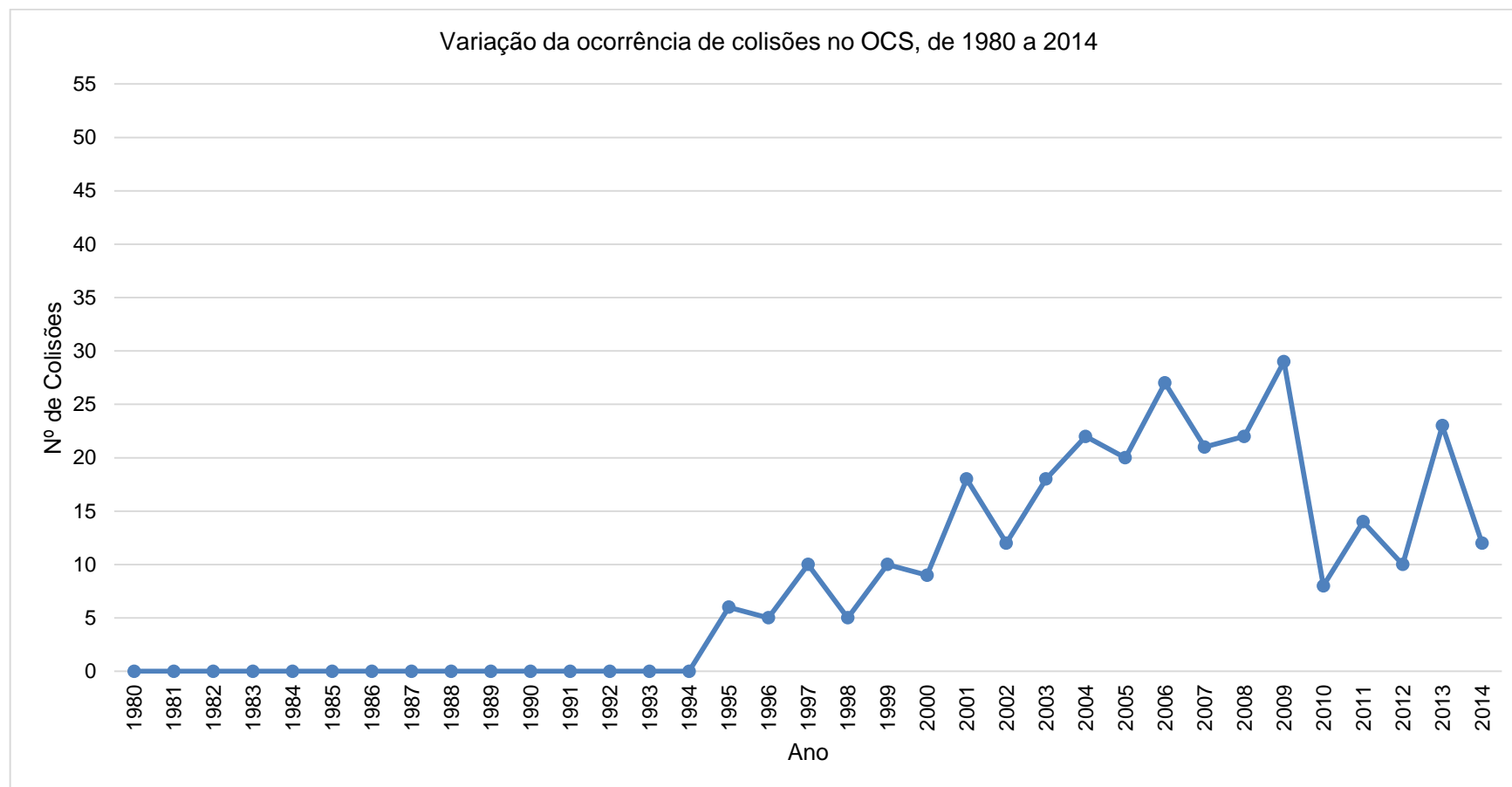
Fonte: BOEM e BSEE - 1980 a agosto/2015.

Figura II.12.3.1-5 - Variação da ocorrência de blowouts no OCS, de 1980 a agosto/2015.



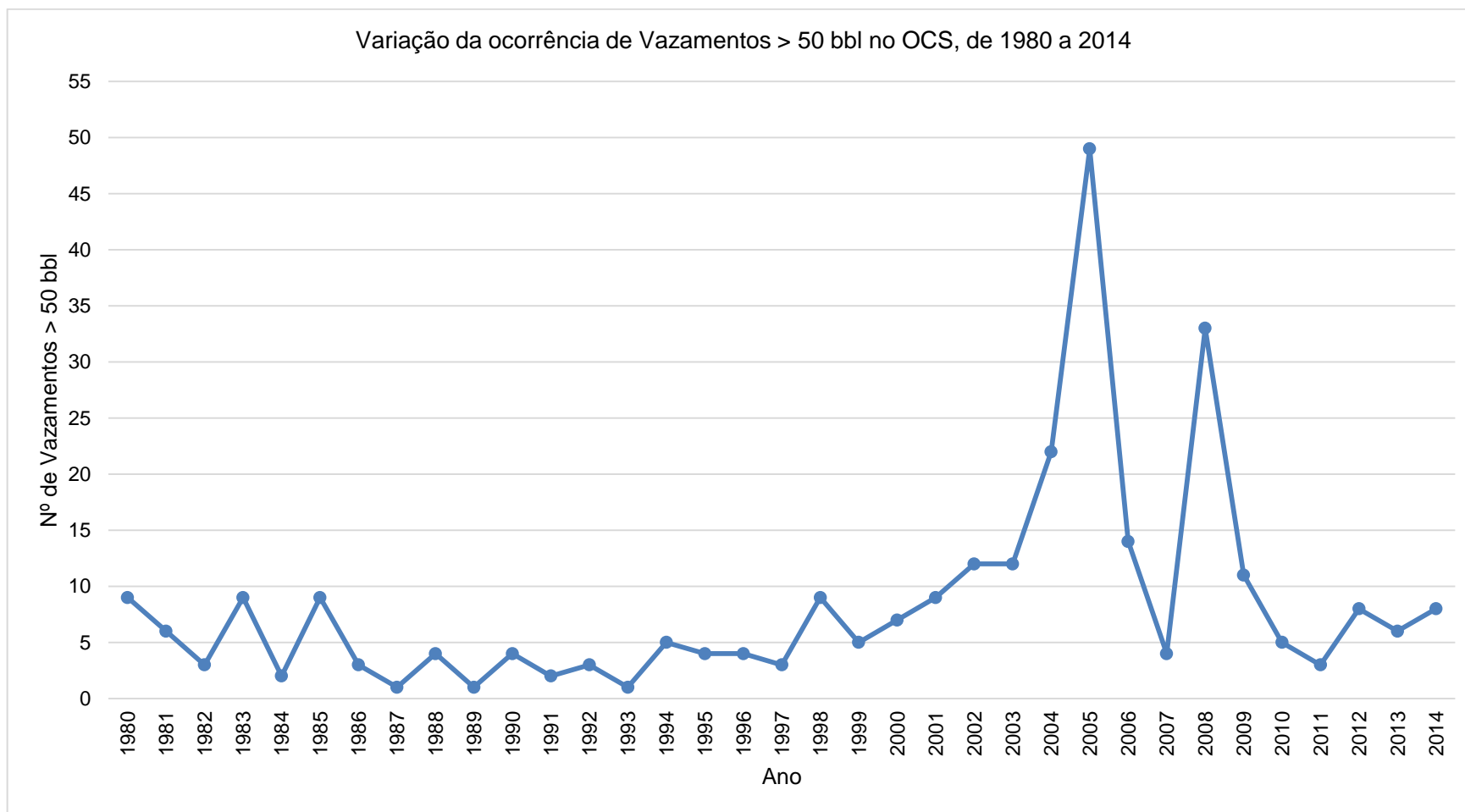
Fonte: BOEM e BSEE - 1980 a agosto/2015.

Figura II.12.3.1-6 - Variação da ocorrência de incêndios/ explosões no OCS, de 1980 a agosto/2015.



Fonte: BOEM e BSEE - 1980 a 2014.

Figura II.12.3.1-7 - Varição da ocorrência de colisões no OCS, de 1980 a 2014.



Fonte: BOEM e BSEE - 1980 a 2014.

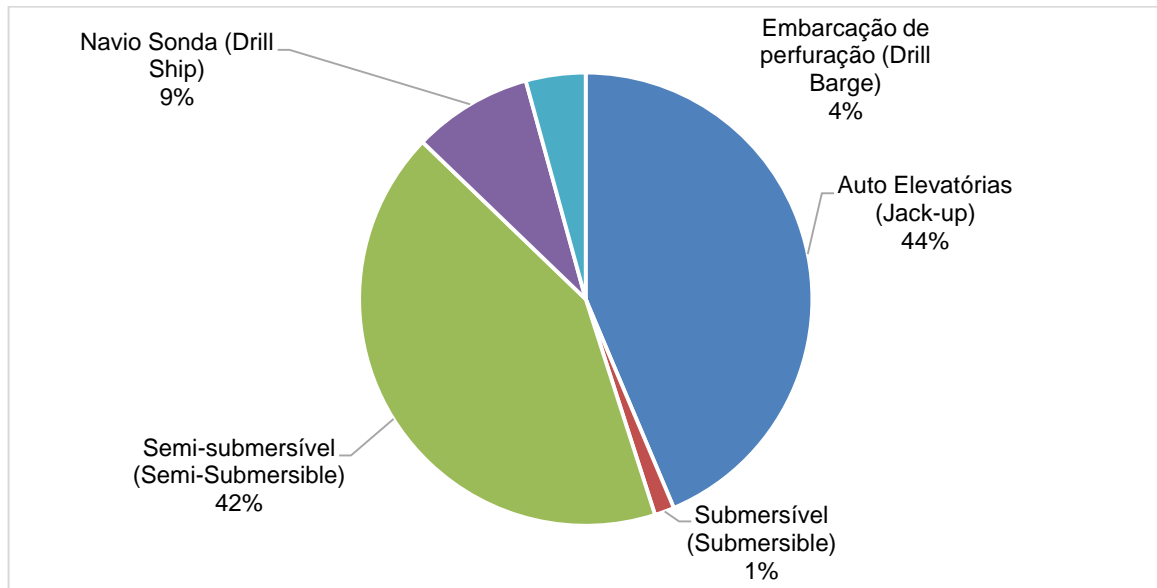
Figura II.12.3.1-8 - Variação da ocorrência de vazamentos maiores que 50 bbl no OCS, de 1980 a 2014.

II.12.3.2 Worldwide Offshore Accident Databank (WOAD)

O Banco de Dados Mundial de Acidentes em Atividades Offshore (WOAD) é um banco de dados, publicado pela DNV Technica, com informações sobre os acidentes ocorridos nas atividades Offshore de extração de óleo e gás bastante utilizado em análises de acidentes em plataformas. A iniciativa de coleta dos dados começou na década de 70 e as informações sobre as lições aprendidas se tornou um cabedal de valor inestimável para ajudar a compreender e a evitar acidentes.

Atualmente, há 2306 fatalidades humanas registradas nos 6733 eventos ocorridos, um dado sombrio que impulsiona a continuidade da coleta desses registros, que se tornaram muito mais importantes que um simples banco de dados. A versão utilizada nesta análise, disponibilizada em dezembro de 2015, contempla o período entre 1970 e 2015.

A **Figura II.12.3.2-1** apresenta os tipos de unidades móveis pelo mundo com relação aos acidentes totais, na qual pode ser observado que as plataformas do tipo Navio Sonda correspondem a 9%, as Semissubmersíveis representam 42%, os Jack-ups (Auto elevatórias) 44% e Embarcação de perfuração (Drill barge) 4% do total.



Fonte: WOAD - 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-1 - Distribuição por tipo das unidades móveis ativas pelo mundo com relação aos acidentes totais - período de 1970 a 2015.

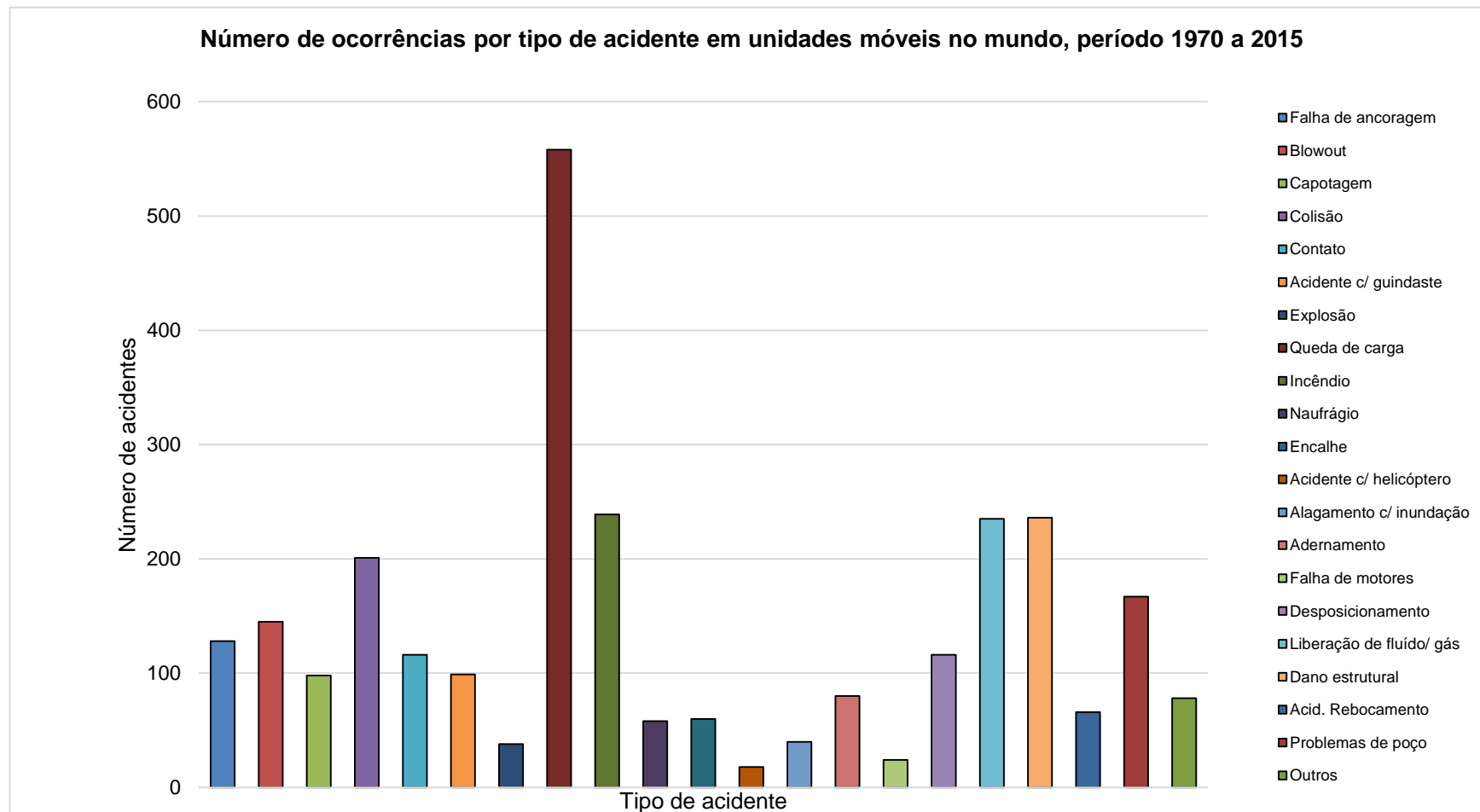
O **Quadro II.12.3.2-1** resume o número de ocorrências de determinados tipos de acidentes por tipos de plataforma móvel e a distribuição das ocorrências é apresentada na **Figura II.12.3.2-2**. Observa-se que o maior número de ocorrências de acidentes em plataformas móveis corresponde à queda de carga.

A **Figura II.12.3.2-3** e a **Figura II.12.3.2-4** apresentam os acidentes ocorridos exclusivamente em plataformas do tipo Navio Sonda, a **Figura II.12.3.2-5** e **Figura II.12.3.2-6**, em plataformas auto elevatórias e a **Figura II.12.3.2-7** e **Figura II.12.3.2-8**, os acidentes ocorridos em plataformas semissubmersíveis, no período de 1970 a 2015. Em todas destaca-se a queda de carga.

Quadro II.12.3.2-1 - Número de ocorrências por tipo de acidente e por tipo de unidade.

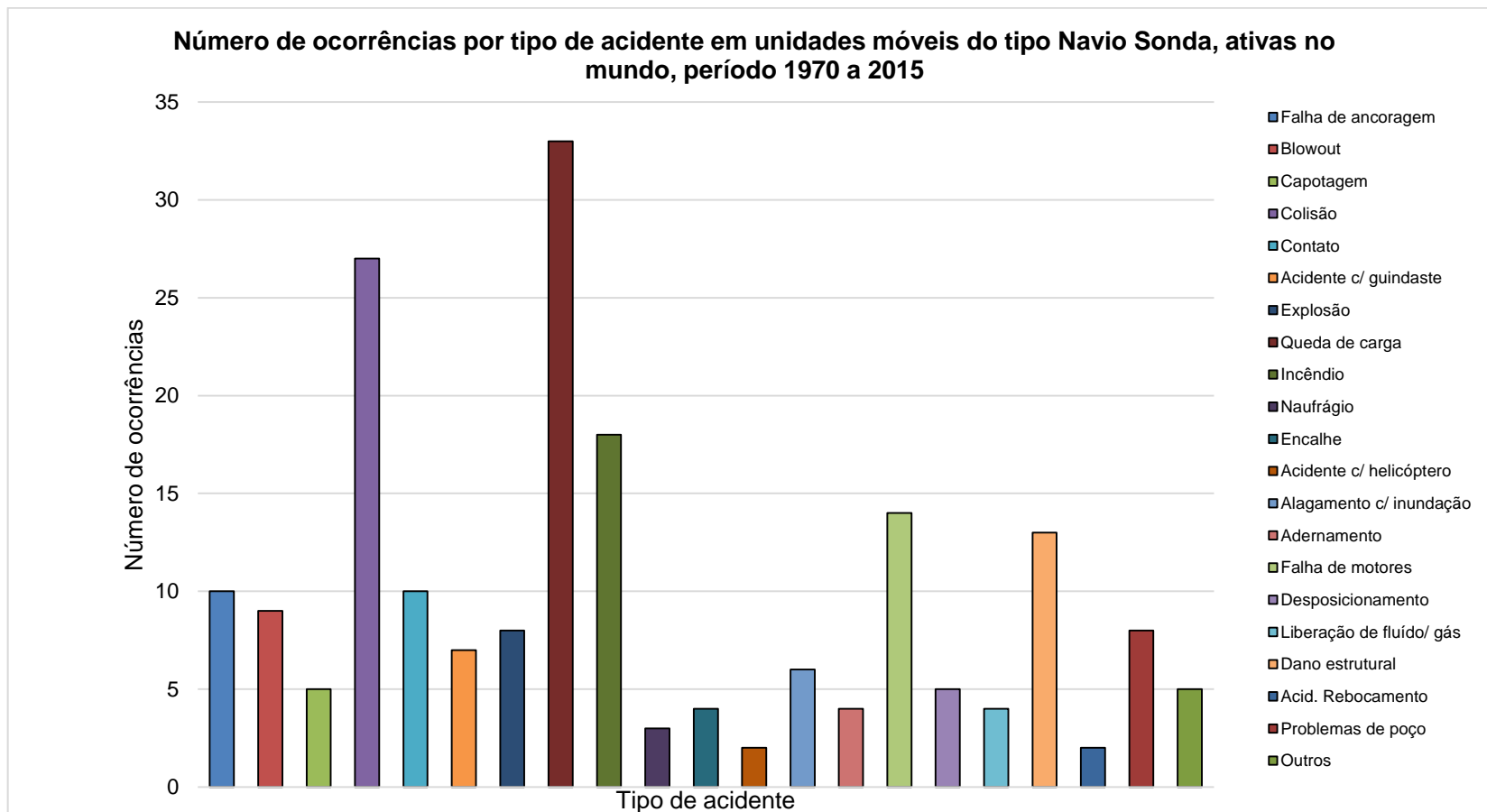
Tipo de Acidente	Tipo de Unidade Móvel					
	Auto elevatória (Jack-up)	Semissubmersível	Submersível	Navio Sonda	Drill barge	Total
Falha de ancoragem	12	100	1	10	5	128
Blowout	76	46	3	9	11	145
Capotagem	79	4	1	5	9	98
Colisão	84	79	3	27	8	201
Contato	58	42	2	10	4	116
Acidente com guindaste	50	39	1	7	2	99
Explosão	16	10	2	8	2	38
Queda de carga	111	409	2	33	3	558
Incêndio	80	113	4	18	24	239
Naufrágio	41	7	1	3	6	58
Encalhe	24	25	2	4	5	60
Acidente c/ helicóptero	7	8	1	2	0	18
Alagamento/ inundação	13	18	1	6	2	40
Adernamento	49	23	2	4	2	80
Falha de motores	3	6	0	14	1	24
Desposicionamento	51	58	1	5	1	116
Liberação de fluido/ gás	41	184	2	4	4	235
Dano estrutural	175	40	2	13	6	236
Acid. rebocamento	29	34	0	2	1	66
Problemas de poço	67	85	1	8	6	167
Outros	22	48	2	5	1	78
Total	1088	1378	34	197	103	2800

Fonte: WOAD – Dados de todo o mundo, para unidades móveis – 1970 a 2015.



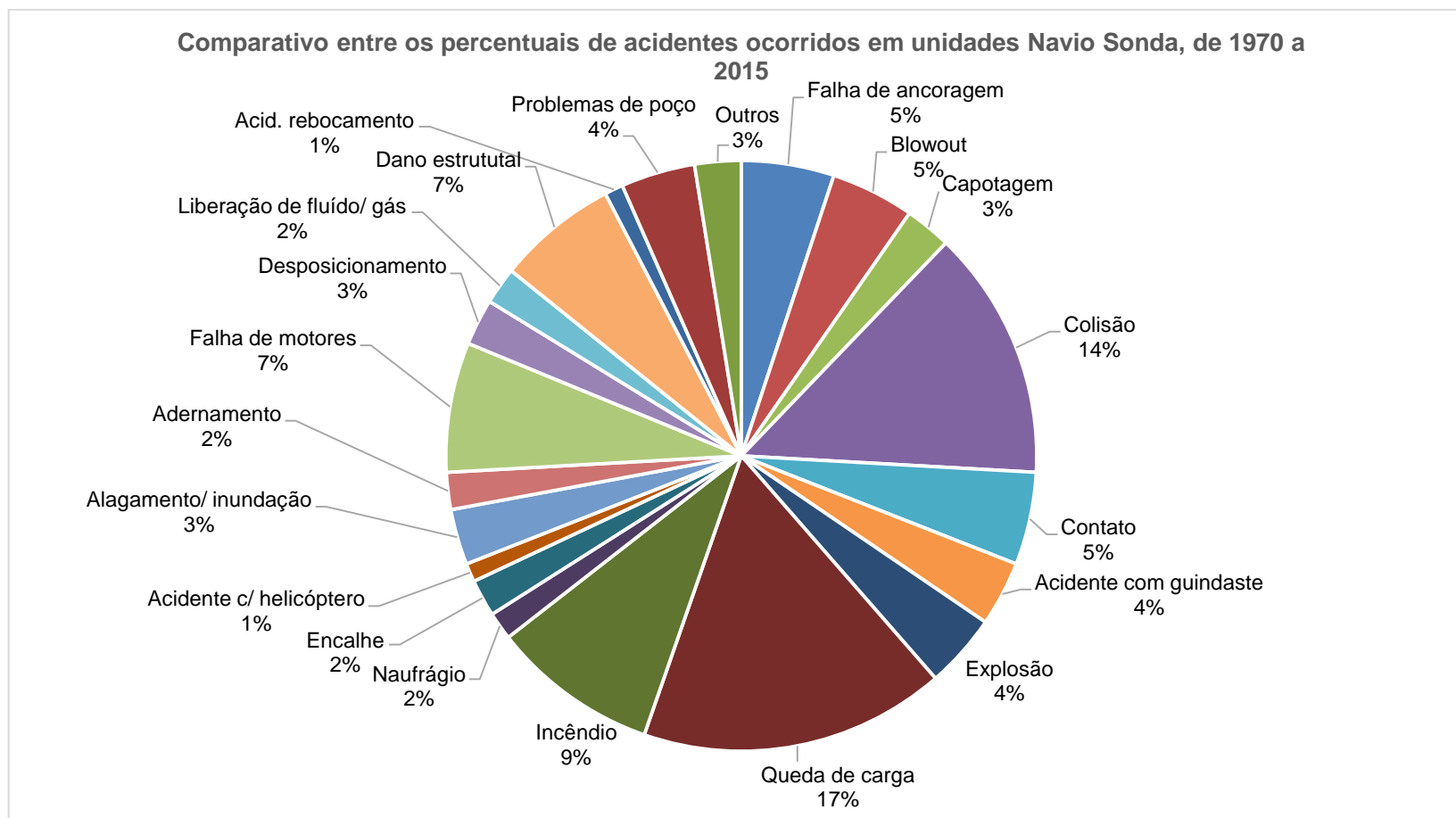
Fonte: WOAD - 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-2 - Número de ocorrências por tipo de acidente em unidades móveis ativas no mundo, período de 1970 a 2015.



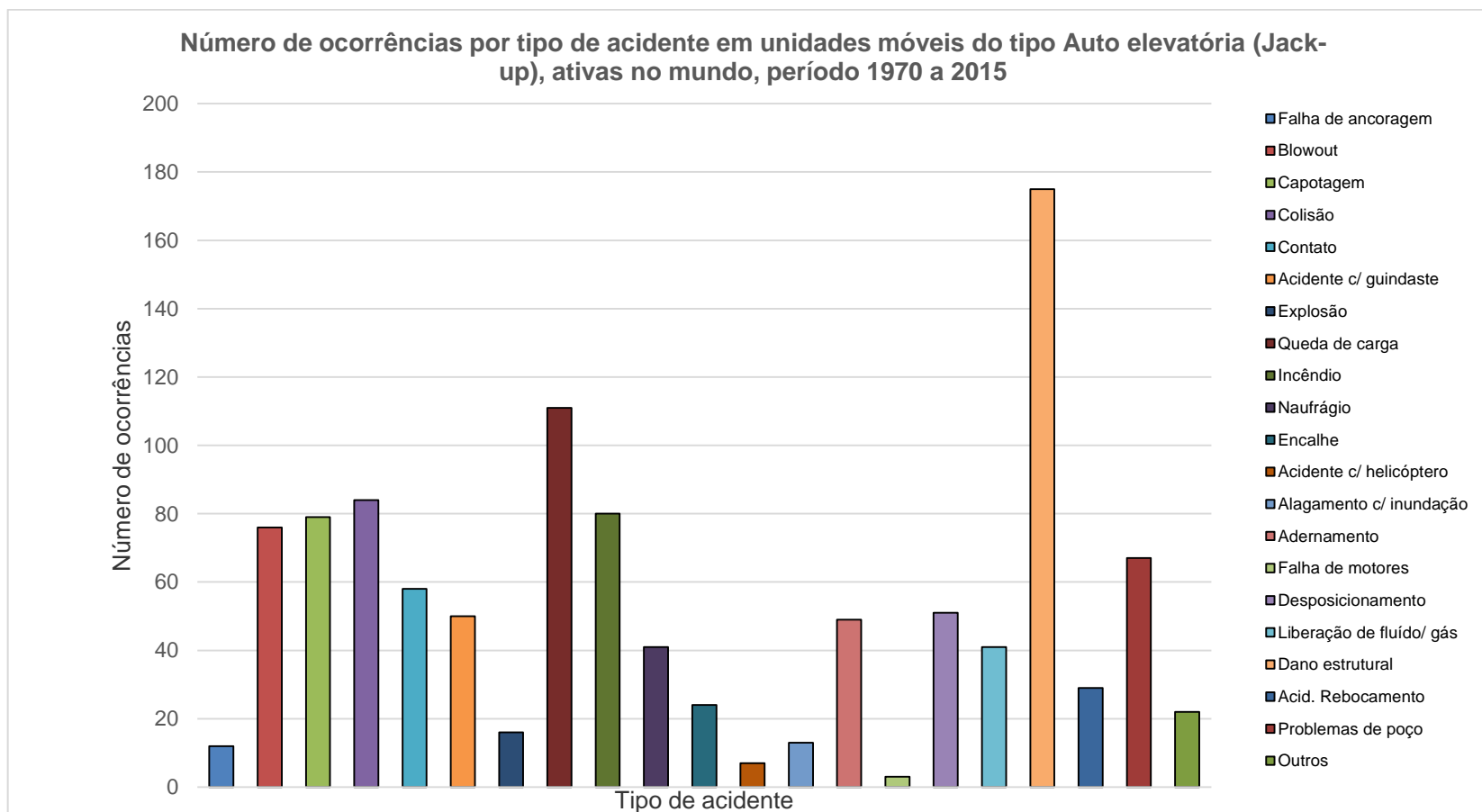
Fonte: WOAD - 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-3 - Número de ocorrências por tipo de acidente em unidades móveis do tipo Navio Sonda, ativas no mundo, período de 1970 a 2015.



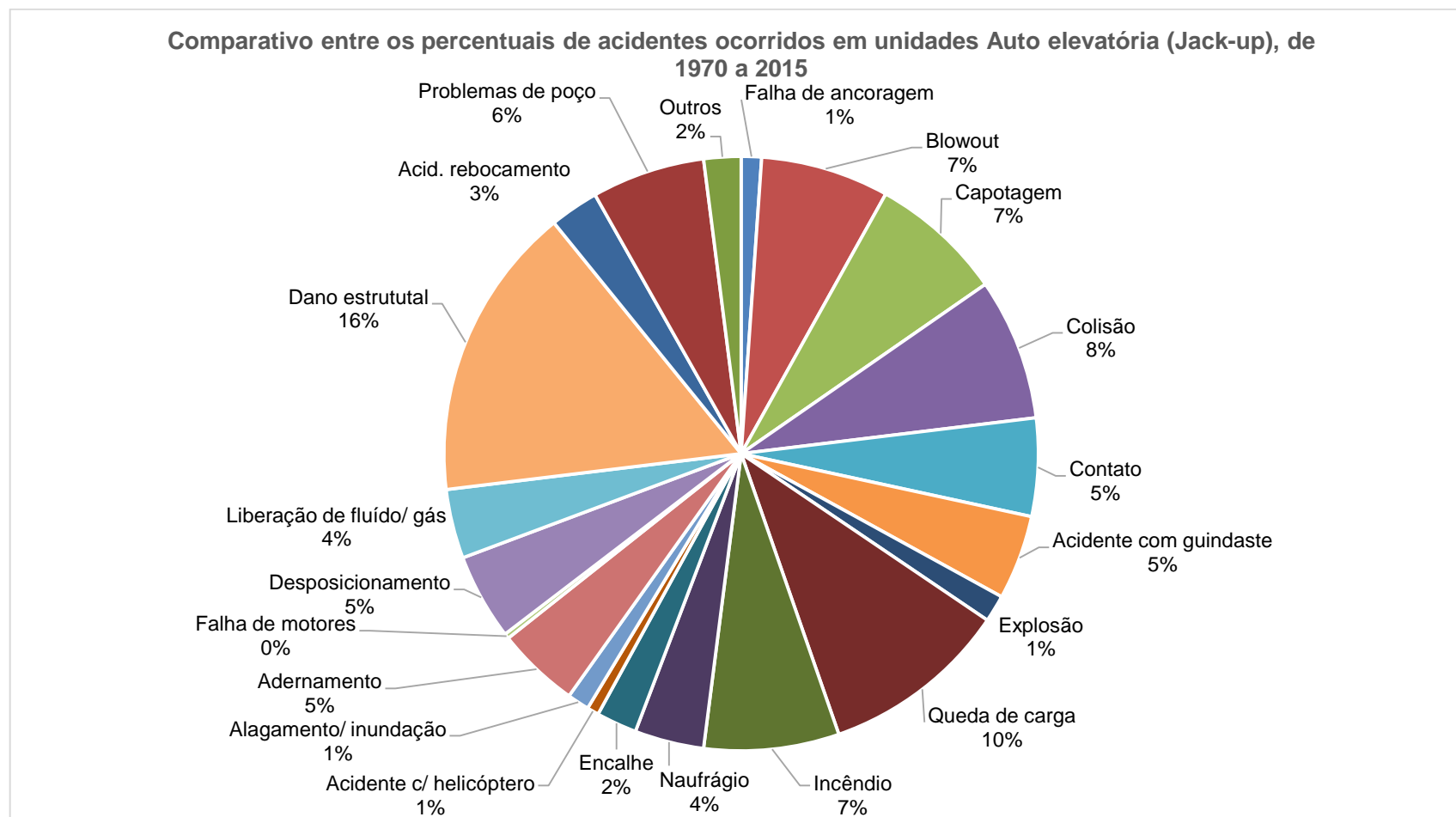
Fonte: WOAD - 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-4 - Comparativo entre percentuais de acidentes em plataforma Navio Sonda, de 1970 a 2015.



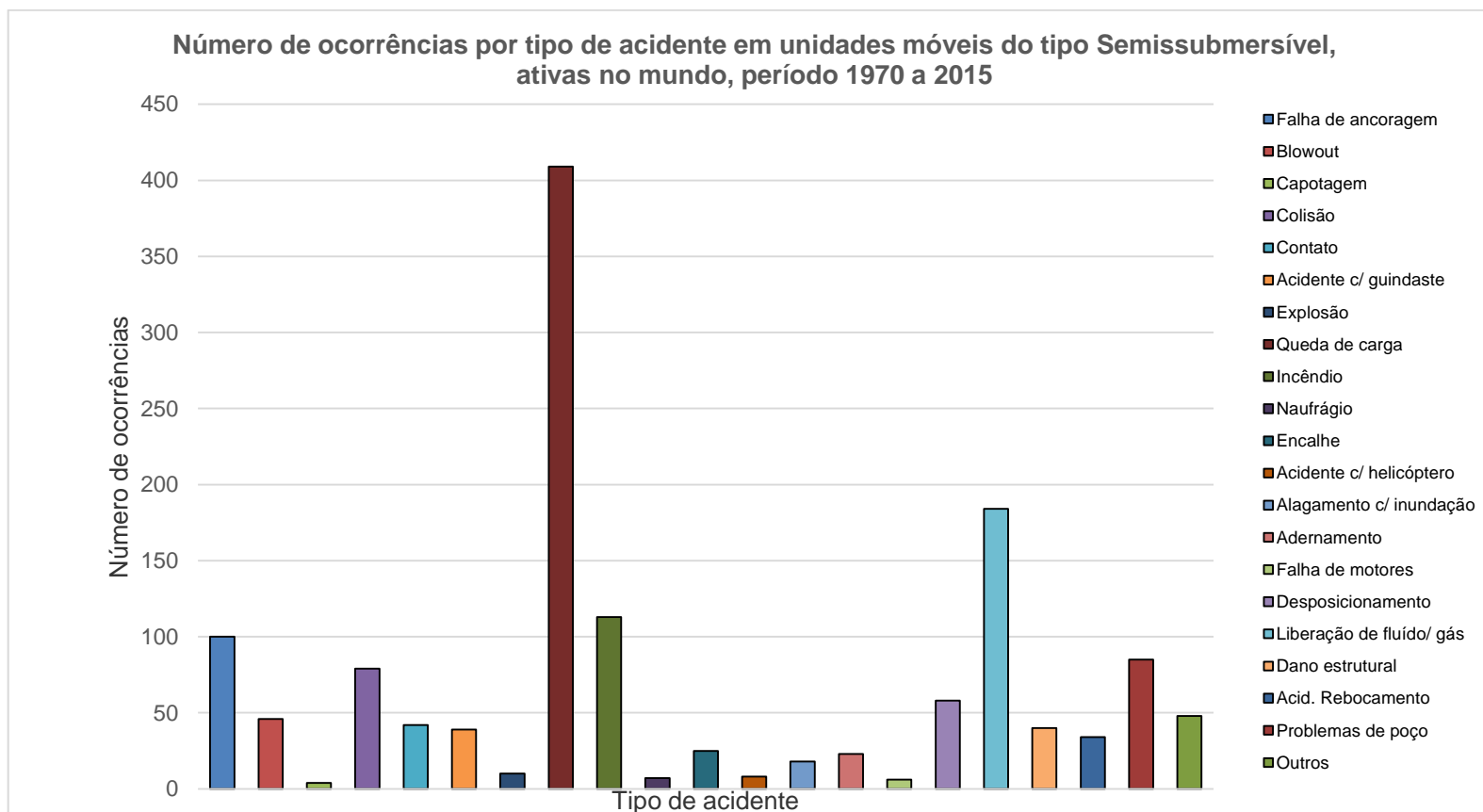
Fonte: WOAD - 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-5 - Número de ocorrências por tipo de acidente em unidades móveis do tipo Auto elevatória (Jack-up), ativas no mundo, período de 1970 a 2015.



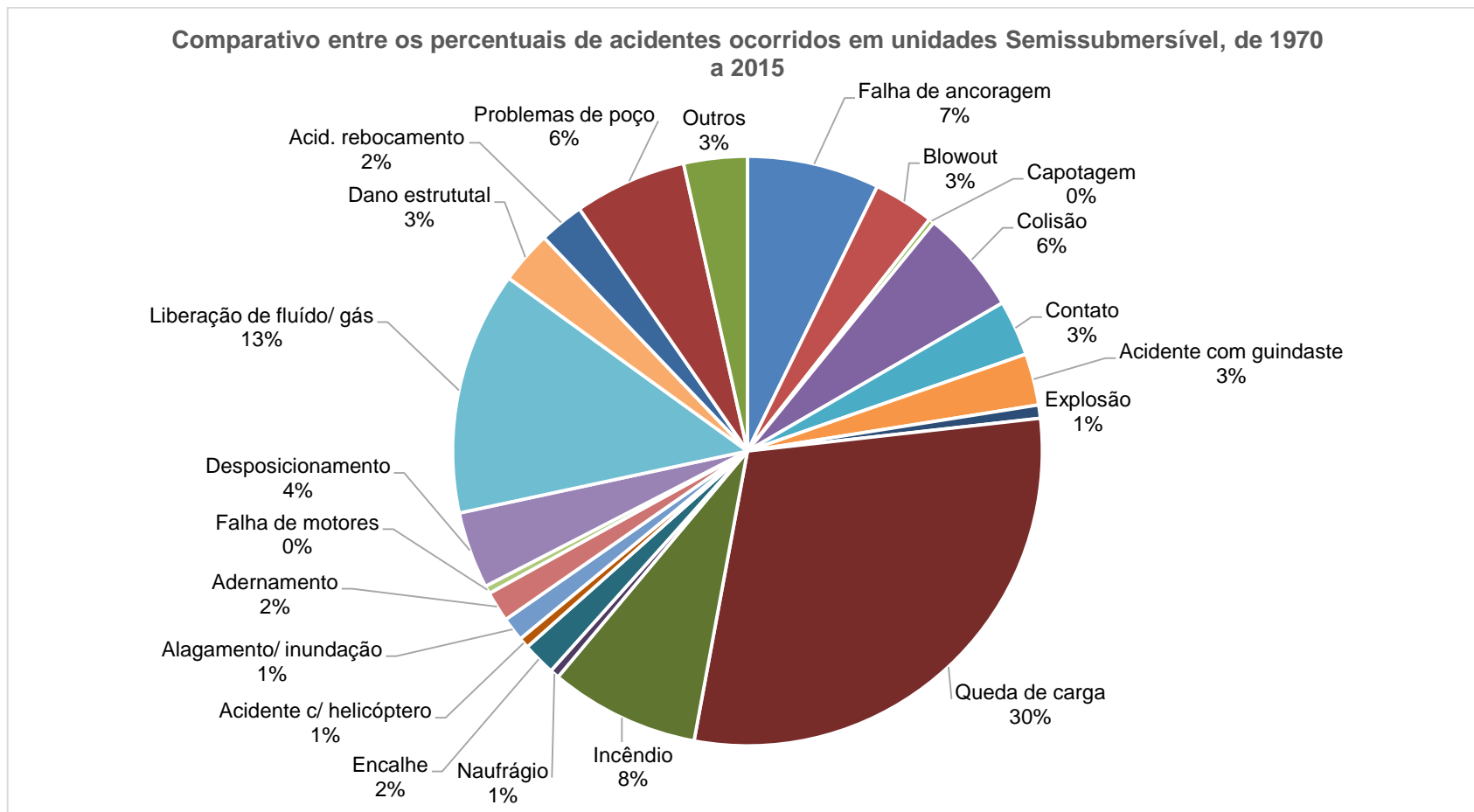
Fonte: WOAD - 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-6 - Comparativo entre percentuais de acidentes em plataforma Auto elevatória (Jack-up), de 1970 a 2015.



Fonte: WOAD - 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-7 - Número de ocorrências por tipo de acidente em unidades móveis do tipo Semissubmersível, ativas no mundo, período de 1970 a 2015.



Fonte: WOAD - 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-8 - Comparativo entre percentuais de acidentes em plataforma Semissubmersível, de 1970 a 2015.

Para a classificação dos acidentes em relação aos danos gerados, o Banco de Dados WOAD segue o seguinte critério:

Perda Total

Perda total da unidade, inclusive do ponto de vista de seguro. Entretanto, a plataforma pode ser reparada e retornar à operação.

Danos Severos

- ✓ Danos severos a um ou mais módulos da unidade;
- ✓ Danos grandes / médios a estruturas que suportam cargas;
- ✓ Danos grandes a equipamentos essenciais.

Danos Significativos

- ✓ Danos significativos/ sérios a módulos e área local da unidade;
- ✓ Danos a equipamentos mais essenciais;
- ✓ Danos significativos a equipamentos essenciais únicos;
- ✓ Danos menores a estruturas que suportam cargas.

Danos Pequenos

- ✓ Danos a equipamentos não tão essenciais;
- ✓ Danos menores a equipamentos essenciais únicos;
- ✓ Danos a estruturas que não suportam cargas.

Danos insignificantes

- ✓ Danos insignificantes ou nenhum dano;
- ✓ Danos a peças de equipamentos essenciais;
- ✓ Danos a cabos de reboque, propulsores, geradores e acionadores.

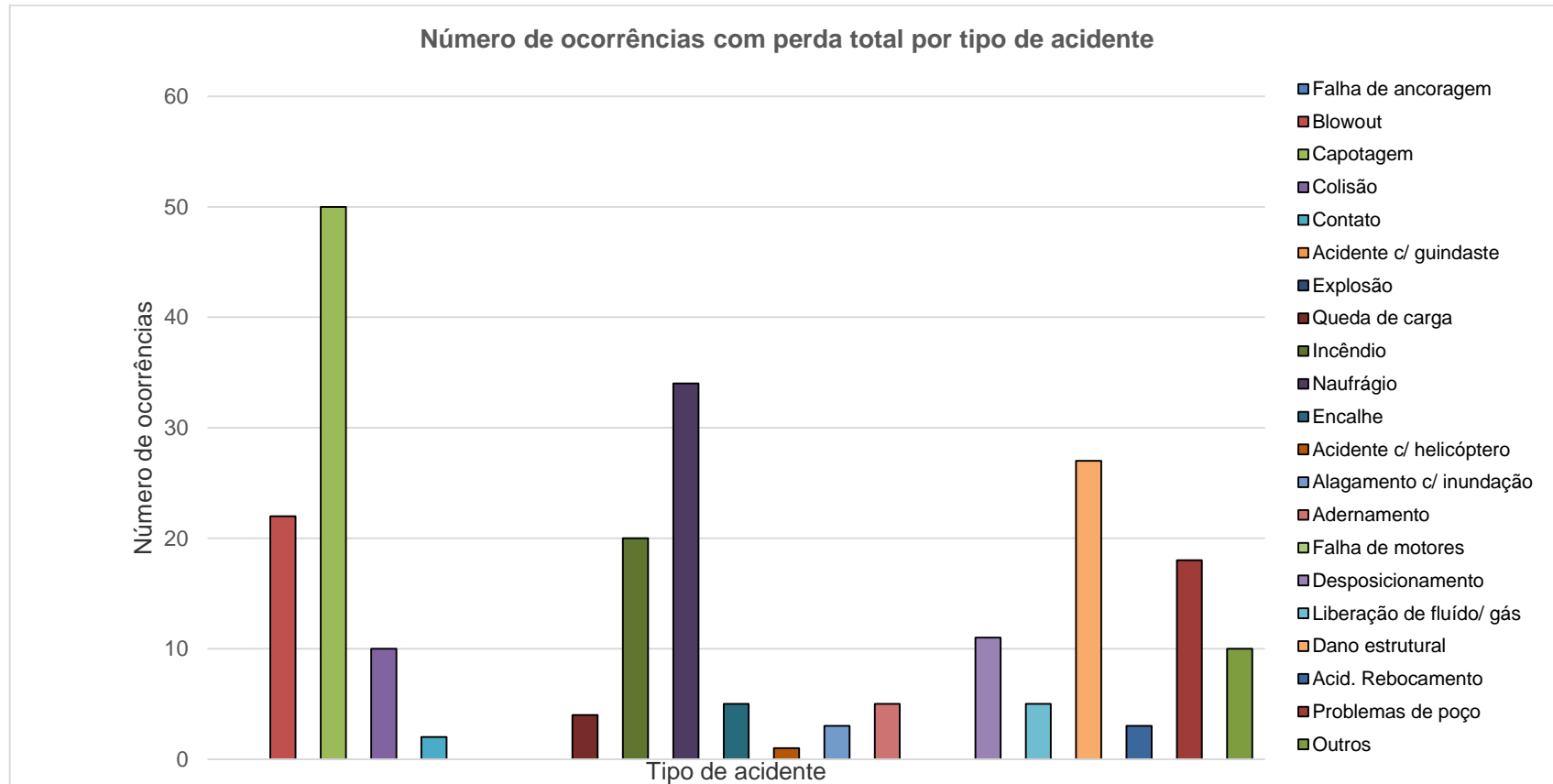
O **Quadro II.12.3.2-2** mostra que, para unidades móveis em todo o mundo, há acidentes que caracteristicamente resultam em danos severos para unidades móveis, podendo chegar até perda total (ex: Capotagem). No entanto, há tipos de acidentes que podem causar desde perdas totais até perdas insignificantes (ex: Blowouts). Isto porque a severidade dos danos sofridos por uma unidade móvel é função da intensidade do acidente ocorrido e da eficácia das medidas preventivas adotadas.

A **Figura II.12.3.2-9**, **Figura II.12.3.2-10** e **Figura II.12.3.2-11** apresentam, respectivamente, o número de ocorrências que resultaram em perda total, danos severos e danos significantes. Pode-se concluir que o dano estrutural, por exemplo, foi uma das principais causas de acidentes, contribuindo notoriamente para a ocorrência de danos significativos, seguido por colisão e incêndio. Para os danos severos o dano estrutural também foi a principal causa dos acidentes, seguido por contribuições do evento capotagem e incêndio. Considerando a classe de dano perda total, tem-se capotagem como o acidente principal, seguido de naufrágio e incêndio.

Quadro II.12.3.2-2 - Número de ocorrências dos tipos de acidente por severidade dos danos – dados mundiais para unidades móveis, de 1970 a 2015.

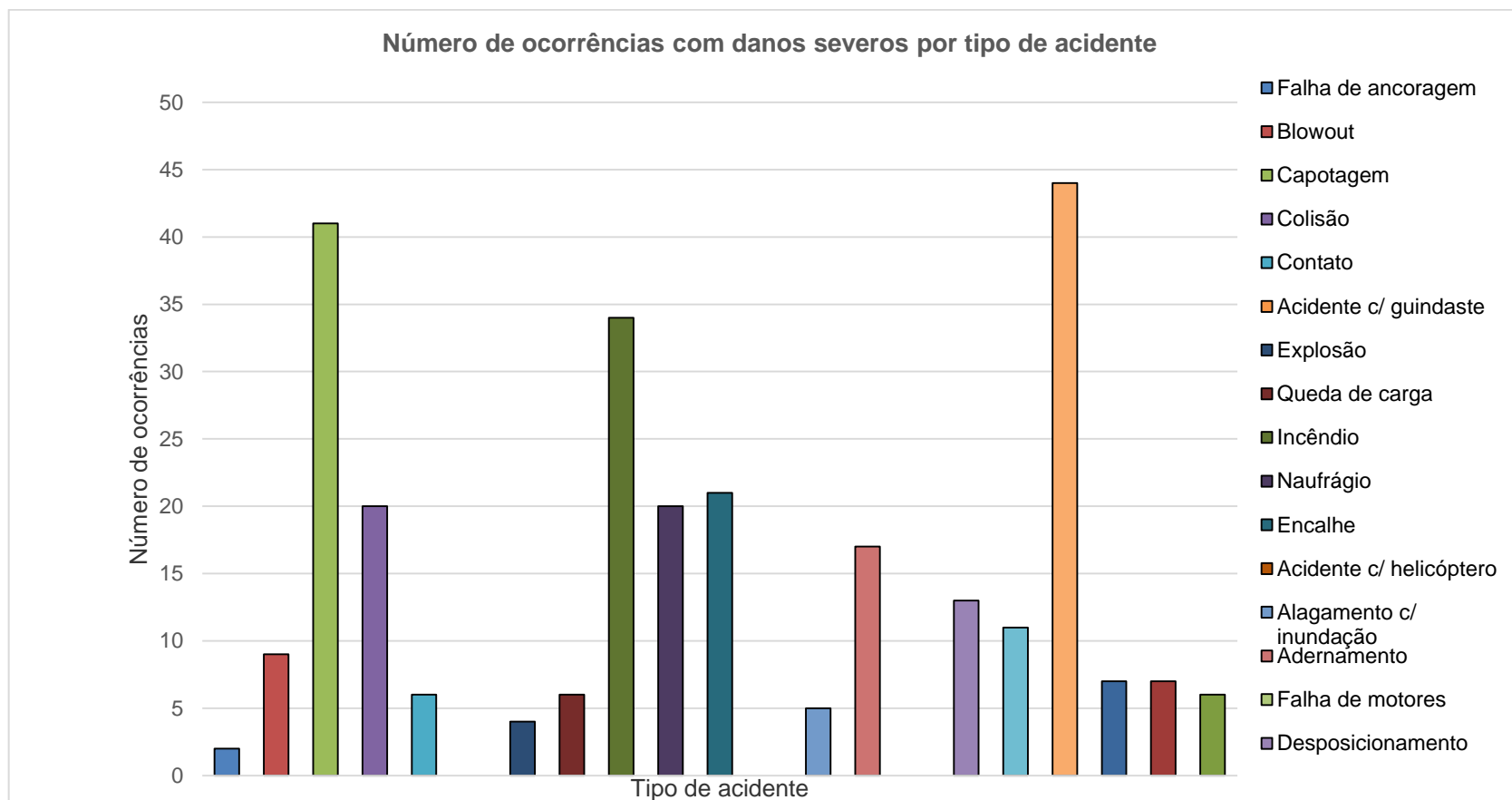
Tipo de Acidente	Severidade dos danos					Total
	Perda total	Danos severos	Danos significantes	Danos pequenos	Danos insignificantes	
Falha de ancoragem	0	2	39	46	41	128
Blowout	22	9	26	22	66	145
Capotagem	50	41	6	0	1	98
Colisão	10	20	61	78	32	201
Contato	2	6	54	41	13	116
Acidente com guindaste	0	0	6	20	73	99
Explosão	0	4	15	9	10	38
Queda de carga	4	6	35	29	484	558
Incêndio	20	34	48	45	92	239
Naufrágio	34	20	3	1	0	58
Encalhe	5	21	26	7	1	60
Acidente c/ helicóptero	1	0	0	9	8	18
Alagamento/ inundação	3	5	20	10	2	40
Adernamento	5	17	35	11	12	80
Falha de motores	0	0	1	9	14	24
Desposicionamento	11	13	27	20	45	116
Liberção de fluído/ gás	5	11	15	14	190	235
Dano estrutural	27	44	121	34	10	236
Acid. rebocamento	3	7	15	1	40	66
Problemas de poço	18	7	15	14	113	167
Outros	10	6	6	9	47	78
Total	230	273	574	429	1294	2800

Fonte: WOAD – Número de ocorrências – dados de todo o mundo para unidades móveis – 1970 a 2015



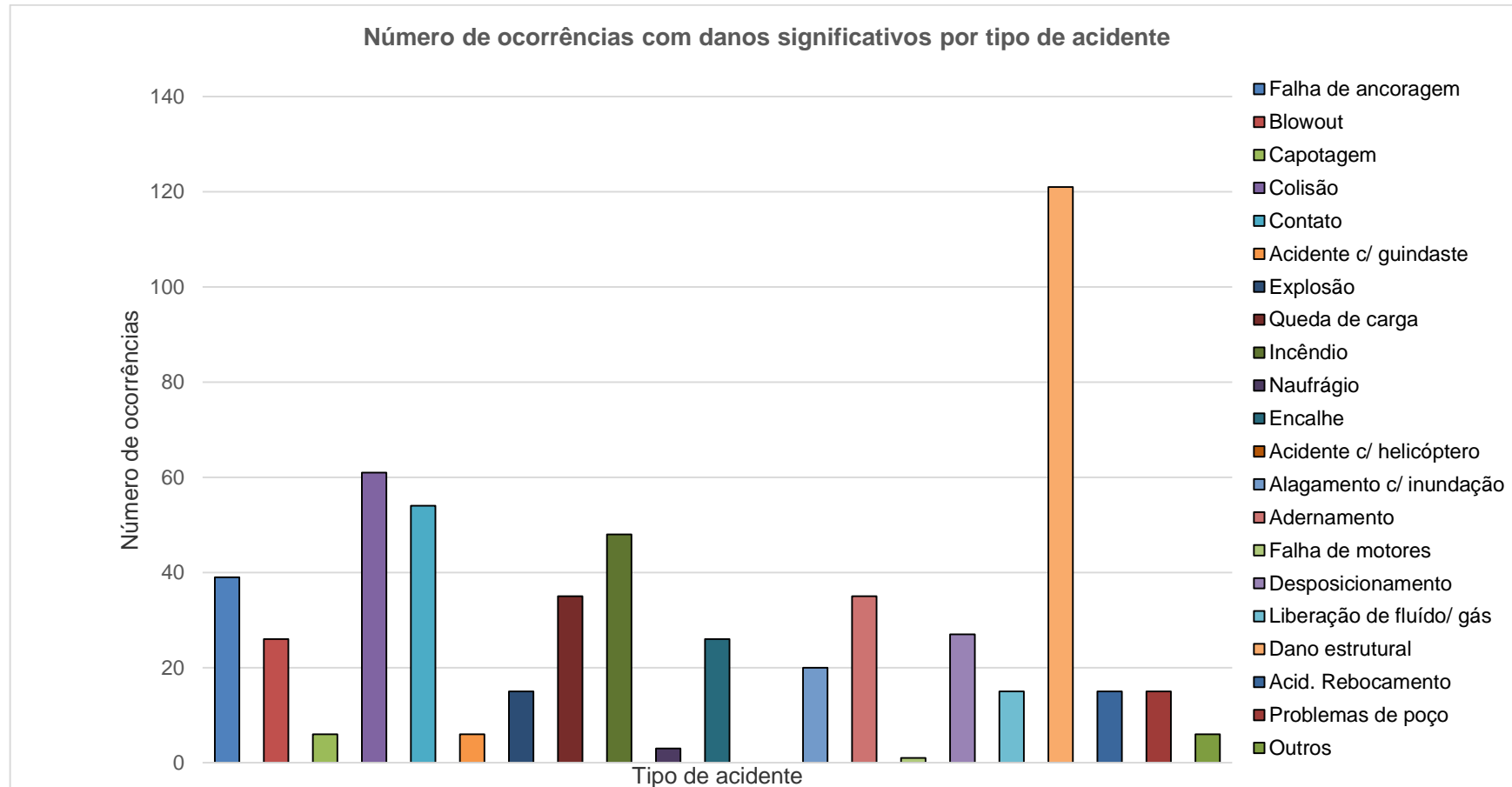
Fonte: WOAD - 1970 a 2015.

Figura II.12.3.2-9 - Número de ocorrências com perda total por tipo de acidentes - dados mundiais para unidades móveis, de 1970 a 2015.



Fonte: WOAD - 1970 a 2015.

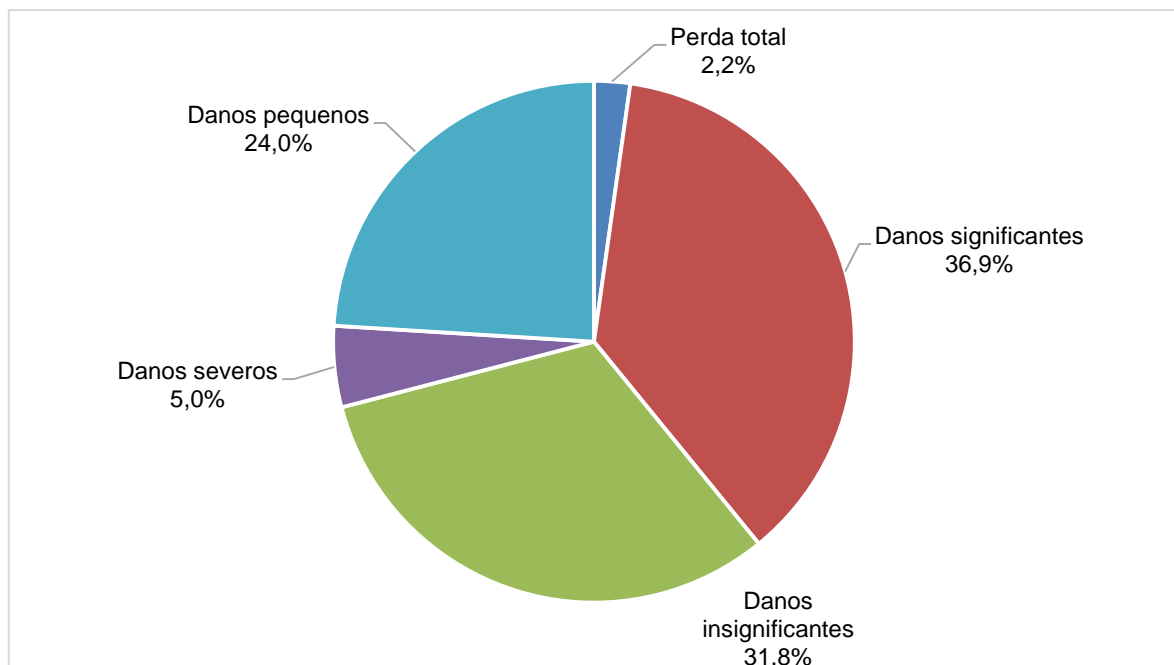
Figura II.12.3.2-10 - Número de ocorrências com danos severos por tipo de acidente - dados mundiais para unidades móveis, de 1970 a 2015.



Fonte: WOAD - 1970 a 2015.

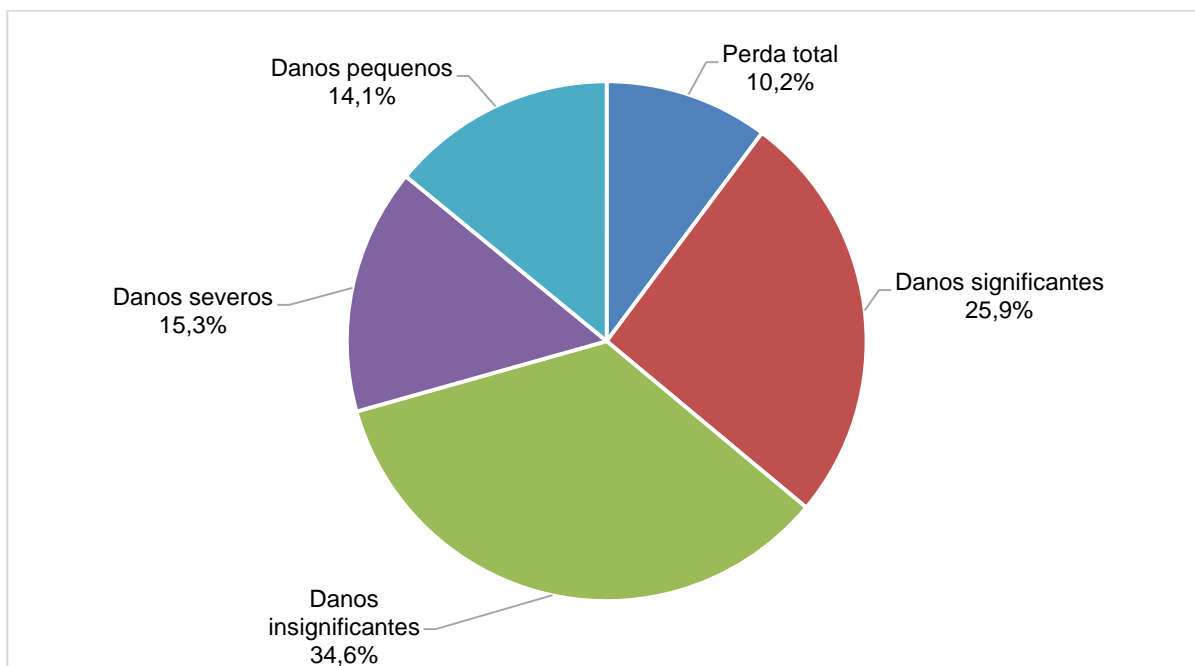
Figura II.12.3.2-11 - Número de ocorrências com danos significativos por tipo de acidente - dados mundiais para unidades móveis, de 1970 a 2015.

Consta na **Figura II.12.3.2-12** até a **Figura II.12.3.2-14** um comparativo entre os percentuais relativos ao número de ocorrências classificadas por categorias de severidade dos danos, específicos para as plataformas respectivamente: navios sonda, auto elevatória (jack-up) e semissubmersível. Para o navio sonda verifica-se que o número de acidentes com danos significantes é pouco maior que os acidentes com danos insignificantes no período de 1970 a 2015. Além disso, percebe-se que acidentes com danos insignificantes constituem o equivalente a soma dos danos severos, pequenos e perda total dos acidentes nesse período. Para a auto elevatória (jack-up), verifica-se que o número de acidentes com danos significantes é quase duas vezes maior que os acidentes com danos pequenos no período de 1970 a 2015. Além disso, percebe-se que acidentes com danos insignificantes constituem o equivalente a soma dos danos pequenos, severos e perda total dos acidentes nesse período. Para a semissubmersível, verifica-se que o número de acidentes com danos significantes é quase seis vezes menor que os acidentes com danos insignificantes no período de 1970 a 2015. Além disso, percebe-se que acidentes com danos pequenos constituem o equivalente a soma dos danos severos, significantes e perda total dos acidentes nesse período.



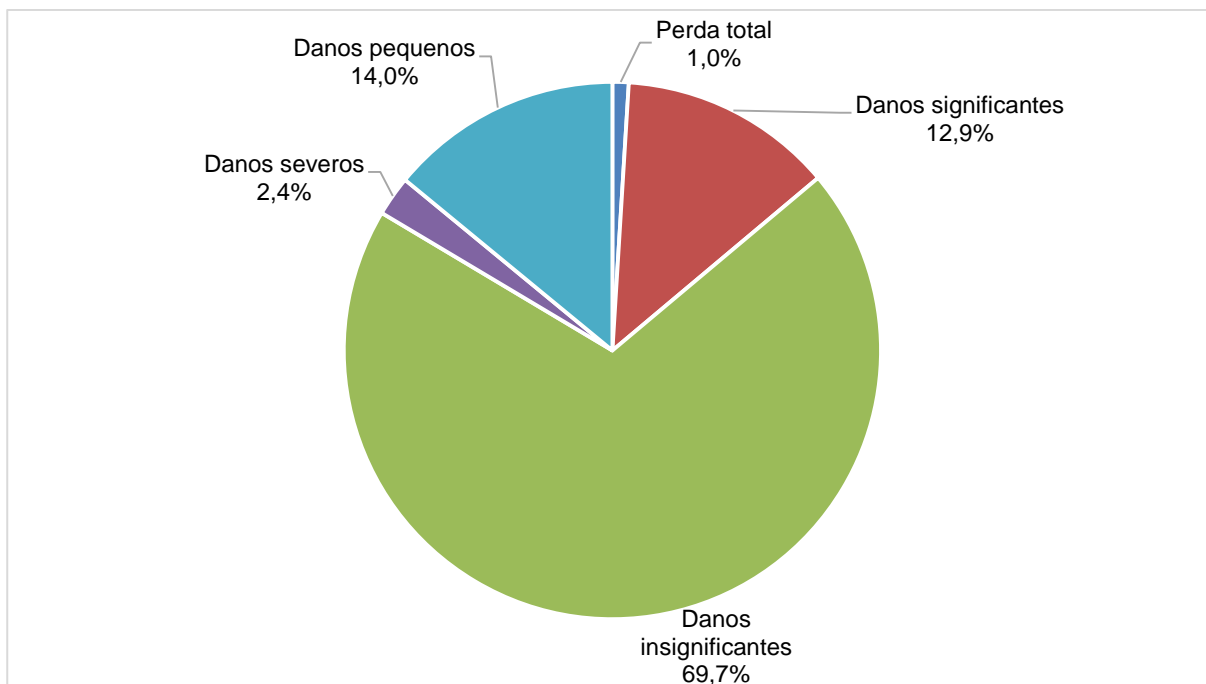
Fonte: WOAD - 1970 a 2015.

Figura II.12.3.2-12 - Percentuais de ocorrências de acidentes em sondas do tipo Navio Sonda, por categoria de severidade, de 1970 a 2015.



Fonte: WOAD - 1970 a 2015.

Figura II.12.3.2-13 - Percentuais de ocorrências de acidentes em sondas do tipo Auto elevatória (Jack-up), por categoria de severidade, de 1970 a 2015.



Fonte: WOAD - 1970 a 2015.

Figura II.12.3.2-14 - Percentuais de ocorrências de acidentes em sondas do tipo Semissubmersível, por categoria de severidade, de 1970 a 2015.

O **Quadro II.12.3.2-3** relaciona os tipos de acidentes com o número de fatalidades ocorridas e as classes de danos (classificação dos acidentes em relação aos danos gerados), considerando o cenário mundial, entre 1970 e 2015. Nota-se que alguns acidentes, mesmo tendo o dano classificado como “insignificante”, resultaram em mortes. Também, pode ser observado que capotagem foi o acidente que gerou o maior número de fatalidades nesse período (592), seguido de outros acidentes (459), incêndio (397) e naufrágio (321). Observa-se ainda que o elevado número de vítimas associados à capotagem está relacionado às plataformas Alexander L. Kielland (123), Ocean Ranger (84), Bohai II (72), Glomar Java Sea (81) e Seacrest (91), que juntas correspondem a 76,2% das fatalidades (451).

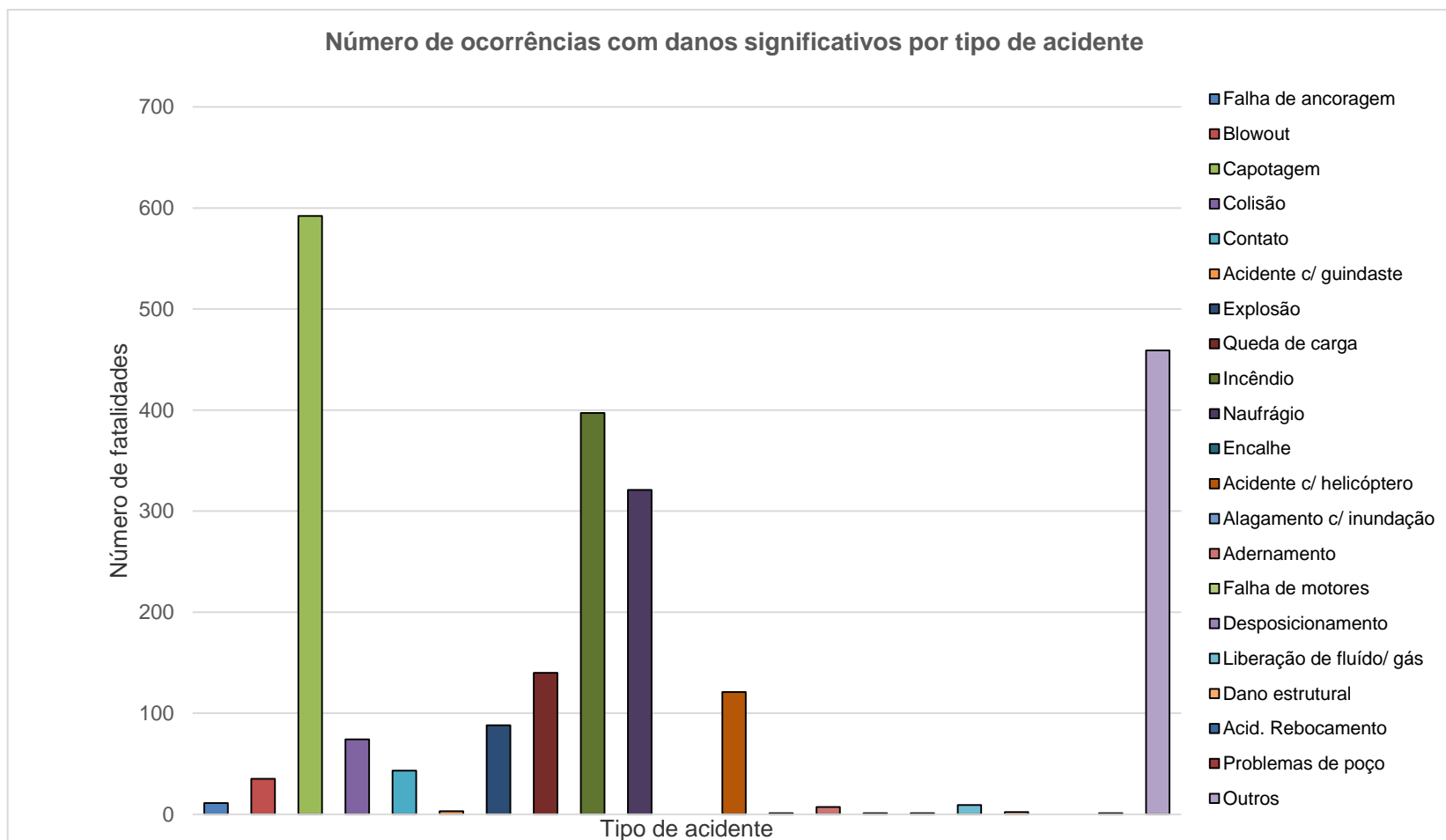
A **Figura II.12.3.2-15** resume o número de fatalidades por tipo de acidente para unidades móveis e a **Figura II.12.3.2-16** até a **Figura II.12.3.2-18** apresentam esses dados específicos para plataformas navios sonda, auto elevatórias (jack-up) e semissubmersível.

Quadro II.12.3.2-3 - Número de fatalidades por tipo de acidente x severidade dos danos.

Tipo de Acidente	Severidade dos danos					Total
	Perda total da unidade	Danos severos	Danos significantes	Danos pequenos	Danos insignificantes	
Falha de ancoragem	0	0	0	0	11	11
Blowout	13	0	2	20	0	35
Capotagem	443	145	4	0	0	592
Colisão	64	4	2	3	1	74
Contato	19	0	6	7	11	43
Acidente com guindaste	0	0	0	0	3	3
Explosão	0	26	17	22	23	88
Queda de carga	0	4	27	17	92	140
Incêndio	205	103	73	10	6	397
Naufrágio	270	51	0	0	0	321
Encalhe	0	0	0	0	0	0
Acidente c/ helicóptero	16	0	0	96	9	121
Alagamento/ inundação	0	1	0	0	0	1
Adernamento	2	0	5	0	0	7
Falha de motores	0	0	0	1	0	1

Tipo de Acidente	Severidade dos danos					
	Perda total da unidade	Danos severos	Danos significantes	Danos pequenos	Danos insignificantes	Total
Desposicionamento	0	0	0	0	1	1
Liberação de fluido/ gás	0	0	1	0	8	9
Dano estrutural	0	0	2	0	0	2
Acid. rebocamento	0	0	0	0	0	0
Problemas de poço	0	0	0	0	1	1
Outros	400	21	4	2	32	459
Total	1432	355	143	178	198	2306

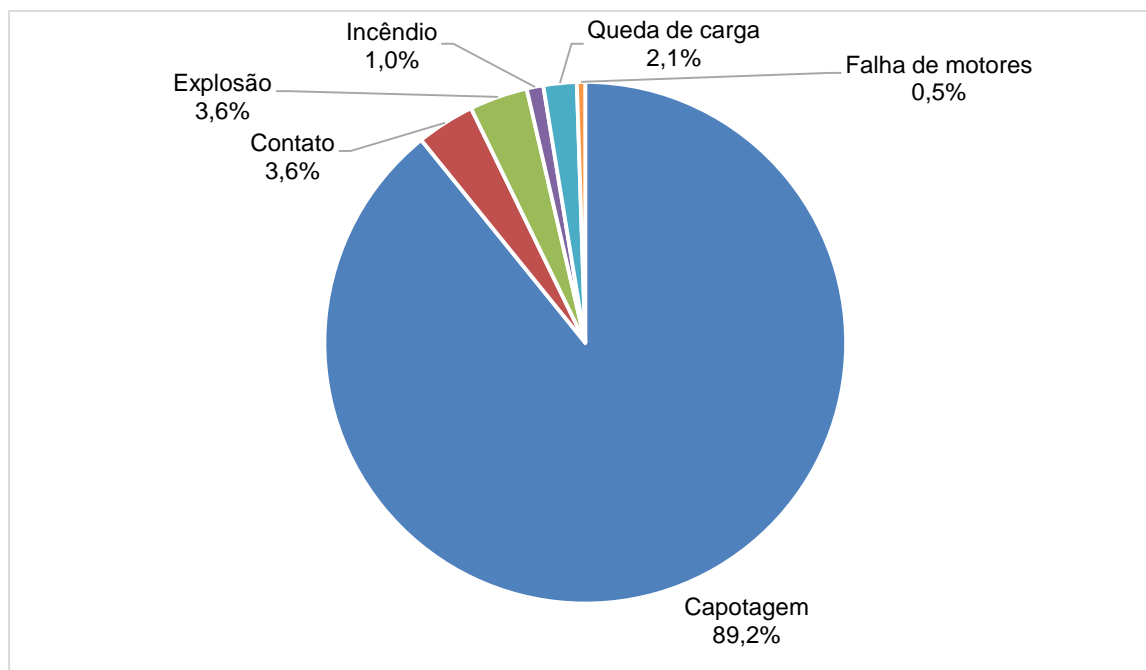
Fonte: WOAD – Número de ocorrências – dados de todo o mundo para unidades móveis – 1974 a 2015



Fonte: WOAD - 1970 a 2015.

Figura II.12.3.2-15 - Número de fatalidades x tipo de acidente - dados mundiais para unidades móveis - período 1970 a 2015.

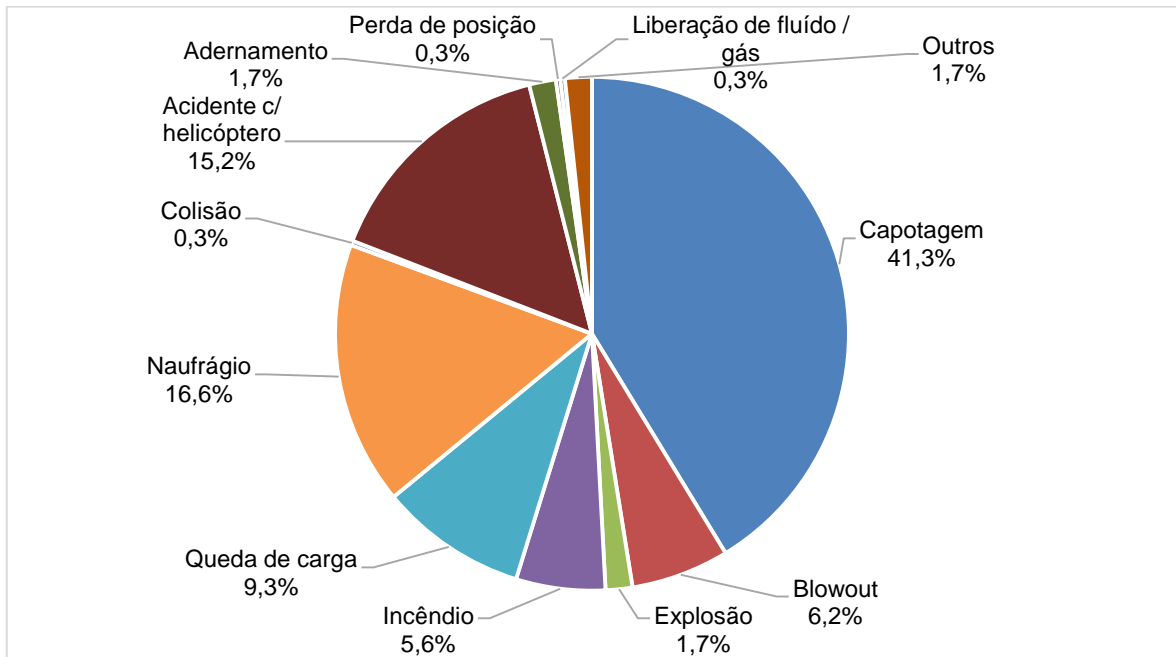
Na **Figura II.12.3.2-16**, é possível verificar que, dentre os tipos de acidentes identificados em unidades móveis do tipo Navio Sonda, somente capotagem, contato, explosão, queda de carga, incêndio e falha de motores resultaram em fatalidades, sendo capotagem responsável por quase 90% das ocorrências.



Fonte: WOAD - 1970 a 2015.

Figura II.12.3.2-16 - Número de fatalidades em sondas do tipo Navio Sonda por tipo de acidente - período 1970 a 2015.

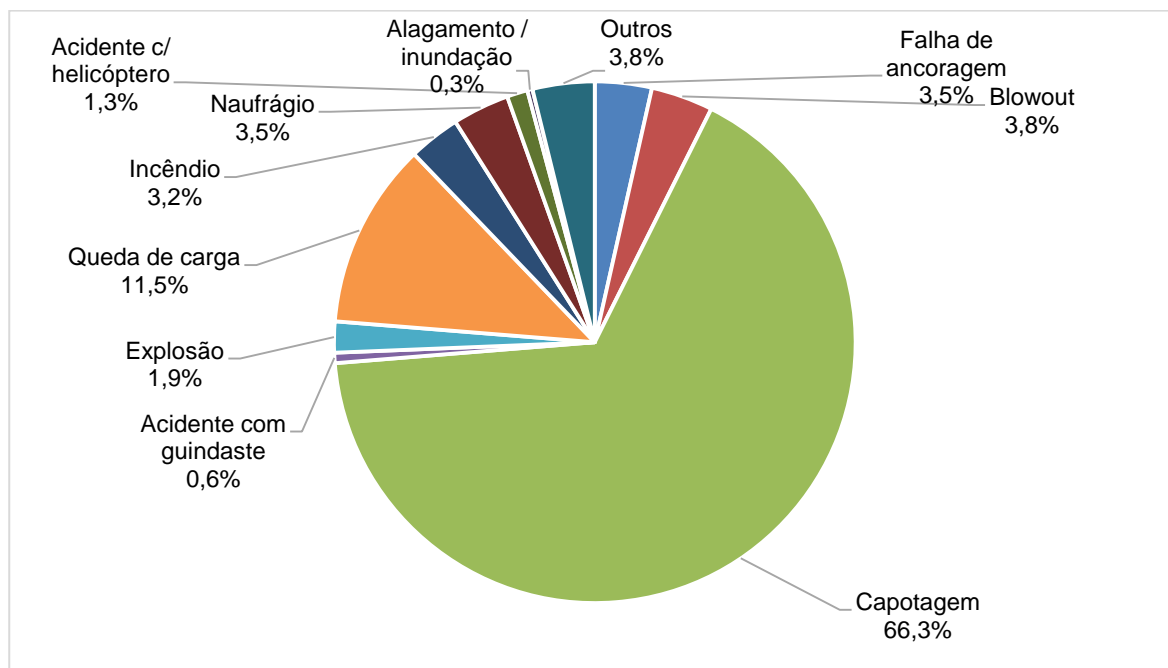
Ao observar a **Figura II.12.3.2-17**, é possível verificar que as unidades móveis do tipo Auto elevatória (Jack-up), já possuem mais tipos de acidentes que resultaram em fatalidades como, capotagem, naufrágio, explosão, queda de carga, incêndio, blowout, colisão, acidente com helicóptero, adernamento, perda de posição, liberação de fluido / gás e outros, sendo capotagem responsável por quase 40% das ocorrências.



Fonte: WOAD - 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-17 - Número de fatalidades em sondas do tipo Auto elevatória (Jack-up) por tipo de acidente - período 1970 a 2015.

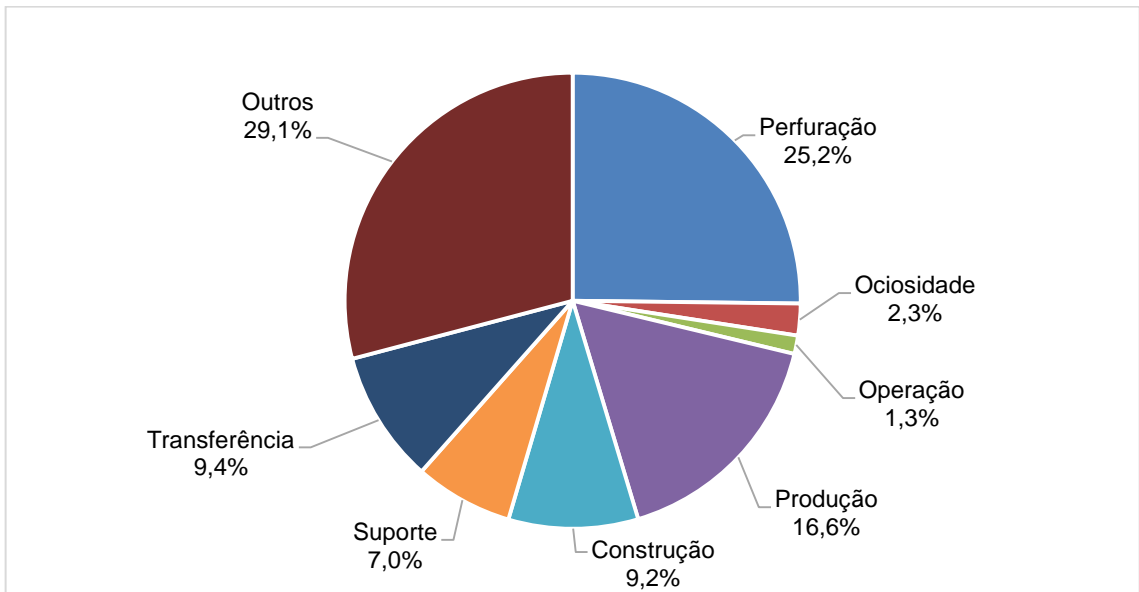
Já na **Figura II.12.3.2-18**, é possível verificar que, dentre os tipos de acidentes identificados em unidades móveis do tipo Semissubmersível, estas também possuem mais tipos de acidentes que resultaram em fatalidades como, capotagem, naufrágio, explosão, queda de carga, incêndio, blowout, acidente com helicóptero, falha de ancoragem, alagamento / inundação, acidente com guindaste e outros, sendo capotagem responsável por quase 66% das ocorrências.



Fonte: WOAD - 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-18 - Número de fatalidades em sondas do tipo Semissubmersível por tipo de acidente - período 1970 a 2015.

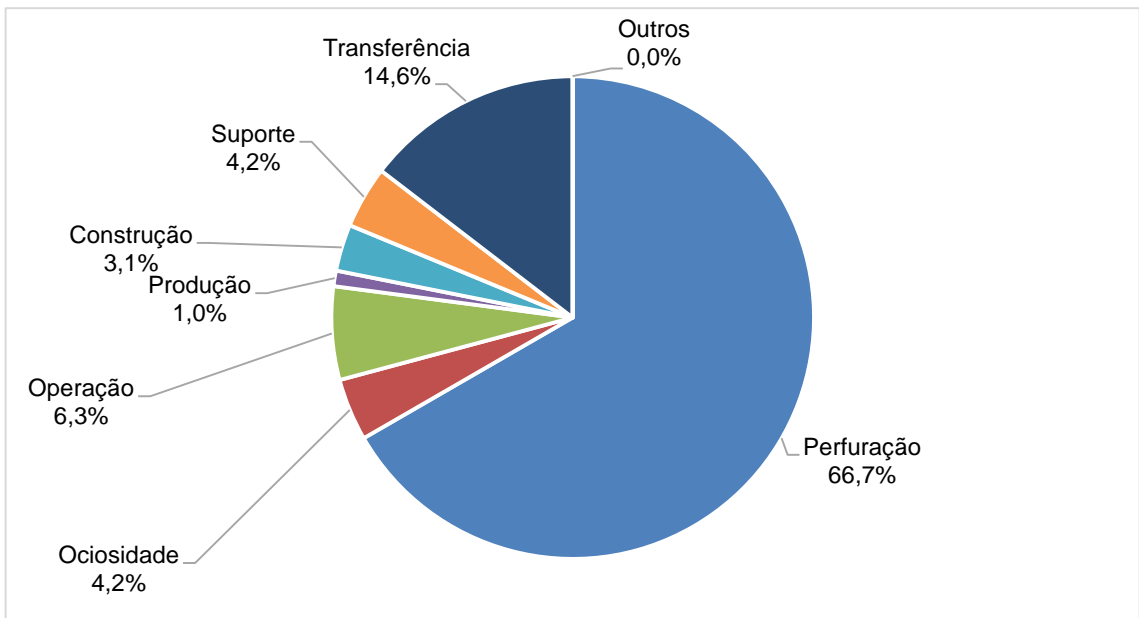
Por fim, também foi verificado através do Banco de Dados WOAD qual o tipo de operação, em unidades móveis, que está mais sujeita a acidentes graves sob o ponto de vista de perdas de vidas humanas, conforme é apresentado a seguir, na **Figura II.12.3.2-19**. Mais uma vez deve-se considerar o peso de grandes acidentes como o da plataforma Alexander L. Kielland (123 mortes), ocorrido quando essa unidade era utilizada como alojamento, ou seja, atividade característica de suporte (ou apoio). O peso deste acidente faz com que a atividade de suporte apareça com quase 7% das atividades mais sujeitas a acidentes graves sob o ponto de vista de perdas de vidas humanas, sendo outros, a atividade com o primeiro lugar 29%. Nos acidentes envolvendo a perfuração temos: Enchova (42 mortes), Glomar (81 mortes), Ocean Ranger (84 mortes) e Seacrest (91 mortes) levando a Perfuração ao segundo lugar com 25% e em terceiro Produção com 16%, com o mais grave acidente Piper A (167 mortes).



Fonte: WOAD - 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-19 - Distribuição percentual de fatalidades x modo de operação - dados mundiais para unidades móveis - 1970 a 2015.

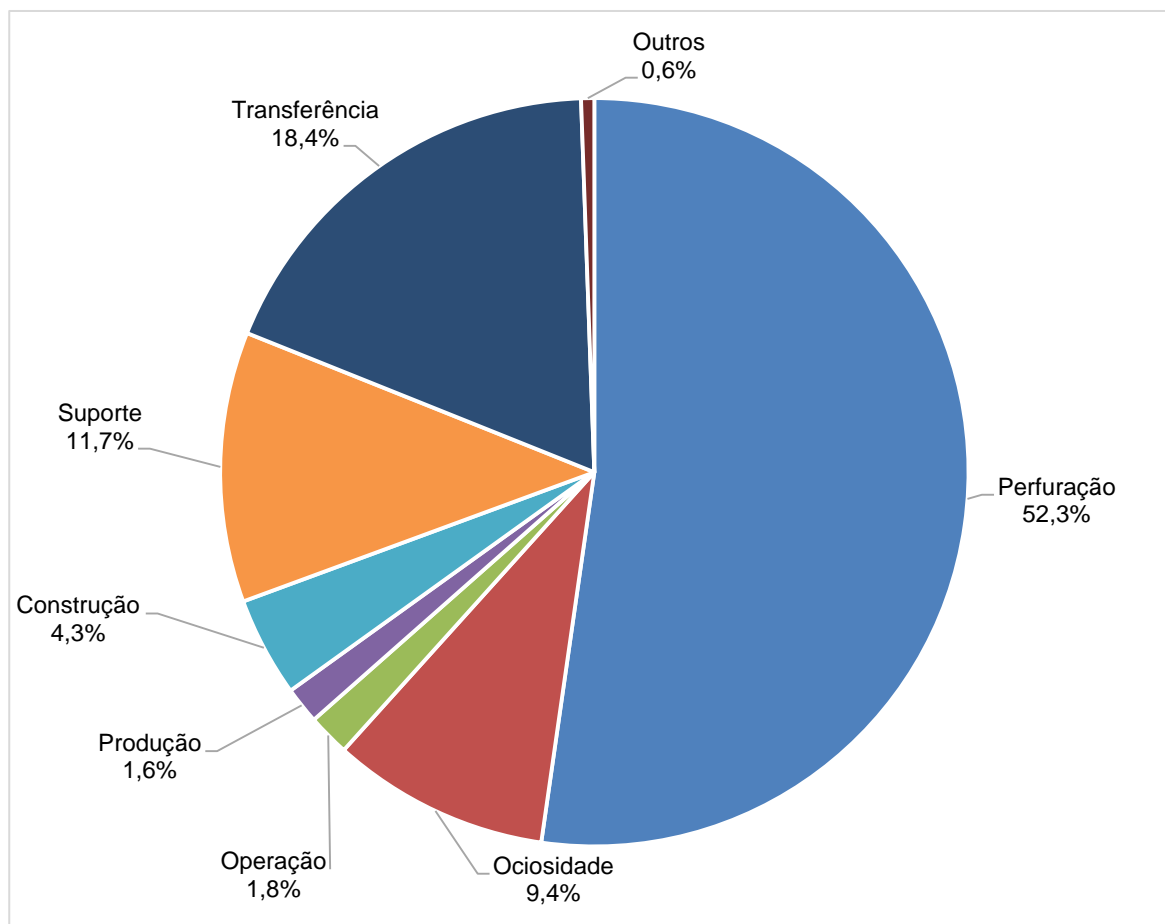
Comparando o número de ocorrências dos acidentes com o seu modo de operação, para plataformas do tipo Navio Sonda, a fase de perfuração aparece em primeiro lugar com 66%, seguida da atividade de transferência 14% e operação 6%, conforme pode ser visto na **Figura II.12.3.2-20**.



Fonte: WOAD – 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-20 - Número de ocorrências de acidentes em sondas do tipo Navio Sonda por modo de operação.

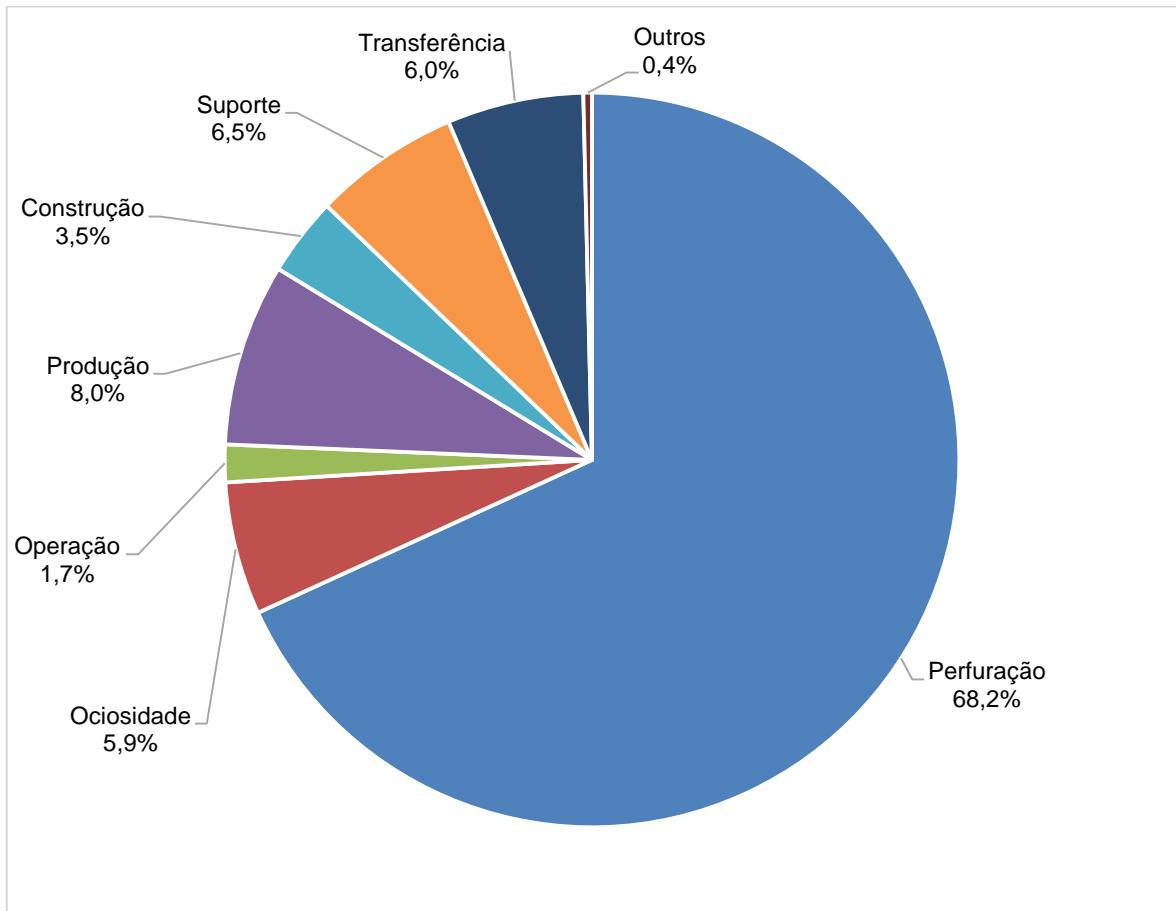
Comparando o número de ocorrências dos acidentes com o seu modo de operação, para plataformas do tipo Auto elevatória (Jack-up), a fase de perfuração aparece em primeiro lugar com 52%, seguida da atividade de transferência 18% e suporte 11%, conforme pode ser visto na **Figura II.12.3.2-21**.



Fonte: WOAD – 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-21 - Número de ocorrências de acidentes em sondas do tipo Auto elevatória (Jack-up) por modo de operação.

Comparando o número de ocorrências dos acidentes com o seu modo de operação, para plataformas do tipo Semissubmersível, a fase de perfuração aparece em primeiro lugar com 68%, seguida da atividade de produção 8% e suporte 6,5%, conforme pode ser visto na **Figura II.12.3.2-22**.



Fonte: WOAD – 1970 a 2015

Figura II.12.3.2-22 - Número de ocorrências de acidentes em sondas do tipo Semissubmersível por modo de operação.

II.12.3.2.1 Acidentes durante transferência de Óleo Diesel e Produtos Líquidos

Os bancos de dados consultados não mencionam explicitamente ou não permitem a extração de dados específicos sobre liberações durante operações de transferência de óleo diesel para plataformas ou FPSO's. O WOAD apresenta dados genéricos sobre liberações, onde determinados tipos de produtos são relacionados com o tamanho das liberações, conforme o **Quadro II.12.3.2.1-1**.

Quadro II.12.3.2.1-1 - Tipo de produto liberado x volume liberado nas unidades móveis (1970 a 2015).

Tipo de Produto	Volume liberado						Total
	Pequeno	Menor	Significativo	Grande	Muito Grande	Desconhecido	
Óleo cru	55	39	19	10	2	154	279
Gás	39	18	0	3	3	863	926
Óleo leve	62	53	10	1	0	201	327
Gás + Óleo	23	9	5	5	11	166	219
Produtos Químicos	11	10	0	0	0	19	40
Outros	5	2	1	0	0	39	47
Total	195	131	35	19	16	1442	1838

Fonte: WOAD – 1970 a 2015.

Legenda:

Produtos	
Óleo cru	Petróleo e óleo lubrificante
Gás	Gases em geral, incluindo hidrocarbonetos e gás sulfídrico (H ₂ S)
Óleo leve	Óleo combustível, condensados, diesel, metanol, glicol ou lama com base oleosa
Gás + óleo	Gás e óleo associados para a atmosfera
Produtos químicos	Produtos químicos em geral, lama com base aquosa
Outros	Água salgada, água doce, etc.
Volumes	
Pequeno	0 a 9 m ³
Menor	10 a 100 m ³
Significativo	101 a 1.000 m ³
Grande	1.001 a 10.000 m ³
Muito grande	Maior que 10.000 m ³
Desconhecido	Não precisado

Observa-se que há 219 acidentes associados à liberação gás + óleo associados para a atmosfera em instalações flutuantes, dos quais cinco foram classificados como liberações envolvendo volumes significativos, ou seja, cujos volumes situam-se entre 101 e 1.000 m³, cinco acidentes classificados como liberação envolvendo volumes grandes, ou seja, volumes situados entre 1.001 e 10.000 m³ e onze acidentes classificados como liberação envolvendo volumes muito grandes, ou seja, volumes acima de 10.001 m³.

Os dados fornecidos não permitem relacionar os vazamentos com óleo diesel ou combustível associados especificamente ao transbordo. Portanto, são

apresentados para possibilitar uma visão geral, dos tipos de acidentes e grandezas envolvidas.

Entretanto, a Análise de Risco relativa ao Campo de Girassol, na África, cuja produção utiliza um FPSO, relaciona os seguintes valores históricos, obtidos com base na experiência, conforme apresentado no **Quadro II.12.3.2.1-2**.

Quadro II.12.3.2.1-2 - Valores históricos de vazamentos durante transbordo - Campo de Girassol

Causa	Tipo de liberação	Frequência (eventos ano/unidade)	Tamanho provável da liberação
- Derrame durante a transferência entre o barco de apoio e a plataforma. - Vazamento ou ruptura do mangote flexível.	Óleo diesel ou lubrificante	0,66	0,25 m ³ (Tier 1)

Fonte: Dados estatísticos da Total Final ELF – Projeto Girassol, Angola

Verifica-se a partir destes dados históricos, que os potenciais volumes de diesel a serem liberados tendem a ser de pequeno porte, limitados a TIER 1¹.

¹ Resposta a vazamentos operacionais, restritos, de pequenos volumes. Capacidade local de resposta. A companhia/ instituição responsável deve ter condições de atender individualmente.

II.12.3.3 Dados da Petrobras

II.12.3.3.1 Análise dos Dados Históricos de Vazamento de Óleo Ocorridos nas Atividades Marítimas de E&P da Petrobras ao Longo da Costa Brasileira no Período de 2001 a 2016

O quadro abaixo indica os incidentes de vazamento de óleo ocorridos nas atividades marítimas de exploração e produção (E&P) da Petrobras assim como aqueles ocorridos nas atividades de apoio, tais como transferências de produtos para as plataformas e operações de embarcações em píeres, no período de 2001 a 2018.

Quadro II.12.3.3.1-1 - Número e volume (m³) e ocorrência.

Ano	Número total de ocorrências	Volume total (m ³)	Volume médio (m ³) (Petrobras)	Volume médio (m ³) (IOGP)	Número de ocorrências maiores que 0,159 m ³	Volume (m ³) das ocorrências maiores que 0,159 m ³
2001	34	1.387,95	40,82	ND	21	1387,70
2002	8	10,20	1,28	ND	5	10,14
2003	33	14,08	0,43	ND	10	13,56
2004	33	8,08	0,24	ND	8	7,36
2005	25	38,64	1,55	ND	4	37,91
2006	32	27,70	0,87	ND	9	26,76
2007	29	30,52	1,05	ND	11	29,90
2008	25	2,32	0,09	ND	6	1,58
2009	40	2,91	0,07	8,7 ²	3	1,94
2010	58	24,21	0,42	6,3 ³	6	23,13
2011	67	7,42	0,11	32,6 ⁴	9	6,16
2012	97	28,21	0,29	7,6 ⁵	9	26,95
2013	66	7,55	0,11	2,3 ⁶	7	6,72

² OGP-Environmental performance in the E&P industry 2009 data, Report 442

³ OGP-Environmental performance in the E&P industry 2010 data, Report 466

⁴ OGP-Environmental performance indicators 2011 data, Report 2011e

⁵ OGP-Environmental performance indicators 2012 data, Report 2012e

Ano	Número total de ocorrências	Volume total (m ³)	Volume médio (m ³) (Petrobras)	Volume médio (m ³) (IOGP)	Número de ocorrências maiores que 0,159 m ³	Volume (m ³) das ocorrências maiores que 0,159 m ³
2014	58	1,55	0,03	ND	3	0,68
2015	65	14,43	0,22	ND	6	13,22
2016	108	8,70	0,08	1,2	9	7,64
2017	90	11,68	0,13	0,6	6	10,90
2018	139	2,65	0,019	ND	3	1,51

2001: Resultados significativamente impactados por ocorrência na Bacia de Campos (1.350 m³, decorrentes do naufrágio da plataforma P-36).

2005: Resultados significativamente impactados por ocorrência na malha submarina da Bacia de Campos (30 m³).

2010: Resultados significativamente impactados por ocorrência na Bacia de Campos (20,0 m³ devidos a falha no processo de tratamento e descarte de água produzida na plataforma P-48).

2012: Resultados significativamente impactados por ocorrência na Bacia de Santos (18,18 m³, decorrentes de quebra de riser no FPSO Dynamic Producer).

2015: Resultados significativamente impactados por ocorrência no litoral de Sergipe (7,0 m³ em duto submarino próximo à plataforma PCM-06).

2016: Ocorrência mais significativa foi um vazamento de 3,58 m³ de óleo diesel na conexão da junta de riser de completação da unidade marítima SS-56 (ENSCO 6001)

2017: Ocorrência mais significativa foi um vazamento de 7 m³ de petróleo bruto, decorrente de falha na linha de produção do poço ABL-24. P-50, Campo de Albacora Leste, Bacia de Campos.

2018: Ocorrência mais significativa foi um vazamento de 0,86 m³ de petróleo bruto proveniente do oleoduto PCP2 x PPG1, Campo de Carapeba, Bacia de Campos. Obs.: Dados da tabela revisados e atualizados em junho/2019.

Como informado anteriormente, não estão incluídos os incidentes com água produzida descartada fora de especificação (teor de óleo acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 393/2007) nas plataformas de produção.

Estas ocorrências⁷ são comunicadas à ANP como “descarte”, por definição daquela Agência, ao passo que essas mesmas ocorrências são comunicadas ao IBAMA como descontrole de processo, por definição deste último.

Destaca-se, inicialmente, que os volumes indicados no **Quadro II.12.3.3.1-1** foram em grande parte influenciados por ocorrências isoladas, em diferentes

⁶ IOGP-Environmental performance indicators 2011 data, Report 2013e

⁷ Descarte de óleo em água produzida descartada em plataformas acima do limite estabelecido na Resolução CONAMA 393.

instalações e operadas por diferentes equipes, evidenciando que não se tratam de incidentes sistêmicos, ainda que mereçam toda atenção.

Esta conclusão é consistente com as observações da IOGP que, em seu relatório de desempenho ambiental de 2017 (o mais recente), registra que 81% das ocorrências foram menores que um barril. Na Petrobras, no mesmo ano, este número correspondeu a 93,3%.

A confirmar o acima exposto, verifica-se que o volume médio de óleo derramado por ocorrência apresenta tendência geral de queda desde 2005, com valores anuais concentrados dentro de uma amplitude decrescente até o ano de 2018, à exceção dos anos de 2010, 2012 e 2015, nos quais três ocorrências (uma em cada um dos anos citados) impactaram significativamente os resultados, como indicado no **Quadro II.12.3.3.1-1**. A **Figura II.12.3.3.1-1** ilustra o acima descrito.



Figura II.12.3.3.1-1 - Evolução no tempo do volume médio de vazamentos de óleo por ocorrência (m³).

Excluídas estas ocorrências, tem-se que a média de volume derramado por ocorrência mantém-se bastante baixa e, a partir de 2008 (inclusive), todas as médias encontram-se abaixo do volume de um barril (0,159 m³).

Da mesma forma, excluídas as ocorrências mais significativas, verifica-se que a média de volume derramado por ocorrência é significativamente reduzida,

comprovando o anteriormente afirmado, acerca da concentração de grandes volumes em um pequeno número de ocorrências (**Figura II.12.3.3.1-2**).



Figura II.12.3.3.1-2 - Evolução no tempo do volume médio de vazamentos de óleo por ocorrência, com e sem eventos mais significativos (maior ou igual a 1,5 m³).

Destaca-se que os resultados apresentados pela Petrobras/E&P, para o período em análise, são significativamente melhores que os resultados médios das empresas do segmento, em nível internacional, de acordo com relatórios divulgados pela IOGP – *International Association of Oil & Gas Producers*.

Os incidentes mais significativos de vazamento de óleo nesta década (2010 a 2018), excluídas as ocorrências de descarte de óleo contido em água produzida descartada fora de especificação nas plataformas foram:

- 03/2010 – Descarga de 20 m³ devidos a falha no processo de tratamento e descarte de água produzida na plataforma P-48, na Bacia de Campos.
- 06/2010 – Desconexão de mangote de transferência na P-47 (1,58 m³); 01/2011 – Vazamento de 2,7 m³ de óleo diesel na P-10 devido a falta de estanqueidade de válvula em Unidade de Cimentação;
- 01/2012 – Descarga decorrente da quebra do EPR (*Early Production Riser*) do FPSO Dynamic Producer no BMS-9 (18,18 m³);

- 02/2012 – Descarga na linha de interligação da saída de óleo com a saída de água de separador de produção da P-43, Bacia de Campos (5,0 m³);
- 02/2012 – Descarga durante teste de formação no NS-32, no campo de Lula, na Bacia de Santos (2,2 m³);
- 03/2013 – Descarga pelo mangote de transferência durante a operação com o navio aliviador Cartola junto à P-37, Bacia de Campos, (2,05 m³);
- 08/2013 – Descarga de óleo diesel durante abastecimento de embarcação no porto do Rio de Janeiro (3,0 m³);
- 03/2015 – Descarga de petróleo em oleoduto que interliga a P-56 à P-38, Bacia de Campos (2,361 m³);
- 04/2015 – Descarga de petróleo devido a furo em oleoduto submarino que interliga as plataformas PCM-06 e PCM-05, litoral de Sergipe (7,0 m³).
- 07/2015 – Descarga de óleo para o mar durante manobras de preparação para o offloading na plataforma P-58 (3,084 m³); 10/2016 – Descarga de 1,8 m³ de petróleo para o mar através do duto PE-16-PGA03/EPA, em Sergipe;
- 11/2016 – Descarga de 3,58 m³ de óleo diesel na conexão da junta de riser de completação para o mar, na plataforma SS-56, na Bacia de Santos;
- 10/2017 – Descarga de 7,0 m³ de petróleo bruto para o mar oriundo de falha na linha de produção do poço, na plataforma P-50, na Bacia de Campos.

O ano de 2012 mostrou-se particularmente atípico e as três ocorrências citadas acima (FPSO Dynamic Producer, P-43 e NS-32), foram responsáveis por 25,38 m³ (90%) do total de óleo derramado no mar na atividade de E&P naquele ano.

Situação semelhante voltou a ocorrer em 2015, em que três ocorrências (4,6% das ocorrências) totalizaram 12,45 m³, respondendo por 86,3% do volume total derramado naquele ano.

No ano de 2017, um único vazamento de 7 m³ de petróleo bruto correspondeu a 59,9% do volume total de óleo vazado no ano.

Analisando-se a distribuição das ocorrências nos últimos quinze anos (período 2003-2018), excluídas as ocorrências de descarte de óleo contido em água produzida descartada fora de especificação nas plataformas, verifica-se que

88,7% das ocorrências são menores que um barril e em termos de volume elas representam apenas 6,4% do total.

Esses incidentes confirmam a constatação histórica de que poucas ocorrências concentram grande parte do volume derramado, ao passo que a maioria das ocorrências resulta em baixos volumes.

Ao se analisar a evolução do número de ocorrências, verifica-se tendência de queda no volume absoluto (**Figura II.12.3.3.1-3**), assim como no volume médio de óleo derramado por ocorrência (**Figura II.12.3.3.1-1**).

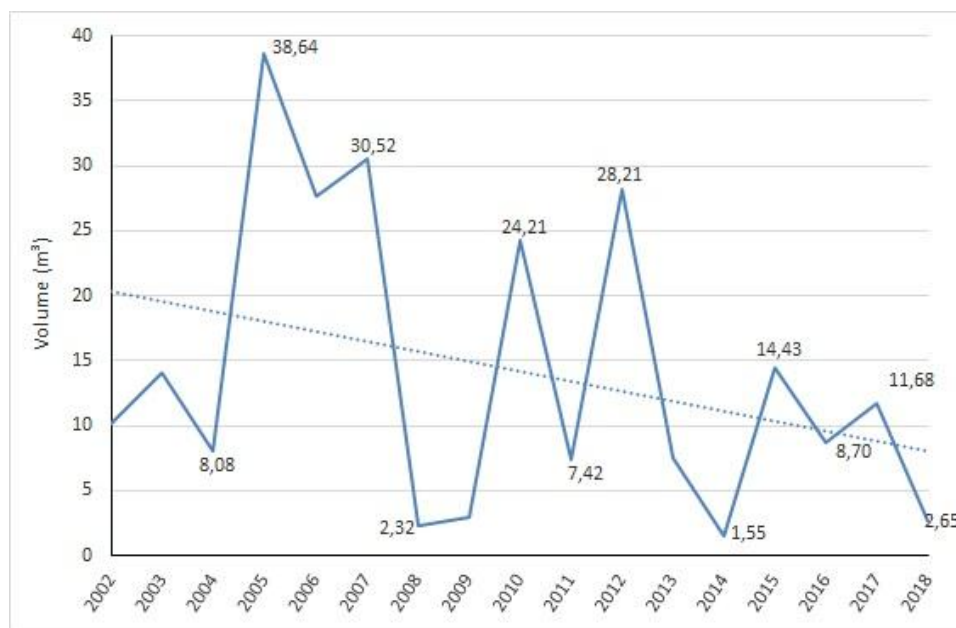


Figura II.12.3.3.1-3 - Volume total de óleo vazado no mar (m³) e curva de tendência.

Considerada a classificação utilizada no Brasil (Resolução CONAMA nº 398/2008) para definição de volumes pequenos, médios e grandes, no período de 2001 a 2018, apenas cinco⁸ ocorrências podem ser classificadas como médias e uma como grande (P-36, em 2001). Todas as demais são consideradas descargas pequenas.

⁸ Vazamento na malha de dutos submarinos da Bacia de Campos (2005, 30,0 m³); mancha de óleo em torno da plataforma PGP-1, Bacia de Campos (2006 14,6 m³); Vazamento de óleo diesel devido a abaloamento do píer 3, em Imbetiba-Macaé (2007, 21,34 m³); Falha no processo de tratamento e descarte de água produzida na plataforma P-48, Bacia de Campos (2010, 20,0 m³) e Quebra de riser no FPSO Dynamic Producer, na Bacia de Santos (2012, 18,18 m³).

Nos últimos cinco anos, todas as demais podem ser classificadas como “descargas pequenas” (menores que 8,0 m³).

A maior parte da região atingida por estas ocorrências é em mar aberto, além de 12 milhas náuticas da costa e distante de áreas sensíveis.

Em função do exposto, excluindo-se as ocorrências classificadas como médias e maiores segundo a Resolução CONAMA nº 398/2008 e, levando-se em conta os pequenos volumes vazados, o espaçamento temporal e geográfico entre as ocorrências, a tendência de redução dos volumes vazados e das médias de volumes por ocorrência, associados às características dos produtos vazados, dos ambientes atingidos e das ações de resposta executadas, a PETROBRAS considera que, de modo geral, os impactos ambientais potenciais correspondentes podem ser caracterizados como de baixa magnitude, locais e temporários.

II.12.3.4 Conclusão da Análise Histórica

A Análise Histórica de Acidentes constituiu-se de uma avaliação dos acidentes já ocorridos em instalações offshore semelhantes a que se está analisando. Com esse tipo de análise é possível se obter subsídios para a avaliação qualitativa das possíveis causas iniciadoras e de suas consequências para a instalação offshore. Essas informações foram obtidas por meio de consultas a Bancos de Dados de Acidentes nacionais e/ou internacionais, ou ainda, obtidas em relatos técnicos ou literatura especializada.

Com base nos dados apresentados identificou-se que, mesmo com o aumento de atividades offshore, os volumes vazados assim como os impactos gerados estão diminuindo. Esta diminuição se deve pela melhoria nos procedimentos operacionais (experiência) e sistemas de controle e detecção, o que torna as operações cada vez mais confiáveis e seguras.

Pode-se afirmar também que, de modo geral, tanto no Brasil como no restante do mundo, as pequenas liberações de hidrocarbonetos (até 8 m³) são mais frequentes que liberações de volumes médio (de 8 a 200 m³) e grande (acima de 200 m³).

Em relação aos vazamentos de hidrocarbonetos na Petrobras, verifica-se estabilidade em valores baixos nos anos de 2008 a 2016. Importante destacar

que não existem ocorrências de blowout em atividades de perfuração de poços exploratórios offshore registrados nas atividades da empresa.

Em relação à unidade marítima que será utilizada na atividade (NS-42) existem duas ocorrências das mesmas enquanto operava para a Petrobras, porém, apenas uma delas gerou liberação para o mar (volume estimado de 10 litros).

Conclui-se que a indústria do petróleo traz riscos intrínsecos às suas atividades, no entanto, dadas as melhorias nos procedimentos operacionais, sistemas de controle e detecção estes riscos vêm se tornando menores com o passar do tempo, porém, sem deixar de existir.

Com base nas informações apresentadas nesta análise histórica pode-se considerar a unidade marítima NS-42 apta a realizar as atividades de perfuração exploratória nos blocos BM-BAR-3 e BM-BAR-5, desde que seja realizada uma análise preliminar de perigos onde se identifiquem os possíveis cenários acidentais relativos a vazamentos de óleo e substâncias perigosas, além da apresentação de medidas preventivas e mitigadoras para as mesmas.

II.12.4 Identificação dos Cenários Acidentais

Para identificação dos eventos perigosos foi utilizada a técnica denominada Análise Preliminar de Perigos – APP (*Preliminary Hazard Analysis - PHA*).

Genericamente, o objetivo principal desse método é identificar os possíveis perigos que possam ocorrer em uma instalação, numa fase preliminar do projeto e, com isso, economizar tempo e gastos no eventual replanejamento destas plantas. Porém é também, possível aplicar este método em instalações já em operação, para se fazer análises rápidas dos perigos existentes e as salvaguardas disponíveis como nesta avaliação.

A APP é realizada listando-se os perigos associados aos elementos do sistema. Por exemplo:

- Substâncias e equipamentos perigosos da planta (combustíveis, produtos químicos altamente reativos, substâncias tóxicas, sistemas de alta pressão e outros sistemas armazenadores de energia);
- Interface entre equipamentos do sistema e as substâncias (início e propagação de incêndio/explosão, sistemas de controle/paralisação).

- Fatores do meio ambiente que possam interferir nos equipamentos e materiais da planta (vibração, descarga atmosférica, umidade ou temperaturas muito altas, condições extremas de mar).
- Operação, teste, manutenção e procedimentos emergenciais (dependência do erro humano, *layout* / acessibilidade dos equipamentos, disponibilidade de equipamentos de proteção pessoal entre outros).
- Recursos de apoio (armazenamento, equipamentos de teste e disponibilidade de utilidades).
- Equipamentos relativos à segurança (sistema de alívio, redundância, recursos para extinção de incêndios e Equipamentos de Proteção Individual).

A classificação de cada um dos perigos individualizados é feita através de uma categorização qualitativa conforme descrito a seguir.

II.12.4.1 Descrição do Método

A identificação dos eventos iniciadores de acidentes é efetuada, de forma organizada e sistemática. Para tal, a unidade é dividida em sistemas e subsistemas e as informações são registradas em uma planilha, conforme apresentada no **Quadro II.12.4.1-1**, adiante.

No contexto da APP, um cenário acidental refere-se ao perigo identificado, sua causa e consequências associadas. A avaliação dos riscos é feita através da análise dos parâmetros frequência e severidade utilizando-se, para isto, uma matriz de riscos pré-estabelecida.

Os parâmetros utilizados neste estudo são apresentados a seguir.

a) Categorias de Frequência

Para a definição das faixas de frequência foram utilizados os critérios definidos pelo IBAMA. As categorias de frequência fornecem uma indicação qualitativa da frequência de ocorrência esperada para cada cenário identificado. As categorias são apresentadas no **Quadro II.12.4.1-1** abaixo:

Quadro II.12.4.1-1 - Categorias de Frequências.

CATEGORIA		FAIXA (OC./ANO)	DESCRIÇÃO
I	Frequente	$F \geq 10^{-1}$	Esperado ocorrer pelo menos uma vez durante a vida útil da instalação
II	provável	$10^{-1} > F \geq 10^{-2}$	Provável de ocorrer durante a vida útil da Instalação
III	Ocasional	$10^{-2} > F \geq 10^{-3}$	Improvável de ocorrer durante a vida útil da instalação
IV	Remota	$10^{-3} > F \geq 10^{-4}$	Não esperado de ocorrer durante a vida útil da instalação
V	Extremamente Remota	$10^{-4} > F$	Não deve ocorrer durante a vida útil da instalação. Não há registro anterior de ocorrência para as condições operacionais da análise

b) Categorias de Severidade

A severidade representa um meio de mensurar o dano esperado para um determinado cenário de acidente. É o resultado da combinação de diversos fatores, tais como o produto envolvido, o inventário (ou capacidade da fonte) disponível para liberação, a possibilidade de propagação, confinamento e outros.

As categorias de severidade foram definidas utilizando-se como base os critérios, que norteiam a capacidade de resposta da instalação, para descargas pequenas ($V \leq 8 \text{ m}^3$), médias ($8 \text{ m}^3 < V \leq 200 \text{ m}^3$) e de pior caso ($V > 200 \text{ m}^3$), da Resolução CONAMA Nº 398/2008. As faixas de volume de óleo derramado no mar relacionadas a cada categoria de severidade adotada são apresentadas no **Quadro II.12.4.1-2**.

Quadro II.12.4.1-2 - Categorias de Severidade.

CATEGORIA		DESCRIÇÃO
A	menor	Vazamento até 8 m^3
B	média	Vazamento de 8 a 200 m^3
C	crítica	Vazamentos maiores que 200 m^3
D	catastrófica	Vazamento acima de 11.200 m^3

O modelo de planilha utilizado para elaboração da APP é apresentado no **Quadro II.12.4.1-3** a seguir.

Quadro II.12.4.1-3 - Planilha de Análise Preliminar de Perigos – APP.

SISTEMA							Rev.	Data	
SUBSISTEMA									
PERIGOS	CAUSAS	DETECÇÕES (D) / SALVAGUARDA (S)	EFEITOS	CATEG. FREQ.	CATEG. SEVER..	CATEG. RISCO	MEDIDAS PREVENTIVAS / MITIGADORAS	HIPÓTESE ACIDENTAL	

Após o preenchimento da planilha de APP, é elaborada a Matriz Referencial de Risco. Combinando-se as categorias de frequências com as de severidade, obtém-se uma indicação qualitativa do nível de risco de cada uma das hipóteses identificadas. A Matriz de Risco apresentada no **Quadro II.12.4.1-4** abaixo classifica os cenários como: Risco Alto (RA), Risco Médio ou Moderado (RM) ou Risco Baixo (RB).

Quadro II.12.4.1-4 - Matriz Referencial de Riscos.

			Severidade			
			D	C	B	A
			Catastrófica	crítica	Média	Menor
Frequência	I	Frequente $F \geq 10^{-1}$	RA	RA	RA	RM
	II	Provável $10^{-1} > F \geq 10^{-2}$	RA	RA	RM	RM
	III	Ocasional $10^{-2} > F \geq 10^{-3}$	RA	RM	RM	RB
	IV	Remota $10^{-3} > F \geq 10^{-4}$	RM	RM	RB	RB
	V	Extremamente Remota $10^{-4} > F$	RM	RB	RB	RB

Onde: **RB** = Risco Baixo, **RM** = Risco Médio e **RA** = Risco Alto.

II.12.4.2 Aplicação do Método

A APP foi realizada para os sistemas envolvidos na operação de perfuração e no barco de apoio, contemplando os principais sistemas, conforme descrito a seguir. Cabe destacar que os cenários acidentais de afundamento da unidade, colisão e *blowout* foram avaliadas tomando como causas e não como perigos. Adicionalmente, os termos perdas e ruptura, na coluna “causas”, contemplam a ocorrência de fenômenos associados, como corrosão, defeitos de material e fabricação, falhas de montagem e outros. As causas de pequenos vazamentos são associadas às taxas de falhas de furos/trica e os médios ou grandes vazamentos são associados à ruptura.

Foram elaboradas planilhas para os seguintes sistemas/subsistemas:

- **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 / completção / 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 Marítima de Perfuração** (compreende o recebimento de fluido de perfuração do Barco de Apoio até os tanques da Unidade Marítima de Perfuração);

- **Transferência de óleo diesel do barco de apoio para a Unidade Marítima** (compreende o recebimento de diesel do barco de apoio – mangote, manifold e linhas);
 - **Estabilidade da Unidade Marítima;**
 - **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).
- **Sistema II – Poço**
 - ✓ Subsistema:
 - **Finalização / Abandono do Poço.**
 - **Sistema III – Barco de Apoio**
 - ✓ Subsistema:
 - **Percurso entre o porto e Unidade Marítima.**

No **Anexo II.12.4.2-1** estão apresentados os dados de referência com a avaliação dos possíveis volumes vazados, bem como as planilhas de APP elaboradas para a atividade de perfuração marítima utilizando a Unidade Marítima de Perfuração NS-42. As plantas e croquis da unidade já foram apresentados no Processo Administrativo do CADUMP nº 02022.000681/13-14.

Com base nas planilhas de APP, foi elaborada a Matriz de Riscos, apresentada a seguir, para as operações envolvendo as atividades com esta unidade.

Quadro II.12.4.2-1 - Matriz de Riscos para as operações envolvendo as atividades com a Unidade Marítima de Perfuração NS-42.

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

As hipóteses acidentais relacionadas a vazamento de óleo identificadas na APP estão listadas abaixo, por subsistema^{9 10}:

Quadro II.12.4.2-2 - Subsistema: Controle de Poço.

Hipótes	Descrição
Hipótese nº. 26	Vazamento de óleo e gás – descontrole do poço (<i>Blow out</i>)

Quadro II.12.4.2-3 - Subsistema: Teste de formação.

Hipótese	Descrição
Hipótese nº. 28	Vazamento de óleo e gás em linhas, vasos, válvulas, conexões ou flanges, durante o teste de formação.

⁹ Para o subsistema que foi identificado pequeno, médio e grande vazamento foi considerada apenas a hipótese acidental de maior volume.

¹⁰ A hipótese de vazamento de água oleosa não foi considerada porque o percentual de óleo é muito pequeno e se ocorrer um vazamento de maior volume, a resposta já está contemplada no PEI que considera volumes maiores.

Hipótese nº. 29	Vazamento de óleo e gás devido a queima deficiente de hidrocarbonetos durante operação do queimador (falha da chama).
-----------------	---

Quadro II.12.4.2-4 - Subsistema: Transferência de óleo diesel a partir do Barco de Apoio.

Hipótese	Descrição
Hipótese nº. 19	Vazamento de óleo diesel no mangote, linhas de transferência, válvulas durante operação de transferência Embarcação de apoio/Unidade Marítima de Perfuração.

Quadro II.12.4.2-5 - Subsistemas: Armazenamento e Circulação de óleo diesel e de óleo lubrificante/hidráulico, coleta e destinação de óleo sujo e Operações de carga e descarga (transbordo pelo guindaste).

Hipótese	Descrição
Hipótese nº. 9	Vazamento de óleo diesel em tanques, linhas, válvulas, bombas (durante operação de armazenamento e circulação de diesel).
Hipóteses nº. 10, 12 e 16	Vazamento de óleo lubrificante, hidráulico e sujo em tubulações, tanques, válvulas ou bombas.
Hipótese nº 17	Vazamento de óleo lubrificante, hidráulico ou sujo devido a queda de tambor ou tanque portátil.

Quadro II.12.4.2-6 - Subsistema: Estabilidade da Unidade Marítima.

Hipótese	Descrição
Hipótese nº 21	Vazamento de óleo devido a perda de estabilidade (adernamento /afundamento) da unidade.

Quadro II.12.4.2-7 - Subsistema: Operação entre barco de apoio e Unidade Marítima.

Hipótese	Descrição
Hipótese nº. 31	Vazamento de óleo diesel no barco de apoio.

Quadro II.12.4.2-8 - Subsistema: Finalização e Abandono.

Hipótese	Descrição
Hipótese nº. 30	Vazamento nos tampões de abandono.

Conforme pode-se observar nas planilhas de APP (**Anexo II.12.4.2-1**) e na matriz de Risco (**Quadro II.12.4.2-1**), este estudo analisa as severidades e frequências de ocorrências das Unidades Marítimas de Perfuração NS-42 e estes resultados subsidiarão os cálculos de riscos ambientais deste estudo.

II.12.4.3 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 no **Quadro II.12.4.3-1**. 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.

Quadro II.12.4.3-1 - Frequências de Falhas dos Componentes.

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)	3,10E ⁻⁴	3,10E ⁻⁴	Scandpower / SINTEF
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 workover (poço exploratório)	1,80E ⁻⁴	1,80E ⁻⁴	Scandpower / SINTEF
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	6,40E ⁻⁴	6,40E ⁻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.

No **Quadro II.12.4.3-2**, apresenta-se a estimativa das frequências para a Unidade Marítima de Perfuração NS-42 considerando os componentes envolvidos em cada hipótese acidental. O **Quadro II.12.4.3-3**, por sua vez, apresenta a compilação das frequências finais estimadas para as hipóteses acidentais.

Quadro II.12.4.3-2 - 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)

Quadro II.12.4.3-2 (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 collector	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)

Quadro II.12.4.3-2 (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	
HA8	Armazenamento e circulação de óleo diesel (compreende a circulação dos tanques de estocagem para os diversos consumidores)	Tubulação 3" <=D<=6"	533	2,00E-06	1,07E-03	1,41E-02
		Válvula borboleta	22	8,76E-05	1,93E-03	
		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)

Quadro II.12.4.3-2 (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	
HA10	Armazenamento e circulação de óleo hidráulico (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	Tubulação 3" <=D<=6"	533	2,10E-08	1,12E-05	5,90E-03
		Válvula globo	14	2,60E-04	3,64E-03	
		Tanque	14	1,00E-04	1,40E-03	
HA11	Armazenamento e circulação de óleo lubrificante (compreende os tanques de armazenamento e linhas até os pontos de consumo)	Tubulação < 3"	171	5,00E-06	8,55E-04	2,84E-02
		Válvula Globo	71	2,60E-04	1,85E-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 < 3"	339	2,00E-06	6,78E-04			

(continua)

Quadro II.12.4.3-2 (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 < 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)

Quadro II.12.4.3-2 (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 < 3"	1040	5,00E-06	5,20E-03	

(continua)

Quadro II.12.4.3-2 (continuação)

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou número de componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de componentes	Frequência da hipótese acidental
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 < 3"	1040	1,00E-06	1,04E-03	
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	

(continua)

Quadro II.12.4.3-2 (continuação)

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou número de componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de componentes	Frequência da hipótese acidental
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
HA24	Controle do Poço	Descontrole do poço (blowout)	-	-	-	3,10E-04
HA25	Controle do Poço	Descontrole do poço (blowout)	-	-	-	3,10E-04
HA26	Controle do Poço	Descontrole do poço (blowout)	-	-	-	3,10E-04

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou número de componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de componentes	Frequência da hipótese acidental
HA27	Controle do Poço	Mangotes, linhas, válvulas ou vasos.	-	-	-	*

(continua)

Quadro II.12.4.3-2 (conclusão)

Hipótese Acidental	Subsistema	Componente	Comprimento (m) ou número de componentes	Taxa de Falha (ano ⁻¹)		
				Unitário	Conjunto de componentes	Frequência da hipótese acidental
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	8,76E-05	5,26E-03	5,28E-03
		Tubulação 3" <=D<=6"	20	3,00E-07	6,00E-06	
		tanque de aferição	1	2,00E-05	2,00E-05	
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	Blowout durante workover para poço exploratório	-	-	-	1,80E-04
HA31	Operação entre o barco de apoio e a Unidade Marítima	Ruptura do tanque	4	1,00E-05	4,00E-05	4,00E-05

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

Quadro II.12.4.3-3 - Compilação das Informações das Hipóteses Acidentais da Unidade Marítima de Perfuração NS-42.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	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 m ³	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 m ³ (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 m ³	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 m ³ (Maior silo deste produto)	3,97E-03

(continua)

Quadro II.12.4.3-3 (continuação)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	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 m ³	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 ≤ 205 m ³ (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 m ³	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 m ³	1,41E-02

(continua)

Quadro II.12.4.3-3 (continuação)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	Frequência (ano ⁻¹)
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 m ³ (Maior tanque de diesel da unidade)	1,10E-03
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 m ³	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 m ³	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 m ³ (Maior tanque destes produtos)	8,76E-03

(continua)

Quadro II.12.4.3-3 (continuação)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	Frequência (ano ⁻¹)
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 m ³	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 m ³ (maior tanque de bilge)	1,69E-03
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 m ³	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 m ³ (maior tanque deste produto na Unidade)	2,94E-03

(continua)

Quadro II.12.4.3-3 (continuação)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	Frequência (ano ⁻¹)
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 m ³	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 m ³	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 m ³ (180 s para vazamento com taxa de 100 m ³ /h)	1,92E-02
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 m ³	1,18E-02
21	Grande vazamento de óleo	Afundamento/adernamento da unidade marítima.	Estabilidade da Unidade Marítima	Até 9.751,7 m ³ (soma dos tanques de óleo diesel, lubrificante, hidráulico e sujo)	5,00E-03

(continua)

Quadro II.12.4.3-3 (continuação)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	Frequência (ano ⁻¹)
22	Grande vazamento de fluido não aquoso	Afundamento/adernamento da unidade marítima.	Estabilidade da Unidade Marítima	3.211,7 m ³ (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	Até 491,8 m ³ (lâmina de água de 2.506 m)	8,33E-03
24	Pequeno vazamento de óleo / gás	Descontrole do poço (blowout).	Controle do Poço	Até 8 m ³	3,10E-04
25	Médio vazamento de óleo / gás	Descontrole do poço (blowout).	Controle do Poço	De 8 m ³ a 200 m ³	3,10E-04
26	Grande vazamento de óleo / gás	Descontrole do poço (blowout).	Controle do Poço	até 17.774,4 m ³ ⁻¹	3,10E-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.
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 m ³	5,28E-03

(continua)

Quadro II.12.4.3-3 (conclusão)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	Frequência (ano ⁻¹)
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 m ³	3,49E-02
30	Vazamento nos tampões de abandono	Erro na operação.	Finalização/abandono do poço	59,3 m ³ *2	1,80E-4
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 m ³	4,00E-05

*1 Em função da vazão de blowout do poço de maior vazão do bloco BM-BAR-5, ou com maior impacto, por 30 dias (592,48 m³/dia).

*2 Em função do poço, por poucas horas (24 h), a 10% da vazão do descontrole do poço de maior vazão do bloco BM-BAR-5.

Considerando a existência de sistemas de contenção nas unidades e a porcentagem do tempo operacional das instalações, foram reestimadas as frequências de ocorrência para as hipóteses acidentais que resultaram em vazamento de óleo com possibilidade de contaminação ambiental para a Unidade Marítima de Perfuração NS-42, sendo, para isto, elaboradas árvores de falhas apresentadas a seguir.

II.12.4.3.1 Árvores de Falhas da Unidade Marítima de Perfuração NS-42

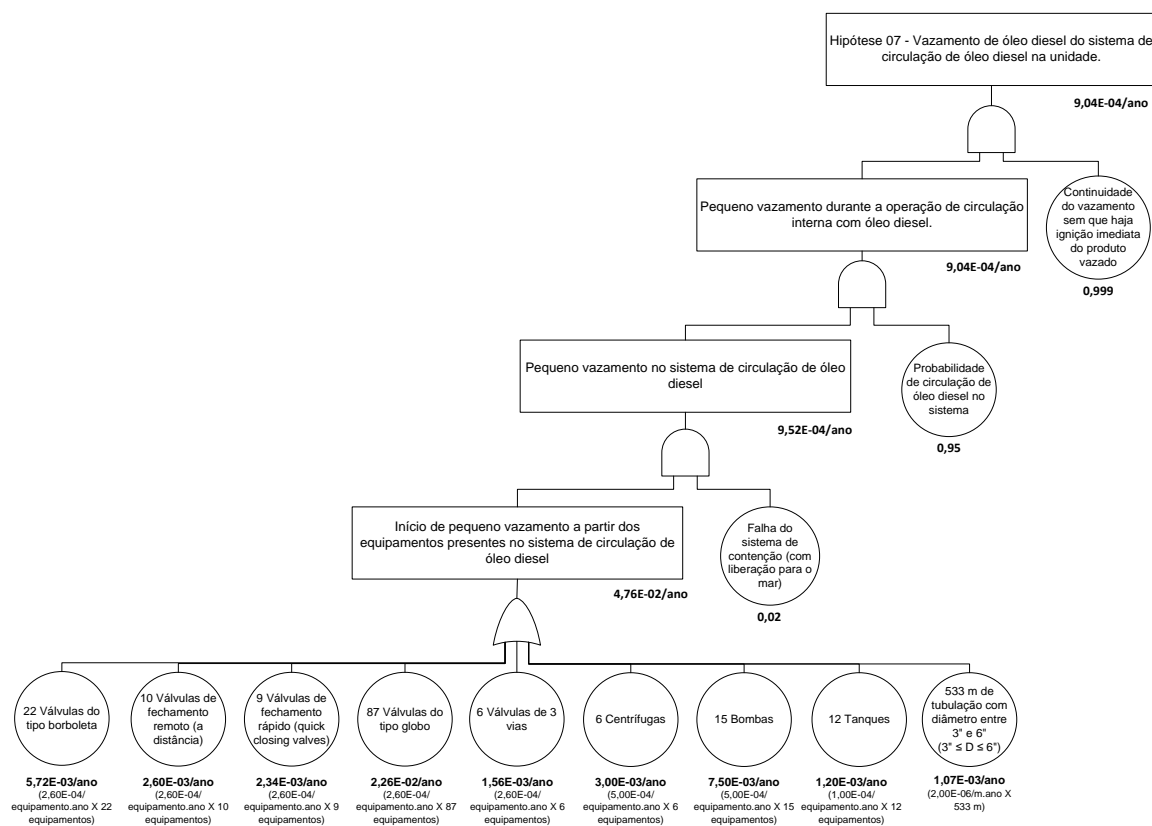


Figura II.12.4.3.1-1 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA7 - Vazamento de óleo diesel em tanques, linhas, válvulas, bombas (durante a operação de circulação de óleo diesel).

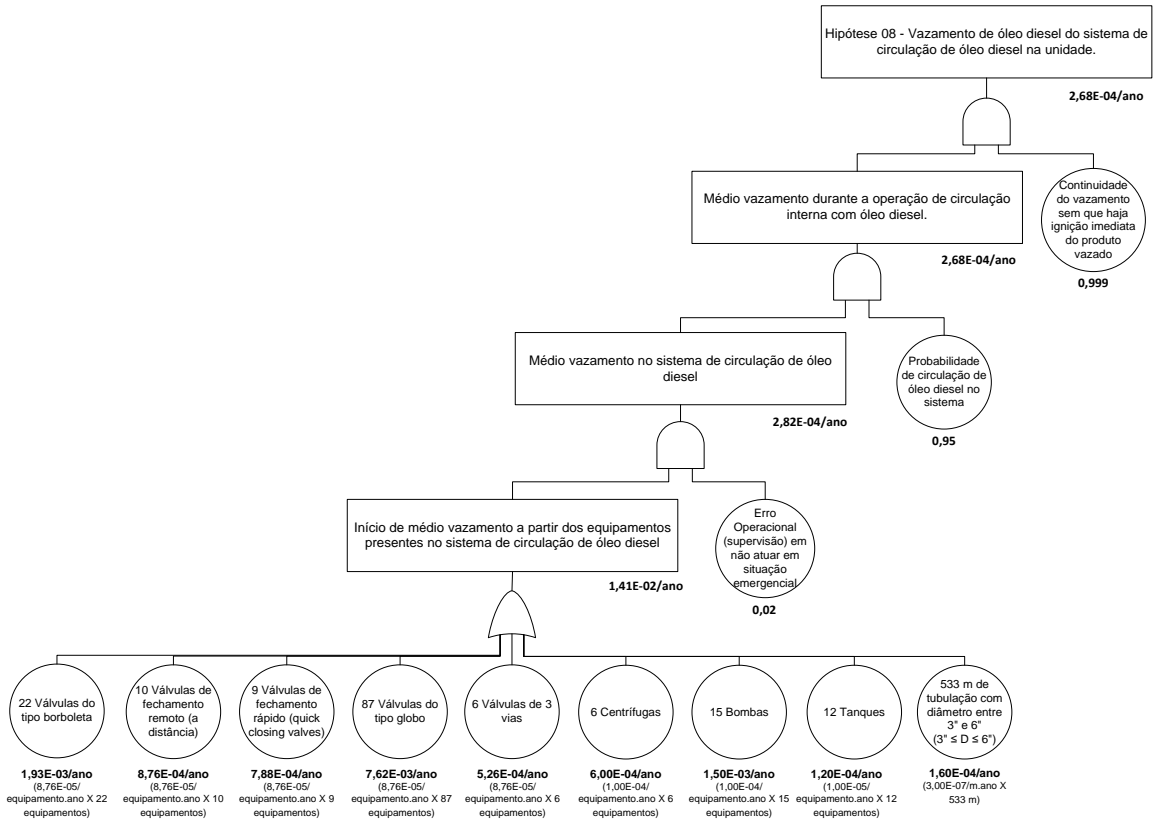


Figura II.12.4.3.1-2 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA8 - Vazamento de óleo diesel em tanques, linhas, válvulas, bombas (durante a operação de circulação de óleo diesel).

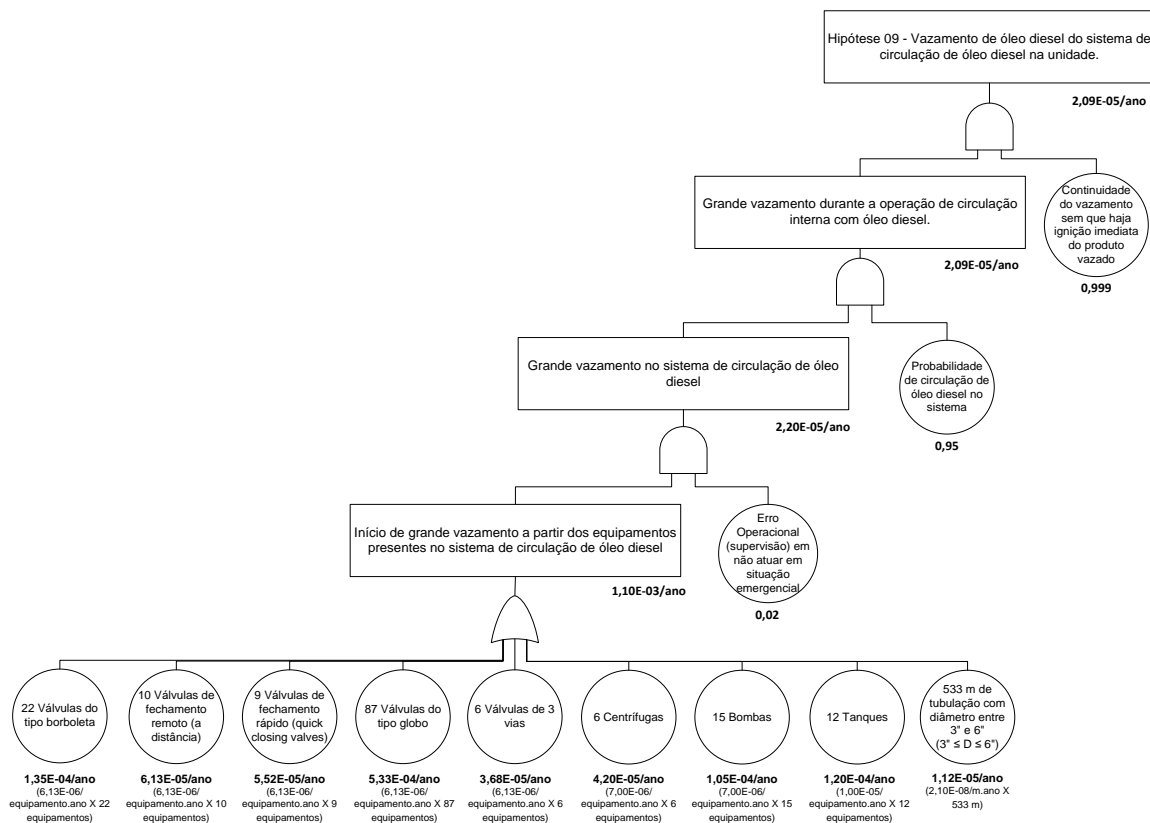


Figura II.12.4.3.1-3 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA9 - Vazamento de óleo diesel em tanques, linhas, válvulas, bombas (durante a operação de circulação de óleo diesel).

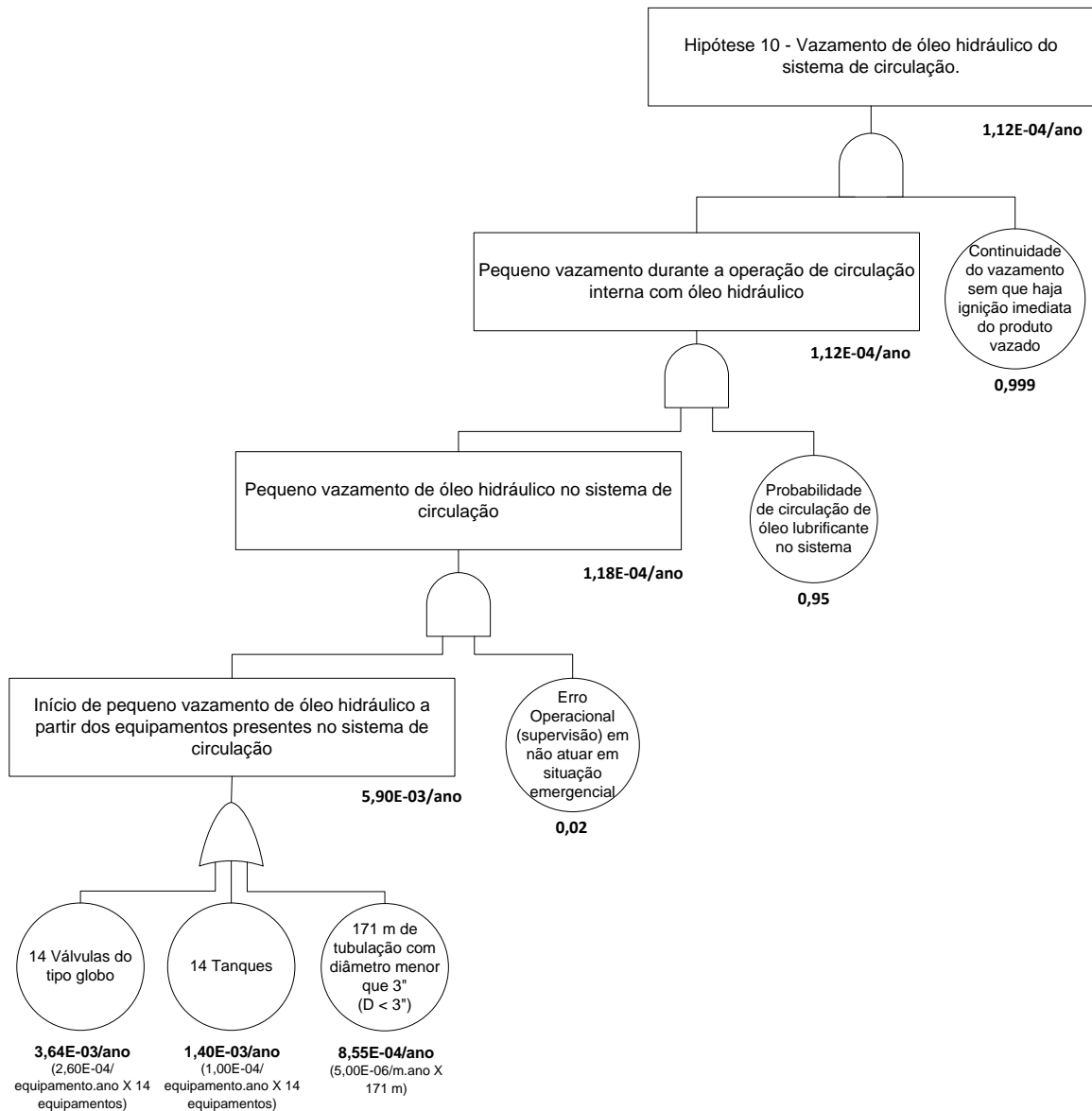


Figura II.12.4.3.1-4 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA10 - Vazamento de óleo hidráulico em tubulações, tanques e válvulas.

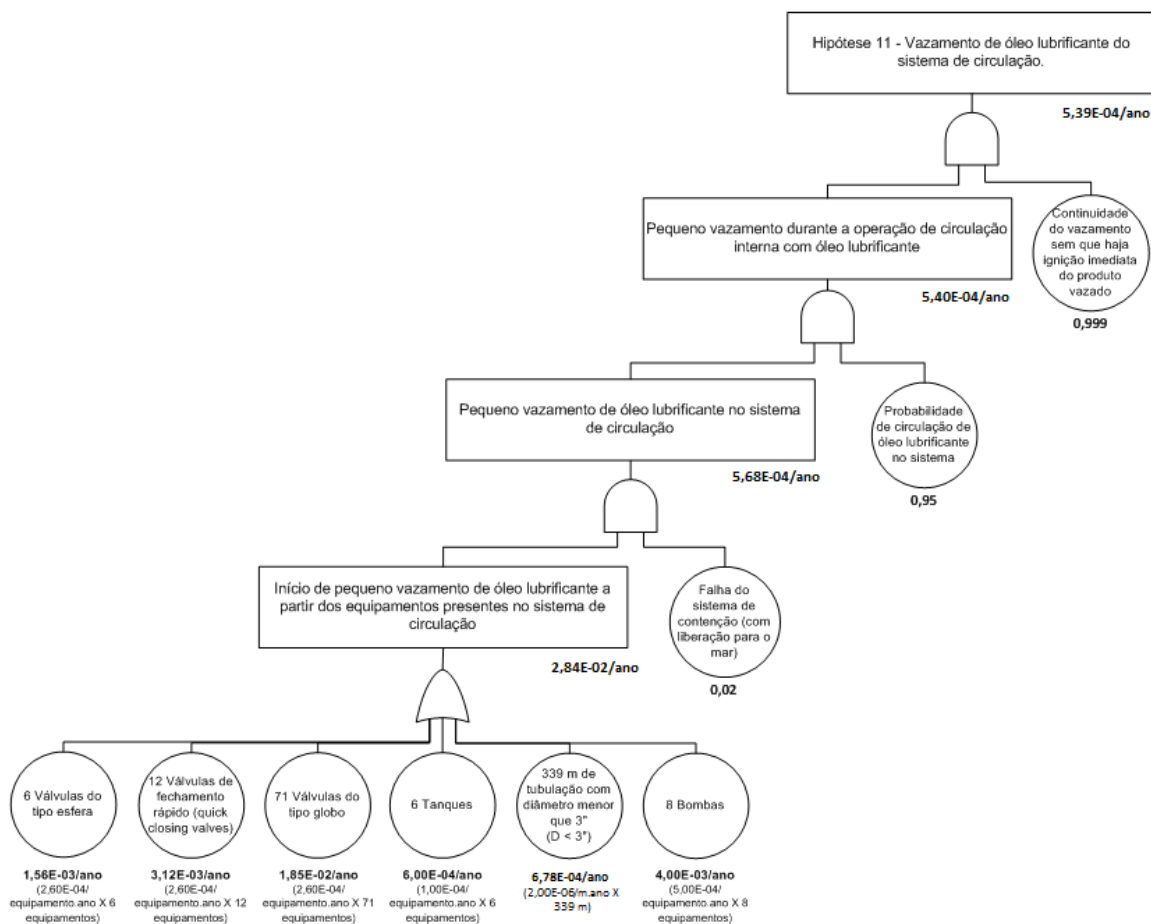


Figura II.12.4.3.1-5 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA11 - Vazamento de óleo lubrificante em tubulações, tanques e válvulas.

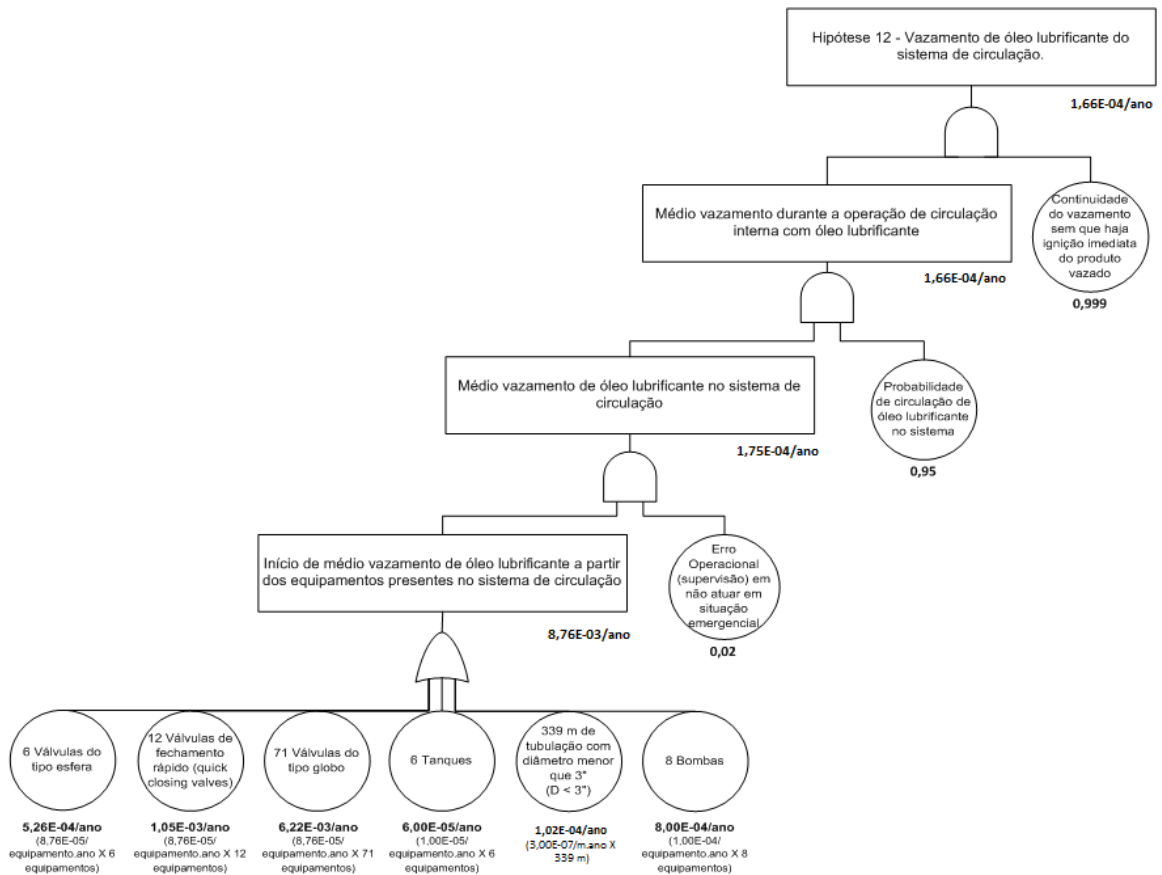


Figura II.12.4.3.1-6 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA12 - Vazamento de óleo lubrificante em tubulações, tanques e válvulas.

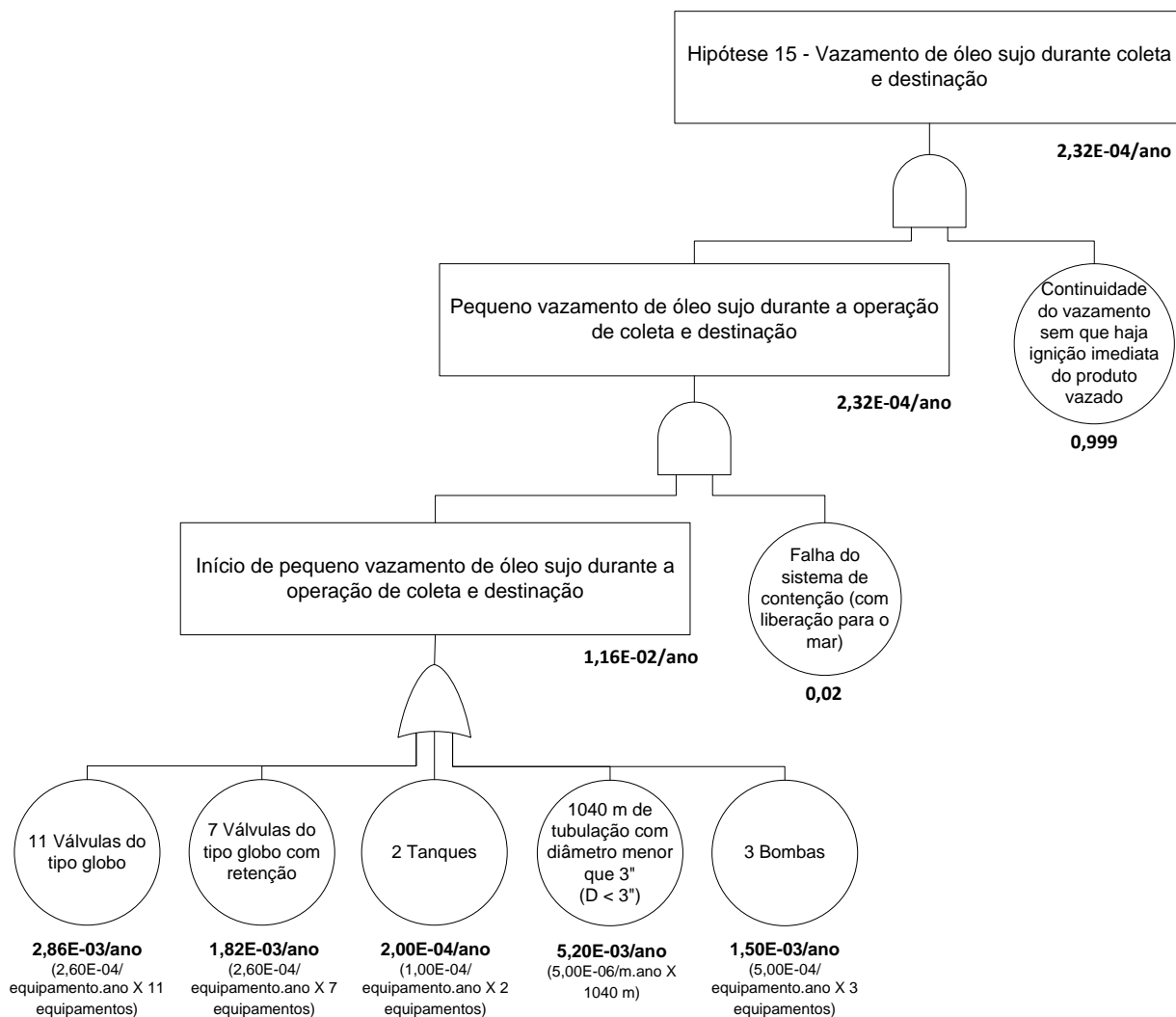


Figura II.12.4.3.1-7 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA15 - Vazamento de óleo sujo em tubulações, tanques e válvulas.

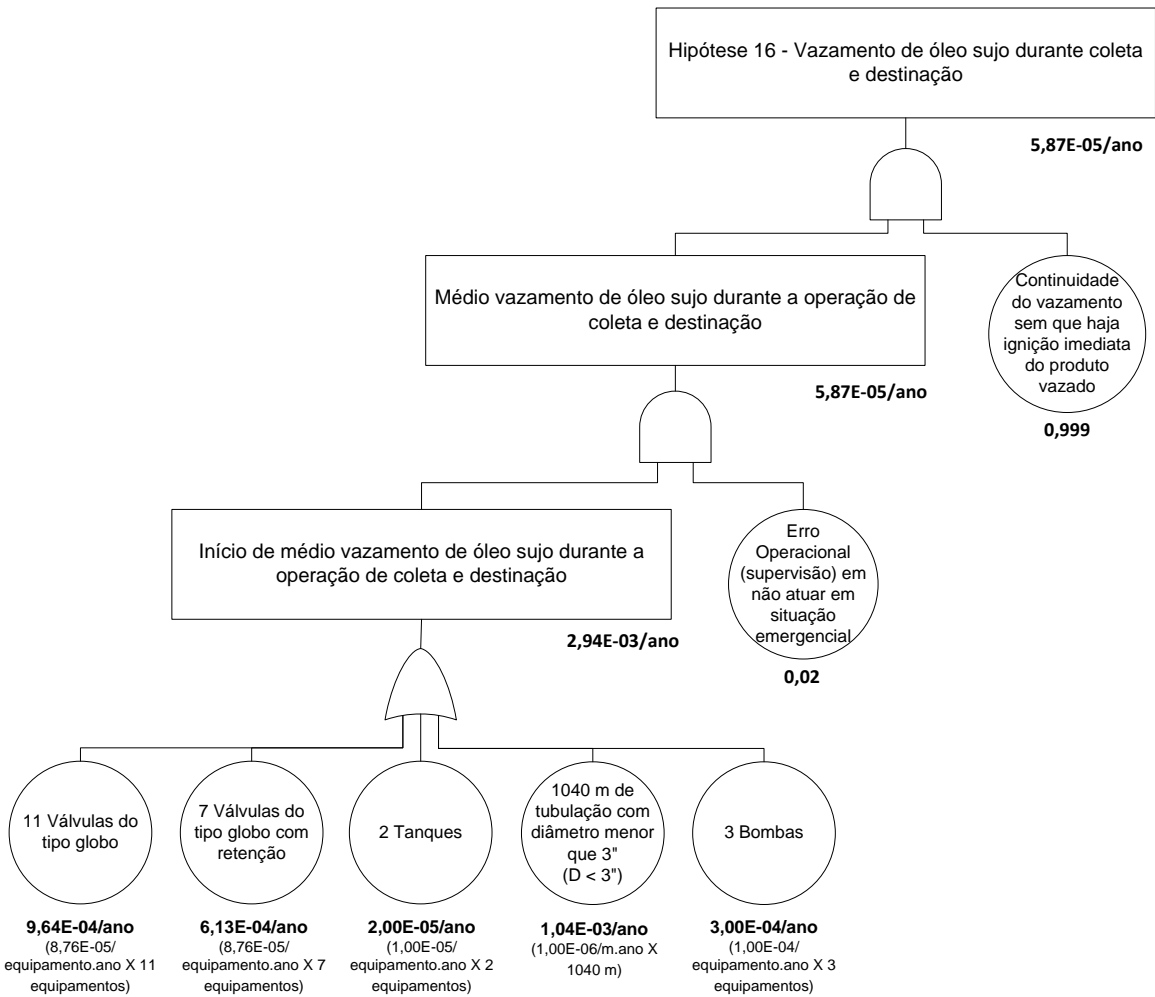


Figura II.12.4.3.1-8 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA16 - Vazamento de óleo sujo em tubulações, tanques e válvulas.

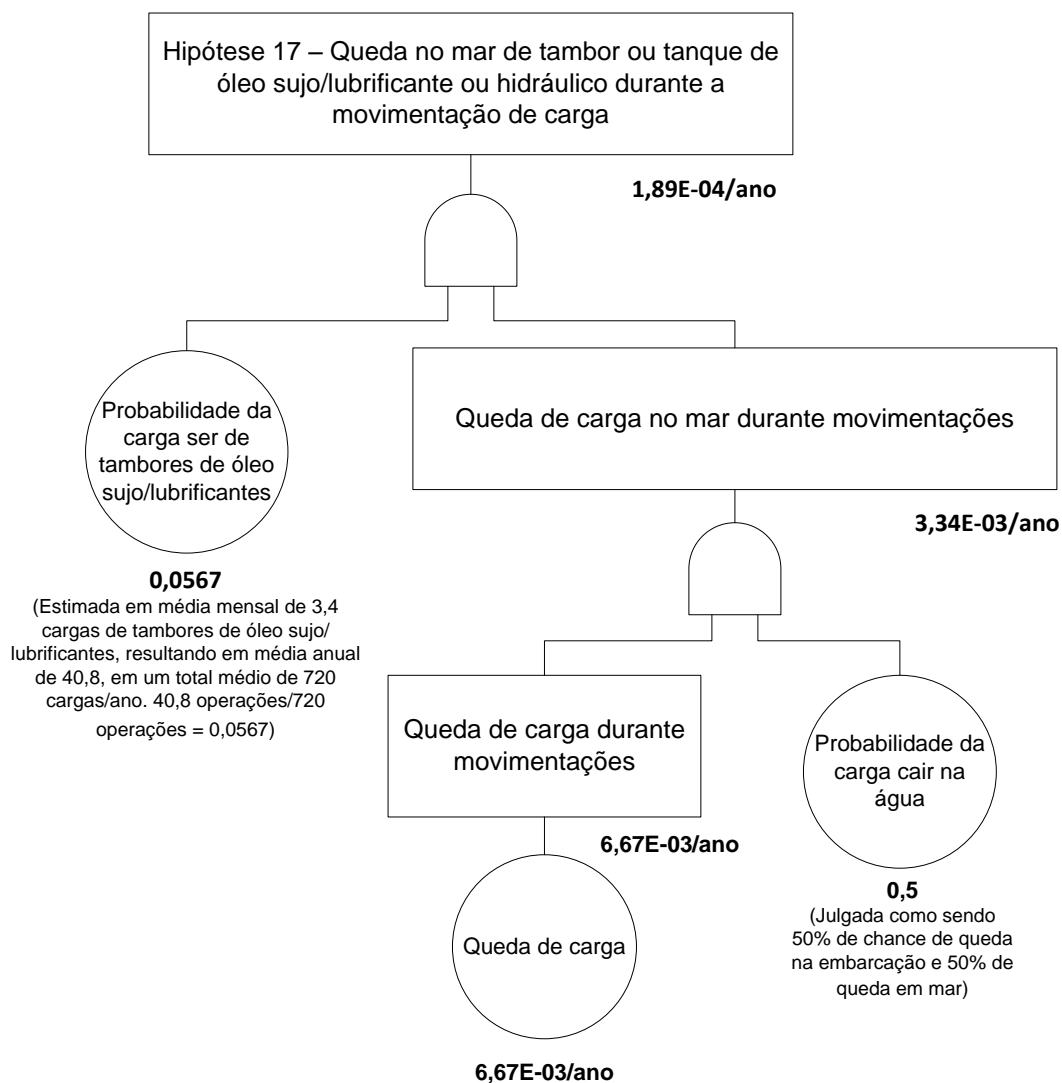


Figura II.12.4.3.1-9 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA17 - Vazamento de óleo lubrificante, hidráulico ou sujo devido à queda de tambor ou tanque portátil.

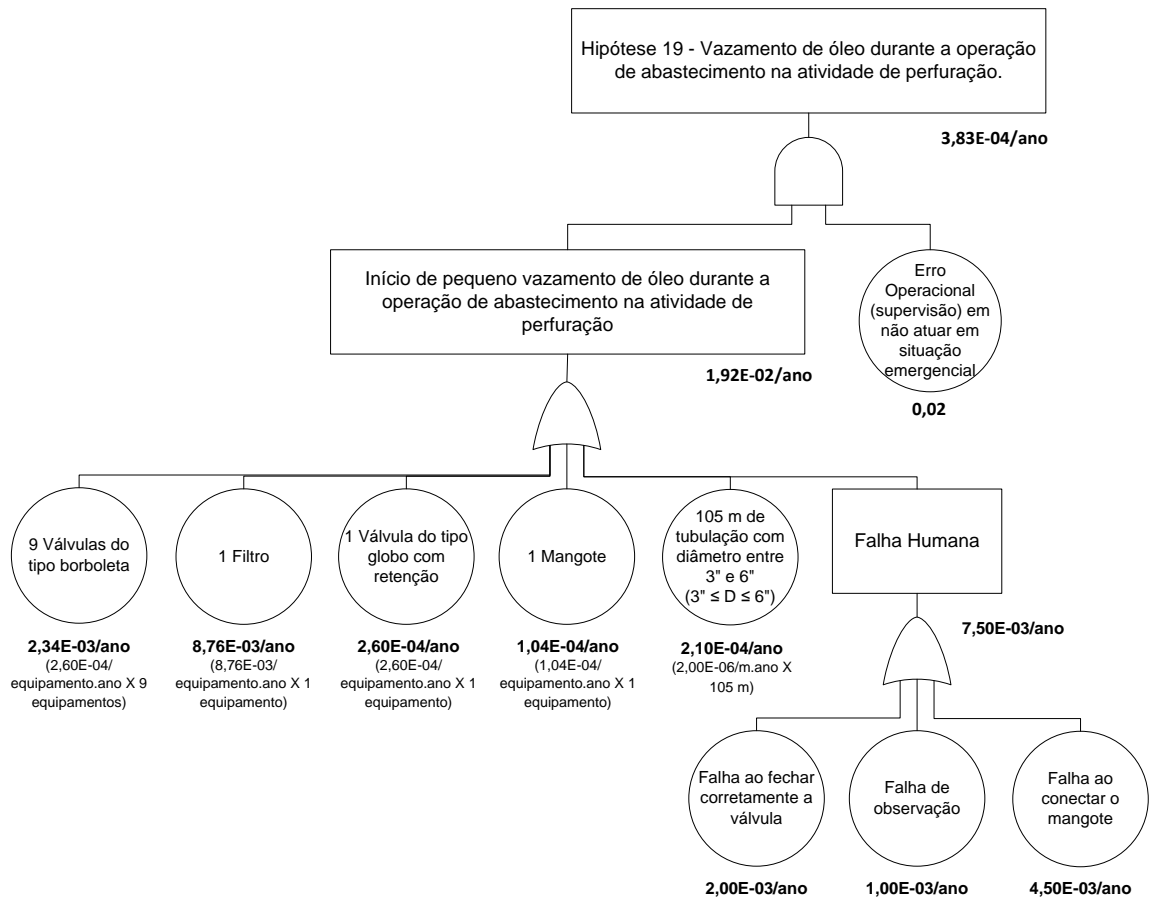


Figura II.12.4.3.1-10 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA19 - Vazamento de óleo diesel no mangote, linhas de transferência, válvulas durante operação de transferência Embarcação de apoio/Unidade Marítima de Perfuração.

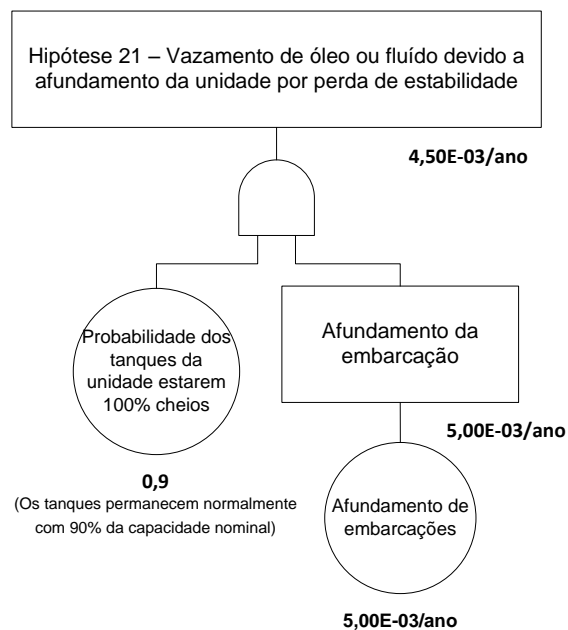


Figura II.12.4.3.1-11 - *Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA21 - Vazamento de óleo ou fluido devido a perda de estabilidade (adernamento /afundamento) da unidade.*

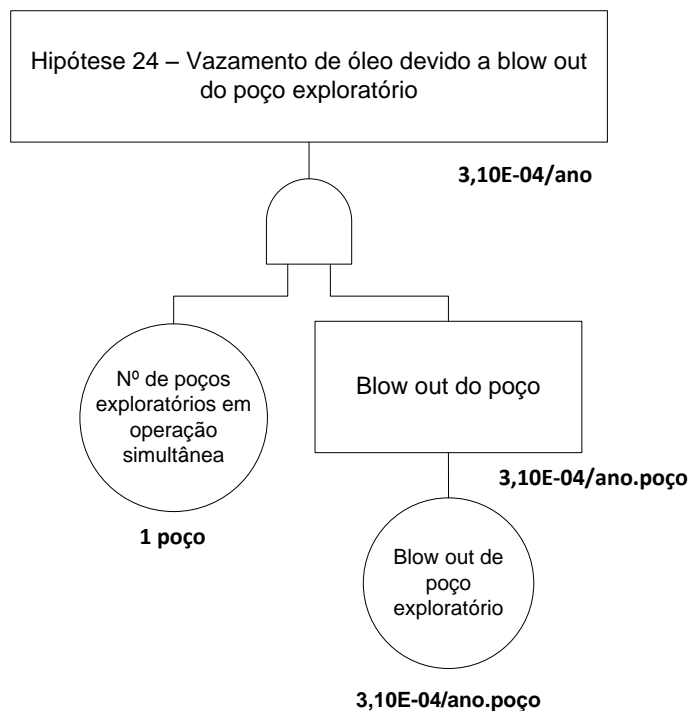


Figura II.12.4.3.1-12 - *Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA24 - Vazamento de óleo e gás - descontrolado do poço (Blowout).*

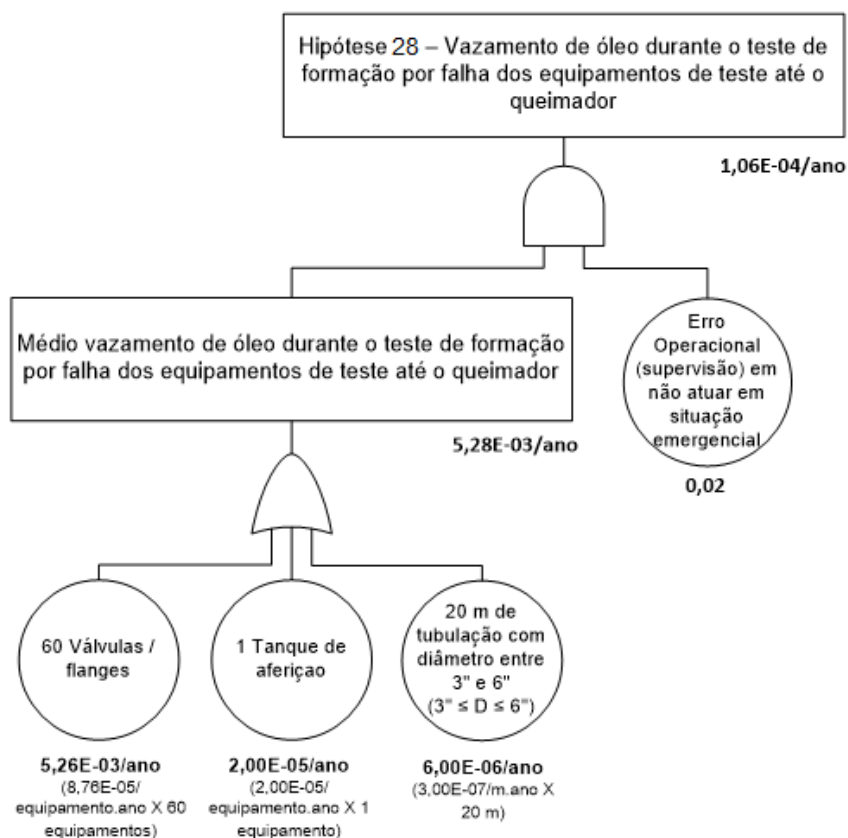


Figura II.12.4.3.1-13 - *Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA28 - Vazamento de óleo e gás em linhas, vasos, válvulas, conexões ou flanges, durante o teste de formação.*

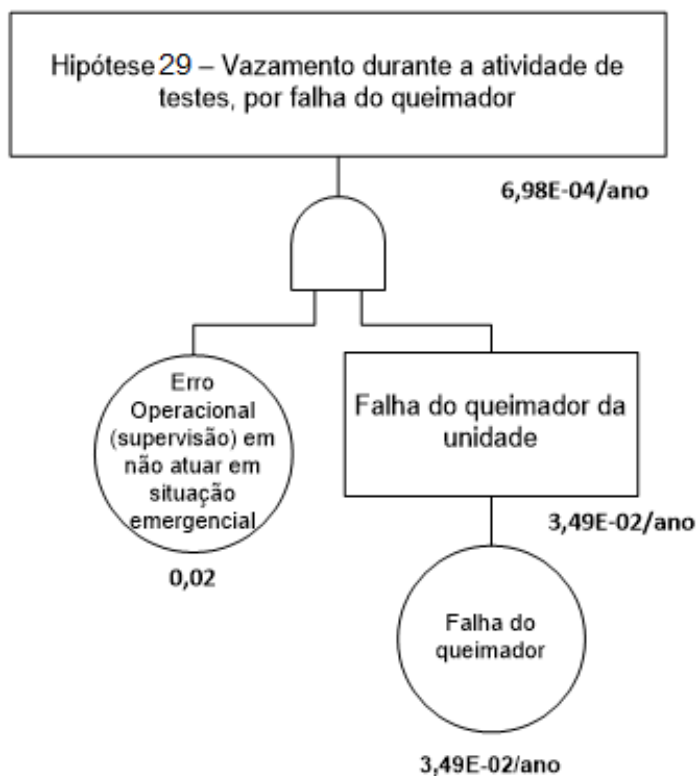


Figura II.12.4.3.1-14 - *Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA29 - Vazamento de óleo e gás devido a queima deficiente de hidrocarbonetos durante operação do queimador (falha da chama).*

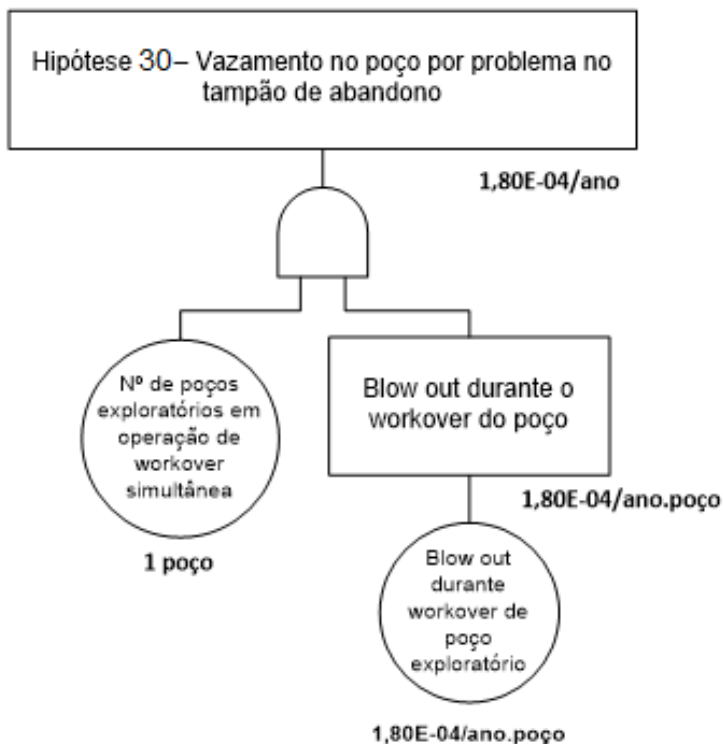


Figura II.12.4.3.1-15 - *Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA30 - Vazamento nos tampões de abandono.*

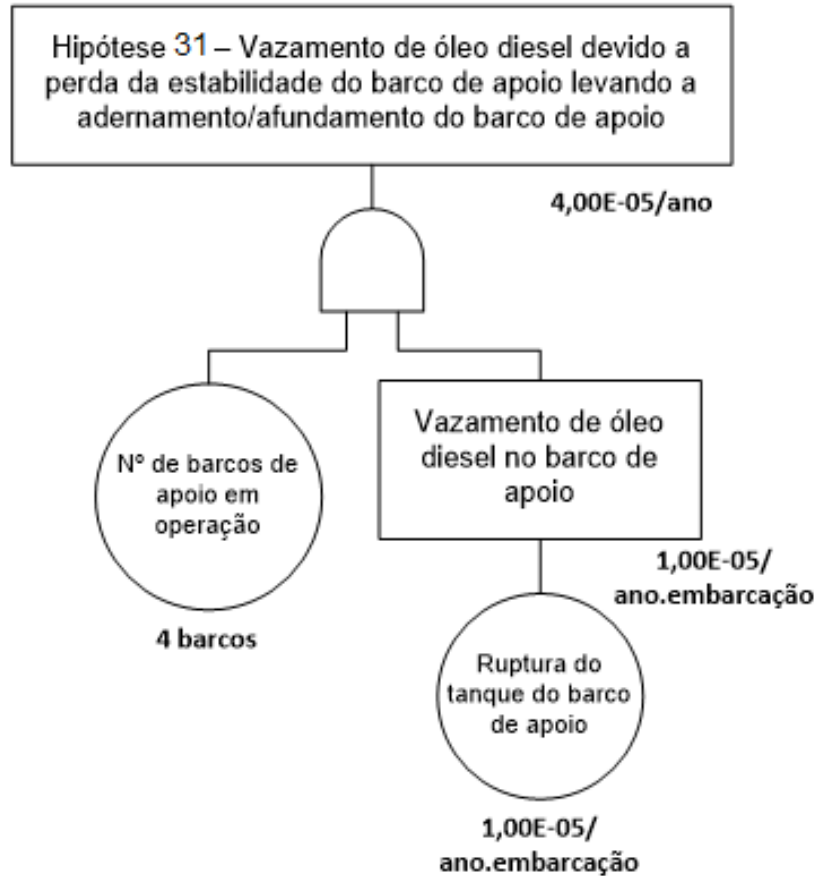


Figura II.12.4.3.1-16 - Árvore de Falhas da Hipótese Acidental HA31 - Vazamento de óleo diesel no barco de apoio.

No **Quadro II.12.4.3.1-1** 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.

Quadro II.12.4.3.1-1 - Compilação das Informações das Hipóteses Acidentais de Vazamento de Óleo com Contaminação Ambiental NS-42.

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	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 m ³	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 ≤ 80 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 m ³	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 ≤ 80 m ³ (Maior silo deste produto)	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar

(continua)

Quadro II.12.4.3.1-1 (continuação)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	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 m ³	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 m ³ (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 m ³	9,04E-4
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 m ³	2,68E-4

(continua)

Quadro II.12.4.3.1-1 (continuação)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	Frequência (ano ⁻¹)
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 m ³ (Maior tanque de diesel da unidade)	2,09E-5
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 m ³	1,12E-4
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 m ³	5,39E-4
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 m ³ (Maior tanque destes produtos)	1,66E-4

(continua)

Quadro II.12.4.3.1-1 (continuação)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	Frequência (ano ⁻¹)
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 m ³	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 ≤ 76,2 m ³ (maior tanque de bilge)	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
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 m ³	2,31E-4
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 m ³ (maior tanque deste produto na Unidade)	5,87E-5

(continua)

Quadro II.12.4.3.1-1 (continuação)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	Frequência (ano ⁻¹)
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 m ³	1,89E-4
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 m ³	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 5m ³ (180 s para vazamento com taxa de 100 m ³ /h)	3,83E-4
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 m ³	Hipótese Acidental sem derrame oleoso para o mar
21	Grande vazamento de óleo	Afundamento/adernamento da unidade marítima.	Estabilidade da Unidade Marítima	Até 9.751,7 m ³ (soma dos tanques de óleo diesel, lubrificante, hidráulico e sujo)	4,50E-3

(continua)

Quadro II.12.4.3.1-1 (continuação)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	Frequência (ano ⁻¹)
22	Grande vazamento de fluido não aquoso	Afundamento/adernamento da unidade marítima.	Estabilidade da Unidade Marítima	3211,7 m ³ (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 m ³ (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 m ³	3,10E-4
25	Médio vazamento de óleo / gás	Descontrole do poço (blowout).	Controle do Poço	De 8 a 200 m ³	3,10E-4
26	Grande vazamento de óleo / gás	Descontrole do poço (blowout).	Controle do Poço	até 17.774,4 m ³ *1	3,10E-4
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

(continua)

Quadro II.12.4.3.1-1 (conclusão)

HA	Perigo/ Causa		Sistema/ Subsistema	Volume (m ³)	Frequência (ano ⁻¹)
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 m ³	1,06E-4
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 m ³	6,98E-4
30	Vazamento nos tampões de abandono	Erro na operação.	Finalização/abandono do poço	até 59,3 m ³ *2	1,80E-4
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 m ³	4,00E-5

*1 Em função da vazão de blowout do poço de maior vazão do bloco BM-BAR-5, ou com maior impacto, por 30 dias (592,48 m³/dia).

*2 Em função do poço, por poucas horas (24 h), a 10% da vazão do descontrole do poço de maior vazão do bloco BM-BAR-5.

II.12.5 Avaliação das Consequências

II.12.5.1 Modelagem de Derrame de Óleo no Mar

A Modelagem de Derrame de Óleo no Mar elaborada para o Bloco BM-BAR-3 é apresentada no **Anexo II.8-3** e a Modelagem de Derrame de Óleo no Mar elaborada para o Bloco BM-BAR-5 é apresentada no **Anexo II.8-4**.

II.12.5.2 Análise de Vulnerabilidade e Identificação dos Componentes com Valor Ambiental

A vulnerabilidade de um determinado componente ambiental ao vazamento de óleo é definida em função da sua sensibilidade e da probabilidade de determinada área ser atingida pelo óleo.

Em consonância com a seção 3 do anexo II da Resolução CONAMA nº 398/08, a análise de vulnerabilidade avalia os efeitos dos incidentes de poluição por óleo sobre a segurança da vida humana e o meio ambiente nas áreas passíveis de serem atingidas por estes vazamentos, levando em consideração a probabilidade de o óleo atingi-las e a sensibilidade das mesmas ao óleo.

Vale salientar que, conforme estabelecido nos Termos de Referência atuais do IBAMA para atividades de perfuração, a Análise de Vulnerabilidade subsidia a identificação dos Componentes com Valor Ambiental (CVA). Para cada componente, deve ser considerado o respectivo tempo de recuperação, ou seja, o tempo que o componente, após ser atingido, levaria para se recompor aos níveis anteriores à exposição por óleo. Além disso, é realizada a análise da relação entre o tempo de recuperação do componente ambiental e o tempo de ocorrência do dano, bem como a avaliação da tolerabilidade do risco.

Para delimitação da área suscetível ao toque de óleo, foram utilizadas as áreas interceptadas por qualquer dos contornos de probabilidade das simulações geradas pelos estudos de modelagem. A identificação dos Componentes com Valor Ambiental (CVAs) foi realizada a partir da seleção dos componentes biológicos e ecossistemas com presença significativa na área suscetível ao toque de óleo e que atendam aos seguintes critérios:

- (i) Ser importante (e não apenas financeiramente) para a população local;
- (ii) Ter um interesse nacional ou internacional, ou;
- (iii) Ter importância ecológica.

Em adição aos critérios citados acima, foram consideradas espécies endêmicas ou ameaçadas de extinção.

Para a área suscetível ao toque de óleo, foram identificados 17 CVAs passíveis de serem atingidos:

- 1) Plâncton;
- 2) Peixes;
- 3) Quelônios marinhos;
- 4) Cetáceos – Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica e Baleia-piloto-de-peitorais-curtas;
- 5) Cetáceos – Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador;
- 6) Cetáceos – Boto-cinza;
- 7) Cetáceos – Boto-cor-de-rosa;
- 8) Sirênios;
- 9) Aves marinhas costeiras;
- 10) Aves marinhas oceânicas;
- 11) Praias arenosas;
- 12) Planícies de maré e terraços de baixa-mar;
- 13) Manguezais;
- 14) Ecossistemas recifais total (sem corte batimétrico);
- 15) Ecossistemas recifais rasos (até 20 m de profundidade);
- 16) Bancos de rodolitos total (sem corte batimétrico);
- 17) Bancos de rodolitos rasos (até 20 m de profundidade).

Para cada CVA, foi estimado o tempo de recuperação após ser afetado pela presença de óleo. A metodologia utilizada baseou-se no levantamento de dados da literatura científica e de relatórios técnicos, buscando informações sobre os impactos de derrames de óleo e o tempo de recuperação das comunidades biológicas do ambiente marinho e dos ecossistemas litorâneos e neríticos.

Vale salientar que a recuperação biológica de um ecossistema afetado por um derramamento de óleo começa logo que a toxicidade e a presença física do óleo tenham diminuído a um nível tolerável aos organismos de colonização mais robustos (BAKER et al., 1991). Contudo, o estado ao qual um ambiente volta após o dano é normalmente imprevisível. A recolonização dependerá da época do ano, da disponibilidade de formas recolonizadoras, interações biológicas e fatores climáticos, entre outros (SOUSA, 1984).

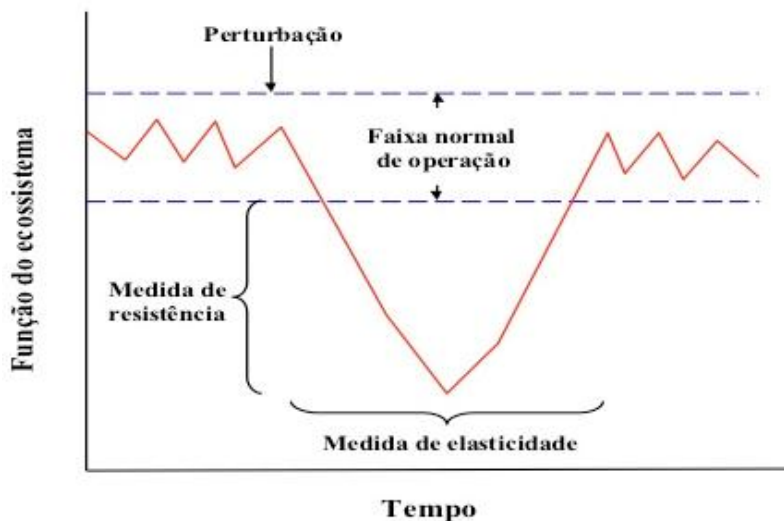
Quando se trata da recuperação de um componente ecossistêmico, depois deste componente estar sob os efeitos de um distúrbio e em uma condição degradada, pressupõe-se a retomada de seu estado anterior ao distúrbio, iniciando-se esta retomada a partir do momento em que o agente estressor é removido ou atenuado (UNDERWOOD, 1989).

Uma plena recuperação consiste no fato de que as comunidades e suas populações tenham retornado a um estado de “pré-impacto”, semelhante à condição anterior ao distúrbio em termos de estrutura e função, considerando-se os componentes de diversidade (riqueza e composição específica, equitatividade e abundância de espécies) para avaliação dentro de um espectro de flutuações naturais (ELLIOT et al., 2008).

Neste sentido, o estado pré-impacto é um estado dinâmico, tanto no tempo, como no espaço, onde cada parâmetro da estrutura e função está sujeito a flutuações e à sazonalidade, dentro de um espectro natural de variação.

A variabilidade natural tem grande influência nos estudos de poluição no ambiente marinho, uma vez que é comum haver grande dificuldade na detecção de impactos devido a interferências (ruídos de fundo) representadas pelas flutuações naturais do ecossistema (LEWIS, 1976; EPA, 1978; GRAY, 1980, UNDERWOOD, 1989). O mesmo vale para a constatação do efetivo retorno do componente ambiental aos limites naturais de variação, aqui definidos como “tempo de recuperação”. Este raciocínio está representado na **Figura II.12.5.2-1**.

Efeitos do stress no ecossistema



Fonte: modificado de Leffler (1978)

Figura II.12.5.2-1 - Efeitos do stress nas funções do ecossistema em função do tempo, demonstrando a variabilidade dentro da faixa normal de operação, pré e pós-perturbação.

A variabilidade natural nos ambientes costeiros é difícil de descrever, e mais difícil ainda de diferenciar da variabilidade causada por algum impacto antrópico (MANN & CLARK, 1978; DICKS, 1999). Por serem ambientes de transição e com grandes gradientes ambientais, a variação natural nos ambientes costeiros é elevada. Consequentemente, é difícil estabelecer a extensão precisa e a duração do dano ambiental causado por um tensor antrópico e distingui-las da variação natural (HISCOCK, 1985; DICKS, 1999).

Portanto, ao se considerar o tempo de recuperação de um CVA é necessário que as variações (impactos) causadas por um tensor antrópico (ação geradora) sejam maiores do que as variações naturais, para que estas sejam identificadas (LEWIS, 1976; EPA, 1978; GRAY, 1980; UNDERWOOD, 1981, 1989, HAWKINS et al., 1985).

O destino e o comportamento do óleo e seu consequente efeito sobre o ambiente e a biota são bastante complexos, sendo basicamente afetados por três aspectos: as características do ambiente afetado (sedimento, hidrodinamismo, etc.), as características físico-químicas do óleo (viscosidade, composição, etc.) e os processos de limpeza e intemperismo (OWENS et al., 2008, PAGE et al.,

2013). PAGE et al. (op. cit.) em sua extensa análise sobre o destino do óleo nos ambientes costeiros, realizaram uma detalhada compilação dos estudos relacionados ao derramamento do Exxon Valdez nos últimos 30 anos, relacionando a presença residual do óleo por mais de 20 anos no ambiente e sua significância como fonte de impacto. Com a mesma abordagem, recentemente Boehm et al. (2014) destacam que, apesar de presente no ambiente por mais de 20 anos, o óleo residual do Exxon Valdez (Sub Superficial Oil Residual – SSOR), altamente intemperizado, já não está biodisponível para a biota local.

As consequências de um vazamento de óleo podem variar intensamente, acarretando desde danos para organismos até ameaças para ecossistemas e comunidades biológicas locais ou regionais. Cabe ressaltar ainda que essas consequências são diretamente relacionadas às propriedades físico-químicas dos produtos vazados.

Para que um risco seja classificado como tolerável, o tempo de recuperação do componente ambiental deverá ser insignificante em comparação com o tempo de recorrência do risco.

De uma forma geral, a identificação dos CVAs fornece o embasamento para o cálculo dos riscos ambientais (Item **II.12.1 Cálculo dos riscos ambientais**) e a estimativa dos tempos de recuperação, para a avaliação da tolerabilidade aos danos sofridos pelo derrame de óleo (Item **II.12.7 Relação tempo de recuperação / tempo de recorrência**).

Nos itens a seguir, apresenta-se a descrição detalhada de cada CVA, de modo a entender a sua importância, critérios de seleção, locais de ocorrência, probabilidades de toque para os cenários de vazamento de óleo e o seu tempo de recuperação. A partir das características que definem cada CVA, utilizou-se o seguinte agrupamento:

- **CVAs Difusos:** ocorrem espacialmente dispersos ao longo da área suscetível ao toque de óleo, não sendo possível definir áreas de concentração. Para estes CVAs, a probabilidade de toque de óleo é calculada a partir da média ponderada de tais probabilidades calculada na região de intersecção entre as curvas de probabilidade de chegada de óleo e a área de ocorrência difusa. Os CVAs difusos identificados no presente estudo são:

1) Plâncton;

- 2) Peixes;
 - 4) Cetáceos – Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica e Baleia-piloto-de-peitorais-curtas;
 - 5) Cetáceos – Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador;
 - 10) Aves marinhas oceânicas.
- **CVAs Fixos:** ocorrem de forma pontual e concentrada na área de estudo, com ocorrência espacialmente delimitada em pontos, polígonos, faixas ou zonas. Para estes CVAs, a probabilidade de toque é adotada como sendo a maior probabilidade modelada para a área, faixa ou zona delimitada. Os CVAs fixos identificados no presente estudo são:
 - 3) Quelônios marinhos;
 - 6) Cetáceos – Boto-cinza;
 - 7) Cetáceos – Boto-cor-de-rosa;
 - 8) Sirênios;
 - 9) Aves marinhas costeiras;
 - 11) Praias arenosas;
 - 12) Planícies de maré e terraços de baixa-mar;
 - 13) Manguezais;
 - 14) Ecossistemas recifais total (sem corte batimétrico);
 - 15) Ecossistemas recifais rasos (até 20 m de profundidade);
 - 16) Bancos de rodolitos total (sem corte batimétrico);
 - 17) Bancos de rodolitos rasos (até 20 m de profundidade).

Vale salientar que esse agrupamento tem caráter didático, uma vez que o cálculo do risco e a avaliação de tolerabilidade serão realizados para cada CVA, individualmente.

Na definição das áreas de ocorrência e de concentração dos CVAs, foram utilizadas informações sobre a biologia e o comportamento das espécies, nos períodos em que essas estão efetivamente presentes na área suscetível ao toque de óleo. Para a representação dos ecossistemas presentes na linha da costa

(Praias arenosas, Planícies de maré e terraços de baixa-mar e Manguezais) foram utilizados os *shapefiles*¹¹ da base do projeto Mapeamento Ambiental para Resposta à Emergência no Mar – MAREM (IBP, 2016) (que apresentam os valores de ISL para cada trecho do litoral) e as fichas estratégicas de localidades dessa base (que identificam as subclasses dos ISL presentes em cada localidade). Para os ecossistemas neríticos (Ecossistemas recifais e Bancos de rodolitos), que não possuem linha de litoral e uma correspondência no mapeamento do ISL na área com probabilidade de presença de óleo, outras fontes de informação disponíveis na literatura científica e técnica foram utilizadas para o mapeamento das áreas marinhas ocupadas por esses ecossistemas (RSIS, 2000; MMA, 2007; PETROBRAS/DOF SUBSEA, 2012; BAHIA, 2014; MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018; VALE et al., 2018).

Os estudos de Modelagem de Derrame de Óleo no Mar realizados para o Bloco BM-BAR-3 e para o Bloco BM-BAR-5 consideraram três cenários de volumetria de vazamento, 8 m³, 200 m³ e Volume de Pior Caso (VPC – 14.706,60 m³ para BM-BAR-3 e 17.774,40 m³ para BM-BAR-5). Para cada um dos três volumes considerados em cada caso, foram modelados dois cenários representando a sazonalidade dos fatores ambientais, verão e inverno. As simulações para os volumes de 8 e 200 m³ consideraram vazamentos instantâneos a partir da superfície (com tempo total de modelagem de 30 dias), enquanto que para o VPC, as simulações para BM-BAR-3 consideraram vazamento a partir da superfície, enquanto que as simulações para BM-BAR-5 consideraram vazamentos a partir do fundo (a 2.376 m de profundidade), nos dois casos, com duração de 30 dias de vazamento e tempo total de modelagem de 60 dias de modelagem. Para BM-BAR-3 foram realizadas modelagens bidimensionais, com resultados representando o óleo presente na superfície marinha e na linha da costa. Já nas simulações de BM-BAR-5, foram realizadas modelagens tridimensionais, que permitem o mapeamento das frações do óleo que ficam dispersas em estratos verticais a diferentes profundidades na coluna

¹¹ *Shapefile*: arquivo que contém dados geoespaciais em forma de vetor usado por Sistemas de Informações Geográficas - SIG.

d'água em forma de gotículas, além da parcela do óleo que fica na superfície na linha de costa.

Assim, as modelagens de Derrame de Óleo no Mar realizadas para BM-BAR-3 e BM-BAR-5 são complementares, buscando avaliar os resultados a partir de hipóteses acidentais de pior caso distintas: a do BM-BAR-3 com blowout a partir da superfície e a do BM-BAR-5 com blowout a partir do fundo. A integração dos resultados dessas duas modelagens (**Anexo II.8-5**), visando considerar essas diferentes hipóteses, foi utilizada nos cálculos de probabilidade de toque nos CVAs.

Como a distribuição espacial e os ambientes ocupados pelos CVAs nas zonas costeiras e marinhas é distinta, os resultados probabilísticos de presença de óleo considerados não foram os mesmos para todos os CVAs. O **Quadro II.12.5.2-1** apresenta os resultados probabilísticos dos cenários das Modelagens de Derrame de Óleo no Mar que foram utilizados nos cálculos de probabilidade de toque para cada CVA. Nos cálculos realizados para os CVAs que consideraram mais de um resultado das modelagens conjuntamente (BM-BAR-3 e BM-BAR-5; superfície e coluna d'água), foi feita a integração dos resultados de forma a obter o maior valor de probabilidade para cada célula da grade da modelagem em que há sobreposição de resultados.

Para os CVAs Plâncton e todas as comunidades nectônicas (com exceção das aves marinhas costeiras), foram considerados os resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) e na coluna d'água (BM-BAR-5), já que essas comunidades estariam expostas ao óleo presente nesses dois ambientes.

Para o CVA Aves marinhas costeiras foram considerados os resultados de superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5), uma vez que as espécies componentes desse CVA estariam suscetíveis ao contato do óleo no estrato superficial marinho nas áreas onde se concentram.

Para os CVAs de ecossistemas costeiros (Praias arenosas, Planícies de maré e terraços de baixa-mar e Manguezais) foram considerados os resultados de probabilidade de presença de óleo na costa (BM-BAR-3 e BM-BAR-5), pois é onde estes CVAs se localizam.

Por fim, para os CVAs de ecossistemas neríticos (Ecossistemas recifais e Bancos de rodólitos) foram adotadas duas abordagens: mais rasos que 20 m de

profundidade (chamada de Rasos) e sem corte batimétrico (chamada de Total). A estratégia de diferenciar essas abordagens teve como objetivo dirimir possíveis limitações existentes em relação às batimetrias disponíveis para a região.

Na abordagem sem corte batimétrico (CVA Ecossistemas recifais total e CVA Bancos de rodolitos total), foram consideradas as probabilidades de presença de óleo no fundo oceânico (BM-BAR-5). Para chegar a este resultado, o Estudo de Modelagem para o Bloco BM-BAR-5 realizou o cruzamento dos mapas de probabilidade de presença de óleo na coluna d'água em diversas profundidades com o mapa de batimetria utilizado no estudo de modelagem (base global batimétrica ETOPO1), obtendo-se, dessa forma, mapas de probabilidade de presença de óleo no fundo oceânico. Esses resultados foram cruzados com os mapeamentos dos ecossistemas sem nenhum corte batimétrico.

Já para a abordagem dos ecossistemas mais rasos que 20 m (CVA Ecossistemas recifais rasos e CVA Bancos de rodolitos rasos), considera-se que os ecossistemas mais rasos sejam mais suscetíveis ao contato com o óleo superficial e sub-superficial (IPIECA, 1992; MMA, 2012; NOAA, 2010). Essa linha de corte de 20 m considera as áreas rasas, que seriam mais críticas com relação a um possível entranhamento na coluna d'água de parte do óleo presente na superfície, ademais, a porção mais rasa da Plataforma Interna, que se estende até uma profundidade aproximada de 15 a 20 m, é a zona onde o fundo sofre influência dos movimentos orbitais das ondas (LESSA, 2000; WALKER & PLINT, 1992), ou seja, nessa zona mais rasa, o fundo marinho está sujeito a um constante revolvimento e movimentação dos sedimentos. Para a definição de quais ecossistemas seriam considerados rasos, neste caso, foi utilizada a base batimétrica CPRM/ANP (2013), que possui maior resolução nos bancos recifais mais rasos do que a base global batimétrica ETOPO1. Dessa forma, os polígonos dos ecossistemas neríticos situados a profundidades menores que 20 m (definidos pelo cruzamento das áreas mapeadas desses ecossistemas com a isóbata de 20 m da base batimétrica de CPRM/ANP, 2013) foram cruzados com os resultados integrados de probabilidade de presença de óleo na superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) e na coluna d'água (BM-BAR-5).

Quadro II.12.5.2-1 – Resultados probabilísticos das modelagens de derrame de óleo no mar para os Blocos BM-BAR-3 e BM-BAR-5 que foram considerados nos cálculos de probabilidade de toque para cada Componente com Valor Ambiental (CVA).

CVAs	Tipo	Cenários Probabilísticos		
		8 m ³ (verão e inverno)	200 m ³ (verão e inverno)	VPC (verão e inverno)
Plâncton	difuso	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) + coluna d'água (BM-BAR-5)
Peixes	difuso	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) + coluna d'água (BM-BAR-5)
Quelônios marinhos	fixo	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) + coluna d'água (BM-BAR-5)
Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica, Baleia-piloto-de-peitorais-curtas	difuso	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) + coluna d'água (BM-BAR-5)
Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador	difuso	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) + coluna d'água (BM-BAR-5)
Boto-cinza	fixo	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) + coluna d'água (BM-BAR-5)
Boto-cor-de-rosa	fixo	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) + coluna d'água (BM-BAR-5)
Sirênios	fixo	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) + coluna d'água (BM-BAR-5)
Aves marinhas costeiras	fixo	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)
Aves marinhas oceânicas	difuso	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) + coluna d'água (BM-BAR-5)
Praias arenosas	fixo	*	linha de costa (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)	linha de costa (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)
Planícies de maré e terraços de baixa-mar	fixo	*	linha de costa (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)	linha de costa (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)
Manguezais	fixo	*	linha de costa (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)	linha de costa (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)
Ecossistemas recifais total (sem corte batimétrico)	fixo	*	fundo (BM-BAR-5)	fundo (BM-BAR-5)
Ecossistemas recifais rasos (até 20 m de profundidade)	fixo	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) + coluna d'água (BM-BAR-5)

CVAs	Tipo	Cenários Probabilísticos		
		8 m ³ (verão e inverno)	200 m ³ (verão e inverno)	VPC (verão e inverno)
Bancos de rodolitos total (sem corte batimétrico)	fixo	*	fundo (BM-BAR-5)	fundo (BM-BAR-5)
Bancos de rodolitos rasos (até 20 m de profundidade)	fixo	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5)**	superfície (BM-BAR-3 e BM-BAR-5) + coluna d'água (BM-BAR-5)

(*) as modelagens não identificaram presença de óleo na costa ou toque no fundo para os cenários de 8 m³.

(**) Como os resultados dos vazamentos instantâneos foram simulados a partir da superfície, os valores mais críticos de probabilidade de presença de óleo também foram detectados na superfície. Por este motivo, os resultados de superfície foram considerados como os mais críticos para cenários de 8 m³ e de 200 m³, ao contrário dos cenários de blowout, para os quais foram considerados como mais críticos os resultados de superfície + coluna d'água.

A distribuição espacial dos CVAs dentro da área com probabilidade de presença de óleo é apresentada no **Mapa II.12-1** (CVAs - Modelagens de superfície e coluna d'água - Inverno), **Mapa II.12-2** (CVAs - Modelagens de superfície e coluna d'água - Verão), **Mapa II.12-3** (CVAs - Modelagens de superfície - Inverno), **Mapa II.12-4** (CVAs - Modelagens de superfície - Verão), **Mapa II.12-5** (CVAs - Modelagens de linha de costa - Inverno), **Mapa II.12-6** (CVAs - Modelagens de linha de costa - Verão), **Mapa II.12-7** (CVAs - Modelagens de fundo - Inverno), **Mapa II.12-8** (CVAs - Modelagens de fundo - Verão).

Apresenta-se a seguir a descrição dos Componentes com Valor Ambiental, sua sensibilidade ao óleo, tempo de recuperação e os cálculos de probabilidade de toque.

II.12.5.2.1 CVA Plâncton

A escolha do CVA Plâncton deve-se sobretudo à sua importância ecológica como parte fundamental da cadeia trófica e dos ciclos biogeoquímicos nos ecossistemas marinhos. Por constituírem a base da teia alimentar nos oceanos, eventuais mudanças na composição e estrutura das comunidades planctônicas podem ocasionar modificações em todos os níveis tróficos (PARSONS et al., 1984). Ademais, os organismos planctônicos respondem rapidamente às

alterações ambientais, por meio da variação de sua produtividade e composição específica, constituindo bons indicadores da qualidade da água (APHA, 2012). Os componentes do fito e zooplâncton, como produtores primários e secundários, transferem energia ao servirem de alimento para os níveis superiores da cadeia, além de também comporem os detritos que serão captados por organismos bentônicos e degradados por bactérias (e.g., CALBET & LANDRY, 2004). Já o componente do ictioplâncton, correspondente ao estágio inicial de vida dos peixes (ovos e larvas), determina o recrutamento para a fase adulta, influenciando a dinâmica populacional das espécies. Dessa forma, o plâncton se relaciona com a manutenção dos estoques dos recursos pesqueiros utilizados como alimento pela comunidade humana em geral.

Apesar de apresentarem o mesmo modo de vida, comunidades planctônicas podem ser divididas em fitoplâncton (organismos eucariontes fotossintetizantes: diatomáceas, dinoflagelados, flagelados, silicoflagelados, coccolitoforídeos, entre outros), zooplâncton (organismos eucariontes consumidores: copépodes, cladóceros, moluscos, quetognatos, larvas e ovos de peixes, entre outros) e bacterioplâncton (procariontes – bactérias).

As comunidades planctônicas da área suscetível ao toque de óleo apresentam um gradiente de produtividade ao longo da costa que decresce no sentido leste, conforme descrito no diagnóstico das Comunidades Planctônicas, componente do item **II.6.2 Meio Biótico**. Esta produtividade é influenciada pelo complexo sistema de drenagem fluvial, devido, principalmente, ao aporte de sedimentos nas desembocaduras dos grandes rios amazônicos, que são responsáveis pela fertilização de grandes extensões da plataforma continental norte equatorial, exercendo também grande influência na estrutura da comunidade planctônica na região das Bacias Marítimas da Foz do Amazonas e do Pará-Maranhão. As águas oriundas do Rio Amazonas favorecem um aumento da concentração dos nutrientes, destacando-se o silicato, essencial para o desenvolvimento dos organismos que possuem carapaças silicosas, como as diatomáceas. No entanto, a alta concentração de material em suspensão diminui a penetração de luz, limitando o crescimento do fitoplâncton nos períodos de maior descarga da pluma.

Com relação ao gradiente costa-oceano na área suscetível ao toque de óleo, é possível distinguir uma zona costeira sob maior influência do sistema de drenagem, zona de transição, e a plataforma externa, com influência oceânica.

Sensibilidade ao óleo e tempo de recuperação do CVA Plâncton

Em um evento de vazamento, a suscetibilidade ao óleo das comunidades planctônicas que se encontram na área atingida é alta, devido ao fato destes organismos não possuírem deslocamentos autônomos que os permitam evitar o contato com eventuais manchas de óleo na coluna d'água, assim como por apresentarem elevada razão superfície/volume, que favorece o recobrimento e a absorção de contaminantes. Além disso, esses organismos concentram-se na porção superior da coluna d'água, onde também fica distribuída a maior parte do óleo eventualmente derramado nos oceanos (IPIECA, 2000).

Pelo fato de as comunidades planctônicas apresentarem taxas de mortalidade e renovação elevadas (HOWARTH, 1989), torna-se extremamente difícil a determinação dos reais efeitos da poluição por óleo nestes organismos (sensibilidade). Essas características biológicas permitem que este componente ambiental apresente uma grande resiliência frente a acidentes com derrames de óleo no mar (IPIECA, 2000). No entanto, um aspecto que deve ser considerado é a eventualidade de um derramamento de óleo atingindo locais abrigados e períodos de reprodução dos peixes, pois tais circunstâncias atuariam diretamente sobre o ictioplâncton, podendo gerar danos intensos para as populações de peixes (IPIECA, 2000), a depender das condições locais. Por outro lado, vale lembrar que a maioria das espécies de peixes com fase juvenil planctônica produz enormes quantidades de ovos e larvas. Destes, apenas uma pequena proporção sobrevive até a fase adulta, sendo que o restante é predado ou morto por outros motivos. O número de jovens que irá sobreviver até o final da fase planctônica e alcançar um tamanho suficiente para ser recrutado nos estoques pesqueiros varia naturalmente de acordo com inúmeros fatores ambientais, como condições climáticas e sucesso reprodutivo. Uma perda devido a um vazamento de óleo será menos significativa se o recrutamento naquela temporada tiver sido favorável (IPIECA, 2000).

Além do óleo flutuante na camada superior da coluna d'água, o óleo dissolvido pode causar prejuízos aos organismos e à comunidade planctônica, caso persista em concentrações suficientemente altas por certo período de tempo (HOWARTH, 1989).

Alguns estudos foram realizados com o objetivo de verificar os efeitos de derramamentos de óleo sobre as comunidades planctônicas, sendo que os resultados indicaram que os impactos desses eventos sobre esse organismos tendem a persistir por menos de um mês, com efeitos severos restringindo-se a apenas alguns dias (JOHANSSON et al., 1980). Apesar de estudos realizados durante o acompanhamento de vazamentos de óleo (IPIECA, 2001) terem verificado efeitos diretos sobre as populações planctônicas, incluindo a mortalidade de organismos na área suscetível ao toque de óleo, sérios efeitos de vazamentos de óleo no plâncton ainda não foram observados em mar aberto. Impactos de larga escala, como modificação da estrutura da comunidade, também não têm sido reportados para o plâncton (SCHOLZ et al., 2001). Isso provavelmente se deve às altas taxas reprodutivas das populações, assim como o transporte de organismos planctônicos de fora da área suscetível ao toque de óleo, que podem compensar, em curto prazo, o impacto da diminuição no número de indivíduos causado pelo óleo (IPIECA, 1991).

Devido às características ecológicas deste componente ambiental, o tempo de recuperação do plâncton, após um derramamento de óleo no ambiente marinho, pode variar numa escala de dias até no máximo 1 ano, conforme a intensidade do vazamento, o período do vazamento (períodos críticos correspondem a épocas de desova de determinadas espécies de peixes) e a capacidade do vazamento em atingir a região costeira.

Com base nessas informações e nas características de um possível cenário de vazamento aqui considerado, dentre elas, a grande extensão da área suscetível ao toque de óleo e a possibilidade de chegada do óleo a regiões costeiras e estuarinas, o tempo de recuperação deste CVA foi estimado, de forma conservativa, em 1 ano, considerando-se, sobretudo, o impacto sobre o ictioplâncton, que poderia, num cenário crítico, comprometer parcialmente o recrutamento anual de algumas espécies de peixes em alguns locais (ex: estuários).

Resumo do CVA Plâncton e cálculos de probabilidade de toque

Considerando que as comunidades planctônicas, componentes deste CVA, habitam tanto a região costeira, quanto a oceânica, sua ocorrência possui caráter

difuso. A maior abundância de ovos e larvas de peixes em alguns ecossistemas, como em manguezais e recifes, foi levada em conta quando da descrição dos respectivos CVAs. Desta maneira, para fins do cálculo de risco, considerou-se que esses organismos ocorrem ao longo de toda a área suscetível ao toque de óleo (resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície e na coluna d'água - **Quadro II.12.5.2-1**), tendo sido utilizada a área total que compreende os contornos de probabilidades de toque de óleo, ponderando-se cada faixa de probabilidade de acordo com sua respectiva área.

Segue um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Plâncton	Difusa – áreas costeira e oceânica	1 ano

O **Quadro II.12.5.2.1-1** apresenta as probabilidades ponderadas de toque no CVA Plâncton a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC nos períodos de inverno e verão.

A presença do CVA Plâncton dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-1** (inverno) e no **Mapa II.12-2** (verão).

Quadro II.12.5.2.1-1 - Probabilidades ponderadas de toque de óleo no CVA Plâncton, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC para os períodos de inverno e verão. Os valores nas células mostram a área em km² para cada probabilidade e as linhas finais a área total com probabilidade de toque e a probabilidade ponderada.

Probabilidade	Inverno			Verão		
	Área com probabilidade de toque (km ²)					
	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
1%	81957,7	203341,7	257074,1	63900,2	162375,1	277781,7
2%	5429,0	100122,4	63460,9	6405,9	28442,3	51982,5
3%	2654,6	66548,8	52660,8	2478,6	18328,2	33995,3
4%	2139,9	39845,5	45018,6	1726,3	11116,6	27857,5
5%	1379,3	20524,2	37779,8	1036,0	7971,9	26875,5
6%	733,8	15686,6	34082,2	890,1	7272,4	23859,6
7%	576,5	14123,5	27210,7	790,6	7426,2	20900,9
8%	376,2	12550,2	22360,3	718,3	7613,6	18135,3
9%	347,5	9629,7	18519,3	552,3	7959,2	13652,4

Probabi- lidade	Inverno			Verão		
	Área com probabilidade de toque (km²)					
	8 m³ (superfície)	200 m³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m³ (superfície)	200 m³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
10%	314,1	7058,8	14988,1	447,7	5917,6	11141,5
11%	346,4	5401,8	12182,2	351,5	3956,3	9366,2
12%	264,0	3546,9	10501,0	242,5	2610,3	8499,4
13%	231,8	2520,9	9041,6	213,5	2372,7	9018,2
14%	149,3	1790,7	8166,0	194,1	1946,3	9254,4
15%	142,2	1392,4	6648,1	170,9	1968,3	9920,8
16%	126,1	1021,2	6282,2	156,1	1864,0	11656,3
17%	66,9	948,4	6008,2	69,0	1874,0	11691,6
18%	63,4	858,5	6021,2	34,5	1749,6	14714,3
19%	73,3	845,0	5879,9	43,3	1470,6	18512,8
20%	28,3	642,7	5451,3	44,7	1371,3	18022,2
21%	24,3	564,4	5059,9	27,3	1393,2	15436,2
22%	72,1	450,5	4928,7	20,3	1215,2	16799,6
23%	25,8	370,5	4442,0	25,3	1344,0	16456,9
24%	35,1	358,2	4646,5	44,4	1324,9	19072,7
25%	36,1	242,4	4715,1	32,8	1430,5	18619,8
26%	12,6	205,8	6693,1	12,4	1223,7	15690,8
27%	39,5	313,6	9858,9	21,6	1054,8	10569,5
28%	20,7	319,7	6055,5	20,9	727,7	6311,4
29%	18,9	320,6	4422,3	19,8	731,6	4695,8
30%	17,2	182,7	4844,4	23,7	563,6	4346,6
31%	10,6	158,0	7610,3	30,3	604,9	4262,4
32%	9,5	166,4	11086,5	16,6	529,8	3885,7
33%	18,2	138,4	7467,9	4,0	467,6	3564,2
34%	20,2	135,9	4390,3	4,0	414,3	3546,9
35%	9,0	128,1	4640,1	12,5	384,8	3015,4
36%	4,0	187,0	4389,7	9,4	338,8	2780,2
37%	5,9	123,6	5173,7	6,4	198,3	2598,2
38%	39,2	130,6	8531,3	2,7	204,2	2975,5
39%	4,0	137,1	6367,4	18,2	176,4	3331,2
40%	0,0	144,1	7895,0	7,6	125,6	3836,7
41%	22,2	124,1	9093,2	10,6	109,1	3521,0
42%	25,7	168,8	9190,1	22,2	136,0	3027,1
43%	7,4	154,2	8819,7	4,0	156,0	3772,4
44%	0,0	193,6	9811,3	4,0	146,6	4198,6
45%	0,0	157,9	10849,7	13,1	144,9	4019,4
46%	0,0	155,3	9754,4	0,0	77,3	2784,4
47%	10,9	135,0	11083,4	9,1	89,3	2574,1
48%	0,0	106,8	9217,8	6,7	102,2	1996,0
49%	10,2	93,0	9693,3	0,0	98,9	1857,8
50%	13,1	126,1	8820,1	4,9	80,2	1488,1
51%	4,0	123,2	9127,1	1,6	127,2	2314,6
52%	9,1	152,5	8874,4	0,0	129,9	2258,9
53%	0,0	60,9	8975,8	0,0	93,0	2296,0
54%	4,0	69,6	8908,0	0,0	105,9	2486,7

Probabi- lidade	Inverno			Verão		
	Área com probabilidade de toque (km ²)					
	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
55%	4,0	66,6	8604,9	0,0	104,9	2308,3
56%	0,0	53,5	8238,8	13,1	130,9	2258,1
57%	4,0	46,7	8972,4	4,0	83,2	2096,3
58%	0,0	24,2	8760,5	0,0	115,3	2297,6
59%	9,1	42,2	7813,2	9,1	64,5	2119,9
60%	0,0	8,1	9044,8	0,0	51,0	2319,0
61%	4,0	4,0	11907,4	0,0	21,2	1884,6
62%	0,0	8,1	14624,7	0,0	16,5	1651,9
63%	13,1	4,0	17343,9	0,0	15,6	1517,5
64%	0,0	0,0	22198,6	0,0	0,0	1340,6
65%	18,2	9,1	16397,8	0,0	4,0	1210,1
66%	0,0	7,6	10411,7	4,0	0,0	1519,7
67%	4,0	4,0	10222,5	4,0	0,4	1091,4
68%	0,0	13,1	7029,7	0,0	11,5	1502,7
69%	0,0	4,0	5397,2	0,0	5,3	1346,7
70%	0,0	8,1	3984,2	4,0	0,0	1387,4
71%	0,0	0,0	4726,9	9,1	9,1	1280,6
72%	9,1	9,1	3747,9	0,0	0,0	1236,3
73%	0,0	4,0	2324,9	0,0	3,9	1124,7
74%	0,0	9,1	2133,6	9,1	0,0	1205,9
75%	0,0	4,0	1695,2	0,0	9,1	1018,5
76%	0,0	9,1	1873,1	0,0	4,0	1039,9
77%	0,0	0,0	1855,8	0,0	13,1	1075,1
78%	0,0	4,0	1853,1	4,0	0,0	1016,4
79%	4,0	0,0	2214,7	0,0	4,0	1122,3
80%	0,0	9,1	2402,3	0,0	0,0	1153,2
81%	0,0	4,0	1819,6	0,0	0,0	1186,6
82%	0,0	0,0	1909,5	0,0	4,0	1154,1
83%	4,0	0,0	1476,2	0,0	9,1	1091,1
84%	0,0	0,0	1962,3	9,1	0,0	1251,0
85%	9,1	0,0	5123,2	0,0	9,1	1530,6
86%	0,0	0,0	2181,1	0,0	0,0	1208,3
87%	9,1	4,0	1828,3	0,0	4,0	2260,7
88%	0,0	8,9	1911,7	0,0	0,0	2796,6
89%	0,0	0,0	1291,6	0,0	0,0	1961,1
90%	0,0	4,0	1151,4	0,0	4,0	1786,7
91%	0,0	0,0	1228,1	0,0	0,0	1695,0
92%	0,0	9,1	1046,2	0,0	0,0	2163,8
93%	0,0	0,0	1603,3	8,1	0,0	2545,0
94%	8,1	0,0	1121,9	0,0	0,0	3357,1
95%	0,0	0,0	794,3	9,1	0,0	5512,9
96%	0,0	0,0	964,6	0,0	0,0	4397,6
97%	0,0	8,1	1068,1	4,0	4,0	4866,9
98%	0,0	9,1	506,2	0,0	4,0	3336,9
99%	8,1	0,0	843,7	0,0	0,0	4913,1

Probabi- lidade	Inverno			Verão		
	Área com probabilidade de toque (km²)					
	8 m³ (superfície)	200 m³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m³ (superfície)	200 m³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
100%	13,1	30,3	4478,7	4,0	17,2	11630,2
Área Total	98050,80	515427,70	1134863,20	80997,20	302379,80	926999,20
Probabi- lidade Ponde- rada	1,84	3,53	25,21	2,02	4,85	19,15

II.12.5.2.2 CVA Peixes

A escolha do CVA Peixes deve-se à sua importância para a população local, como recurso explorável e item alimentar e também à sua relevância ecológica, sobretudo como parte das cadeias tróficas dos ecossistemas marinhos. Na forma de consumidores primários (herbívoros), secundários (carnívoros) e de níveis superiores, até predadores de topo (como os tubarões), os peixes exercem papel no controle populacional de outras espécies e na manutenção da biodiversidade dos ecossistemas. Algumas espécies ainda se alimentam de detritos, ou possuem relações simbióticas com outros organismos, como anêmonas, outros peixes, etc. (HAIMOVICI & KLIPPEL, 1999; LESSA et al., 1999).

Além dos critérios citados acima, a ictiofauna ainda possui diversas espécies ameaçadas em nível nacional e internacional. Dentre as espécies de peixes com ocorrência para a área suscetível ao toque de óleo, a lista nacional oficial de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014) apresenta algumas com *status* de “vulneráveis” à extinção e outras que apresentam níveis críticos de ameaça, como os cações *Isogomphodon oxyrinchus*, *Sphyrna tudes*, *S. lewini* e *S. tiburo*, “criticamente em perigo” e o marlim-azul (*Makaira nigricans*), “em perigo”. Outras quatro espécies ameaçadas, *Gramma brasiliensis*, *Scarus trispinosus*, *S. zelindae* e *Sparisoma axillare*, são recifais e tem no Parcel Manuel Luís seus limites setentrionais na área suscetível ao toque de óleo. Considerando-se as últimas inclusões de espécies da ictiofauna ameaçadas no Brasil (MMA, 2014), além de diversos elasmobrânquios com maior grau de ameaça, grande número entre os táxons incluídos compreende peixes recifais.

As bacias marítimas da costa norte apresentam grande riqueza de espécies de peixes estuarinos e marinhos, de acordo com o diagnóstico da Ictiofauna, componente do item **II.6.2 Meio Biótico**. Existem registros de 427 táxons distintos de peixes marinhos e estuarinos na região compreendida entre a Bacia de Barreirinhas e a Bacia da Foz do Amazonas. Esse conjunto de espécies se distribui em 132 famílias, com destaque para as famílias Sciaenidae, Carangidae e Serranidae, por serem as mais especiosas.

Sensibilidade ao óleo e tempo de recuperação do CVA Peixes

Segundo relatório da *International Petroleum Industry Environmental Conservation Association* - IPIECA (2000), sobre os impactos biológicos da poluição por óleo na pesca, não existem, até então, evidências de que algum vazamento de óleo já tenha matado um número significativo de peixes adultos ou de seus estágios juvenis no ecossistema de mar aberto, a ponto de afetar significativamente as populações de adultos. Como exemplo, nenhum efeito adverso em peixes adultos foi reportado após o *blowout* no campo de Ekofisk (Plataforma Bravo, no mar do Norte, em 1977), ou após o vazamento do navio-tanque Argo Merchant (costa leste dos Estados Unidos, em 1976).

Por outro lado, nas proximidades do vazamento do Amoco Cadiz (costa noroeste da França, em 1978), houve mortalidade imediata de peixes de espécies de pequeno valor comercial. Houve também uma redução nas capturas de peixes na região afetada por este derrame um ano após o evento (MAURIN, 1981). Entretanto, passado o período de um ano, o recrutamento de algumas espécies que haviam sido afetadas negativamente pelo acidente foi recuperado (DESAUNAY, 1981). Este efeito temporário sobre as populações de peixe pode estar associado ao fato de que, na maioria dos vazamentos em mar aberto, a concentração de óleo abaixo da mancha é baixa e também ao fato de peixes adultos tenderem a nadar para longe da mancha (IPIECA, 1991).

Peterson et al.(2003) relataram que a exposição de longo prazo de embriões de peixe ao óleo tem consequências sobre a população através de efeitos indiretos sobre o crescimento e a incidência de deformidades, com consequências futuras sobre a reprodução. Outros estudos já indicaram que, em ocasiões em que houve grande mortandade de larvas, o impacto não foi posteriormente

detectado nas populações de adultos, possivelmente porque os sobreviventes tiveram uma vantagem competitiva (mais alimento e menor chance de predação) (IPIECA, 1991).

Em águas oceânicas, devido à sua elevada mobilidade, os peixes exibem baixa suscetibilidade ao óleo, pois costumam deixar as áreas contaminadas em busca de locais livres de poluentes (IPIECA, 1991).

Assim, infere-se que a ictiofauna sofreria maior impacto no caso do óleo atingir regiões mais próximas da costa e estuários. As espécies demersais, em especial, geralmente contam com pequenos estoques e áreas de desova e reprodução restritas. Os peixes costeiros, sobretudo os que vivem associados a fundos consolidados (corais, rochas) e exibem comportamento territorial, são especialmente vulneráveis, pois têm maior oportunidade de contato com as frações hidrossolúveis do poluente e de ingestão do produto por conta da contaminação de seus recursos alimentares (LOPES, 2007).

Por outro lado, uma recente avaliação do impacto do acidente do Golfo do México (DWH) sobre os peixes costeiros (associados a bancos de fanerógamas marinhas) não verificou efeitos sobre os juvenis (FODRIE & HECK, 2011). Pelo contrário, houve aumento de sua densidade após o acidente.

A partir do acidente do Tasman Spirit no Paquistão, Alrai & Rizvi (2005) previram danos aos ovos e larvas de espécies de interesse comercial na zona afetada, que poderiam resultar em perda da contribuição dessa área para o futuro recrutamento dos estoques pesqueiros. Dados de arrastos de fundo indicaram imediata mortandade de peixes costeiros, resultando em drástica redução de populações de linguados, solhas e de tainha na área, além de diminuição da captura de atuns. Altas concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) foram observadas em todos os peixes capturados na área impactada. É preciso lembrar, porém, que o acidente em questão ocorreu muito próximo da costa, a menos de 3 km; portanto, o óleo vazado não foi significativamente intemperizado e não sofreu grande perda de volume, especialmente de suas frações mais leves, antes de adentrar as áreas mais ricas em organismos.

Cabe destacar ainda que diversos autores, ao estudar os impactos que manchas de óleo poderiam ter sobre a ictiofauna, mencionaram que, embora peixes adultos possam ser mortos por derrames de óleo, este tipo de impacto potencial provavelmente apresenta um efeito menos severo sobre as populações

do que a pesca comercial (MACKIE et al., 1978, MACLEOD et al., 1978; NEFF & HAENSLY, 1981).

Dentre os fatores que contribuiriam para a recuperação das populações de peixes, após algum eventual acidente envolvendo o derramamento de óleo, podem ser citados os seguintes: condições climáticas favoráveis à floração do fitoplâncton, aumentando a oferta de alimento para a ictiofauna, e diminuição das populações de aves marinhas que se alimentam desses peixes. Além disso, o “alívio” na pressão de pesca pode ter grande colaboração com a mitigação de possíveis efeitos sobre as populações de peixes (COLLINS et al., 2003).

Poucos estudos de longo prazo foram realizados com o objetivo de avaliar o tempo de recuperação da ictiofauna após derramamentos de óleo. No entanto, foi observado que, após o grande vazamento de óleo do Amoco Cadiz, a reprodução e o crescimento de peixes demersais e bentônicos em estuários e baías foram perturbados, e anormalidades histopatológicas ainda eram evidentes em linguados 2 anos depois do acidente (IPIECA, 2000). No entanto, este é considerado um caso extremo, devido ao enorme volume de óleo vazado e à proximidade da costa.

No entanto, os blocos BM-BAR-3 e BM-BAR-5 localiza-se em águas oceânicas oligotróficas (a uma distância de cerca de 140 km da costa), de forma que entre um eventual vazamento e o contato do óleo com áreas mais sensíveis costeiras e estuarinas haveria a evaporação e a dispersão de parte das frações mais leves do óleo.

Assim, considerando as características biológicas da ictiofauna e o fato de que os estágios de vida mais vulneráveis desse CVA são os de ovos e larvas, destaca-se que a recuperação das populações de peixes após um vazamento dependerá da renovação do ictioplâncton. Assim, adotou-se para esse CVA o tempo de recuperação de **1 ano**.

Resumo do CVA Peixes e cálculos de probabilidade de toque

Considerando que as espécies relacionadas a esse CVA habitam tanto a região costeira, quanto a oceânica, sua ocorrência possui caráter difuso. A presença mais concentrada de determinadas espécies ou grupos em alguns ecossistemas, como manguezais e recifes não foi negligenciada, tendo sido

levada em consideração quando da descrição dos impactos e da recuperação das funções ecológicas dos CVAs específicos de ecossistemas.

Para o cálculo do risco, será utilizada, portanto, a interseção com toda a área dos contornos de probabilidades de presença de óleo (resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície e na coluna d'água - **Quadro II.12.5.2-1**), uma vez que as populações dessas espécies ocorrem em toda a área de interesse.

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Peixes	Difusa – áreas costeira e oceânica	1 ano

O CVA Peixes não possui área de concentração específica, ocorrendo de maneira difusa em toda a área marinha. Desta forma, as probabilidades ponderadas de toque neste CVA são as mesmas apresentadas para o CVA Plâncton no **Quadro II.12.5.2.1-1**. A presença deste CVA Peixes dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-1** (inverno) e no **Mapa II.12-2** (verão).

II.12.5.2.3 CVA *Quelônios marinhos*

Os quelônios marinhos foram selecionados como CVA por terem presença significativa na área suscetível ao toque de óleo e se tratarem de um conjunto de espécies ameaçadas de extinção tanto em escala nacional (MMA, 2014), quanto internacional (IUCN, 2019). A conservação das espécies de quelônios é de interesse nacional e internacional por serem espécies migratórias e apresentarem importância ecológica nos ecossistemas onde ocorrem. Atuam como importantes componentes da cadeia trófica dos ambientes marinhos. Como consumidores, controlam as populações de suas presas e mantêm o fluxo de energia para os níveis superiores, promovendo a biodiversidade.

Atualmente estão descritas sete espécies de tartarugas marinhas no mundo e, destas, cinco ocorrem no litoral brasileiro, sendo a tartaruga-cabeçuda (*Caretta*

caretta), tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), a tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*), a tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*) e a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*). As espécies de quelônios marinhos apresentam diversas características ecológicas em comum. Ao longo da porção costeira da área suscetível ao toque de óleo, a plataforma continental é utilizada como rota migratória fora do período reprodutivo por quatro espécies (tartaruga-cabeçuda, tartaruga-verde, tartaruga-de-pente e tartaruga-oliva) (BAUDOIN et al., 2015).

O alto grau de ameaça das espécies de quelônios é favorecido, em grande parte, por características de seu ciclo de vida, que tornam todas as espécies bastante vulneráveis a interferências antrópicas. As tartarugas marinhas são espécies migratórias, possuem um complexo ciclo de vida e utilizam grandes áreas geográficas e múltiplos habitats (MÁRQUEZ, 1990). Apresentam maturação tardia e ciclo de vida longo, podendo levar de 10 a 50 anos, a depender da espécie, para atingirem a maturidade sexual (CHALOUPKA & LIMPUS, 1997; MEYLAN & DONNELLY, 1999) e voltarem à mesma praia de nascimento para se reproduzirem pela primeira vez (BALAZS, 1982; BJORNDAL & ZUG, 1995). Dentre as espécies que ocorrem na costa brasileira, a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), devido ao hábito herbívoro, possui desenvolvimento mais lento, atingindo a maturidade sexual entre os 25 e os 50 anos (CHALOUPKA et al., 2004).

As maiores ameaças enfrentadas pelas tartarugas marinhas são a captura acidental em atividades pesqueiras e o desenvolvimento costeiro não planejado (MARCOVALDI et al., 2011a). Outra grande ameaça é a poluição marinha por resíduos sólidos, como plásticos, que são confundidos com alimentos e ingeridos, podendo causar o bloqueio do trato intestinal, ulcerações e necroses. Outras ameaças são o abate para consumo humano, a poluição luminosa nas praias, mudanças climáticas e patógenos (MARCOVALDI et al., 2011a), além de variados efeitos decorrentes de contato com o óleo (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2010; NOAA, 2010a; SHIGENAKA, 2010).

Fêmeas de quelônios marinhos normalmente não se reproduzem em anos consecutivos, podendo o “intervalo de remigração” (como é chamado o intervalo entre as migrações reprodutivas e eventos de desova) variar entre as espécies e entre populações de uma mesma espécie (LIMPUS, 1993; MILLER, 1997). Os ciclos reprodutivos podem ser anuais, bienais, trienais ou até mesmo irregulares. De modo geral, o intervalo de remigração das fêmeas pode oscilar entre 1 e 9

anos (LIMPUS, 1993; MILLER, 1997), mas o intervalo mais comum é o de cerca de 2 a 3 anos (TROËNG & CHALOUPKA, 2007). Tal condição indica que o eventual derrame de óleo em locais onde há grande concentração de deposição de ovos pode gerar impactos que tendem a persistir por vários anos sobre a atividade reprodutiva das tartarugas.

No diagnóstico dos Quelônios, componente do item **II.6.2 Meio Biótico**, pode ser encontrada uma descrição detalhada das características de cada uma das cinco espécies que integram esse CVA.

O Plano de Ação Nacional para Conservação das Tartarugas Marinhas (MARCOVALDI et al. 2011a) e as Avaliações do Estado de Conservação das Espécies de Tartarugas Marinhas (ALMEIDA et al., 2011a, 2011b; CASTILHOS et al., 2011; MARCOVALDI et al., 2011b; SANTOS et al., 2011) apresentam mapeamentos gerais das áreas de desova das cinco espécies de quelônios que ocorrem no litoral do Brasil, evidenciando que a área suscetível não possui áreas primárias de desova de nenhuma dessas espécies. Outros estudos indicam desovas ocasionais de pelo menos duas espécies de quelônios marinhos (tartaruga-cabeçuda e tartaruga-de-pente) no litoral maranhense (MÁRQUEZ, 1990; CRUZ et al., 2003; BARRETO et al., 2013) e também no Pará (GIARRIZZO obs. pessoal apud OGX/HABTEC, 2009).

O mapeamento das áreas de concentração de quelônios foi feito com a análise da bibliografia especializada e os polígonos apresentados nos mapas foram utilizados nos cálculos de risco.

Alguns trabalhos da literatura científica apresentam informações acerca das rotas migratórias utilizadas pelos quelônios no litoral brasileiro (MARCOVALDI et al., 2010; 2012; LEMKE et al., 2006; SILVA et al., 2011; ALMEIDA et al., 2011a), sendo que as rotas mais conhecidas estão localizadas sobre a plataforma continental, sendo utilizadas tanto para populações de tartarugas que nidificam na costa nordeste brasileira, quanto para populações que nidificam na região das Guianas e do Suriname. Tais rotas migratórias, na área suscetível ao toque de óleo, também estão representadas nos mapas. Essas rotas mostram a importância das áreas da plataforma continental, pelo fato de serem utilizadas como rotas migratórias por todas as espécies, além de abrigarem importantes áreas de alimentação das mesmas, com destaque para as áreas de recifes de corais distribuídas por vários pontos ao longo da costa brasileira.

Já para as regiões *offshore*, é mínimo o conhecimento que se tem sobre a utilização dessas áreas pelas tartarugas marinhas, mas isso não indica que sejam áreas sem importância, visto que capturas acidentais em atividades pesqueiras realizadas em alto mar, assim como os dados de telemetria, mostram a presença das espécies em diversas regiões afastadas da costa (MARCOVALDI et al., 2010; 2011b).

No caso de indivíduos imaturos, não se tem ainda mapeadas áreas específicas no Brasil onde as espécies costumam passar essa fase de seu ciclo de vida, sendo difícil determinar se e com que magnitude eles seriam impactados.

Considerando-se o estado da arte do conhecimento sobre as cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no litoral brasileiro, as consequências de um impacto sobre suas populações dificilmente poderiam ser mensuradas de forma discriminada, dadas as semelhanças em seus ciclos de vida e o fato de que grande parte das áreas conhecidas, importantes para atividades críticas como a reprodução, alimentação e migração, são compartilhadas pelas espécies. Isso sustenta a decisão de se reunir as espécies de quelônios num único CVA.

Sensibilidade ao óleo e tempo de recuperação do CVA Quelônios marinhos

Considerando-se o atual conhecimento sobre as espécies de tartarugas marinhas, as consequências de um vazamento de óleo sobre suas populações dificilmente poderiam ser mensuradas de forma plena, mas o fato é que derrames de óleo podem afetar negativamente todas as espécies presentes na área suscetível ao toque, seja através do impacto direto sobre a atividade reprodutiva nas praias, assim como pelo impacto sobre jovens e adultos, que se deslocam constantemente ao longo da plataforma continental e áreas oceânicas.

Em uma modelagem baseada em uma extensa revisão de estudos sobre impactos de vazamentos de óleo sobre tartarugas marinhas, French-McCay (2009) adotou uma taxa de mortalidade de 5% dos juvenis e adultos que entram em contato com o óleo, sendo que a probabilidade adotada no caso de filhotes recém-eclodidos foi de 50%, evidenciando o grande impacto que o derramamento de óleo pode causar nas situações em que as manchas atingem áreas próximas à costa.

É importante ressaltar ainda que as tartarugas marinhas são geralmente afetadas pela contaminação por óleo, uma vez que não possuem o comportamento de evitar águas oleosas e realizam grandes inalações pré-mergulho (NOAA, 2010a; SHIGENAKA, 2010). Elas podem ingerir o óleo acidentalmente, ou por confundirem-no com alimento, como é o caso de relatos descritos para indivíduos de *Chelonia mydas* e *Caretta caretta* (GRAMENTZ, 1988; LUTZ & LUTCAVAGE, 1989). Também podem inalar compostos voláteis do óleo, uma vez que apresentam respiração aérea. O contato direto com o óleo sobre a pele e mucosas pode afetar a saúde dos animais (GRAMENTZ, 1988; LUTZ & LUTCAVAGE, 1989). É possível, ainda, que o contato com o óleo acometa os sistemas digestivo, respiratório, imunológico e acarrete alterações sanguíneas e nas glândulas de sal, o que pode comprometer a osmorregulação (LUTCAVAGE et al., 1995). O efeito pode ser ainda maior no caso dos juvenis, que permanecem maior tempo na superfície e, assim, expõem-se por mais tempo ao óleo e/ou seus compostos voláteis (FRITTS & MCGEHEE, 1982). O contato com o óleo pode ainda interferir na reprodução desses animais, por conta da diminuição do sucesso de eclosão dos filhotes (FRITTS & MCGEHEE, 1982; VAN FLEET & PAULY, 1987; LUTZ & LUTCAVAGE, 1989; MILTON et al., 2010). Tartarugas adultas expostas ao óleo têm afetadas, principalmente, as áreas do pescoço e nadadeiras, não protegidas pelo casco. A recuperação dos animais afetados leva de uma a duas semanas, mas, como a descamação da mucosa pode demorar até três semanas para acontecer, indivíduos que tiveram contato com o óleo ficam, durante esse tempo, ainda mais suscetíveis a infecções. Ademais, mesmo nos casos em que as tartarugas marinhas não tenham contato direto com o óleo lançado num eventual derrame, elas podem ser afetadas indiretamente, ao se alimentarem de organismos contaminados (MILTON et al., 2010).

Além do tempo de recuperação dos indivíduos, outra questão que deve ser considerada é o período de recuperação de uma determinada população, visto que, manchas de óleo nos ambientes marinhos afetam não apenas os indivíduos, mas também uma série de processos ecológicos que regulam o desenvolvimento das populações.

Estudos têm sido realizados nesse sentido, com resultados contrastantes. Com base em modelagens, Leung et al. (2012) concluíram que um único evento

de derramamento de óleo não seria capaz de alterar significativamente a taxa de declínio de populações de tartarugas marinhas em um período de 20 anos. No entanto, o mesmo autor destaca que, em função das características biológicas das populações, todos os indivíduos são importantes para a manutenção das populações nos ambientes marinhos. Outros estudos, realizados com base no acompanhamento de populações, evidenciaram sucesso na recuperação das tartarugas marinhas, quando adotadas estratégias de minimização de impactos antrópicos (CROWDER & HEPPELL, 2011). Por outro lado, Witherington et al. (2009) evidenciaram a não recuperação de populações de tartarugas marinhas, em relação às ameaças sofridas, a despeito dos esforços de conservação aplicados, após um período de 30 anos de monitoramento no sudeste dos Estados Unidos. No entanto, cabe destacar que a maior parte dos estudos tem como foco a recuperação de populações de tartarugas marinhas sujeitas a impactos antrópicos crônicos, sem considerar especificamente a recuperação de populações de tartarugas marinhas após eventos agudos de contaminação por óleo (CROWDER & HEPPELL, 2011; WITHERINGTON et al., 2009; BALAZS & CHALOUPIKA, 2004; LEUNG et al., 2012). Há claramente uma distinção entre esses dois tipos de impactos, entretanto, o que dificulta sua separação é que, muitas vezes, populações de quelônios marinhos atingidas por derrames de óleo já vêm sendo (ou foram) cronicamente impactadas por diversas outras atividades antrópicas.

A partir dos dados apresentados, e apesar da falta de estudos de longo prazo específicos sobre os efeitos de derrames de óleo sobre populações de quelônios, adotou-se para o CVA Quelônios marinhos o tempo de recuperação de 20 anos.

Resumo do CVA Quelônios marinhos e cálculos de probabilidade de toque

Dadas as discussões apresentadas nos itens acima, o CVA Quelônios marinhos foi considerado **fixo** para fins de cálculo do risco, com presença o ano inteiro na região de interesse. Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação adotados para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
-----	--------------	----------------------

Quelônios
marinhosFixa – áreas de concentração (alimentação)
sobre a plataforma continental da região do
Delta do Parnaíba/MA até o Oiapoque/AP,
com presença o ano inteiro

20 anos

A partir do mapeamento realizado, considerou-se o maior valor de probabilidade de toque de óleo no CVA, para cada faixa de volume e período do ano (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação (resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície e na coluna d'água - **Quadro II.12.5.2-1**).

O **Quadro II.12.5.2.3-1** apresenta as probabilidades de toque nas áreas de concentração do CVA Quelônios marinhos a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC, para o inverno e verão. Este quadro mostra que no inverno a probabilidade máxima de toque nas áreas de concentração deste CVA para o modelo com vazamento de 8 m³ foi de 19,0%, de 60,2% para vazamento de 200 m³ e de 100,0% para vazamento de VPC. Neste período do ano, as maiores probabilidades de toque ocorrem na área do Mar adjacente a Alcântara (MA). Já no verão, a probabilidade máxima de toque para um vazamento de 8 m³ foi de 18,73%, para vazamento de 200 m³ foi de 61,72%, e para vazamento de VPC a probabilidade máxima foi de 100,0%. Assim como no inverno, nesta época do ano as maiores probabilidades de toque ocorrem na área do Mar adjacente a Alcântara (MA).

A presença deste CVA Quelônios marinhos dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-1** (inverno) e no **Mapa II.12-2** (verão).

Quadro II.12.5.2.3-1 - Probabilidades de toque de óleo nas áreas de concentração do CVA Quelônios marinhos, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

Quelônios marinhos								
UF	Município	Local	Inverno			Verão		
			8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
AP	Amapá	Reserva Biológica do Lago Piratuba	0,00	2,40	69,00	0,00	1,00	49,16

Quelônios marinhos								
UF	Município	Local	Inverno			Verão		
			8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
PA	Curuçá	Mar adjacente a Curuçá	0,00	6,60	45,33	2,00	29,46	96,32
MA	Alcântara	Mar adjacente a Alcântara	19,00	60,20	100,00	18,73	61,72	100,00
Probabilidade máxima			19,00	60,20	100,00	18,73	61,72	100,00

II.12.5.2.4 Cetáceos

No Brasil são reconhecidas atualmente 46 espécies de cetáceos, sendo um grupo de mamíferos predominantemente marinho, visto que, dessas 46 espécies, 44 são marinhas e apenas duas ocorrem em água doce, na Amazônia. Taxonomicamente, os cetáceos se dividem em duas subordens: Mysticeti, abrangendo oito espécies de baleias, e Odontoceti, abrangendo 38 espécies no Brasil (PAGLIA et al., 2012; TAVARES et al., 2010).

Existem diferenças morfológicas e comportamentais marcantes entre esses dois grupos de cetáceos. Dentre as diferenças morfológicas, os mysticetos possuem orifícios respiratórios duplos e não possuem dentes, e sim barbatanas utilizadas na alimentação. Já os odontocetos não possuem barbatanas, têm um único orifício respiratório e possuem dentes. Outra importante característica distintiva dos dois grupos é o fato dos odontocetos terem desenvolvido a ecolocalização, que consiste na emissão de sons que ecoam nos obstáculos e, quando recebidos, são analisados de forma a produzir uma imagem tridimensional do ambiente. Os mysticetos não realizam ecolocalização, apesar de produzirem vocalizações complexas, ligadas a seu comportamento social (GRZIMEK et al., 2003). O grupo dos mysticetos inclui, de forma geral, as baleias de maior tamanho, enquanto que o grupo dos odontocetos inclui espécies de menor porte, como os golfinhos e botos.

Com relação às diferenças comportamentais, os mysticetos, em sua maioria, são migratórios, apresentando períodos de alimentação (no verão) e de reprodução (no inverno) (ZERBINI et al., 1999). Já os odontocetos em geral não

apresentam padrões migratórios de longas distâncias entre águas polares e tropicais ou sub-tropicais (sendo uma exceção o padrão de movimentação de machos de cachalote), embora variações sazonais na abundância de algumas espécies possam estar relacionadas a características ambientais, como disponibilidade de presas (ZERBINI et al., 1999).

Os cetáceos foram elencados como CVAs por apresentarem sensibilidade à poluição por óleo, serem animais de grande importância ecológica, se encaixarem no critério de interesse nacional e internacional, especialmente pela ocorrência cosmopolita ou comportamento migratório de diversas espécies, além da importância em termos conservacionistas, pelo fato de diversas espécies estarem atualmente ameaçadas de extinção.

Das 46 espécies de cetáceos marinhos e de água doce que ocorrem em águas brasileiras, 20 possuem ocorrência confirmada em áreas marinhas e estuarinas nas bacias marítimas que compõem a área suscetível ao toque de óleo, de acordo com o diagnóstico dos Mamíferos Aquáticos, capítulo componente do item **II.6.2 Meio Biótico**. Dentre estas, foram consideradas como CVAs as espécies de cetáceos cuja presença na área suscetível ao toque de óleo é significativa, considerando-se a disponibilidade de informações científicas acerca da presença permanente ou sazonal nessa área, suas áreas de ocorrência ou concentração. As espécies incluídas foram sete odontocetos, cachalote (*Physeter macrocephalus*), baleia-piloto-de-peitorais-curtas (*Globicephala macrorhynchus*), golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), golfinho-pintado-pantropical (*Stenella attenuata*), golfinho-rotador (*Stenella longirostris*), boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e boto-cor-de-rosa (*Inia geoffrensis*); e dois mysticetos, a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e a baleia-minke-antártica (*Balaenoptera bonaerensis*). Os CVAs de cetáceos são detalhados individualmente mais a frente.

As espécies consideradas foram classificadas como CVAs difusos ou fixos, sendo que as espécies classificadas como CVAs fixos são aquelas cuja presença, áreas de concentração e rotas de deslocamentos migratórios podem ser definidas e geograficamente delimitadas. Por outro lado, espécies de cetáceos cujas informações não permitem a definição das áreas de ocorrência, reprodução e migração foram definidas como CVAs difusos.

Sensibilidade ao óleo e tempo de recuperação dos CVAs de cetáceos

Com relação à sensibilidade ao óleo, estudos dos efeitos de derramamentos em ambientes marinhos e costeiros sobre populações de cetáceos ainda são escassos. Mesmo havendo registros de observações acerca dos efeitos negativos em algumas situações, para a maior parte das espécies, documentações dessa natureza são inexistentes. Apesar disso, é sabido que os cetáceos têm a capacidade de detectar e até mesmo evitar regiões atingidas por óleo ou por outros efluentes, e que a sua capacidade de apneia, somada ao bom desempenho de natação, permite que os animais se afastem do local com maior sucesso (GERACHI et al., 1983; SMITH et al., 1983). No entanto, tal estratégia de fuga pode não ocorrer em todos os casos, dependendo da espessura da mancha, do tipo de óleo presente e de seu grau de intemperismo, além da extensão da área afetada pelo óleo (SMULTEA & WURSIG, 1995). A permanência dos animais em áreas contaminadas por óleo pode se dar pela necessidade de ali se alimentarem ou de interagirem socialmente com outros indivíduos da mesma espécie, no caso de espécies costeiras territorialistas (SMULTEA & WURSIG, 1995; MATKIN et al., 2008).

Por outro lado, mesmo considerando-se que o contato com o óleo ocorra, Geraci & St. Aubin (1988) reportam resultados de estudos que demonstram a efetividade da epiderme dos cetáceos como uma barreira para substâncias nocivas presentes no petróleo. Segundo os autores, a estrutura celular e a grande espessura da epiderme dos cetáceos a tornariam quase impenetrável até mesmo aos componentes mais voláteis do óleo, o que minimizaria efeitos negativos relacionados ao contato do óleo com a pele. Além disso, os resultados apresentados indicam que, quando a pele é rompida, a exposição ao óleo bruto não impede o processo de cicatrização (GERACI & ST. AUBIN, 1988). Adicionalmente, a ausência de pelos diminui a aderência do óleo; e a presença de uma camada de gordura para isolamento térmico diminui a suscetibilidade à hipotermia por óleo (GERACI, 1990).

Modelagens realizadas com base nas informações disponíveis sobre taxas de mortalidade em acidentes com vazamento de óleo indicam que a probabilidade de mortalidade após contato com o óleo para os cetáceos é baixa, de apenas 0,1% (FRENCH-MCCAY, 2009). No entanto, mesmo que tais encontros não sejam

letais para os cetáceos, populações afetadas por manchas de óleo podem desenvolver problemas relativos à sua reprodução, alimentação, coesão do grupo e saúde dos animais (WÜRSIG, 1990). Outros possíveis impactos incluem a inalação do óleo e de seus subprodutos voláteis, que podem causar doenças do sistema respiratório como enfisema e pneumonia; o contato direto com o óleo, que pode resultar em queimadura química e irritação das mucosas da boca e olhos, deixando o animal suscetível a infecções; e a ingestão do óleo, que pode desencadear o surgimento de úlceras, hemorragias internas e diarreias (OBER, 2010). A inalação ou ingestão do óleo e/ou de seus subprodutos também pode prejudicar o funcionamento do fígado e rins, resultando em anemia e imunossupressão. Caso o óleo atinja as barbatanas (no caso dos mysticetos), pode ocorrer a diminuição da eficiência de captura de alimento. O declínio de populações de plâncton e peixes devido a efeitos de um derrame de óleo também pode trazer prejuízos indiretos para os cetáceos que deles se alimentam (ST. AUBIN, 1992; IMO, 1997), entretanto, conforme apresentado nos CVAs Plâncton e Peixes, estes grupos não estão sujeitos a impactos significativos de longo prazo.

Efeitos negativos também podem ocorrer sobre a atividade reprodutiva desses animais, através do aumento da morte de embriões, da diminuição das taxas de sobrevivência de jovens e do aumento do abandono de filhotes pelas mães (IPIECA, 2004).

A despeito da escassez de informações acerca dos reais impactos que derramamentos de óleo no ambiente marinho exercem sobre os cetáceos, alguns eventos de acidentes dessa natureza puderam ser estudados, como o acidente envolvendo o navio petroleiro Exxon Valdez, que ocorreu em um ambiente próximo à costa e abrigado, no Alasca, em 1989, para o qual foram registrados efeitos sobre duas populações locais de orcas (*Orcinus orca*), sendo um grupo residente e um transiente (MATKIN et al., 2008). A mancha de óleo resultante desse vazamento se estendeu por centenas de quilômetros, deslocando-se na direção sudoeste a partir de seu ponto de origem ao longo de muitos meses, o que permitiu o contato de muitos cetáceos com o óleo por período de tempo e área geográfica extensos. O estudo realizado com as orcas a partir desse evento representou um avanço no conhecimento dos efeitos do óleo sobre os cetáceos e os resultados obtidos a partir de comparações feitas entre os grupos de orcas

afetados e grupos controle estabelecem uma ligação entre o derrame e o desaparecimento de cerca de um terço do número de indivíduos dos dois grupos afetados. Matkin et al. (2008) demonstraram que orcas não são capazes de detectar ou evitar petróleo na superfície da água, provavelmente pela ausência de um sistema olfativo, e que elas são, portanto, suscetíveis à inalação de vapores e/ou óleo e ao contato do óleo com a pele. Neste estudo, foram observadas baleias nadando nas manchas de óleo, sendo que quase todos os indivíduos morreram logo após o vazamento ou no inverno seguinte, provavelmente por ingestão direta ou indireta ou por inalação de vapores. Os autores estimam que a recuperação total desses pequenos e isolados grupos de orcas estudados nesse habitat específico ocorra após algumas décadas, caso o recrutamento continue positivo e mortes inesperadas não ocorram.

Na região do Golfo do México, foram registrados eventos de mortalidade não-usual (encalhes múltiplos) de golfinhos e baleias ocorridos depois do acidente na *Deepwater Horizon*, em 2010. Segundo dados compilados pela NOAA (2014), durante a resposta ao acidente foram registrados 14 golfinhos e baleias encalhados vivos (sendo dois deles visivelmente oleados) e 150 golfinhos e baleias encontrados mortos (nove deles visivelmente oleados). Dentre os cetáceos mortos, 90% eram golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) e exames realizados nesses indivíduos identificaram lesões nos pulmões e anormalidades nas glândulas adrenais, possivelmente relacionados a efeitos do óleo (NOAA, 2014; VENN-WATSON et al., 2015). Exames realizados em golfinhos-nariz-de-garrafa vivos capturados no norte do Golfo após o acidente também identificaram lesões pulmonares e hipoadrenocorticismos, consistentes com exposição a hidrocarbonetos tóxicos, sendo que 17% dos indivíduos examinados apresentaram quadro clínico grave, indicando que provavelmente não sobreviveriam (SCHWACKE et al., 2014). Outros efeitos atribuídos ao óleo oriundo desse vazamento sobre essa espécie, que podem ter contribuído para o evento de mortalidade não usual ocorrido, são distúrbio fetal e pneumonia intra-uterina (COLEGROVE et al., 2016).

Outro estudo realizado em um vazamento de óleo do navio petroleiro Mega Borg, no Texas, no ano de 1990, indicou que os indivíduos do golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), apesar de conseguirem detectar manchas de óleo pesado no mar (GERACI et al., 1983; SMITH et al., 1983), não evitam entrar na

mancha e podem não ser capazes de detectar iridescência ou películas de óleo, aumentando sua suscetibilidade à exposição potencialmente nociva a frações tóxicas do óleo (SMULTEA & WURSIG, 1995).

No Brasil, Barcellos et al. (2003) reportaram que, num acidente ocorrido em 2000 na Baía de Guanabara (RJ), golfinhos dessa espécie previamente registrados como habitantes na região foram indiretamente afetados pelo óleo derramado. Esses indivíduos teriam se afastado da área atingida e começaram a retornar a partir do sétimo dia após o acidente, atingindo a totalidade de indivíduos depois de duas semanas. O mesmo estudo, contudo, salientou que os efeitos do acidente na população dos golfinhos não poderiam ser mensurados em curto prazo.

No que diz respeito aos tempos de recuperação, após eventuais derramamentos de óleo, para os cetáceos de grande porte, pode-se supor que apenas alguns indivíduos seriam afetados pelo derrame, em função dos grupos serem menores e perfazerem grandes deslocamentos. Porém, devido a características biológicas intrínsecas (como baixas taxas reprodutivas, crescimento lento, entre outras), o tempo de recuperação de suas populações seria grande. Para os cetáceos de menor porte, pelo hábito costeiro e maior agrupamento apresentado por muitas das espécies, um número maior de indivíduos poderia ser afetado. Portanto, considera-se que as populações de pequenos cetáceos sofreriam maiores perdas, o que poderia ocasionar um retardamento no processo de recuperação.

Aspectos importantes da biologia das espécies a serem considerados na estimativa do tempo de recuperação de cetáceos a derrames de óleo são: 1) o tempo para as fêmeas atingirem a maturidade sexual e gerarem filhotes (variando de cinco anos para alguns golfinhos até 13 anos para cachalotes); 2) o período de gestação (de 11 meses para a maioria dos cetáceos até 16 meses para cachalotes); e 3) os intervalos entre nascimentos (de dois anos para alguns golfinhos a seis anos para cachalotes). Esses tempos são variáveis relevantes para o cálculo da taxa de renovação das populações, podendo fornecer pistas em relação ao tempo mínimo necessário para a população iniciar o processo de recuperação após o evento acidental, se outros estressores não entrarem em cena.

A partir dos argumentos elencados acima, adotaram-se tempos de recuperação específicos em função do porte e hábitos de cada espécie de cetáceo, variando entre 10 e 20 anos. A seguir são descritos os CVAs de cetáceos que apresentam presença significativa (sazonal ou permanente) na área suscetível ao toque de óleo.

II.12.5.2.5 CVA Cetáceos – Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica e Baleia-piloto-de-peitorais-curtas

Na avaliação da suscetibilidade deste CVA ao óleo, ponderou-se que o cachalote e a baleia-piloto-de-peitorais-curtas possuem presença constante ao longo do ano e ocorrem em regiões oceânicas profundas e sobre o talude continental. Já a baleia-jubarte e a baleia-minke-antártica são migratórias, com presença na área suscetível ao toque de óleo (menores latitudes) nos meses do inverno austral (período reprodutivo) e a ida para áreas de maior latitude nos meses do verão austral (época de alimentação), sendo que a primeira prefere águas mais rasas, sobre a plataforma, e a segunda ocorre, preferencialmente, em áreas oceânicas profundas e sobre o talude.

Os indicativos pontuais de áreas de provável concentração dessas espécies na área suscetível ao toque de óleo não são suficientes para considerá-las como CVAs com caráter fixo, uma vez que as áreas ocupadas por essas espécies são extensas. Dessa forma, como essas quatro espécies possuem presença significativa na área suscetível ao toque de óleo, mas não possuem suas áreas de ocorrência, concentração, reprodução ou rotas migratórias claramente delimitadas, foi feito o agrupamento das mesmas em um único CVA com caráter difuso.

Cachalote (Physeter macrocephalus)

O cachalote é a maior espécie de odontoceto existente, podendo atingir 11 m de comprimento e 15 toneladas, no caso das fêmeas, e 16 m de comprimento e 45 toneladas, no caso dos machos (ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011; WHITEHEAD, 2009). Ocorre nos oceanos do mundo todo, vivendo em grupos sociais com cerca de 12 fêmeas acompanhadas dos filhotes. Já os machos, após

se separarem dessas unidades maternas, vivem em grupos de machos jovens, se tornando solitários quando mais velhos (ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011; WHITEHEAD, 2009).

O cachalote foi incluído como CVA por constar na lista nacional de espécies ameaçadas na categoria “vulnerável” (MMA, 2014), assim como na lista de ameaças internacional, também sob a categoria “vulnerável” (IUCN, 2019). Além do interesse conservacionista sobre a espécie, o cachalote possui grande importância ecológica, por apresentar uma dieta bastante variada, composta por cefalópodes, peixes ósseos e peixes cartilagosos (GURJÃO et al., 2003; ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011; SANTOS & HAIMOVICI, 2001; WHITEHEAD, 2009). A população mundial da espécie, estimada em dois milhões de indivíduos, espalhados pelos oceanos do mundo (ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011). Pode consumir por volta de 100 milhões de toneladas métricas de presas por ano, um valor equivalente às capturas humanas na pesca marinha (WHITEHEAD, 2009). Para sua alimentação, mergulham a grandes profundidades e permanecem submersos por períodos superiores a 40 minutos, sendo capazes de mergulhar por mais de duas horas e atingir profundidades de mais de mil metros (ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011).

Os cachalotes possuem alta longevidade (70 anos), taxa de natalidade baixa, crescimento lento, maturidade sexual tardia, longo período de cuidado parental e alta taxa de sobrevivência (MARTIN, 1990; WHITEHEAD, 2002 apud ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011). As fêmeas começam a gerar filhotes em idades de 7 a 13 anos, e então a cada 3 a 15 anos, embora o intervalo entre os nascimentos seja mais frequente entre 4 e 6 anos. A gestação dura de 14 a 16 meses.

No Brasil existe grande quantidade de registros do cachalote ao longo de toda a costa, desde o Amapá até o Rio Grande do Sul, incluindo todas as bacias da área suscetível ao toque de óleo (ANDRIOLO et al., 2010b; BARROS, 1991; BATISTA et al., 2012; GEISE & BOROBIA 1988; GURJÃO et al., 2003; MOREIRA et al., 2004 apud ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011; RAMOS et al., 2001; ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011; SIMMAM, 2019; SOUTO et al., 2007; TOLEDO & LANGGUTH, 2009; ZERBINI & KOTAS, 1998). Registros de avistamentos evidenciam a ocorrência da espécie principalmente em áreas sobre, ou além do talude continental (500-3.000 m), sendo mais frequente a partir da isóbata de 1.500 m (MOREIRA et al., 2004 apud ROCHA-CAMPOS & CÂMARA,

2011). Apesar da ocorrência confirmada da espécie para a área suscetível ao toque de óleo, não podem ser identificadas áreas de concentração da mesma na região.

Cachalotes são considerados uma espécie migratória, embora o padrão de migração não seja tão bem conhecido e não apresente muita regularidade, quando comparado ao das espécies de baleias. No Brasil, a espécie ocorre durante todo o ano, mas parece haver um deslocamento sazonal, visto que dados de encalhes mostram maiores concentrações em maiores latitudes no inverno (entre junho e agosto) e em menores latitudes no verão (entre janeiro e abril) (RAMOS et al., 2001). Machos e fêmeas apresentam comportamento migratório diferente. Fêmeas ocorrem tanto próximo à costa de ilhas oceânicas, quanto em alto mar, geralmente em latitudes menores de 40°. Já os machos, quanto maiores e mais velhos, mais altas são as latitudes que frequentam, podendo ser encontrados em regiões polares, retornando a águas tropicais e temperadas para reprodução.

O cachalote apresenta reprodução sazonal, embora a cópula e os nascimentos não sejam bem sincronizados. A maior parte dos nascimentos ocorre no verão e no outono, sendo o pico dessa fase reprodutiva no final da primavera e início do verão nos dois hemisférios (MARTIN, 1990 apud ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011). O acasalamento e a fase de crescimento dos filhotes acontecem em águas quentes e em haréns, enquanto machos adultos e grupos de jovens machos migram para águas mais frias no verão.

Baleia-jubarte (Megaptera novaeangliae)

A baleia-jubarte é uma espécie de misticeto de grande porte, encontrada em oceanos do mundo inteiro, com populações estabelecidas tanto no hemisfério norte, quanto no hemisfério sul (ROCHA-CAMPOS & CÂMARA, 2011; IUCN, 2019). É uma espécie que apresenta organização social caracterizada por grupos pequenos, com média de dois a três animais, sendo que grupos com maior número de indivíduos podem se formar, temporariamente, durante a colaboração para a captura de alimento ou para a disputa por acasalamento (CLAPHAM, 1996).

A maturidade sexual dos machos ocorre por volta dos quatro ou seis anos de idade e as fêmeas dão à luz pela primeira vez por volta dos seis anos. As baleias-jubarte, embora possam ter filhotes em anos consecutivos, em geral apresentam um intervalo entre nascimentos de dois a três anos (segundo dados atuais do Projeto Baleia Jubarte¹²). A gestação dura 11 ou 12 meses, com o nascimento de um único único filhote por gestação. A lactação pode prolongar por mais 10 ou 12 meses (MMA, 2008).

É uma das espécies de baleias mais estudadas em território nacional, tendo sido recentemente excluída da lista oficial de espécies ameaçadas de extinção do Brasil (MMA, 2014). Pesquisas apontam para um crescimento populacional em torno de 40% ao ano nos últimos anos, sendo que o tamanho populacional na costa brasileira, estimado em 2.229 indivíduos em 2001 (ANDRIOLO et al., 2006), foi estimado em cerca 9.000 indivíduos no ano de 2008, segundo dados do Projeto Baleia Jubarte¹³. No entanto, esse mesmo projeto realizou estimativas com base no número histórico de baleias caçadas, calculando que a população original da espécie na costa do Brasil girava em torno de 25 a 30 mil indivíduos, evidenciando que medidas de conservação ainda são necessárias para garantir uma plena recuperação da população que frequenta a costa brasileira. A baleia-jubarte também não é considerada ameaçada de extinção em nível global (IUCN, 2019), mas consta no Apêndice I da CITES (2017).

O padrão de migração da baleia-jubarte está relacionado aos períodos de alimentação e reprodução. Os indivíduos da espécie presentes no hemisfério sul permanecem a maior parte do ano se alimentando em altas latitudes, migrando para águas subtropicais e tropicais durante o inverno austral, para o acasalamento, gestação e amamentação dos filhotes. Nesses períodos, os filhotes são amamentados durante cerca de um mês, acumulando gordura suficiente para a migração e para suportar as águas frias das áreas de alimentação (CLAPHAM & MAYO, 1987). No final da temporada reprodutiva, enquanto fêmeas sem filhote e machos adultos iniciam a migração para as áreas de alimentação, as fêmeas com filhotes esperam até que seus filhotes tenham

¹² <http://www.baleiajubarte.org.br/projetoBaleiaJubarte/leitura.php?mp=aBaleia&id=99>.

¹³ <http://www.baleiajubarte.org.br/projetoBaleiaJubarte/leitura.php?mp=pesquisaB&id=337>.

crescido e se desenvolvido o suficiente para acompanhá-las no deslocamento até os mares do extremo sul, em viagens que duram cerca de dois meses.

No período de julho a novembro, quando ocorre no litoral brasileiro, a espécie se concentra em águas rasas, sobre a plataforma continental, preferencialmente até a isóbata de 200 m (WEDEKIN, 2011), mas com ocorrência confirmada ao longo de toda a costa até aproximadamente a isóbata de 1.000 m (ANDRIOLO et al., 2006, 2010a; CASTRO et al., 2014; MARTINS et al., 2013). A plataforma continental também é utilizada pelos indivíduos como rota migratória para alcançar áreas mais ao norte e mais ao sul (ANDRIOLO et al., 2014; CASTRO et al., 2014; WEDEKIN, 2011; WEDEKIN et al., 2010; ZERBINI et al., 2006). Apesar de mostrar essa predileção para a migração em áreas costeiras nas regiões Sudeste e Nordeste, essa espécie também já foi avistada em áreas profundas das Bacias de Santos e Campos, atingindo a isóbata dos 3.000 m de profundidade (SICILIANO et al., 2006).

As principais áreas de reprodução da população que frequenta a costa brasileira estão situadas entre os estados do Rio de Janeiro e Alagoas, merecendo destaque a grande concentração de baleias-jubarte no Banco dos Abrolhos (CASTRO et al. 2014; MARTINS et al. 2013), considerada a área de reprodução mais importante da espécie no Atlântico Sul Ocidental. Na costa norte brasileira, apesar de ser menos conspícua do que na costa leste, a espécie possui ocorrência confirmada através de avistamentos nas Bacias de Barreirinhas, Pará-Maranhão e da Foz do Amazonas (SIMMAM, 2019).

Baleia-piloto-de-peitorais-curtas (Globicephala macrorhynchus)

A baleia-piloto-de-peitorais-curtas (*Globicephala macrorhynchus*) é uma das maiores espécies de odontoceto presente na costa brasileira, atingindo comprimento corporal de até 6 m. Apresenta distribuição circunglobal em águas tropicais e temperadas, ocupando principalmente regiões do talude da plataforma continental e cânions submarinos profundos (CULIK, 2004).

A base alimentar da baleia-piloto-de-peitorais-curtas é composta preferencialmente por lulas, embora os peixes também façam parte de sua dieta (CULIK, 2004).

Os limites de sua distribuição não são bem estabelecidos, mas o limite sul de seus registros no Brasil é o estado de São Paulo (CULIK, 2004), existindo registros da espécie para quase todos os estados ao norte de São Paulo, além de Fernando de Noronha, com ocorrência ao longo de todo o ano (BATISTA et al., 2012; MEDEIROS, 2006; MORENO, 2013; SICILIANO et al., 2008; SIMMAM, 2019). Na área suscetível ao toque de óleo, existem registros confirmados, através de avistamentos, para as Bacias do Pará-Maranhão e da Foz do Amazonas (SIMMAM, 2019; ERBER et al., 2005), sem que possam ser identificadas áreas de concentração ou reprodução da espécie na costa norte brasileira.

A baleia-piloto-de-peitorais-curtas consta no Apêndice II da CITES (2017). No âmbito nacional (MMA, 2014) ou internacional (IUCN, 2019), a espécie não está incluída nas listas de espécies ameaçadas.

Baleia-minke-antártica (Balaenoptera bonaerensis)

A baleia-minke-antártica é uma espécie relativamente pequena, chegando a atingir 11 m de tamanho corporal. Possui distribuição circumpolar e, assim como diversas espécies de baleias, possui um padrão migratório que consiste em passar o inverno austral se alimentando em águas antárticas, migrando para águas mais quentes para se reproduzir nos meses de inverno (ZERBINI et al., 2002; LUNA, 2014; SICILIANO et al., 2006, 2011). Nesse período reprodutivo pode ser encontrada na área suscetível ao toque de óleo, tendo ocorrência confirmada através de avistamento seguido de encalhe na Bacia do Pará-Maranhão e ocorrência provável nas bacias de Barreirinhas e da Foz do Amazonas, onde há registros de encalhes (SICILIANO et al. 2008; SIMMAM, 2019). Estudos indicam que águas profundas do nordeste brasileiro são locais de concentração da espécie durante o período reprodutivo (IWC, 1991; WILLIAMSON, 1975; LUCENA, 2006; TOLEDO, 2009; ANDRIOLO et al., 2010b; LUNA, 2014). Já para a área suscetível ao toque de óleo na costa norte brasileira, não podem ser identificadas áreas específicas de concentração ou reprodução da espécie. A baixa frequência de fêmeas grávidas e filhotes na costa nordeste (LUCENA, 2006; TOLEDO, 2009; ZERBINI et al., 2002; ANDRIOLO et al., 2010a) indica que a espécie apresenta áreas distintas de acasalamento e nascimentos

dos filhotes (ANDRIOLO et al., 2010a). O elevado número de filhotes e juvenis encalhados no litoral sul do Brasil, Uruguai e norte da Argentina sugere que os nascimentos desses grupos possam estar ocorrendo em médias latitudes, onde a temperatura é mais baixa (e.g., BALDAS & CASTELLO, 1986; ZERBINI, 1997; LUCENA, 2006). O avistamento de um grupo de quatro indivíduos, incluindo uma fêmea com filhote, em profundidade de 610 m, na região Sudeste durante um cruzeiro de inverno, suporta esta hipótese (ZERBINI et al., 2004a).

Por ser uma espécie com ocorrência frequente na área suscetível ao toque de óleo e com relevância internacional em termos de necessidade de pesquisa e conservação, a baleia-minke-antártica foi incluída no presente CVA.

A baleia-minke-antártica é classificada sob a categoria “quase ameaçada” em nível global (IUCN, 2019). A espécie também consta no Apêndice I da CITES (2017). No âmbito nacional, não está incluída na Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (MMA, 2014). Além disso, a espécie foi, a partir da 10ª Reunião das Partes da *Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals* (CMS) em 2011, listada no Apêndice II referente à região do Oceano Sul (CMS, 2012). Essa listagem indica que a CMS identificou a necessidade de maior proteção a essa espécie e seu habitat, área de reprodução e rotas migratórias (PALAZZO JUNIOR et al., 2006).

O tempo de geração da baleia-minke-antártica foi estimado em cerca de 22 anos (KASAMATSU et al., 1995) e a longevidade pode chegar a mais de 70 anos (KONISHI et al., 2008). As fêmeas têm um período de gestação de 10 meses e os filhotes ficam com as mães por até dois anos e podem ser amamentados por 3 a 6 meses (SCHUELLER, 2004). Estudos indicam ainda que a idade de maturidade sexual média diminuiu de 11 anos nas coortes dos anos 1950, para cerca de sete anos nas dos anos 1970 (THOMSON et al., 1999)

Ao nadar, as baleias-minke-antárticas são capazes de atingir velocidades de 20 km/h e podem mergulhar por até 20 minutos, apesar de geralmente os mergulhos durarem apenas poucos minutos¹⁴. Em geral, essas baleias passam relativamente pouco tempo na superfície, sendo mais difíceis de avistar do que

¹⁴ Society for Marine Mammalogy - http://www.marinemammalscience.org/index.php?option=com_content&view=article&id=407&Itemid=274.

outras espécies de cetáceos, pois vivem em grupos pequenos, de até seis indivíduos (ANDRIOLO et al., 2010b) e não apresentam comportamento aéreo conspícuo (ZERBINI et al., 2004a).

Resumo do CVA Cetáceos – Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica e Baleia-piloto-de-peitorais-curtas e cálculos de probabilidade de toque

Como conclusão geral do CVA Cetáceos – Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica e Baleia-piloto-de-peitorais-curtas, por conta do padrão disperso e sem definição exata de áreas de ocorrência, concentração, reprodução ou rotas migratórias dessas espécies na área suscetível ao toque de óleo, esse CVA foi definido como difuso para fins de cálculo do risco, com presença no inverno e no verão (conforme períodos definidos para os cenários das modelagens). Para o cálculo do risco, foram utilizadas, dentro dos contornos de probabilidades de óleo (resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície e na coluna d'água - **Quadro II.12.5.2-1**) as batimetrias de ocorrência considerando-se todas as espécies (águas costeiras e oceânicas), calculando-se a média ponderada das probabilidades.

Frente às informações levantadas, em relação ao tempo de recuperação, apesar do caráter disperso dessas espécies na região, levou-se em conta que as mesmas possuem algum grau de ameaça, fragilidade populacional a pressões ambientais e presença confirmada na área suscetível ao toque de óleo. Adotou-se uma estimativa de tempo de recuperação de **20 anos** para estas espécies de cetáceos.

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Cetáceos – Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica e Baleia-piloto-de-peitorais-curtas	Difusa – áreas costeira e oceânica	20 anos

Como o CVA Cetáceos – Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica e Baleia-piloto-de-peitorais-curtas não possui área de concentração específica, ocorrendo de maneira difusa em toda a área costeira e oceânica, as probabilidades ponderadas de toque neste CVA são iguais às apresentadas para o CVA Plâncton no **Quadro II.12.5.2.1-1**.

A presença do CVA Cetáceos – Cachalote, Baleia Jubarte, Baleia-minke-antártica e Baleia-piloto-de-peitorais-curtas dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-1** (inverno) e no **Mapa II.12-2** (verão).

II.12.5.2.6 CVA Cetáceos – Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador

Em função de sua importância ecológica, os táxons de golfinhos com avistagens na região costeira e quebra de plataforma e ocorrências difusas similares na área suscetível ao toque de óleo, segundo dados do SIMMAM (2019), foram agrupados num único CVA de pequenos cetáceos, que não inclui o boto-cinza, uma vez que essa espécie tem áreas de concentração distintas dos demais e mapeadas. Assim, reuniu-se nesse CVA a espécie *Tursiops truncatus* (golfinho-nariz-de-garrafa), além de duas espécies representantes do gênero *Stenella*: *Stenella attenuata* (golfinho-pintado-pantropical) e *Stenella longirostris* (golfinho-rotador), que são as espécies mais representativas em termos de registros na área suscetível ao toque de óleo.

Esses pequenos cetáceos apresentam alta longevidade, maturação sexual tardia e longo período de gestação (WELLS & SCOTT, 1999; SERGEANT et al., 1973; COCKROFT & ROSS, 1990). Suas demais características estão descritas no diagnóstico dos Mamíferos Aquáticos, componente do item **II.6.2 Meio Biótico**, sendo importante destacar o hábito costeiro-oceânico desses golfinhos e o fato de que os grupos costumam ser mais numerosos quando em alto-mar. De forma geral, os golfinhos do gênero *Stenella* podem estar presentes em profundidades de até 5.000 m (ZERBINI et al., 1999; MORENO et al., 2005; REIS, 2011; PALAZZO JR., 2006), mas se distribuem preferencialmente até a isóbata de 1.500 m (SIMMAM, 2019).

Golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*)

O golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) é um delfínido de ampla distribuição, ocorrendo em águas tropicais e temperadas de todo o mundo. Embora seja mais comum em ambientes costeiros, pode ocupar também lagoas, estuários e até águas pelágicas e o entorno de ilhas oceânicas (CULIK, 2004, ROCHA-CAMPOS et al., 2011; SICILIANO et al., 2006). No Atlântico Sul Ocidental a espécie se distribui desde o Caribe até o litoral central da Argentina, na Província de Chubut (MERMOZ, 1977). No Brasil, o golfinho-nariz-de-garrafa ocorre ao longo de toda a costa, assim como em ilhas oceânicas, como o Arquipélago de São Pedro e São Paulo, Atol das Rocas e a Ilha de Trindade (BARACHO et al., 2007; BARROS, 1991; CARVALHO & ROSSI-SANTOS, 2011; GURJÃO et al., 2004; LODI et al., 2008; MAIA-NOGUEIRA et al., 2000; MARIGO & GIFFONI, 2010; ROSSI-SANTOS et al., 2006a, 2009; SIMMAM, 2019; WEDEKIN et al., 2014; ZERBINI & KOTAS, 1998; ZERBINI et al., 2004b), havendo registros confirmados através de avistamentos para todas as bacias marítimas da área suscetível ao toque de óleo (SIMMAM, 2019).

Estudos realizados na região sul do Brasil indicam que as populações são formadas, majoritariamente, por indivíduos residentes. Com isso, considera-se que as populações de golfinho-nariz-de-garrafa presentes em águas oceânicas sejam geneticamente isoladas das que ocorrem em outros locais da costa brasileira (CULIK, 2004; ROCHA-CAMPOS et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2008).

Diferentes hábitos alimentares são observados entre as populações costeiras e oceânicas, sendo que os indivíduos presentes próximo à costa se alimentam primariamente de peixes e invertebrados, enquanto que as populações oceânicas se alimentam de peixes mesopelágicos e lulas oceânicas (CULIK, 2004).

A longevidade dos indivíduos dessa espécie é estimada em 40 anos, com registros de algumas fêmeas com mais de 50 anos de idade (WELLS & SCOTT, 1999). A idade de maturação sexual parece variar de acordo com o sexo e a região, tendo sido reportadas as idades de 5-12 anos para fêmeas e de 10-13 anos para machos das populações da Flórida, nos Estados Unidos (SERGEANT et al., 1973; WELLS & SCOTT, 1999) e de 9-11 anos para fêmeas e 14-15 anos para machos na costa leste da África do Sul (COCKROFT & ROSS, 1990). A duração da gestação é de aproximadamente um ano (WELLS & SCOTT, 1999).

Com relação às ameaças, o golfinho-nariz-de-garrafa não está presente em listas oficiais de ameaça nacional (MMA, 2014), ou internacional (IUCN, 2019), mas é listado no Apêndice II da CITES (2017). Apesar disso, a espécie é atraída pela presença dos barcos de pesca, em busca de sobras da atividade pesqueira, o que gera um fator de impacto pela ocorrência de capturas acidentais em redes de pesca (DI BENEDITTO & RAMOS, 2001). Dentre as outras ameaças às quais as populações estão provavelmente submetidas, pode-se citar o tráfego de embarcações, a poluição ambiental, a exploração excessiva de recursos marinhos importantes na dieta da espécie e até mesmo a interação com humanos (ROCHA-CAMPOS et al., 2011).

O trabalho de SMULTEA & WURSIG (1995) investigou o comportamento de golfinhos-nariz-de-garrafa na área e vizinhanças do vazamento de óleo do navio petroleiro Mega Borg ocorrido em 1990 (Texas, EUA) através de sobrevoos e de avistagens oportunísticas, tendo filmado nove grupos de golfinhos. Diante da carência de estudos mais sistemáticos sobre a reação de golfinhos selvagens dessa espécie ao óleo, das evidências obtidas com animais em cativeiro que indicaram que a espécie pode detectar e evitar óleo pesado (GERACI et al., 1983; SMITH et al., 1983) e de relatos de diferentes espécies de cetáceos se alimentando ou passando por manchas de óleos em aparente mudança de comportamento (GOODALE et al., 1979; GERACI, 1990), os resultados do estudo mostraram que os golfinhos aparentemente detectam, mas não evitam com frequência entrar na mancha de óleo e podem não ser capazes de detectar iridescência ou películas de óleo, aumentando sua suscetibilidade à exposição potencialmente nociva a frações tóxicas do óleo.

Golfinho-pintado-pantropical (Stenella attenuata)

Essa espécie de golfinho possui distribuição circumglobal em águas tropicais e temperadas quentes, de aproximadamente 30-40°N a 20-40°S, principalmente onde a temperatura superficial da água é superior a 25°C (CULIK, 2004). No pacífico, o golfinho-pintado-pantropical é registrado tanto em águas rasas de regiões costeiras, quanto em águas oceânicas e no entorno de ilhas, tendo sido identificadas três sub-espécies nas regiões central e leste do Pacífico (subespécies havaiana, offshore e costeira) (CULIK, 2004). Por outro lado, a

população habitante da costa brasileira apresenta preferência por águas profundas, com visualizações geralmente entre 500 e 4.900 m de profundidade e em áreas com temperatura superficial da água entre 26 e 28°C (MORENO et al., 2005; SICILIANO et al., 2006).

O golfinho-pintado-pantropical possui ocorrência confirmada ao longo de toda a área suscetível ao toque de óleo, com avistamentos feitos na plataforma continental em águas mais profundas (SIMMAM, 2019). Sua distribuição estende-se por todo o território nacional, incluindo o entorno de ilhas oceânicas como Fernando de Noronha, e em todas as épocas do ano (AMARAL et al., 2013; MAIA-NOGUEIRA et al., 2000; MEDEIROS, 2006; MORENO et al., 2005; ROSSI-SANTOS et al., 2009; SOUTO et al., 2007, SIMMAM, 2019).

Os grupos dessa espécie podem ser formados por poucos indivíduos até várias centenas (CULIK, 2004). O golfinho-pintado-pantropical possui uma dieta flexível, que pode variar entre épocas do ano e entre regiões geográficas (CULIK, 2004). A dieta da espécie é composta de pequenos peixes, lulas e crustáceos habitantes de regiões *offshore* (HAMMOND et al., 2012). A maior parte da dieta é composta por peixes e lulas mesopelágicos e a dominância desse tipo de presa, associado ao registro de espécimes coletados durante a manhã com estômagos cheios, além de estudos comportamentais, sugerem que a espécie se alimenta durante a noite, que é o período em que muitas espécies mesopelágicas migram em direção à superfície marinha (CULIK, 2004).

A espécie não é considerada ameaçada de extinção, mas está listada no apêndice II da CITES (2017). As principais ameaças ao golfinho-pintado-pantropical são a captura para consumo humano (atualmente realizada apenas pelo Japão), a captura acidental em atividades de pesca direcionadas a peixes (principalmente atuns, que formam agregações interespecíficas com a espécie), a matança por pescadores, que consideram a presença dos golfinhos um empecilho à pesca, além da poluição por metais pesados, organoclorados, entre outras substâncias tóxicas e biocumulativas (CULIK, 2004).

Com relação a possíveis efeitos do óleo sobre a espécie, após o derramamento na Deepwater Horizon, ocorrido em 2010 no norte do Golfo do México, vistorias aéreas registraram indivíduos dessa espécie nadando em manchas de óleo em águas oceânicas da região. Entretanto, após o evento e nos anos seguintes nenhum animal dessa espécie foi registrado com sinais de contato

com óleo ou com problemas que pudessem ter sido causados por tal contato (NOAA, 2015).

Golfinho-rotador (Stenella longirostris)

Conforme descrito no diagnóstico dos Mamíferos Aquáticos, componente do item **II.6.2 Meio Biótico**, no Brasil, a espécie é avistada em batimetrias entre 170 e 2.700 m, mas com preferência por profundidades menores que 1.000 m (AMARAL et al., 2013; MORENO et al., 2005; ROCHA-CAMPOS et al., 2011; ZERBINI et al., 2004b), considerando-se, portanto, sua maior ocorrência no talude e na zona oceânica, diferentemente da comunidade costeira de cetáceos (representada, por exemplo, pelo boto-cinza), que prefere batimetrias menores que 50 m, onde o golfinho-rotador não ocorre.

Sua ocorrência na área suscetível ao toque de óleo é confirmada para todas as bacias marítimas (SIMMAM, 2019).

Esse golfinho se alimenta de pequenos peixes, lulas e camarões, mergulhando até profundidades de 200-300 m para capturá-los (CULIK, 2004).

A espécie não está ameaçada segundo a lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014), nem pela lista vermelha da IUCN (2019), mas está listada no apêndice II da CITES (2017).

Resumo do CVA Cetáceos – Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador e cálculos de probabilidade de toque

Para fins do cálculo de risco, o CVA Cetáceos – Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador foi classificado como difuso, por conta da distribuição dispersa das espécies. Para o cálculo do risco, foram utilizadas, dentro dos contornos de probabilidades de óleo (resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície e na coluna d'água - **Quadro II.12.5.2-1**), as batimetrias de ocorrência considerando-se todas as espécies (águas costeiras e oceânicas), calculando-se a média ponderada das probabilidades.

Com relação ao tempo de recuperação, levou-se em conta a carência de informações específicas acerca dos efeitos do óleo sobre essas espécies e suas

populações depois do impacto de um possível vazamento de óleo. Assim, por similaridade em relação a características biológicas, ecológicas e comportamentais, optou-se por adotar para esses cetáceos de pequeno porte a mesma estimativa de tempo de recuperação do CVA Cetáceos – Boto-cinza, descrito adiante: **10 anos**.

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Cetáceos – Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador	Difusa – áreas costeiras e oceânicas	10 anos

Como o CVA Cetáceos – Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador não possui área de concentração específica, ocorrendo de maneira difusa em toda a área costeira e oceânica, as probabilidades ponderadas de toque neste CVA são iguais àquelas apresentadas para o CVA Plâncton no **Quadro II.12.5.2.1-1**.

A presença do CVA Cetáceos – Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-1** (inverno) e no **Mapa II.12-2** (verão).

II.12.5.2.7 CVA Cetáceos – Boto-cinza

O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) é um dos delfínídeos mais estudados (BOROBIA & BARROS, 1989; BOROBIA et al., 1991; SANTOS et al., 2001; DI BENEDITTO & RAMOS, 2004; DI BENEDITTO et al., 2001) e mais comuns do litoral brasileiro, distribuindo-se desde o litoral de Santa Catarina até o litoral da costa oeste da América Central (JEFFERSON et al., 2008).

Apesar de ser uma espécie marinha, ocorre em ambientes costeiros, predominantemente em áreas estuarinas, baías e desembocaduras de rios (FLORES & SILVA, 2009). Sua ocorrência está fortemente associada à existência de manguezais, ocorre com maior frequência em águas com menos de 25 m de profundidade, preferencialmente em regiões a até 5 km da costa e entre isóbatas

de 2 e 10 m (ROCHA-CAMPOS et al., 2011), onde se alimenta de uma forma bastante diversificada, consumindo peixes ósseos, lulas e outros cefalópodes, e eventualmente crustáceos (ROCHA-CAMPOS et al., 2011).

Os botos-cinza têm vida longa e reprodução lenta. Em geral, podem atingir até 30 anos de idade e a maturidade sexual ocorre com pouco mais de 6 anos (RAMOS et al., 2000; ROSAS et al., 2003; SANTOS et al., 2003 apud AZEVEDO et al., 2009). As fêmeas dão à luz em intervalos de aproximadamente três anos e cada gestação dura 12 meses.

Ao contrário da maioria das espécies de cetáceos, que se deslocam regularmente por longas distâncias no ambiente marinho, as populações de botos-cinza possuem certo grau de residência ao sistema estuarino que ocupam, onde se localizam suas áreas de alimentação, descanso e reprodução, raramente se deslocando de um estuário a outro (FLORES & SILVA, 2009; NERY et al., 2008; ROSSI-SANTOS et al., 2007). É uma espécie gregária, que forma preferencialmente grupos de até 50 indivíduos, embora já tenham sido avistados grupos com mais de 150 botos (FLORES, 2002 apud AZEVEDO et al., 2009). A população parece ser composta de um núcleo principal de indivíduos que reside há muito tempo no local, estando presente o ano todo, apesar de haver outros indivíduos que possuem baixa fidelidade ao local, emigrando temporariamente da área ou imigrando/retornando para ela vindos de locais vizinhos (FLORES & SILVA, 2009; NERY et al., 2008; ROSSI-SANTOS et al., 2007).

O boto-cinza ocorre ao longo de todo o litoral da área suscetível ao toque de óleo, onde existem inúmeros registros da espécie (e.g. BARBOSA et al., 2010; SIMMAM, 2019; SICILIANO et al., 2008). Na região das três bacias marítimas com probabilidade de presença de óleo, a espécie ocorre até a isóbata de 50 m (SICILIANO et al., 2008). Foram identificadas duas áreas de concentração, alimentação e reprodução da espécie associadas a estuários e baías da área suscetível ao toque de óleo, no estado do Pará, sendo a Baía de Emboraí, no município de Augusto Corrêa (SICILIANO et al., 2008; TORRES & BEASLEY, 2003) e a Baía de Marapanim, no município de mesmo nome (EMIN-LIMA et al., 2006; SICILIANO et al., 2008). Outra área de concentração da espécie foi identificada na costa norte, na Baía de Tubarão, municípios de Itatu, Humberto de Campos e Primeira Cruz, Maranhão (SANTOS, 2007), mas nesse caso não foi observada sobreposição com a área suscetível.

A espécie encontra-se na categoria “vulnerável” à extinção em nível nacional (MMA, 2014). Em nível global, é listada na categoria “quase ameaçada” (IUCN, 2019). A espécie também é listada no apêndice I da CITES (2017).

Resumo do CVA Cetáceos – Boto-cinza e cálculos de probabilidade de toque

Para fins do cálculo de risco, o CVA Cetáceos – Boto-cinza foi classificado como fixo, por conta das concentrações espaciais que a espécie apresenta dentro da área de ocorrência costeira. A partir do mapeamento, extraiu-se o maior valor de probabilidade de toque de óleo no CVA, para cada faixa de volume e período (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação (resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície e na coluna d’água - **Quadro II.12.5.2-1**).

Considerou-se, na abordagem do tempo de recuperação, a falta de informações mais aprofundadas acerca dos efeitos do óleo sobre essa espécie e do processo de reestruturação das populações após um possível acidente que pudesse gerar mortalidade de indivíduos. Apesar disso, contou-se com as informações descritas no diagnóstico dos Mamíferos Aquáticos, componente do item **II.6.2 Meio Biótico**, sobre as populações existentes, sua distribuição e sobre o comportamento dessa espécie. Ponderou-se, ainda, o fato desta espécie ser considerada ameaçada, com suas populações já sofrendo pressão de outros impactos antrópicos, sobretudo da captura acidental por redes de pesca. Por fim, optou-se por adotar uma estimativa de tempo de recuperação de **10 anos** para populações desse cetáceo de pequeno porte.

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Cetáceos - Boto-cinza	Fixa – áreas de concentração em baías e estuários	10 anos

O **Quadro II.12.5.2.7-1** apresenta as probabilidades de toque nas áreas de concentração do CVA Cetáceos – Boto-cinza a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC no inverno e no verão. Este quadro mostra que no inverno não ocorre

toque nas áreas de concentração deste CVA para vazamento de 8 m³. Para vazamento de 200 m³ a maior probabilidade modelada foi de 1,80% e de 10,33% para vazamento de VPC. Nesta época do ano as maiores probabilidades de toque para vazamentos ocorrem na área de concentração da Baía do Marapanim (PA). No verão também não foram modeladas probabilidades de toque nas áreas de ocorrência para vazamento de 8 m³. Para vazamento de 200 m³ a maior probabilidade modelada foi de 8,22%, e para vazamento de VPC foi de 42,81%. Assim como no inverno, nesta época do ano, as maiores probabilidades de toque para vazamentos ocorrem na área de concentração da Baía do Marapanim (PA).

A presença do CVA Cetáceos – Boto-cinza dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-1** (inverno) e no **Mapa II.12-2** (verão).

Quadro II.12.5.2.7-1 - Probabilidades de toque de óleo nas áreas de concentração do CVA Cetáceos – Boto-cinza, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

Boto-cinza								
UF	Município	Local	Inverno			Verão		
			8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
PA	Marapanim	Baía de Marapanim	0,00	1,80	10,33	0,00	8,22	42,81
	Augusto Corrêa	Baía de Emboraí	0,00	0,00	0,00	0,00	7,62	26,76
Probabilidade máxima			0,00	1,80	10,33	0,00	8,22	42,81

II.12.5.2.8 CVA Cetáceos – Boto-cor-de-rosa

O boto-cor-de-rosa, também conhecido como boto-vermelho ou boto-da-Amazônia, é uma espécie de golfinho de água doce que possui distribuição nas bacias dos rios Orinoco, Amazonas e Tocantins (ROCHA-CAMPOS et al., 2011). Os machos da espécie são maiores que as fêmeas, podendo atingir 2,55 m de comprimento e 200 kg, enquanto que as fêmeas chegam a 2,25 m de comprimento e 155 kg (ROCHA-CAMPOS et al., 2011).

É uma espécie predominantemente solitária, sendo raramente observado mais que dois indivíduos juntos (ROCHA-CAMPOS et al., 2011). Assim como ocorre com outras espécies aquáticas amazônicas, sua reprodução parece estar sincronizada com o ciclo hidrológico da região. As cópulas e nascimentos ocorrem entre os meses de maio/junho a setembro, durante o final da cheia e durante a vazante na Amazônia Central, quando o menor volume dos corpos d'água facilita a captura de peixes pelas fêmeas, que conseguem suprir mais facilmente suas necessidades energéticas para gestação e lactação (SILVA, 1994, ROCHA-CAMPOS et al., 2011).

As fêmeas atingem a maturidade sexual a partir de 180 cm de comprimento, enquanto que os machos a partir de 200 cm, o que ocorre entre os oito e 10 anos de idade. Após cerca de 11 meses de gestação, ocorre o nascimento de um único filhote, de aproximadamente 80 cm de comprimento, que permanece com sua mãe por pelo menos três anos antes de se tornar independente. O intervalo mínimo entre nascimentos (quando não ocorre a perda do filhote) é estimado em cerca de três anos e a fêmea engravida novamente no final do segundo ano de lactação (SILVA, 1994, ROCHA-CAMPOS et al., 2011).

O boto-cor-de-rosa é uma espécie essencialmente piscívora, utilizando mais de 45 espécies de peixes em sua dieta (SILVA, 1983), embora também existam registros de ingestão de caranguejos e tartarugas (PILLERI, 1972; SILVA; BEST, 1982). No ambiente natural, indivíduos adultos não têm predadores e, por estarem situados no topo da cadeia alimentar, exercem um importante controle biológico sobre as populações de peixes nos ambientes em que vivem (SILVA, 1983).

Durante a estação de vazante e seca, os botos-cor-de-rosa saem dos lagos e canais de várzea em direção ao canal do rio principal, acompanhando a

movimentação de suas presas (os peixes) e evitando ficar encalhados ou presos. Com a enchente, os botos retornam às suas áreas de residência, onde permanecem a maior parte do ano. Durante o período das cheias, a espécie pode alcançar as áreas de matas inundadas da Amazônia, tendo a capacidade de se locomover por entre as árvores e procurar por suas presas nesse ambiente (ROCHA-CAMPOS et al., 2011). Como consequência dessas movimentações sazonais, sua densidade em determinada localidade não é constante ao longo do ano, variando com as estações. Fêmeas adultas e filhotes dominam áreas alagadas conhecidas como “chavascas” e aquelas mais remotas dentro das áreas de várzea, enquanto os machos adultos preferem os canais dos rios (ROCHA-CAMPOS et al., 2011). Quando presente nos rios principais, mais largos, a espécie apresenta forte associação com áreas mais rasas, dentro de uma faixa de 150 m das margens (ROCHA-CAMPOS et al., 2011).

Por ser uma espécie essencialmente fluvial, a maior parte de sua distribuição conhecida está fora da área suscetível, com ocorrência em diversos rios amazônicos (MARTINS, 2015; EMIN-LIMA et al., 2007; ROCHA-CAMPOS et al., 2011). Por outro lado, a espécie também ocorre em ambientes costeiros com características flúvio-marinhas (SICILIANO et al., 2008). Existem registros, em frequência relativamente alta, de avistamentos da espécie para a foz do Rio Guamá, próximo à Baía de Marajó (SANTOS et al., 2012) e para a região dos lagos amapaenses, no Igarapé Piranhas (MELO, 2006), onde foram identificadas áreas de concentração da espécie. Foram ainda identificadas áreas de ocorrência da espécie na Baía de Marajó e no Rio Cassiporé (SICILIANO et al., 2008).

A espécie é classificada como “em perigo” na lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014) e também na lista internacional da IUCN (2019), e listada no apêndice II da CITES (2017). As principais ameaças à espécie são as capturas acidentais em redes de pesca e a captura intencional, que têm se observado com maior intensidade apenas recentemente. A carne do boto-cor-de-rosa têm sido utilizada como isca para a captura da piracatinga (*Calophysus macropterus*), um peixe que se alimenta de carne em decomposição e que, apesar de não ser consumido pela população local, é vendido para a Colômbia e, mais recentemente, também para outras regiões do Brasil (ROCHA-CAMPOS et al., 2011).

Resumo do CVA Cetáceos – Boto-cor-de-rosa e cálculos de probabilidade de toque

Para fins do cálculo de risco, o CVA Cetáceos – Boto-cor-de-rosa foi classificado como fixo, por conta das existências de áreas de ocorrência e de concentração da espécie em regiões estuarinas na área com probabilidade de presença de óleo. A partir do mapeamento, extraiu-se o maior valor de probabilidade de toque de óleo no CVA, para cada faixa de volume e período (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação (resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície e na coluna d'água - **Quadro II.12.5.2-1**).

Considerou-se, na abordagem do tempo de recuperação, a falta de informações específicas para essa espécie com relação aos efeitos do óleo, além do processo de reestruturação das populações após um possível acidente que pudesse gerar mortalidade de indivíduos. Apesar disso, contou-se com as informações descritas no diagnóstico dos Mamíferos Aquáticos, componente do item **II.6.2 Meio Biótico**, sobre as populações existentes, sua distribuição e sobre o comportamento dessa espécie. Ponderou-se, ainda, o fato desta espécie ser considerada ameaçada, com suas populações já sofrendo pressão de outros impactos antrópicos, sobretudo da captura acidental por redes de pesca e da captura intencional para a utilização da carne como isca. Por fim, optou-se por adotar uma estimativa de tempo de recuperação de **10 anos** para populações desse cetáceo de pequeno porte.

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Cetáceos - Boto-cor-de-rosa	Fixa – áreas de ocorrência e concentração em baías e estuários na costa do Amapá e Pará	10 anos

O **Quadro II.12.5.2.8-1** apresenta as probabilidades de toque nas áreas de ocorrência ou concentração do CVA Cetáceos – Boto-cor-de-rosa a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC no inverno e no verão. Este quadro mostra que no inverno não ocorre toque nas áreas de concentração deste CVA para

vazamento de 8 m³. Para vazamento de 200 m³ a maior probabilidade modelada foi de 2,20% e de 40,66% para vazamento de VPC. No verão também não foram modeladas probabilidades de toque nas áreas de ocorrência para vazamento de 8 m³. Para vazamento de 200 m³ a maior probabilidade modelada foi de 2,00%, e para vazamento de VPC foi de 24,75%. Tanto no verão quanto no inverno, a área com maior probabilidade de toque é a Baía do Marajó (PA).

A presença do CVA Cetáceos – Boto-cor-de-rosa dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-1** (inverno) e no **Mapa II.12-2** (verão).

Quadro II.12.5.2.8-1 - Probabilidades de toque de óleo nas áreas de concentração do CVA Cetáceos – Boto-cor-de-rosa, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

Boto-cor-de-rosa								
UF	Município	Local	Inverno			Verão		
			8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
AP	Calçoene, Oiaipoque	Rio Cassiporé	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	7,69
	Amapá, Cutias	Igarapé Piranhas	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,66
PA	varios	Baía do Marajó	0,00	2,20	40,66	0,00	2,00	24,75
MÁXIMO			0,00	2,20	40,66	0,00	2,00	24,75

II.12.5.2.9 CVA Sirênios

Os sirênios formam um dos dois grupos de mamíferos totalmente aquáticos, sendo o outro o grupo dos cetáceos. Apesar disso, o grupo dos sirênios não é próximo do grupo dos cetáceos em termos evolutivos, sendo que ambos os grupos ganharam o ambiente aquático de forma independente (KEMP, 2005). Como resultado, as espécies desses grupos apresentam morfologia, fisiologia e ecologia distintas. Ao contrário dos cetáceos, os sirênios possuem corpos pesados (com ossos mais densos) e menos hidrodinâmicos, são herbívoros e lentos, com baixa taxa metabólica (ANDRADE et al., 2011), o que influencia em sua sensibilidade ao óleo, conforme será detalhado mais a frente.

Existem hoje no mundo quatro espécies de sirênios, todas elas ameaçadas de extinção. Duas dessas espécies ocorrem no Brasil, o peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus manatus*) e o peixe-boi-da-Amazônia (*Trichechus inunguis*). Ambas espécies ocorrem na área suscetível ao toque por óleo e compõem o CVA Sirênios.

No contexto do presente estudo, os sirênios foram selecionados como CVA devido a sua importância para as comunidades locais. O peixe-boi-marinho é parte da cultura e do ideário coletivo das localidades onde ocorre (LUNA, 2001), enquanto que o peixe-boi-da-Amazônia tem uma importância histórica para as comunidades ribeirinhas amazônicas, o que inclui seu uso na alimentação (ANDRADE et al., 2011). Ambas as espécies também estão ameaçadas de extinção, sendo sua conservação de interesse nacional e internacional (ANDRADE et al., 2011). Além disso, o peixe-boi-marinho desempenha importante função ecológica no controle de algas e gramíneas marinhas, sendo considerado ainda indicador de mudanças ambientais, fornecendo respostas sobre a qualidade dos ambientes onde vive (BONDE et al., 2004).

Peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus manatus*)

A presença do peixe-boi-marinho em determinado local está tipicamente associada à presença de bancos de gramíneas e recifes de coral costeiros, locais de águas calmas onde encontram condições propícias ao descanso, criação dos filhotes e pastoreio (PALUDO, 1997). Outra variável que parece ser relevante

para a escolha do habitat pelo peixe-boi-marinho é a oferta de fontes de água doce, conhecidas também como “olhos d’água” ou “olheiros” (LEFEBVRE et al. 2001; ALVES, 2007). Apesar de o peixe-boi preferir águas rasas, com até 5 m de profundidade, o limite batimétrico considerado para delimitação da área de ocorrência preferencial foi de 12 m, uma vez que esta é a faixa onde se concentram os registros de visualização da espécie (e.g. ALVES, 2013; ALVES et al., 2013a; BOROBIA & LODI, 1992; COSTA, 2006; PALUDO & LANGGUTH, 2002). Este é também o limite batimétrico estabelecido na Instrução Normativa Conjunta IBAMA/ICMBIO nº 02, de 21/11/2011, como área de restrição permanente da atividade de aquisição de dados sísmicos.

No Brasil, a espécie ocorre desde Alagoas até o extremo norte do país, existindo registros confirmados da espécie abrangendo toda a área suscetível ao toque de óleo. No entanto, essa distribuição é formada por populações descontínuas ao longo da costa, estando os seguintes trechos de distribuição localizados dentro da área suscetível ao toque de óleo: 1- entre o Golfão Maranhense-MA e a Ilha dos Camaleões-PA (ANDRADE et al., 2011; LUNA, 2001; LUNA et al., 2008a, 2008b, 2010; SIMMAM, 2019); e 2- entre o Rio Amapá e o Rio Oiapoque, municípios de Calçoene e Oiapoque-AP (ANDRADE et al., 2011; LUNA, 2001; LUNA et al., 2008a; 2008b; 2010; SIMMAM, 2019).

Por serem herbívoros, os peixes-bois precisam ingerir grande quantidade de alimento, consumindo diariamente o equivalente a até 7% de seu peso corporal (REYNOLDS et al., 2009) e chegando a utilizar de seis a oito horas diárias apenas para alimentação (BETRAM & BETRAM, 1964 apud HUSAR, 1977). Os peixes-bois possuem um metabolismo lento, cerca de 20 a 30% mais baixo do que seria esperado para o seu tamanho, em comparação com outras espécies de mamíferos. Isso está provavelmente relacionado com sua dieta pobre em nutrientes (REYNOLDS et al., 2009). Consomem basicamente folhas de capim-agulha, folhas de mangue, algas, além de outras fanerógamas marinhas (ANDRADE et al., 2011). A espécie apresenta ainda grande importância ecológica por controlarem, através da herbivoria, a densidade de algas e gramíneas marinhas, que poderiam se proliferar e comprometer a diversidade de habitats na zona costeira. Suas fezes são capazes de fertilizar a coluna d’água, favorecendo a nutrição e a reprodução de larvas de peixes, entre outros organismos, os quais

servem como alimento para níveis superiores da teia trófica marinha (TESSARIOLI et al., 2007).

Os dados sobre a biologia da sub-espécie de peixe-boi-marinho encontrada no Brasil (*Trichechus m. manatus*) são escassos, sendo a maioria dos dados existentes para a espécie derivados de estudos realizados com a sub-espécie encontrada na Flórida (*T. m. latirostris*). Para ela, sabe-se que a gestação dura de 11 a 13 meses, o intervalo médio entre nascimentos é de 2,5 a 3 anos e a fêmea permanece com o filhote em média por 1 a 2 anos, embora esse período possa se prolongar por até 4 anos. A somatória desses tempos faz com que o intervalo entre nascimentos seja longo e, portanto, a taxa reprodutiva seja baixa. As fêmeas têm geralmente um filhote por gestação, mas há casos de nascimentos de gêmeos (ANDRADE et al., 2011). O maior número de nascimentos na Flórida ocorre entre maio e setembro (primavera e verão no Hemisfério Norte) e a maior frequência de grupos de acasalamento ocorre entre fevereiro e julho (ANDRADE et al., 2011; REYNOLDS et al., 2009). Para a sub-espécie brasileira, Meirelles (2008) sugere, a partir da análise temporal de encalhes de filhotes no litoral do Ceará, que o acasalamento e os nascimentos têm pico no verão. Entretanto, esta seria apenas uma evidência indireta.

O peixe-boi-marinho é uma espécie considerada “em perigo” de extinção no Brasil (MMA, 2014) e se enquadra sob a categoria “vulnerável” em nível internacional (IUCN, 2019). Também é classificado como “criticamente em perigo” na Lista de Espécies Ameaçadas no Estado do Pará (Resolução COEMA 054/2007) e está incluída no Apêndice I da CITES (2017). Tal situação se dá pelo fato de que a subespécie que habita a costa brasileira encontra-se sob níveis mais críticos de ameaça. Estima-se que a população mundial de peixe-boi-marinho esteja em torno de 2.500 indivíduos. No entanto, a mesma estimativa para as populações da costa brasileira é de apenas 500 indivíduos (ALVES, 2007). Mesmo que outros estudos realizados tenham estimado um número maior de indivíduos na costa brasileira, em torno de 1.150 indivíduos (ALVES, 2013), todas as estimativas apontam para um tamanho populacional extremamente reduzido e sob níveis críticos de ameaça.

Peixe-boi-da-Amazônia (*Trichechus inunguis*)

Os peixes-boi-da-Amazônia são considerados animais solitários, apesar de ocorrerem grupos de até oito indivíduos em áreas de alimentação (ANDRADE et al., 2011). Assim como outras espécies aquáticas amazônicas, seu período reprodutivo é fortemente associado ao ciclo hidrológico regional, sendo que a maior parte dos nascimentos ocorre na estação de cheia dos rios, entre fevereiro e maio, quando as plantas aquáticas são mais abundantes, fornecendo mais energia para as fêmeas lactantes (BEST, 1982). Cada gestação dura entre 11 e 12 meses, sendo gerado apenas um filhote por vez (NASCIMENTO et al., 2002).

É uma espécie que ocorre nas águas fluviais da Bacia Amazônica, alcançando ainda a porção mais baixa da Bacia do Rio Tocantins e, tendo, nas porções estuarinas da foz do Rio Amazonas, seu limite de distribuição (ANDRADE et al., 2011). Na área suscetível ao toque de óleo, sua ocorrência está restrita à região da foz do Rio Amazonas, desde a Baía de Marajó, no Pará, até o braço norte do Amazonas, no Amapá (LUNA, 2001; LUNA et al., 2008b, 2010; SICILIANO et al., 2008; SIMMAM, 2019).

A dieta do peixe-boi-da-Amazônia é essencialmente herbívora, composta principalmente de macrófitas aquáticas e semiaquáticas, raízes e frutos de palmeiras (BEST, 1984; COLARES & COLARES, 2002; GUTERRES et al., 2008).

O peixe-boi-da-Amazônia é considerado como “vulnerável” a extinção tanto na lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014), quanto na lista internacional da IUCN (2019). Também é classificado como “em perigo” na Lista de Espécies Ameaçadas no Estado do Pará (Resolução COEMA 054/2007) e está listado no Apêndice I da CITES (2017). É considerada a espécie de mamífero aquático mais caçada no Brasil, mas, além da caça, outros fatores ainda contribuem para o declínio populacional da espécie, como a degradação de ambientes aquáticos e o aumento do transporte hidroviário na Amazônia (ANDRADE et al., 2011).

Sensibilidade ao óleo e tempo de recuperação do CVA Sirênios

Com relação à sensibilidade dos sirênios ao óleo, destaca-se que as espécies do grupo apresentam menor capacidade natatória em comparação com outros

mamíferos marinhos. No caso do peixe-boi-marinho, mesmo podendo alcançar uma velocidade de deslocamento de até 30 km/h, a maior parte desses deslocamentos é feita com uma velocidade média de 5 a 8 km/h (HARTMAN, 1979). Sua respiração pulmonar faz com que tenham necessidade de alcançar a superfície frequentemente. Além disso, por possuírem um metabolismo lento, passam de 2 a 12 horas por dia descansando na superfície, e mesmo quando submersos, ocorrem em águas rasas e pernamecem na maior parte do tempo bastante próximos à superfície (ANDRADE et al., 2011; HUSAR, 1978; REYNOLDS et al., 2009), onde ficam suscetíveis à exposição direta ao óleo em um eventual caso de derramamento. No caso do peixe-boi-da-amazônia, apesar de terem capacidade para mergulhos de mais de 10 minutos, normalmente não ficam mais que 2 minutos sem respirar na superfície (GALLIVAN & BEST, 1981), onde ficam suscetíveis à exposição direta ao óleo em um eventual caso de derramamento.

Especificamente com relação ao peixe-boi-da-Amazônia, destaca-se que o pouco conhecimento que se tem sobre a ecologia da espécie dificulta a definição de sua real suscetibilidade e os efeitos que um derramamento de óleo podem causar sobre os indivíduos. No entanto, dada a grande similaridade morfológica com seu congêneres marinho, pode-se considerar que tenha um comportamento similar de resposta a uma eventual mancha de óleo no ambiente aquático.

A fração volátil de óleo contém hidrocarbonetos tóxicos que evaporam, criando uma atmosfera concentrada nas proximidades do derrame (ALLEN & FERREK, 1993). O óleo, em contato direto com o corpo desses animais, assim como sua fração volátil, se inalada, pode causar irritação das mucosas dos olhos e vias respiratórias, possivelmente levando a congestão pulmonar ou até pneumonia. A exposição prolongada da pele ao óleo pode causar lesões e infecções. Potenciais efeitos de longo prazo podem incluir disfunções de órgãos internos e supressão do sistema imunológico (DOW, 2016). Tal situação pode ser agravada no caso de contato com filhotes ou fêmeas em período de gestação e amamentação, quando o filhote poderia ingerir o óleo aderido ao corpo da mãe. Como os peixes-boi se alimentam em bancos de macrófitas e algas localizados em áreas rasas, caso o óleo alcance os locais de alimentação e se deposite nesses bancos, pode ser ingerido e causar disfunções gastrointestinais (DOW, 2016).

Devido à espessura da pele, entremeada por uma espessa camada de gordura, e à ausência de pelos, a exposição direta ao óleo provavelmente não causaria efeitos significativos sobre a termorregulação (GERACI, 1990).

Atualmente não há registros na literatura científica sobre o tempo de recuperação de sirênios frente a um vazamento acidental de óleo. Apesar disso, considerando os aspectos biológicos do peixe-boi-marinho e do peixe-boi-da-Amazônia, seu grau de ameaça e capacidade reprodutiva baixa, adotou-se um tempo de recuperação de **15 anos**.

Resumo do CVA Sirênios e cálculos de probabilidade de toque

Considerando que a distribuição das duas espécies de sirênios é relativamente bem conhecida dentro da área suscetível ao toque de óleo, o CVA Sirênios foi classificado como fixo para fins de cálculo do risco, com presença o ano inteiro em três áreas de ocorrência, sendo duas para o peixe-boi-marinho e uma para o peixe-boi-da-Amazônia. A partir do mapeamento, extraiu-se o maior valor de probabilidade de toque de óleo no CVA, para cada faixa de volume e período do ano (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação (resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície e na coluna d'água - **Quadro II.12.5.2-1**). Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Sirênios	Fixa – áreas de ocorrência em regiões estuarinas e marinhas rasas (peixe-boi-marinho) e na região estuarina dos rios amazônicos (peixe-boi-da-Amazônia)	15 anos

O **Quadro II.12.5.2.9-1** apresenta a probabilidade de toque nas áreas de concentração do CVA Sirênios a partir de vazamento de 8 m³, 200 m³ e VPC no inverno e no verão. Este quadro mostra que no inverno não ocorre toque nas áreas de concentração deste CVA para vazamento de 8 m³. Para vazamento de 200 m³ a maior probabilidade modelada foi de 4,20% e de 72,30% para vazamento de VPC. Nesta época do ano, as maiores probabilidades de toque para vazamentos ocorrem na área de concentração da Região estuarina dos rios

Amazonas e Pará (peixe-boi-da-Amazônia). No verão, a máxima probabilidade de toque nas áreas de ocorrência para vazamento de 8 m³ foi de 0,60%. Para vazamento de 200 m³ a maior probabilidade modelada foi de 24,85%, e para vazamento de VPC foi de 75,92%. No verão, as maiores probabilidades de toque para vazamentos ocorrem na área de concentração do Golfão Maranhense à Ilha dos Camaleões (peixe-boi-marinho).

A presença do CVA Sirênios dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-1** (inverno) e no **Mapa II.12-2** (verão).

Quadro II.12.5.2.9-1 - Probabilidades de toque de óleo nas áreas de concentração do CVA Sirênios, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

Sirênios								
UF	Município	Local	Inverno			Verão		
			8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
Peixe-boi-marinho								
AP	Calçoene, Oiapoque	Rio Amapá ao Rio Oiapoque	0,00	0,60	49,30	0,00	2,20	41,13
PA/ MA	varios	Golfão Maranhense à Ilha dos Camaleões	0,00	4,20	49,33	0,60	24,85	75,92
Peixe-boi-da-Amazônia								

Sirênios								
UF	Município	Local	Inverno			Verão		
			8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
PA	varios	Região estuarina dos rios Amazonas e Pará	0,00	4,00	72,73	0,00	7,01	41,80
Probabilidade máxima			0,00	4,20	72,30	0,60	24,85	75,92

II.12.5.2.10 Aves marinhas

Conforme pontua Coelho et al. (1990), a expressão "aves marinhas", aplicada às espécies que ocorrem no ambiente marinho, é genérica, não refletindo as características ecológicas dos diversos grupos que ocupam este ambiente. Dentre as espécies de aves marinhas, existem aquelas que ocorrem nos habitats emersos, parcialmente alagados e nas águas próximas à costa, enquanto que outras ocorrem na região oceânica, mais afastada da costa. Dessa forma, as aves marinhas podem ser divididas em dois grupos, o das aves marinhas costeiras e o das aves marinhas oceânicas ou pelágicas (COELHO et al. 1990), embora haja certa sobreposição entre os grupos, com espécies que utilizam tanto as águas oceânicas quanto ambientes costeiros (VOOREN & BRUSQUE, 1999).

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, estão sendo considerados dois CVAs distintos para os mesmos, contemplando tanto as espécies de aves marinhas oceânicas, quanto as de aves marinhas costeiras. Para tanto, foram consideradas todas as espécies de aves com ocorrência verificada para a área suscetível ao toque de óleo e que utilizam regularmente o mar ou que sejam residentes de ilhas, assim como aquelas que estejam associadas a ecossistemas costeiros.

As aves marinhas foram elencadas como CVAs na presente análise pois, além de serem altamente suscetíveis à poluição por óleo em ambientes marinhos, contemplam também diversas espécies ameaçadas e de interesse conservacionista. Ademais, a grande heterogeneidade de espécies e comportamentos abrangidos pelas aves marinhas torna esse grupo importante para o equilíbrio dos ecossistemas (VOOREN & BRUSQUE, 1999), por atuarem em toda a cadeia trófica, desde o consumo de plâncton, até o papel de predadores do topo da cadeia trófica. Adicionalmente, salienta-se a presença de espécies endêmicas e também de espécies migratórias.

Conforme informações do diagnóstico da Avifauna, componente do item **II.6.2 Meio Biótico**, para as bacias marítimas da área suscetível ao toque de óleo, existem registros de 198 espécies de aves marinhas, sendo 177 espécies costeiras e 21 espécies pelágicas. Desse total, 26 são consideradas ameaçadas de extinção em âmbito nacional (MMA, 2014) ou internacional (IUCN, 2019) e 44 são citadas em pelo menos uma das três principais listas avaliadas (MMA, 2014; CITES, 2017; IUCN, 2019).

Dentre as aves de hábito oceânico, destaca-se a família Procelariidae (grazinas e pardelas), que apresenta quatro espécies ameaçadas. A família Scolopacidae (maçaricos e trinta-réis), representada por aves de hábitos costeiros, também apresenta quatro espécies de aves sob algum grau de ameaça. Destaca-se, ainda, as famílias Diomedidae e Phaethontidae (aves oceânicas), com apenas três espécies ocorrendo na área do diagnóstico, todas sob algum grau de ameaça.

Em comparação com as aves costeiras, o grupo das espécies oceânicas é taxonomicamente e numericamente mais restrito, com 21 espécies ocorrendo na área suscetível. A maioria das espécies pertence à ordem Procellariiformes (albatrozes, pardelas, grazinas e painhos). Também estão incluídas espécies das

ordens Phaetontiformes (rabos-de-palha do gênero *Phaeton*) e Charadriiformes, com membros da família Stercorariidae (mandriões do gênero *Stercorarius*).

A maior parte destas espécies é visitante esporádica, com hábitos migratórios e provenientes tanto do norte como do sul. Apenas três são consideradas residentes no Brasil, por se reproduzirem em território nacional e terem registros ao longo de todo o ano (CBRO, 2015). São espécies residentes no Brasil a pardela-de-asa-larga (*Puffinus lherminieri*), o rabo-de-palha (*Phaeton aethereus*) e o rabo-de-palha-de-bico-laranja (*Phaeton lepturus*). No entanto, nenhuma destas apresenta registros de atividade reprodutiva na área suscetível ao toque de óleo.

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 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 (batuíras), 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 ao toque de óleo 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*).

Diversas áreas de concentração das aves costeiras estão incluídas na área suscetível ao toque de óleo, sendo a maioria delas utilizada como área de invernada por aves limícolas neárticas. O litoral do estado do Amapá e principalmente nos estados do Maranhão e Pará, a região entre as Reentrâncias Maranhenses e o Salgado Paraense é considerada uma das mais importantes do país para as espécies migratórias costeiras, tendo sido identificado um grande número de áreas de concentração dessas espécies no litoral da área com probabilidade de presença de óleo (AGUIAR et al., 2010; ALMEIDA; RODRIGUES, 2015; CAMPOS; NAIFF; ARAÚJO, 2008; CARVALHO; RODRIGUES, 2011; DE LUCA et al., 2009; HASS; MATOS; MARCONDES-MACHADO, 1999; IBP, 2016; ICMBIO, 2016a, 2016b; KOBER; BAIRLEIN, 2006; LEES; THOMPSON; MOURA, 2014; LIMA et al., 2010; MARTINS, 2009; RODRIGUES, 1995, 2007; RODRIGUES; CARVALHO, 2011a, 2011b, 2011c; RODRIGUES; LOPES, 1997; RODRIGUES et al., 2008, 2010; SERRANO, 2011a, 2011b; SILVA, 2011; SILVA; RODRIGUES, 2015; SILVA et al., 2014; SOARES; RODRIGUES, 2009; SOUZA et al., 2008; VALENTE, 2011; XAVIER, BOSS, 2011).

Com relação às ameaças sobre as aves marinhas costeiras, nota-se que a proporção de espécies ameaçadas é consideravelmente menor, quando comparadas às aves marinhas oceânicas (diagnóstico da Avifauna, componente do item **II.6.2 Meio Biótico**).

Sensibilidade ao óleo e tempo de recuperação dos CVAs de Aves marinhas

Com relação aos efeitos do óleo sobre as aves marinhas, o presente tópico aborda a questão de forma conjunta para aves marinhas oceânicas e aves marinhas costeiras, visto que, devido às similaridades das características metabólicas e fisiológicas, os efeitos do contato com o óleo tendem a ser similares entre esses dois grupos. A principal diferença dos impactos do óleo sobre esse dois grupos se dá pelo local em que se distribuem (regiões costeiras ou oceânicas), sendo que tal questão será apresentada adiante, no tópico que discute a separação desses dois grupos em CVAs distintos.

Os efeitos do óleo sobre as aves marinhas são diversos e relativamente bem documentados, associados tanto ao efeito físico de recobrimento, que altera as propriedades físicas das penas e dificulta o voo e a termorregulação, como ao efeito químico resultante de intoxicação, principalmente por compostos aromáticos e poliaromáticos (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Em sua extensa revisão sobre avaliação de impactos do óleo sobre o meio biótico, French-McCay (2009) ressalta o consenso geral de que as aves marinhas contaminadas por petróleo têm uma taxa de sobrevivência muito reduzida e que varia dependendo do grupo atingido, tendo sido estimada em 35% a probabilidade combinada de contato com óleo e mortalidade após o contato para espécies oceânicas que passam a maior parte em voo, e em 90% para espécies costeiras que têm contato permanente com o ambiente aquático. Esse estudo indica que, em muitos casos, a morte das aves não ocorre imediatamente após o contato com o óleo, podendo ocorrer posteriormente, devido à grande variedade de impactos gerados pelo contato com o óleo, como hipo ou hipertermia, ingestão, perturbações pulmonares, intoxicação, perda da capacidade de voo. Diante desse fato, a simples contagem de indivíduos recolhidos mortos ou resgatados nas operações de contingência não é um indicador seguro das taxas de mortalidade, uma vez que vários animais morrem longe das áreas atingidas, afundam ou são predados.

Modelagens têm sido utilizadas para estimar com maior precisão as taxas de perdas populacionais em aves marinhas afetadas por óleo (PAGE et al., 1990).

Extensas mortalidades foram observadas no acidente do Exxon Valdez, no qual a mancha cobriu uma área estimada de 30.000 km², resultando na morte de 60 a 77% da população de aves presente na área (cerca de 200.000 aves) (SPIES et al., 1996). Page et al. (1990) e Carter et al. (2003), estudando os efeitos do vazamento do navio Apex Houston ocorrido em 1986 na Califórnia (com 616 barris de óleo derramados), contabilizaram um total de 10.577 aves debilitadas ou mortas petrolizadas. Geralmente, a taxa de mortalidade das aves está relacionada à intensidade do vazamento - maiores extensões de mancha de óleo resultam em maiores probabilidades de contato das aves marinhas com o óleo e, conseqüentemente, maior mortalidade dos animais. É importante ressaltar, no entanto, que a localização e o momento do acidente também são fatores determinantes para o nível de impacto sobre as aves, sendo, em determinadas circunstâncias, mais importantes do que o volume de óleo vazado (NRC, 2003).

Balseiro e colaboradores (2005), avaliando as aves marinhas que vieram a óbito ou foram recolhidas em vida após o acidente do Prestige, na Espanha, ocorrido em 2002, identificaram os impactos patológicos gerados. Dentre as várias perturbações fisiológicas, citaram a desidratação e a exaustão como principais causas de mortalidade (BALSEIRO et al., 2005; ALONSO-ALVAREZ et al., 2007).

Cabe destacar ainda que, considerando o hábito gregário e colonial nos períodos reprodutivos de grande parte das espécies de aves marinhas, é de se esperar que vazamentos ocorridos nestas épocas resultem em impactos maiores do que quando as populações estão dispersas no oceano (NRC, 2003). No que se refere à porção da costa suscetível ao toque de óleo, os meses de inverno são uma época de especial suscetibilidade das aves marinhas, uma vez que neste período as espécies migratórias oceânicas (a maior parte dessas provenientes do sul) se juntam às espécies costeiras residentes (VOOREN & BRUSQUE, 1999). Por outro lado, espécies costeiras migratórias provenientes do hemisfério norte passam a temporada de invernada na área potencialmente afetada pelo toque de óleo nos meses de verão, quando estariam suscetíveis (VOOREN & BRUSQUE, 1999).

O tempo de recuperação de aves marinhas que entram em contato com o óleo está associado a vários fatores, tais como: época do ano, tipo e quantidade de óleo derramado, assim como pelas ações de contingência implementadas e, conseqüentemente, do sucesso no tratamento das aves petrolizadas. Apesar dos inúmeros estudos sobre os efeitos agudos e crônicos sobre as populações de aves marinhas atingidas por derrames, são poucos os trabalhos que determinam o tempo de recuperação destas populações (NRC, 1994).

Embora seja difícil generalizar sobre os efeitos do derramamento de óleo em aves marinhas, algumas espécies parecem ter resiliência considerável para as perturbações associadas a este tipo de acidente. Na realidade, a variabilidade natural das populações pode ser um fator determinante, que acaba dificultando o acompanhamento da sua recuperação (resiliência). Variações naturais no tamanho das populações de aves marinhas podem ocorrer independentemente de impactos antrópicos, mas associadas a falhas reprodutivas esporádicas ou mortalidade localizada associada às variações no fornecimento de alimentos ou tempestades severas (HARRIS & WANLESS, 1991; WOOLLER et al., 1992).

Considerando estes aspectos e também como exposto por NRC (2003), é muito difícil demonstrar os efeitos pós-impacto do óleo sobre as populações de aves marinhas ao longo do tempo, especialmente com base em censos populacionais. A variabilidade temporal e espacial nos ambientes e associada às espécies é enorme, dificultando a identificação precisa das dimensões da mortalidade associada aos acidentes (NRC, 2003). A falta de informação de base sobre as aves marinhas, como tamanho das populações, estratégias reprodutivas, razão sexual, deslocamentos e migrações, torna extremamente difícil a determinação dos impactos efetivos sobre as espécies e de seu tempo de recuperação. Essa deficiência é especialmente importante no Brasil e na área de interesse, onde poucos e esparsos diagnósticos cientificamente embasados estão disponíveis.

Esse tempo de recuperação tende a ser maior em eventos com severas mortalidades, como ocorreu com o Exxon Valdez e Apex Houston (KINGSTON, 2002; CARTER et al., 2003), cujos inventários chegaram na casa dos milhares de indivíduos mortos recolhidos. Kingston (2002), ao avaliar o impacto desse acidente, estimou que a efetiva recuperação das aves tenha demorado entre nove e doze anos, período corroborado por outros estudos (WIENS et al., 1996, 2001,

2004; MURPHY et al., 1997). Já de acordo com os resultados obtidos por Irons et al. (2000) para o mesmo evento, após um período de nove anos as populações de algumas espécies ainda não tinham retornado ao equilíbrio. Estes autores em suas conclusões ressaltam a recorrente dificuldade em se comprovar cientificamente o processo de recuperação das aves após acidentes, uma vez que muitos estudos de avaliação de impactos são realizados por curtos períodos e também devido à existência de conflitos relacionados a desenhos amostrais, conceitos e premissas adotadas (impacto, recuperação, etc.).

Peterson et al. (2003) citam eventos de vazamentos de óleo onde espécies de aves apresentam sinais de contaminação e impactos em um período de até 10 anos após o vazamento. Muitos destes impactos estão associados aos hábitos destas espécies, normalmente costeiras, que se alimentam em áreas cronicamente contaminadas.

Barros et al. (2014) citam os efeitos de longo prazo do vazamento Prestige sobre as populações de mergulhões (*Phalacrocorax* sp.), extrapolando os 10 anos após o acidente. Chama a atenção este estudo, o qual adotou a metodologia BACI (*Before-After-Control-Impact*), uma robusta e consagrada ferramenta para avaliação de impactos, envolvendo desenhos amostrais eficientes e controles temporais e espaciais. Neste estudo, os autores constataram que o sucesso reprodutivo reduziu-se após o acidente em 45% nas colônias afetadas, em comparação com colônias não afetadas.

Ao se avaliar os impactos do óleo, é importante ressaltar que, mesmo após desaparecidos os efeitos agudos, efeitos subletais podem ser identificados em aves marinhas por muitos anos após o vazamento (NRC, 2003). Estudos recentes a respeito dos efeitos a longo prazo dos vazamentos de óleo corroboram a tese de que estes impactos a longo prazo não estão associados apenas à mortalidade aguda, mas também aos níveis de produtividade, dinâmicas predador-presas e danos aos habitats que suportam as populações afetadas. Esta foi a abordagem de Moreno et al. (2013) constatando, também sobre os mergulhões, os impactos do acidente Prestige, ao longo dos 10 anos seguintes ao evento.

Atualmente, as técnicas de despetrolização de aves marinhas estão bastante avançadas e aumentam efetivamente a chance de sobrevivência dos indivíduos recuperados, apesar das grandes perdas ocorridas mesmo depois de concluída a descontaminação. Após o *blowout* de Montara em 2009, no mar do Timor, norte

da Austrália, entre as aves expostas ao óleo e descontaminadas, a mortalidade proporcional alcançou 58 a 76% (BRASSINGTON & KING, 2010; SHORT, 2011 apud HANEY et al., 2014a). Em um acidente com vazamento de óleo na Baía de Guanabara – Rio de Janeiro, em 2000, segundo Barcellos & Silva (2003), 83,5% das aves marinhas resgatadas estavam vivas, e destas, 44% foram devolvidas ao ambiente. No entanto, sabe-se que quantitativamente as aves recolhidas representam apenas uma parcela dos indivíduos efetivamente afetados.

Cabe destacar ainda que o tempo de recuperação deve variar entre as aves marinhas costeiras e as aves marinhas oceânicas, por diferenças em seus respectivos padrões de comportamento, crescimento, ciclo de vida, distribuição, longevidade e alimentação (SCHREIBER et al., 2002). No entanto, mesmo essa condição acaba não sendo consensual entre os estudos, visto que Peterson et al. (2003) sugere maiores períodos de recuperação para o grupo das aves marinhas costeiras, enquanto outros autores não encontraram diferenças entre os tempos de recuperação dos dois grupos (KINGSTON, 2002; WIENS, 2004; IRONS et al., 2000; CARTER et al., 2003; BARROS et al., 2014; MORENO et al., 2013).

As espécies costeiras estão associadas aos ambientes litorâneos. Além de muitas delas permanecerem em atividade reprodutiva o ano inteiro, têm ciclo de vida curto quando comparadas às oceânicas (WEIMERSKIRCH, 2002). Seus filhotes, mais numerosos, crescem mais rápido e necessitam de cuidado parental mais curto (nidífugas). De acordo com Dorward (1962 apud BRANCO, 2004), os filhotes do atobá-marrom (*Sula leucogaster*), espécie abundante na costa brasileira, estão emplumados e aptos ao voo com aproximadamente 120 dias de idade. As gaivotas, por exemplo, extremamente abundantes no litoral brasileiro, se reproduzem anualmente, durante os meses de inverno, nidificando em costões rochosos, botando três a quatro ovos que são incubados por cerca de 30 dias (NOVELLI, 1997; WATSON, 1975, apud BRANCO, 2004). Mesmo havendo abrangente distribuição de ambientes litorâneos e costeiros ao longo da área suscetível ao toque de óleo, os mesmos podem ser mapeados e espacialmente delimitados. Ademais, o conhecimento que se tem atualmente sobre as aves marinhas costeiras permite que sejam identificados locais de concentração para forrageamento, repouso e nidificação dessas espécies ao longo da área suscetível ao toque de óleo.

As espécies oceânicas, como os albatrozes, por outro lado, passam a maior parte da vida voando, pousando em terra apenas para se reproduzir, o que ocorre em média a cada 2 anos, ou até em intervalos maiores (REVIZEE, 2006). Pousam na água para se alimentar e descansar e se reproduzem em ilhas oceânicas, onde formam grandes colônias (PROJETO ALBATROZ¹⁵). A vida longa e a baixa taxa de fecundidade são características que tornam as espécies oceânicas vulneráveis aos diversos impactos antrópicos, especialmente da pesca e de vazamentos de petróleo (NEVES et al., 2006b; VOOREN & BRUSQUE, 1999). Por outro lado, apesar de eventualmente pousarem ou buscarem ambientes costeiros como parciais e ilhas para descansar ou buscar alimento, têm populações bastante dispersas, quando comparadas às aves costeiras, pois circulam e forrageiam em grandes áreas neríticas e oceânicas. Mesmo durante os períodos reprodutivos, em que tendem a formar colônias de nidificação (COULSON, 2001), é frequente a necessidade dos pais se deslocarem por grandes distâncias entre os ninhos e as áreas de alimentação. Dessa forma, mesmo nos períodos de reprodução, as populações continuam ocorrendo de forma difusa, em grandes áreas, em busca de alimento para a prole, podendo percorrer centenas de quilômetros diariamente (COULSON, 2001). Assim, as espécies desse grupo de aves não formam grandes concentrações na área suscetível ao toque de óleo.

Conforme descrito acima, excetuando-se os efeitos do contato com o óleo, que tendem a ser similares entre esses dois grupos, observam-se diferenças intrínsecas entre as aves marinhas costeiras e oceânicas, especialmente em seu comportamento, padrões de crescimento, ciclo de vida, distribuição, longevidade, e alimentação. Estas diferenças se refletem 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 no presente estudo, o grupo foi dividido em dois CVAs distintos, **CVA Aves marinhas costeiras** e **CVA Aves marinhas oceânicas**, para os quais foram atribuídas distribuições e tempos de recuperação diferentes, conforme apresentado nos resumos abaixo.

¹⁵ <http://www.projetoalbatroz.org.br/>

II.12.5.2.11 CVA Aves marinhas costeiras

Resumo do CVA Aves marinhas costeiras e cálculos de probabilidade de toque

Dentro de um contexto em que os ambientes de concentração das aves marinhas costeiras podem ser espacialmente delimitados, e, considerando que o conhecimento atual sobre essas espécies indica a tendência de as populações se agregarem nesses ambientes, o CVA Aves Marinhas Costeiras será tratado como **fixo**.

Considerando, principalmente, os relatos de Irons et al. (2000), Kingston (2002), Carter et al. (2003), Peterson et al. (2003), Barros et al. (2014), Moreno et al. (2013) 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, será adotado para a presente análise de risco.

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Aves marinhas costeiras	Fixa – áreas de concentração na região costeira e em ilhas costeiras	10 anos

A partir do mapeamento realizado, considerou-se o maior valor de probabilidade de toque de óleo no CVA, para cada faixa de volume (8 m³, 200 m³ e VPC) e período do ano (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação. Para este CVA foram consideradas nos cálculos os resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície (**Quadro II.12.5.2-1**), dado o fato de que as espécies componentes desse CVA estariam suscetíveis ao contato do óleo no estrato superficial marinho em suas áreas de concentração.

O **Quadro II.12.5.2.11-1** apresenta as probabilidades de toque nas áreas de concentração do CVA Aves marinhas costeiras a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC no inverno e verão. Este quadro mostra que no inverno não ocorre toque nas áreas de concentração deste CVA para vazamento de 8 m³. Para vazamento de 200 m³ a maior probabilidade modelada foi de 2,80% e de 69,0%

para vazamento de VPC. Nesta época do ano as maiores probabilidades de toque para vazamentos ocorrem nas áreas de concentração no Pará, no Salgado Paraense e na Reserva Biológica do Lago Piratuba. No verão a máxima probabilidades de toque nas áreas de ocorrência para vazamento de 8 m³ foi de 0,20%. Para vazamento de 200 m³ a maior probabilidade modelada foi de 11,02%, e para vazamento de VPC foi de 55,18%. Nesta época do ano, as maiores probabilidades de toque para vazamentos ocorrem na área de concentração do Salgado Paraense (PA).

A presença do CVA Aves marinhas costeiras dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-3** (inverno) e no **Mapa II.12-4** (verão).

Quadro II.12.5.2.11-1 - Probabilidades de toque de óleo nas áreas de concentração do CVA Aves marinhas costeiras, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

UF	Município	Local	Inverno			Verão		
			8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície)	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície)
AP	Calçoene e Oiapoque	Parque Nacional do Cabo Orange	0,00	0,40	32,00	0,00	0,60	39,46
	Calçoene	Praia de Goiabal	0,00	0,60	37,00	0,00	0,60	19,06
	Amapá	Reserva Biológica do Lago Piratuba	0,00	2,40	69,00	0,00	1,00	49,16
		Estação Ecológica Maracá-Jipioca	0,00	0,60	53,30	0,00	1,40	40,80
	Macapá	Ilha do Parazinho	0,00	0,00	42,00	0,00	0,00	13,38
PA	Chaves, Santa Cruz do Arari, Soure, Salvaterra, Cachoeira do Arari, Ponta de Pedras, Muaná, Afuá, Anajás, São Sebastião da Boa Vista, Curralinho e Breves	Arquipélago de Marajó	0,00	2,40	47,33	0,00	2,81	34,78
	Curuçá	Praia Grande	0,00	0,20	15,00	0,00	0,40	23,41
		Praia Romana	0,00	0,40	16,00	0,00	1,00	18,39
	Belém	Belém	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	1,00
	Marapanim a Augusto Corrêa	Salgado Paraense	0,00	2,80	16,33	0,20	11,02	55,18
	Maracanã	Praia do Maia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
		Vila do Penha	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,71
		Praia de Suar Suar	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	19,06
		Ilha do Algodal	0,00	1,80	10,00	0,00	8,22	51,84
Tracuateua	Praia do Maciel	0,00	0,20	5,67	0,00	3,61	48,83	

UF	Município	Local	Inverno			Verão			
			8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície)	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície)	
	Bragança	Ilha da Canela	0,00	0,00	0,00	0,00	6,21	51,17	
		Lombo Grande-Bragança	0,00	0,00	2,00	0,00	5,81	51,17	
		Ajuruteua	0,00	0,00	1,33	0,00	10,42	52,51	
	Augusto Corrêa	Ilha do Meio	0,00	0,00	0,00	0,00	2,61	0,20	
		Lombo do Murici	0,00	0,00	0,00	0,00	7,62	26,76	
		Ilha de Carauaçu	0,00	0,00	0,00	0,00	5,41	34,45	
	Viseu	Lombo Grande-Viseu	0,00	0,00	0,00	0,00	4,01	29,43	
		Croa Criminosa	0,00	0,00	0,00	0,00	2,40	23,75	
		Ponta do Bode	0,00	0,00	0,00	0,00	5,21	28,76	
		Ponta do Gato	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	23,41	
	PA/ MA	Viseu a Alcântara	Reentrâncias maranhenses	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	21,74
		Carutapera e Viseu	Divisa Pará/ Maranhão	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	23,41
MA	Cururupu	RESEX de Cururupu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	17,06	
		Ilha do Maiaú	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,39	
Probabilidade máxima			0,00	2,80	69,00	0,20	11,02	55,18	

II.12.5.2.12 CVA Aves marinhas oceânicas

Resumo do CVA Aves marinhas oceânicas e cálculos de probabilidade de toque

Como os registros deste grupo para a área suscetível ao toque de óleo não indicam a presença de locais específicos de concentração das espécies, o CVA Aves Marinhas Oceânicas será tratado como **difuso**.

Considerando todo o levantamento das informações disponíveis na literatura consultada, a maior longevidade e menor taxa reprodutiva dessas espécies, quando comparado 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, adotou-se o tempo de recuperação de **12 anos** para aves marinhas oceânicas contaminadas por vazamentos de óleo.

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Aves marinhas oceânicas	Difuso – áreas costeira e oceânica	12 anos

Para o cálculo do risco utilizou-se a interseção com toda a área dos contornos de probabilidades de presença de óleo (resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície e na coluna d'água - **Quadro II.12.5.2-1**). Como apresenta ocorrência difusa na porção marinha da área suscetível ao toque de óleo, as probabilidades ponderadas de toque neste CVA são as mesmas apresentadas para o CVA Plâncton no **Quadro II.12.5.2.1-1**.

A presença do CVA Aves marinhas oceânicas dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-1** (inverno) e no **Mapa II.12-2** (verão).

II.12.5.2.13 CVA Praias arenosas

As praias arenosas constituem ambientes dinâmicos e sua estrutura física é determinada pela interação entre características como o tipo de sedimento, exposição às ondas e aos ventos, assim como pela amplitude das marés, sendo que a sensibilidade das praias arenosas a distúrbios ambientais também está diretamente ligada ao processo resultante da interação de todos esses fatores (AMARAL et al., 1999; MCLACHLAN & BROWN, 2006).

A presença de praias arenosas na costa que está suscetível à presença de óleo, assim como seus distintos potenciais bióticos, justificam a definição desses ambientes como um importante CVA na presente análise de riscos ambientais.

Uma das principais forças atuantes sobre as praias são as ondas, sendo que as praias podem ser classificadas com relação a sua interação com as ondas em refletivas ou dissipativas. As praias refletivas apresentam grande declividade e não há zona de quebraamento de ondas, de forma que as ondas incidem diretamente na areia da praia. Apresentam geralmente sedimento de granulometria maior e dependem do aporte de nutrientes externos para sua

manutenção, apresentando menor diversidade biológica. Por outro lado, as praias dissipativas possuem menor declividade, com uma extensa região de quebraimento de ondas, onde a energia das mesmas é dissipada e as ondas chegam à praia com pouca energia. A granulometria do sedimento é geralmente mais fina e apresentam produtividade primária mais alta e maior diversidade biológica (MCLACHLAN & BROWN, 2006). Destaca-se que, apesar de haver essas duas classificações, existem praias em condições intermediárias, apresentando características tanto de praias refletivas quanto de praias dissipativas (MCLACHLAN & BROWN, 2006; SHORT & HESP, 1982). Além disso, por serem ambientes muito dinâmicos, eventos como tempestades, mudanças no padrão de ondas, elevação do nível do mar e carreamento de sedimentos podem alterar as características ambientais, mudando a classificação de determinada praia.

Outra importante força atuante nas praias são as marés. As praias podem ser divididas em zonas, de acordo com a influência das marés, em supralitoral, mesolitoral (ou zona entremarés) e infralitoral. O supralitoral corresponde à zona acima da linha da maré alta e, portanto, permanece emersa durante todo o ciclo das marés. Em condições normais recebe umidade do mar através dos borrifos provocados pela arrebentação das ondas e, sob fortes temporais, pode ser invadida pelas ondas. A zona do mesolitoral corresponde à faixa entre a linha da maré alta e a linha da maré baixa e, portanto, permanece uma parte do ciclo emersa e uma parte submersa. Por essa característica, a zona entremarés é a faixa onde pode haver o encalhe do óleo em um evento de vazamento. Já a zona do infralitoral fica abaixo da linha da maré baixa, permanecendo, portanto, submersa durante todo o ciclo das marés.

A granulometria, por sua vez, está relacionada à natureza e conformação da areia da praia, existindo praias de areia grossa, praias de areia média, praias de areia fina e praias lodosas. Essa característica está intimamente ligada à sensibilidade da praia ao óleo, uma vez que sedimentos de maior granulometria conferem menor compactação, o que leva a uma maior capacidade de penetração do óleo que atinge a faixa de areia na costa (LOPES et al., 2007; MMA, 2004).

Este gradiente abiótico resulta também em relevantes variações na estrutura e função da comunidade biótica do ambiente praias. A combinação entre hidrodinamismo elevado e a granulometria grossa do sedimento resulta em

ambientes praias mais pobres em espécies, adaptadas ao estresse físico e escassez de nutrientes no sedimento. Por outro lado, ambientes abrigados e de sedimentos finos e lamosos possuem elevada biomassa e riqueza de espécies. Assim, quanto maior o diâmetro do grão e a declividade, menor a diversidade e a abundância específica (MCLACHLAN & BROWN, 2006).

Mesmo considerando as diversas tipologias de praias, esses ambientes abrigam uma grande diversidade biológica, o que os torna de elevada importância no equilíbrio ecológico para a zona costeira e ambiente marinho. A grande variedade de espécies que habitam o sedimento (bentônicas) sustenta uma intrincada teia trófica, incluindo peixes costeiros demersais e bentônicos e aves costeiras.

As praias possuem uma grande variedade de formas de vida, que incluem moluscos como os mexilhões e gastrópodes, vermes como os poliquetas, crustáceos (isópodes, anfípodes, caranguejos), equinodermos (bolachas-da-praia) e uma série de outros pequenos animais, além de seres microscópicos, como algas, protozoários e bactérias. Além das espécies residentes, também há uma série de organismos que se movem da região do infralitoral para a região entre marés das praias durante a maré cheia, e organismos que se deslocam dos ambientes terrestres adjacentes ou mesmo distantes (como as aves migratórias e tartarugas marinhas) para explorar os recursos da zona entre marés durante a maré baixa ou para nidificação (AMARAL et al., 1999; MCLACHLAN & BROWN, 2006).

Além dos invertebrados que compõem a fauna residente, as praias também possuem grande importância para uma série de vertebrados que as utilizam para a obtenção de alimento, abrigo e para a reprodução, sendo mais evidente sua função para as tartarugas marinhas e aves limícolas, que dependem das praias arenosas para sua reprodução e alimentação, respectivamente.

O conjunto dos organismos fotossintetizantes das praias é composto basicamente por microalgas, que incluem cianobactérias (algas azuis), flagelados autotróficos e algas da classe Bacillariophyceae (diatomáceas). Por dependerem de luz solar para a fotossíntese, estes organismos tendem a se concentrar próximos à superfície. Entretanto, em praias com ação vigorosa de ondas, podem se misturar a uma considerável profundidade no sedimento. Já a vegetação encontrada no supralitoral de praias arenosas e em dunas é composta por plantas

herbáceas adaptadas para suportar este ambiente, composto de solo arenoso, salino, pobre em nutrientes e sujeito a ventos, grande insolação e amplitude térmica. Essas espécies compõem a chamada vegetação “halófila-psamófila” (THOMAZ & MONTEIRO, 1992) e são consideradas fixadoras de dunas por funcionarem como barreiras à movimentação da areia (RODERJAN & KUNIYOSHI, 1988).

Outra formação peculiar de alta importância ecológica são as dunas. As dunas são depósitos de areia no ambiente terrestre que podem ser encontrados associados às praias, sendo nesse caso chamadas de dunas frontais ou dunas costeiras. Esses depósitos se formam a partir da deposição de sedimentos transportados pela ação do vento e podem estar sujeitos à movimentação pela ação eólica quando descobertos (dunas móveis), ou podem estar estabilizados pela presença de vegetação (dunas fixas) (REBÊLO & BRITO, 2004). Devido à movimentação provocada pela ação eólica sobre as dunas móveis, as mesmas podem eventualmente chegar até a linha da costa, entrando em contato direto com o mar (MMA, 2004).

Ao longo da área com probabilidade de presença de óleo, há uma relativa escassez de praias arenosas. Na região das Reentrâncias Paraenses e Maranhenses, as praias arenosas e dunas estão mais presentes, quando comparada às porções mais ao oeste da área com probabilidade de presença de óleo, apesar de ainda haver a predominância de ecossistemas formados por um complexo sistema de rios, estuários e canais, cobertos por manguezais e as planícies de maré (SOARES et al, 2012). Nessa porção do litoral, as praias arenosas são geralmente encontradas próximas ao mar aberto, são dissipativas e expostas e apresentam, geralmente, $ISL = 3$, apesar de ocorrerem também praias mais abrigadas com $ISL = 4$.

Já na região da Bacia da Foz do Rio Amazonas, as praias arenosas se tornam bastante escassas, havendo apenas a predominância desses ambientes na costa leste da Ilha do Marajó, onde a influência das descargas sedimentares do Rio Amazonas é menor e as praias arenosas são do tipo dissipativas expostas com $ISL = 3$ ou abrigadas, com $ISL = 4$ (IBP, 2016). Também localizado na Baía de Marajó, o município de Belém apresenta praias arenosas abrigadas, classificadas como $ISL = 4$. Já no litoral amapaense, as praias arenosas são escassas e, quando ocorrem, são do tipo dissipativas e de baixa inclinação (IBP,

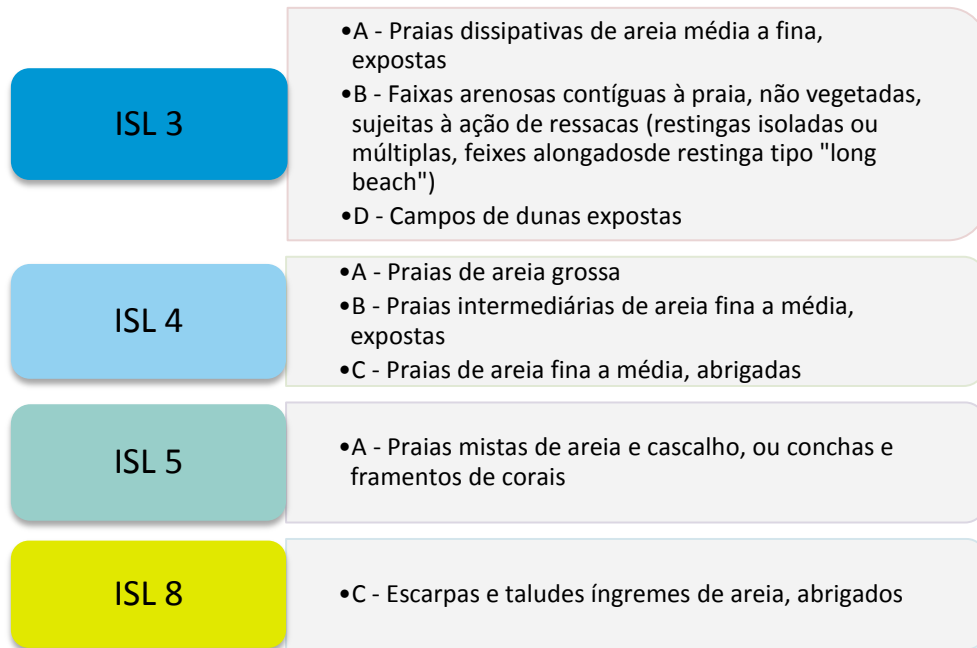
2016). Tal condição se dá pela grande influência de descargas fluviais dos rios amazônicos, que propiciam a formação e maior expressividade de outros ecossistemas costeiros (SILVEIRA & SANTOS, 2006; AB'SABER 2010).

Sensibilidade ao óleo e tempo de recuperação do CVA Praias Arenosas

Para a análise de sensibilidade do CVA Praias Arenosas, deve ser considerada a sua porção efetivamente vulnerável ao contato direto com o óleo. Assim, para esta avaliação foi considerada especialmente a porção entremarés. O indicador estabelecido para estimar o tempo de recuperação foi seu grupo biológico residente mais conspícuo e componente-chave: a comunidade bentônica (macro e meiofauna) (PETROBRAS, 2014).

O extenso gradiente de complexidade ecológica das praias sustenta uma consequente diferença na sensibilidade dos diferentes tipos de praias a vazamentos de óleo. Por isso, essas tipologias praias recebem diferentes categorizações de sensibilidade, como nos índices da NOAA – *Environmental Sensitivity Index* (ESI) e no Brasil, nos ISL – Índices de Sensibilidade do Litoral ao óleo (MMA, 2004).

De acordo com o documento das Especificações e normas técnicas para elaboração de cartas de sensibilidade ambiental para derramamentos de óleo (MMA, 2004), o CVA que contempla as praias arenosas abriga ambientes com diferentes sensibilidade ao óleo, conforme características de granulometria, de declividade e de exposição. Para este CVA, as categorias de ISL consideradas são apresentadas na **Figura II.12.5.2.13-1**. Por suas semelhanças físicas, ecológicas e de sensibilidade, os trechos de litoral considerados no mapeamento deste CVA incluem as praias arenosas, praias mistas, faixas arenosas e dunas (ISL = 3A, 3B, 3D, 4A, 4B, 4C, 5A e 8C). Apesar dessa grande variedade de ambientes que podem ser incluídos nesse ecossistema, destaca-se que todas as praias existentes na região onde se insere a área suscetível ao óleo apresentam ISL 3 ou 4.



Fonte: Modificado de MMA (2004).

Figura II.12.5.2.13-1 - Categorias de ISL nas quais estão classificados os ambientes do CVA Praias Arenosas.

De forma geral, praias abrigadas são consideradas mais sensíveis do que as expostas às ondas, por apresentarem maior diversidade e biomassa de organismos e maior tempo necessário para recuperação. Considerando a elevada capacidade de limpeza natural gerada pelas ondas, o óleo tende a permanecer por poucas semanas nas praias expostas, enquanto que em praias abrigadas o óleo pode permanecer por vários anos (API, 1985; CAIRNS & BUIKEMA, 1984; IPIECA, 2000; STROH, 2011).

Além do hidrodinamismo, a granulometria é um aspecto fundamental para a estruturação da biota e conseqüentemente para a sua sensibilidade ao óleo. Nas praias de areia grossa a penetração do óleo pode superar 25 cm de profundidade no sedimento. Mesmo que o grau de penetração dependa também das características do óleo, o tempo de permanência do óleo em praias de areia grossa é, de forma geral, mais elevado. O sedimento frouxo dessas praias dificulta operacionalmente a limpeza e retirada do óleo (LOPES et al., 2006, LOPES et al., 2007; MMA, 2004).

Por outro lado, as praias compostas de sedimentos finos são normalmente saturadas de água e com pouco espaço intersticial, fazendo com que o óleo não penetre profundamente no sedimento.

Os impactos do contato direto com o óleo nesses ecossistemas sensíveis podem ser severos (MICHEL & HAYES, 1992; SCHOLZ et al., 1994), resultantes tanto do recobrimento físico como do efeito químico. LOPES et al. (2006) destacam que, em termos gerais, os impactos esperados em praias de areia são a alteração no equilíbrio trófico, desaparecimento de espécies-chave e espécies fundadoras, redução da biodiversidade e efeitos subletais na fisiologia e comportamento das espécies, impactos associados aos efeitos do recobrimento e da intoxicação.

Os estudos consistentes sobre o tempo de recuperação de praias afetadas por impactos antrópicos e atingidas por vazamentos de óleo são escassos (DEFEO et al., 2009; HAYWORTH et al., 2011). Muitos estudos são pontuais, de curta duração ou carecem de dados pretéritos e séries temporais adequadas para sustentarem conclusões cientificamente embasadas. Com esta ótica, citam-se Schlacher et al. (2011), Huza et al. (2005), e De La Huz et al. (2005) como exemplos de trabalhos que abordam os impactos do óleo em praias, mas em estudos de curto prazo.

O trabalho de De La Huz et al. (2005) mostrou nas praias estudadas, afetadas pelo acidente do Prestige (ocorrido em 2002), uma importante perda de riqueza, que chegou a mais de 66% da riqueza total existente antes do evento. No entanto, os autores não acompanharam ou informaram o tempo necessário para a total recuperação da comunidade afetada.

Schlacher et al. (2011), estudando os efeitos do acidente com o navio Pacific Adventurer, na Austrália, em 2009, demonstraram que os efeitos na biota em uma praia severamente atingida foram grandes, com poucas espécies remanescentes já na primeira semana após o acidente, o que permaneceu pelos 3 meses de monitoramento pós impacto. Os autores concluem que, apesar de se tratar de um pequeno vazamento, causou impactos relevantes no ecossistema, o que pode resultar no prolongamento do tempo de recuperação necessário. No entanto, não houve acompanhamento do processo de recuperação da biota.

Merece destaque o estudo de Hayworth et al. (2011), que avaliaram os efeitos do vazamento da Deepwater Horizon sobre as praias de areia no Alabama (EUA). Um ano após o acidente, observaram que os efeitos de longo prazo continuavam se consolidando, apesar dos esforços de limpeza adotados pela BP. Destacam que poucas informações estão disponíveis sobre a efetividade da

limpeza das praias atingidas e principalmente do destino a longo prazo do óleo remanescente nos ecossistemas praias (HAYWORTH et al., 2011). Esta realidade também ocorre no Brasil, uma vez que existe uma grande deficiência nos estudos e caracterização do ambiente praias na costa brasileira, deficiência essa ainda maior ao se tratar de programas de monitoramento e avaliação pós-impacto dos efeitos do óleo e da limpeza de ambientes atingidos.

Destacando as praias como um ambiente bastante dinâmico, os autores observam que os movimentos naturais da areia e da massa d'água (correntes de deriva, correntes de retorno, ondas, marés e a dinâmica de entrada e saída de areia) continuam redistribuindo e transformando o óleo livre remanescente no sistema. No caso das praias do Alabama, um ano depois ainda era possível observar diferentes estados de intemperismo do óleo, enterrado em diferentes profundidades e na superfície na praia e infralitoral raso. Assim, não foi possível no estudo avaliar a quantidade de óleo ainda remanescente no ambiente. O estudo mostra a existência de agregados óleo-minerais (*oil mats*) de tamanhos variados e descontínuos enterrados até profundidades de 1 metro sob a areia, em uma grande área, representando um volume importante de óleo remanescente nas praias. Relatam que estes agregados ainda mantêm seu poder tóxico, através da presença de HPAs recalcitrantes.

Owens et al. (2008) fizeram uma extensa revisão a respeito da persistência do óleo em praias, avaliando seu tempo de permanência e os fatores envolvidos no processo. Destacam pontos importantes com base na avaliação de diversos eventos reais, especialmente Amoco Cadiz, Arrow, Florida e Metula, que devem ser considerados ao se avaliar os tempos de recuperação dos ambientes praias. Um dos pontos relevados pelos autores é o fato de que, via de regra, grande parte do volume de óleo que chega em uma praia é eliminado em um curto espaço de tempo (poucas semanas ou meses), por processos de intemperismo dos compostos mais voláteis e solúveis.

Além disso, deve-se considerar que ações de limpeza, quando bem conduzidas, podem contribuir efetivamente para a remoção de grandes volumes de óleo da zona entremarés, conforme pontuam Lopes e colaboradores (2006). No entanto, os autores afirmam que volumes residuais, que se acumulam no interior do sedimento (percolados ou recobertos) e no infralitoral raso (que também é parte integrante do ecossistema praias), são mais difíceis de serem

degradados, se tornando mais estáveis e podendo persistir por décadas. Nestes casos, os piores cenários ocorrem em praias com sedimentos grossos (com muito espaço intersticial), quando atingem camadas mais profundas. A granulometria grosseira é o aspecto mais importante na dilatação do tempo de residência do óleo. Em praias de areias grossas e também de baixa energia hidrodinâmica, espera-se que o óleo residual persista por muito tempo com pouca perda de volume. Já nas praias de areias finas e compactas, a expectativa de residência do óleo é bem menor, diante do seu reduzido espaço intersticial, que limita a percolação do óleo (LOPES et al., 2006). Estes autores concluem que os casos com longo tempo de permanência do óleo nas praias não são uma regra (e dependem da conjunção de vários aspectos associados ao óleo e ao ambiente), sendo que na maioria dos eventos espera-se a degradação do óleo em poucos meses ou anos.

No entanto, em locais com baixo hidrodinamismo, espera-se que o óleo permaneça por mais tempo no ambiente em função da baixa declividade, reduzida limpeza natural, presença de matéria orgânica e limitações de limpeza nesses ambientes. Episódios de contaminação intensa podem também fazer com que ocorra a pavimentação do substrato destes ambientes por hidrocarbonetos mais pesados, podendo tal situação persistir por muitos anos (GUNDLACH & HAYES, 1978; MICHEL & HAYES, 1992; SCHOLZ et al., 1994; KINGSTON, 2002).

O desconhecimento da evolução do ecossistema praias na presença de óleo remanescente é citado por Hayworth et al. (2011), entre outros, como uma importante limitação na avaliação da sua recuperação. Novamente, é necessário ressaltar que a recuperação da biota afetada só poderá ser efetiva a partir do momento em que o ambiente estiver em condições de sustentar a recolonização, ou seja, livre do efeitos negativos do contaminante (toxicidade e recobrimento físico).

Considerando os ecossistemas praias e seu infralitoral raso, os estudos de longo prazo são bastante raros, mas destacam que a recuperação da fauna bentônica é mais lenta do que da fauna vágil (peixes, macroinvertebrados) (ELMGREN et al., 1983; BAKER et al., 1990; BAKER, 1991; DAU-VIN, 1998; KINGSTON, 2002, apud HAYWORTH et al., 2011), e que a comunidade pós-impacto dificilmente será idêntica à anteriormente existente (pré-impacto).

Além dos trabalhos acima citados, PETROBRAS (2014) avaliou diversos estudos relativos aos impactos do óleo em praias arenosas, avaliando que existem poucos trabalhos com sustentação científica a respeito do processo de recuperação das praias arenosas. Dentre os 20 artigos avaliados, PETROBRAS (op. cit.) identificou o trabalho de Bodin (1988) com o maior tempo já registrado para praias arenosas (5 anos). Com base nos documentos analisados, PETROBRAS (op. cit.) conclui que o tempo de 3 anos é adequado como o tempo de recuperação de praias arenosas (tanto expostas como abrigadas) afetadas por derramamentos de óleo. Aqui cabe ressaltar que o processo de recuperação da biota envolve o retorno dos fatores estruturais e funcionais do ecossistema (biomassa, produtividade, riqueza, composição específica e trófica) e que essa recuperação deve levar em conta o tempo necessário para que o óleo presente seja removido ou indisponibilizado (MINTER et al., 2014; HAYWORTH et al., 2011).

No entanto, mesmo considerando essa revisão de estudos realizada pela PETROBRAS (2014), Short et al. (2004), ao verificarem os efeitos do Exxon Valdez sobre as praias, com o objetivo de avaliar a persistência de óleo no ambiente, encontraram a presença de óleo associado ao acidente após um período de 12 anos, concluindo que, nesse caso, a biota das praias afetadas continuou sujeita ao óleo mesmo após um longo período. Os mesmos autores investigaram as praias afetadas pelo Exxon Valdez 16 anos após o acidente, constatando um retardamento no processo de intemperismo do óleo residual e concluindo que o óleo residual de subsuperfície deverá permanecer no sedimento por tempo indeterminado sem muitas alterações (SHORT et al., 2007). Com relação aos estudos conduzidos nas praias afetadas pelo Exxon Valdez, deve-se ressaltar a importância das características ambientais da área, com baixas temperaturas, reduzindo a capacidade de biodegradabilidade e intemperismo do óleo, e o fato do óleo residual, basicamente constituído de hidrocarbonetos de cadeia longa e asfaltenos, ser um composto de elevada persistência.

Em outro estudo de longo prazo, Fernández-Fernández et al. (2011), estudando a persistência do óleo originado no acidente do navio Prestige, detectaram a presença de hidrocarbonetos nas praias afetadas da Galícia 7 anos depois do acidente, revelando que o óleo pode ter elevada persistência nas praias arenosas, apesar de serem ambientes naturalmente dinâmicos.

Um aspecto relevante neste sentido diz respeito ao entendimento do conceito de recuperação do ambiente como um processo de retorno do ecossistema ao equilíbrio esperado na ausência do acidente. Isso leva em conta tanto a recuperação da biota propriamente dita como o retorno do ambiente (*latu sensu*) a uma condição não contaminada. Neste sentido, é importante o entendimento defendido por Kingston (2002) sobre o processo de recuperação: assumindo que o óleo foi eliminado do ambiente, os impactos ambientais de longo prazo são geralmente associados a anomalias da estrutura da comunidade, que persistem associados à longevidade das espécies presentes.

Desta forma, observa-se que, apesar de o tempo de permanência do óleo nas praias poder ser bastante extenso, o gradiente de tempo de recuperação da biota de praias arenosas afetadas por óleo, considerando a bibliografia disponível, varia basicamente entre 1 e 5 anos, dependendo principalmente das características da comunidade, da granulometria da praia afetada, da exposição à energia de ondas e das características do óleo ao atingir esses ambientes.

Assim, considerando que as praias de areia fina a média, com elevado hidrodinamismo, compõem grande parte da área com probabilidade de presença de óleo e que existem procedimentos eficientes de limpeza que minimizam danos adicionais e aceleram a sua recuperação (LOPES et al., 2006), **3 anos** é um tempo de recuperação factível para as praias na área com probabilidade de presença de óleo, em caso de eventual acidente. Esse tempo é assumido como factível, considerando que uma limpeza eficiente e com mínimos impactos adicionais (seguindo os critérios recomendados por LOPES et al., 2006) resultará na efetiva remoção do contaminante do ambiente a níveis que permitam a recolonização do substrato entremarés, tanto por indivíduos e espécies adultas das áreas não afetadas como pelo *input* larval (meroplâncton), vindo de outras regiões. Assume-se também que a limpeza natural da zona entremarés (ondas, correntes e marés) contribua de forma significativa e progressiva para reduzir o potencial tóxico do óleo remanescente.

Resumo do CVA Praias Arenosas e cálculos de probabilidade de presença de óleo

Para se determinar a probabilidade de toque no CVA Praias arenosas, foram mapeados, a partir da base de ISL do MAREM (IBAMA/IBP, 2016), os trechos de litoral correspondentes a este CVA, que correspondem a praias arenosas com ISL 3 e 4. A partir de tal mapeamento, considerou-se o maior valor de probabilidade de presença de óleo no CVA, para cada faixa de volume e período do ano (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação. As faixas de volume consideradas foram de 200 m³ e VPC, uma vez que as modelagens não identificaram presença de óleo na costa para os cenários de 8 m³ (**Quadro II.12.5.2-1**).

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Praias arenosas	Fixa – linhas de costa	3 anos

O **Quadro II.12.5.2.13-1** apresenta as probabilidades de presença de óleo por município nas áreas de ocorrência do CVA Praias arenosas a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC, no inverno e verão. Este quadro mostra que, tanto no inverno quanto no verão, não ocorre presença de óleo neste CVA para vazamentos de 8 m³. Para vazamentos de 200 m³, as probabilidades máximas são de 0,80% e 4,41%, no inverno e verão, respectivamente. Já para os vazamentos de VPC este valores são de 44,00% e 50,84%, respectivamente. No inverno, as maiores probabilidades ocorrem nos municípios de Marapanim e Soure, ambos no estado do PA. No verão, as maiores probabilidades ocorrem nos municípios de Maracanã e Quatipuru, também no PA.

A presença do CVA Praias arenosas dentro da área com probabilidade de presença de óleo na costa está representada no **Mapa II.12-5** (inverno) e no **Mapa II.12-6** (verão).

Quadro II.12.5.2.13-1 - Probabilidades de presença de óleo no CVA Praias arenosas, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

U F	Município	Inverno			Verão		
		8 m ³ (costa)	200 m ³ (costa)	Blowout (costa)	8 m ³ (costa)	200 m ³ (costa)	Blowout (costa)
PA	Soure	0,00	0,20	44,00	0,00	1,20	22,74
	Salvaterra	0,00	0,20	35,33	0,00	0,00	9,70
	Curuçá	0,00	0,00	14,67	0,00	0,20	15,05
	Marapanim	0,00	0,80	9,67	0,00	3,61	32,11
	Maracanã	0,00	0,60	9,67	0,00	4,41	50,50
	Salinópolis	0,00	0,20	8,33	0,00	2,00	35,45
	São João de Pirabas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Quatipuru	0,00	0,00	6,33	0,00	0,33	50,84
	Tracuateua	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	44,48
	Bragança	0,00	0,00	0,00	0,00	3,41	11,37
MA	Carutapera	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	16,39
	Godofredo Viana	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	4,68
	Cândido Mendes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	16,05
	Turiáçu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,68
	Cururupu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,72
Probabilidade máxima		0,00	0,80	44,00	0,00	4,41	50,84

II.12.5.2.14 CVA Planícies de maré e terraços de baixa-mar

As planícies de maré são ambientes costeiros quase horizontais, localizados na zona entre marés, ocorrendo frequentemente em regiões abrigadas da ação direta das ondas, como em estuários e baías, e frequentemente associados a praias arenosas e manguezais. Por serem ambientes deposicionais, estão presentes em áreas com baixo hidrodinamismo e abrigadas da ação direta das ondas. No entanto, podem ocorrer planícies de maré com elevado hidrodinamismo, sujeitas à ação de ondas e que apresentam sedimentos em geral mais grossos, mais compactos e firmes do que as planícies de maré abrigadas.

As planícies de maré são consideradas ambientes de grande relevância ecológica e econômica, tendo em vista a sua função como barreira contra o mar, sumidouro de poluentes, e por apresentarem grande quantidade de nutrientes e, conseqüentemente, de organismos (LIMA, 2011), muitos dos quais utilizados como alimento por grupos da fauna (como aves limícolas), sendo também explorados por comunidades de marisqueiros. Em função de sua importância

ecológica, tais ambientes fazem parte das áreas úmidas de importância internacional estabelecidas pela Convenção de Ramsar, de 1971 (MITHTHAPALA, 2013). Tais fatores, aliados à relativa sensibilidade dos ambientes aos efeitos do óleo, justificam sua escolha como um CVA na presente análise de risco.

Quanto ao tipo de sedimento, podem ser classificadas em arenosas e lamosas (CHAKRABARTI, 2005). As planícies de maré lamosas se desenvolvem em ambientes de baixa energia, onde ocorre o depósito de sedimentos finos (silte e argila), portanto são mais comuns em áreas abrigadas. Por outro lado, as planícies arenosas se desenvolvem em locais de mais alta energia de ondas e marés, onde sedimentos mais grossos (areia) se depositam (MITHTHAPALA, 2013).

Conforme realçado por LOPES et al. (2006), assim como as praias de areia fina, as planícies de maré e terraços de baixa-mar lamosos são ambientes de elevada riqueza biológica, como consequência da relativa estabilidade física e abundância de alimento (altos índices de matéria orgânica). Possuem, conseqüentemente, uma rica e complexa comunidade bentônica, incluindo moluscos, crustáceos, poliquetas (SEMENIUK, 2005), com elevada biomassa, inclusive de peixes, tanto demersais como bentônicos (SCHOLZ et al., 1994, DITTMANN, 2002, VENDEL, 2003 apud LOPES et al., 2006). Com essa biodiversidade, as planícies de maré e os terraços de baixa-mar atraem também variada fauna em busca de alimento, tanto na preamar, como na baixa-mar (MICHEL & HAYES, 1992). Essas áreas possuem importância especial para espécies de aves costeiras, muitas delas migratórias e algumas ameaçadas, que se alimentam de invertebrados bentônicos nesse ambiente (ROGERS et al., 2013).

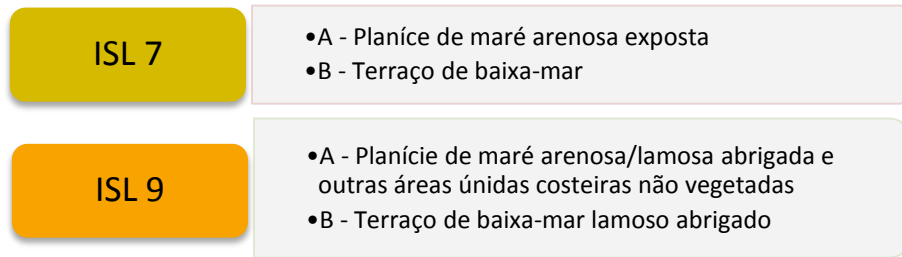
Dependendo de características ambientais como latitude, clima, amplitude de maré, nível de energia de ondas, substrato e salinidade, as planícies de maré podem ser colonizadas por diferentes espécies vegetais. Mesmo quando desprovidas de vegetação macroscópica, as planícies de maré possuem uma abundante comunidade de organismos fotossintetizantes, sendo comuns as diatomáceas e cianofíceas (MITHTHAPALA, 2013). O fluxo diário das águas provê esses ambientes com nutrientes, especialmente em estuários, onde os sedimentos de origem terrestre são ricos em matéria orgânica.

Na área suscetível ao óleo, grande parte das planícies de maré se desenvolve em ambientes abrigados, em estuários e baías, estando intimamente ligadas a outros ecossistemas encontrados nesses ambientes, como os manguezais e, em alguns casos, as praias arenosas abrigadas. Por outro lado, principalmente na porção oeste da Bacia da Foz do Amazonas, também são abundantes as planícies de maré expostas.

No litoral do Amapá e na região do Arquipélago de Marajó, ocorrem extensas formações de planícies de maré lamosas e expostas com ISL = 7, fruto da deposição de sedimentos do Rio Amazonas (IBP, 2016). Essas formações, mesmo em menor extensão, também estão presentes na Baía de Marajó. Já na região das Reentrâncias Paraenses e Maranhenses, o litoral altamente recortado oferece condições para a ocorrência de uma grande quantidade de planícies de maré abrigadas, com ISL = 9, apesar de ocorrerem também planícies de maré expostas ao mar aberto, com ISL = 7.

Sensibilidade ao óleo e tempo de recuperação do CVA Planícies de maré e terraços de baixa-mar

Quanto aos efeitos do óleo, as planícies de maré são ambientes de baixa declividade e em geral submetidos a baixos níveis de energia, o que aumenta o tempo de permanência do óleo e diminui a ação de limpeza natural. Além disso, a baixa trafegabilidade e o sedimento inconsistente tornam as ações de limpeza difíceis, podendo agravar os danos nos casos em que a introdução do óleo atinja camadas mais profundas. Estes fatores, associados à grande importância dos recursos biológicos desses ambientes, fazem com que as planícies de maré e terraços de baixa-mar sejam classificados com Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) igual a 7, quando expostos, e 9, quando abrigados (MMA, 2004), conforme apresentado na **Figura II.12.5.2.14-1** abaixo. Dentre os ambientes não consolidados da zona entre marés, as planícies de maré são relativamente sensíveis, sendo consideradas mais sensíveis ao óleo do que as praias arenosas (MICHEL & HAYES, 1992) e, no caso das planícies abrigadas, encontram-se na mesma categoria dos recifes de corais (ISL 9), sendo considerados apenas menos sensíveis que os manguezais (ISL 10).



Fonte: Modificado de MMA (2004).

Figura II.12.5.2.14-1 - *Categorias de ISL nas quais estão classificados os ambientes do CVA Planícies de maré e terraços de baixa-mar.*

Lopes et al. (2006) ressaltam que cenários envolvendo contaminação de planícies de maré e terraços de baixa-mar lamosos são ambientalmente preocupantes pela elevada sensibilidade biológica e limitações nos procedimentos de limpeza. Como resultado da ação de subida e descida das marés, o óleo tende a se acumular na parte superior do ambiente. Lopes et al. (2006), citando vários autores, destacam que em episódios de contaminação intensa, a persistência do óleo no substrato destes ambientes pode persistir por muitos anos (GUNDLACH & HAYES, 1978; MICHEL & HAYES, 1992; SCHOLZ et al., 1994; KINGSTON, 2002; API, 1985). Lopes et al. (2006) destacam ainda que, em termos gerais, os impactos esperados residem na alteração no equilíbrio trófico, desaparecimento de espécies-chave e espécies fundadoras, redução da biodiversidade e efeitos subletais na fisiologia e comportamento das espécies.

Os estudos de Lee & Lin (2013) em baixios arenosos entremarés afetados por vazamento de óleo mostraram efeitos como redução na produção de clorofila e alteração na macrofauna benthica (tanto a infauna como a epifauna), além de afetar, suprimir ou mesmo interromper a produção das microalgas, causando uma inversão do sistema originalmente autotrófico para heterotrófico (pelo crescimento das bactérias observado).

PETROBRAS (2014), em sua revisão sobre os efeitos físicos e químicos (toxicidade) do óleo sobre as planícies de maré, cita a mortalidade de indivíduos, alteração na composição e estrutura da comunidade, alterações comportamentais de narcose, diminuição na taxa de enterramento, desorientação e a inibição do crescimento dos indivíduos (STEKOLL et al., 1980; CHUNG et al., 2004, apud PETROBRAS, 2014). Chung et al. (2004) registra também a falta de oxigênio como um efeito relevante, causada por esse enriquecimento orgânico e pela

redução na infiltração da água no sedimento, como responsável por uma parte dos efeitos negativos do óleo nesses ambientes (CHUNG et al., 2004 apud PETROBRAS, 2014).

No entanto, por serem formados de sedimentos finos e ricos em matéria orgânica, as planícies de maré e os terraços de baixa-mar são normalmente saturados de água e com pouco espaço intersticial, fazendo com que o óleo não penetre profundamente no sedimento. Neste sentido, PETROBRAS (2014) cita Puente et al. (2009), que avaliaram os efeitos do derrame do Prestige sobre comunidades bentônicas estuarinas e não observaram elevadas mortalidades, nem alterações significativas na estrutura das comunidades bentônicas, indicando que os sedimentos saturados de água e a consequente reduzida penetração do óleo, minimizaria os impactos sobre a biota bêntica, especialmente a infauna.

Por outro lado, sabe-se que a intensidade do dano nestes ambientes depende de diversos fatores, especialmente da dimensão espacial da contaminação, do tipo de óleo e do hidrodinamismo (LOPES et al., 2006; API, 1985). Egres (2011), avaliando os efeitos do óleo diesel sobre as associações bênticas de baixios não vegetados da Baía de Paranaguá (PR) através da simulação de um derrame *in situ*, adotando o modelo *Multivariate Before and After/Control and Impact* (M-BACI), observou que as associações bênticas avaliadas se mostraram tolerantes ou resilientes frente aos impactos. A autora constatou efeito agudo pós-impacto, mas a recuperação dos níveis populacionais pré-impacto foi extremamente rápida. O principal vetor de recolonização foi a migração ativa de adultos dos sedimentos adjacentes. Mais uma vez fica ressaltada a importância da dimensão espacial da área afetada que, assim como nos outros ambientes, vai determinar em conjunto com outros fatores o tempo de recuperação da biota.

Os estudos acerca do tempo de recuperação de planícies de maré após um evento impactante envolvendo o derramamento de óleo não apresentam grande convergência nos resultados, evidenciando que fatores como o nível de impacto e outras condições ambientais locais são de extrema importância para a recuperação.

Avaliando o processo de recuperação natural do macrobentos de planícies de maré ao longo de 4,5 anos, Beukema et al. (1999) observaram que o processo e velocidade de recuperação também são influenciados pela época do ano. Apesar

dessa influência sazonal, observaram também que a maioria das espécies estava novamente presente na área 6 meses após o impacto, mas que foram necessários vários anos para que a biomassa original fosse recuperada, bem como a estrutura das populações de diversas espécies. Muitas espécies da macrofauna apresentaram lenta recolonização por adultos transportados por correntes (*tidal currents/rips*) ou pelo sedimento. Por outro lado, o assentamento larval, especialmente de espécies oportunistas, é bastante rápido.

Estudos de Bejarano & Michel (2010), por sua vez, mostraram a existência de alto risco de toxicidade por HPAs residuais nas camadas superficiais dos sedimentos de planícies de marés afetadas pelos derramamentos de petróleo durante a Guerra do Golfo, 12 anos após o evento.

Em sua avaliação sobre os dados disponíveis acerca do tempo de recuperação especificamente para ambientes de planícies de maré, PETROBRAS (2014) identificou tempos de três meses a dois anos para recuperação da riqueza e abundância da biota.

Outros estudos indicaram tempos de recuperação mais curtos, com o rápido retorno aos limites de variabilidade natural existentes e retorno das condições próximas da normalidade em apenas 23 dias após o impacto (LEE & LIN, 2013).

Ao se considerar os resultados obtidos em todos os estudos, assim como as peculiaridades ambientais da área com probabilidade de presença de óleo, as restrições de limpeza e a persistência do óleo no ambiente, foi adotado o tempo de recuperação de **5 anos** para este CVA. Tal critério se justifica pela sua categorização entre os ambientes mais sensíveis, tanto pelo MMA (2004) como pela literatura internacional discutida.

Resumo do CVA Planícies de maré e terraços de baixa-mar e cálculos de probabilidade de presença de óleo

Para se determinar a probabilidade de toque no CVA Planícies de maré e terraços de baixa-mar, foram mapeados, a partir da base de ISL do MAREM (IBAMA/IBP, 2016), os trechos de litoral correspondentes a este CVA (ou seja, ISLs 7A, 7B, 9A e 9B). A partir de tal mapeamento, considerou-se o maior valor de probabilidade de presença de óleo no CVA, para cada faixa de volume e período do ano (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação. As faixas de

volume consideradas foram de 200 m³ e VPC, uma vez que as modelagens não identificaram presença de óleo na costa para os cenários de 8 m³ (**Quadro II.12.5.2-1**).

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Planícies de maré e terraços de baixa-mar	Fixa – linhas de costa	5 anos

O **Quadro II.12.5.2.14-1** apresenta as probabilidades de presença de óleo por município nas áreas de ocorrência do CVA Planícies de maré e terraços de baixa-mar a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC, no inverno e verão. Este quadro mostra que, tanto no inverno quanto no verão, não ocorre presença de óleo neste CVA para vazamentos de 8 m³. Para vazamentos de 200 m³, as maiores probabilidades foram de 1,00% no inverno e 4,81% no verão. Já para os vazamentos de VPC estes valores são de 59,00% e 51,84%, respectivamente. No inverno, as maiores probabilidades ocorreram em São João de Pirabas (PA) e Ampá (AP) (PA) e, no verão, em São João de Pirabas (PA) e Salinópolis (PA). A presença deste CVA Planícies de maré e terraços de baixa-mar dentro da área com probabilidade de presença de óleo na costa está representada no **Mapa II.12-5** (inverno) e no **Mapa II.12-6** (verão).

Quadro II.12.5.2.14-1 - Probabilidades de presença de óleo no CVA Planícies de maré e terraços de baixa-mar, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

UF	Município	Inverno			Verão		
		8 m ³ (costa)	200 m ³ (costa)	Blowout (costa)	8 m ³ (costa)	200 m ³ (costa)	Blowout (costa)
AP	Oiapoque	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
	Calçoene	0,00	0,20	33,33	0,00	0,60	20,07
	Amapá	0,00	0,00	59,00	0,00	0,20	27,42
	Macapá	0,00	0,00	27,00	0,00	0,00	5,02
PA	Chaves	0,00	0,00	32,00	0,00	0,00	4,68
	Soure	0,00	0,00	30,67	0,00	0,00	6,35
	Salvaterra	0,00	0,20	30,67	0,00	0,00	6,35
	Colares	0,00	0,00	1,33	0,00	0,00	0,00
	São Caetano de	0,00	0,00	10,33	0,00	0,00	8,36

UF	Município	Inverno			Verão		
		8 m ³ (costa)	200 m ³ (costa)	Blowout (costa)	8 m ³ (costa)	200 m ³ (costa)	Blowout (costa)
MA	Odivelas						
	Curuçá	0,00	0,20	14,67	0,00	0,20	19,06
	Marapanim	0,00	0,80	9,67	0,00	3,61	32,11
	Maracanã	0,00	0,60	9,67	0,00	3,01	46,15
	Salinópolis	0,00	0,80	8,33	0,00	3,41	51,84
	São João de Pirabas	0,00	1,00	7,67	0,00	4,81	48,49
	Quatipuru	0,00	0,40	6,33	0,00	3,81	50,84
	Bragança	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	44,82
	Augusto Corrêa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,04
	Viseu	0,00	0,00	0,00	0,00	3,21	20,07
MA	Carutapera	0,00	0,00	0,00	0,00	0,60	16,39
	Cândido Mendes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
	Turiaçu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,68
	Cururupu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,72
Probabilidade máxima		0,00	1,00	59,00	0,00	4,81	51,84

II.12.5.2.15 CVA Manguezais

Os manguezais são considerados ecossistemas-chave na zona costeira e marinha. Têm função essencial na regulação de nutrientes entre essas zonas, sendo considerados exportadores de carbono orgânico e nutrientes para as águas costeiras, influenciando a produtividade desses ambientes, além de atuarem na proteção e estabilização das formações costeiras (MACEDO & ROCHA, 1985; SCHAEFFER-NOVELLI, 1990). Sua alta produtividade se reflete em uma grande biomassa e abundância de espécies de fauna, abrigando uma complexa comunidade biótica.

A fauna dos manguezais tem sua origem nos ambientes terrestres e aquáticos, tanto marinhos quanto de água doce. Existem espécies que permanecem nos manguezais durante toda sua vida como residentes, como muitas espécies de moluscos e crustáceos, enquanto outras passam apenas parte de seu ciclo de vida, na condição de semi-residentes, visitantes regulares ou oportunistas, procurando abrigo, área de desova e alimentação na fase de crescimento, tais como peixes, aves e mamíferos. Os manguezais atuam como “berçários” naturais, tanto para as espécies residentes quanto para visitantes (AVELINE, 1980; SCHAEFFER-NOVELLI, 2002). Por esses motivos, os

manguezais estão incluídos entre as zonas úmidas de importância internacional no contexto da Convenção de Ramsar, de 1971.

Essa grande produtividade e concentração de espécies também possui importância social e econômica (KATHIRESAN et al., 1991; DUKE et al., 1997; SCHAEFFER-NOVELLI, 1999), uma vez que muitas espécies que dependem dos manguezais são utilizadas na alimentação humana, exploradas por comunidades tradicionais, assim como pela indústria pesqueira, como os caranguejos, ostras e diversas espécies de peixes que dependem direta ou indiretamente dos manguezais para sua sobrevivência.

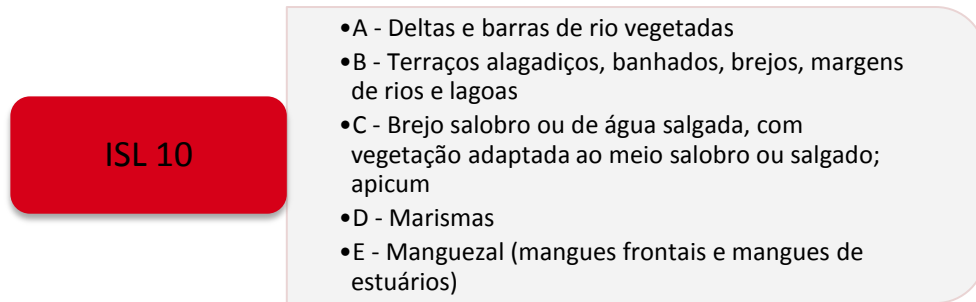
Assim, sua grande importância ecológica, econômica e social, aliadas à extrema sensibilidade dos manguezais aos efeitos do óleo, justificam a inclusão desse ecossistema como CVA na presente análise de risco.

O litoral da região amazônica caracteriza-se pelos elevados aportes de água doce, sofre influência de um regime de marés de grande amplitude (macromarés) e se caracteriza por possuir inúmeras baías, estuários e reentrâncias. Esse conjunto de características torna a região suscetível ao óleo notável quanto aos manguezais que possui, tanto pela extensão em área contínua (considerada a maior do mundo), quanto pelo porte da vegetação, que chega a atingir 30 m de altura, sendo dominada pelo mangue-vermelho (*Rhizophora mangle*) e mangue-preto (*Avicenia germinans*) (MARTINS; OLIVEIRA, 2011; ICMBIO, 2016b).

Na área com probabilidade de presença de óleo, os manguezais estão distribuídos em todas as regiões, sendo o ecossistema mais abundante na porção litorânea sujeita ao óleo. Presentes em todos os estuários do estado do Amapá, os manguezais se desenvolvem sobre extensas planícies de deposição de sedimentos dos rios amazônicos que desembocam na região, principalmente o Rio Amazonas. Nessa porção do litoral, também há formações de manguezais frontais, voltados ao mar aberto (IBP, 2016). Ainda na região da foz do Rio Amazonas, o Arquipélago de Marajó também se caracteriza pela presença de extensos terraços formados pela deposição de sedimentos finos, que formam grande parte das ilhas da região e que possuem vegetação de manguezal. Por fim, na região das Reentrâncias Paraenses e Maranhenses, os manguezais ocupam todo o sistema de estuários, canais e Ilhas, sendo o ecossistema mais representativo também nessa porção do litoral.

Sensibilidade ao óleo e tempo de recuperação do CVA Manguezais

De acordo com MMA (2004), o ecossistema de manguezal, juntamente com outras áreas pantanosas, consiste no ambiente com maior sensibilidade ao óleo (NOAA, 1997), apresentando valor de Índice de Sensibilidade ao Óleo (ISL) igual a 10, valor máximo desse índice (MMA, 2004) (**Figura II.12.5.2.15-1**).



Fonte: Modificado de MMA (2004).

Figura II.12.5.2.15-1 - Categorias de ISL nas quais estão classificados os ambientes do CVA Manguezais.

Conforme mencionado, os manguezais são considerados como um dos ecossistemas mais sensíveis aos efeitos de derramamentos de óleo. Isso se dá pelo fato de serem ambientes de baixa energia, o que aumenta o tempo de permanência do óleo, uma vez que níveis mais elevados de energia causam uma limpeza natural. Possuem declividade geralmente muito baixa, menor que 3 graus, o que leva a uma zona entre marés potencialmente extensa. Além disso, apesar de possuírem substrato de baixa penetrabilidade ao óleo (a não ser pela presença de orifícios feitos por animais), as raízes do mangue funcionam como retentoras de óleo. Ademais, o substrato mole e a dificuldade de acesso tornam a limpeza muito difícil e o esforço despendido na limpeza tende a introduzir o óleo nas camadas mais profundas e agravar o dano (MMA, 2004). Além dessas características geomorfológicas, a grande biomassa e a grande diversidade das espécies que habitam os manguezais e sua importância ecológica também contribuem para a alta sensibilidade ao óleo. A cobertura direta com óleos viscosos pode sufocar os organismos bentônicos e os sistemas radiculares, também podendo ocorrer exposição tóxica a óleos leves ou frações dispersas (MMA, 2004).

Quando atingidos por vazamentos de óleo, os manguezais tendem a sofrer severos impactos, resultando em uma desestruturação funcional e estrutural dos ambientes. Esta elevada sensibilidade está associada ainda a uma baixa resiliência (longos tempos de recuperação) e reduzida inércia (baixa capacidade de resistir aos impactos) dos manguezais, os quais podem levar várias décadas para se regenerar (MICHEL & HAYES, 1992; IPIECA, 1993; KATHIRESAN et al., 2001; LOPES et al., 2006).

Com relação ao tempo de recuperação dos manguezais após contaminação por óleo, considera-se este bastante variável, conforme demonstrado por Lewis (1983), em uma análise comparativa dos impactos do óleo em manguezais, de 13 acidentes; e na extensa revisão de Snedacker et al. (1997), avaliando 28 vazamentos em manguezais. O tempo de recuperação depende de diversos aspectos, como o tipo e a quantidade de óleo inicial e residual, tempo de permanência do óleo no ambiente, época do ano, complexidade trófica, bem como dos eventuais danos gerados na tentativa de limpeza. Os manguezais são ambientes com fortes restrições aos processos de limpeza, os quais podem resultar em danos adicionais severos (API, 1985; LOPES et al., 2006; DEVIDS et al., 2007).

De modo geral, o processo de resposta do manguezal após um vazamento de óleo é complexo, sendo que os danos estruturais nesses ambientes podem ser desencadeados mesmo após certo tempo do primeiro contato do óleo nesse ambiente. Apenas após o término desse desencadeamento de danos é que o manguezal passa por um processo de estabilização e posterior recuperação (LAMPARELLI et al., 1997; KATHIRESAN et al., 2001). Os processos de estabilização e recuperação estão associados à redução efetiva das concentrações do óleo no sedimento. No acidente citado em Lamparelli et al. (1997), ocorrido em Bertiooga, SP, em 1983, os impactos máximos foram sendo registrados 8 anos após o vazamento e foram necessários pelo menos 10 anos para se iniciar o processo de estabilização e posterior recuperação. Destaca-se, no entanto, que o referido vazamento em Bertiooga derivou-se de um rompimento de duto presente no manguezal, fazendo com que o mesmo fosse o local mais impactado na ocasião do acidente e remetendo a um longo tempo de recuperação, conforme descrito por Santos et al. (2012).

Dados presentes na literatura científica sobre recuperação de manguezais após terem sido atingidos por diversos tipos de óleo (pesados a leves), em vários

locais do mundo, revelam um tempo de recuperação que pode se estender por décadas, mas muito variável entre as diversas ocorrências estudadas (NADEAU & BERGQUIST, 1977; GILFILLAN et al., 1981; LEWIS, 1983, 1979; BALLOU & LEWIS 1989; TEAS et al., 1989; BURNS et al., 1993; 1998; GARRITY et al., 1994; LEVINGS et al., 1997; DUKE et al., 1997; 1999; LAMPARELLI et al., 1997; MUNOZ et al., 1997; WARDROP et al., 1997; ELLISON et al., 1999; GETTER & LEWIS, 2003; WILKINSON et al., 2001; NOAA, 2002; SOARES et al., 2006).

A grande maioria das avaliações indica períodos da ordem de 25 anos para uma efetiva recuperação dos manguezais após terem sido atingidos por óleo (MICHEL & HAYES, 1992; ODUM et al., 1975; DUKE et al., 1999; KATHIRESAN et al., 2001; NOAA, 2010b).

Kathiresan et al. (2001) e NOAA (2010b) citam vazamentos em manguezais no Panamá, onde se espera que sejam necessários pelo menos 20 anos para a sua recuperação, o que também é defendido por Burns et al. (1993), Santos et al. (2012) e Snedacker et al. (1997), que associam o longo tempo de recuperação à longa persistência do óleo nos sedimentos anóxicos do manguezal.

Em recente avaliação do projeto TROPICS (*Tropical Oil Pollution Investigations in Coastal Systems*), conduzido por 30 anos (desde 1983) na costa do Panamá, Baca et al. (2014), avaliaram a resposta de longo prazo de manguezais contaminados com óleo e também os efeitos da aplicação de dispersantes, sob a ótica do NEBA (*Net Environmental Benefit Analysis*). Os autores registraram perturbações nos manguezais (bosque, sedimento e fauna) estudados 30 anos após o início do projeto, concluindo que efeitos negativos de longo prazo do óleo sobre o manguezal são reais e mensuráveis.

Santos et al. (2012) e Kathiresan et al. (2001) indicam ainda que, tanto a severidade dos impactos, como os processos de recuperação, não são homogêneos entre as zonas dos manguezais. Essa variação está associada principalmente ao tempo de permanência do óleo, capacidade de renovação das águas e transporte do sedimento para o mar, que diferem nestas zonas. Assim, dentro de um manguezal, as taxas de recuperação são distintas para as diferentes zonas, sendo que as zonas externas tendem a apresentar tempos mais curtos de recuperação devido à maior ação de limpeza natural pelo intenso fluxo de marés.

Diante do cenário avaliado na literatura científica, foi adotado o tempo de **30 anos** para a recuperação do CVA Manguezais, considerando as limitações nos

procedimentos adequados de limpeza e que os mesmos não gerem danos adicionais.

Resumo do CVA Manguezais e cálculos de probabilidade de presença de óleo

Para se determinar a probabilidade de toque no CVA Manguezais, foram mapeados, a partir da base de ISL do MAREM (IBAMA/IBP, 2016), os trechos de litoral correspondentes a este CVA (ou seja, ISL 10). A partir de tal mapeamento, considerou-se o maior valor de probabilidade de presença de óleo no CVA, para cada faixa de volume e período do ano (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação. As faixas de volume consideradas foram de 200 m³ e VPC, uma vez que as modelagens não identificaram presença de óleo na costa para os cenários de 8 m³ (**Quadro II.12.5.2-1**).

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Manguezais	Fixa – linhas de costa	30 anos

O **Quadro II.12.5.2.15-1** apresenta as probabilidades de presença de óleo por município nas áreas de ocorrência do CVA Manguezais a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC, no inverno e verão. Este quadro mostra que, tanto no inverno quanto no verão, não ocorre presença de óleo neste CVA para vazamentos de 8 m³. Para vazamentos de 200 m³, as máximas probabilidades foram de 1,00% no inverno e 4,81% no verão. Já para os vazamentos de VPC, as maiores probabilidades modeladas foram de 59,00% no inverno e de 52,84% no verão. No inverno, as maiores probabilidades ocorreram em São João de Pirabas (200 m³) e em Amapá (VPC) e, no verão, em São João Pirabas (200 m e VPC).

A presença do CVA Manguezais dentro da área com probabilidade de presença de óleo na costa está representada no **Mapa II.12-5** (inverno) e no **Mapa II.12-6** (verão).

Quadro II.12.5.2.15-1 - Probabilidades de presença de óleo no CVA manguezais, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

UF	Município	Inverno			Verão		
		8 m ³ (costa)	200 m ³ (costa)	Blowout (costa)	8 m ³ (costa)	200 m ³ (costa)	Blowout (costa)
AP	Oiapoque	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,69
	Calçoene	0,00	0,20	33,33	0,00	0,60	20,07
	Cutias	0,00	0,00	0,67	0,00	0,00	0,00
	Amapá	0,00	0,20	59,00	0,00	0,40	37,79
	Macapá	0,00	0,00	39,00	0,00	0,00	20,07
PA	Chaves	0,00	0,40	44,67	0,00	0,20	20,07
	Soure	0,00	0,40	47,00	0,00	2,00	28,09
	Salvaterra	0,00	0,20	35,33	0,00	0,00	9,70
	Cachoeira do Arari	0,00	0,00	15,67	0,00	0,00	2,34
	Pontade Pedras	0,00	0,00	2,67	0,00	0,00	0,00
	Colares	0,00	0,00	1,33	0,00	0,00	0,00
	São Caetano de Odivelas	0,00	0,00	10,33	0,00	0,00	8,36
	Curuçá	0,00	0,20	14,67	0,00	0,20	19,06
	Marapanim	0,00	0,80	13,00	0,00	3,61	32,11
	Maracanã	0,00	0,60	9,67	0,00	4,41	50,50
	Salinópolis	0,00	0,80	8,33	0,00	3,41	51,84
	São João de Pirabas	0,00	1,00	7,67	0,00	4,81	52,84
	Quatipuru	0,00	0,40	6,33	0,00	3,81	50,84
	Tracuateua	0,00	0,20	4,00	0,00	3,61	44,48
	Bragança	0,00	0,00	2,00	0,00	3,61	48,83
	Augusto Corrêa	0,00	0,00	0,00	0,00	4,61	26,76
Viseu	0,00	0,00	0,00	0,00	3,21	20,07	
MA	Carutapera	0,00	0,00	0,00	0,00	0,60	13,38
	Luís Domingues	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
	Godofredo Viana	0,00	0,00	0,00	0,00	0,60	7,02
	Candido Mendes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	7,36
	Turiaçu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,34
	Apicum-açu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,68
	Cururupu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,72
Probabilidade máxima		0,00	1,00	59,00	0,00	4,81	52,84

II.12.5.2.16 Ecossistemas recifais (total e rasos)

Os ecossistemas recifais estão entre os mais ricos e diversos ambientes marinhos, servindo de suporte a uma variada associação de organismos. Esses ecossistemas incluem, além dos recifes de coral rasos *sensu strictu* (mais comuns

na costa dos estados do Nordeste e Espírito Santo e presentes apenas de forma pontual na área suscetível ao óleo – Parcel de Manuel Luis; RSIS, 2000; AMARAL et al., 2007), diversas formações recifais biogênicas, formadas por organismos diversos e encontradas em ambientes diversos, como os recifes mesofóticos presentes na costa norte brasileira, na área suscetível ao óleo. O presente estudo inclui dentro do termo ecossistemas recifais todos os ambientes submersos encontrados na costa norte brasileira que possuem substrato consolidado e estruturalmente estável, os chamados recifes ou estruturas recifais, lajes e cabeços, com formação biogênica ou recifes areníticos servindo de suporte para colônias de corais (*sensu* MMA, 2004) ou servindo de suporte para outros organismos bioconstrutores, como as algas calcárias. Foram também incluídos na análise os fundos cobertos por esponjas, que apesar de se desenvolverem sobre substrato inconsolidado, são formações estruturalmente complexas e apresentam grande extensão geográfica na área suscetível (MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018). Os bancos de rodolitos, por suas singularidades (formados por unidades desprendidas de um substrato consolidado), são tratados como um CVA à parte, embora também sejam analisados por alguns autores de forma conjunta com os ecossistemas recifais da região (e.g. MOURA et al., 2016).

Os recifes biogênicos são estruturas rígidas construídas através do acúmulo de esqueletos calcários de organismos marinhos sésseis, como os animais do filo Cnidaria, classe Anthozoa (corais pétreos ou corais verdadeiros). Entretanto, para sua formação é necessária a atuação conjunta de uma infinidade de seres, que formam uma complexa teia de associações e de eventos em sucessão, incluindo outros organismos com esqueleto calcário, produtores primários e consumidores (CASTRO, 1997). Em alguns ecossistemas recifais, o crescimento de algas calcárias pode assumir uma relevância igual ou maior que a dos antozoários, como no Atol das Rocas e nas estruturas identificadas na foz do Amazonas, na área suscetível ao óleo (CASTRO, 1999; MOURA et al., 2016).

Os organismos construtores erigem o arcabouço estrutural do ecossistema, também havendo organismos que contribuem com fragmentos para o preenchimento dos espaços desse arcabouço. Os produtores primários produzem através da fotossíntese a biomassa que será utilizada como base na teia alimentar e incluem as algas calcárias e foliosas. O grupo dos consumidores (herbívoros, carnívoros e onívoros), por fim, engloba os organismos que se

abrigam no edifício recifal, utilizam a biomassa produzida nesse local, contribuem para a ciclagem da biomassa e também promovem o desgaste da bioconstrução, por perfuração ou raspagem, também podendo contribuir para a produção de componentes da estrutura recifal. Dessa maneira, os recifes biogênicos são um dos ecossistemas marinhos mais importantes sob aspectos geológico-geomorfológicos, da biodiversidade que abrigam e das funções ecossistêmicas ali presentes, uma vez que servem de suporte a uma variada associação de organismos marinhos (CONNELL, 1978), que são responsáveis por processos únicos de produção de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (EREZ, 1990).

Os ecossistemas recifais são habitat de uma enorme variedade de seres, os quais encontram aí não somente alimento, mas também abrigo e proteção contra seus predadores. Dentre os animais que usam o recife para estes fins, podemos destacar os vermes endolíticos, os ouriços, esponjas, gorgônias, moluscos, crustáceos e os peixes (CASTRO, 1999).

Ao se considerar essa fauna associada, a ictiofauna merece especial atenção. Estima-se que 60% da ictiofauna marinha brasileira seja composta por peixes recifais (NUNAN, 1992), que possuem grande importância, tanto para a pesca, quanto ecológica, com destaque para as espécies herbívoras, como os bodiões, cujas “mordidas” nas algas trazem junto pedaços do substrato, e os espaços criados podem ser colonizados por novas espécies (CASTRO, 1999). Em estudo realizado no nordeste brasileiro foram observadas pelo menos 275 espécies de peixes associadas aos recifes, muitas delas de interesse econômico (NUNAN, 1979).

Os ecossistemas recifais também são particularmente importantes por proporcionarem bens e serviços ecossistêmicos para as populações humanas costeiras, que, em algumas regiões, dependem diretamente da manutenção desses ecossistemas para a alimentação e atividade econômica (MOBERG & FOLKE, 1999; MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Esses ecossistemas funcionam como verdadeiros criadouros de peixes, renovando estoques e favorecendo a reposição de populações de áreas intensamente exploradas. Os organismos habitantes dos ecossistemas recifais também fornecem matérias-primas para o desenvolvimento de fármacos (CASTRO, 1999; MMA, 2006).

A grande importância ecológica, econômica e social, a presença de espécies ameaçadas, juntamente com a grande fragilidade ambiental e sensibilidade aos efeitos do óleo apresentada por estes ecossistemas, justificam a inclusão dos ecossistemas recifais como um CVA na presente análise de risco.

A distribuição dos ecossistemas recifais depende da conjunção de uma série de condições ambientais. As exigências ambientais dos organismos construtores de recifes fazem com que a distribuição dessas estruturas biogênicas se concentre nos mares intertropicais (API, 1985, NOAA, 2010b, SPALDING, 2001). Dentre as condições necessárias ao pleno desenvolvimento dos edifícios recifais biogênicos compostos pelo acúmulo de esqueletos calcários pode-se citar a existência de substrato consolidado para a fixação dos organismos construtores, a disponibilidade de luz para a fotossíntese (pelas zooxantelas dos corais pétreo ou pelas algas calcárias) e uma profundidade relativamente baixa, já que a água do mar funciona como um filtro para a luz solar (CASTRO, 1999). A presença de sedimentos também é um fator que influencia na ocorrência de ecossistemas recifais, uma vez que além de diminuir a penetração de luz, atrapalha o processo de alimentação dos organismos filtradores (CASTRO, 1999) e causa recobrimento (MOURA et al., 2016). Por isso, a ocorrência de grandes rios em geral determina a existência de vazios de ecossistemas recifais (MOURA et al., 2016). Entretanto, no caso da região da foz do Amazonas, apesar da grande quantidade de sedimentos, recentemente foi evidenciada a existência de ecossistemas recifais mesofóticos em uma faixa que se estende pelos estados do Maranhão, Pará e Amapá (MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018), com estruturas biogênicas ocorrendo em profundidades que podem alcançar 220 m (FRANCINI-FILHO et al., 2018). Esses ecossistemas incluem estruturas recifais carbonáticas, fundos cobertos por esponjas, bancos de rodolitos, além de extensas áreas de fundos com frações carbonáticas > 50% (MOURA et al., 2016).

Nessa mesma região, o Ministério do Meio Ambiente, através do projeto para a identificação das Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Partilha de Benefícios da Biodiversidade Brasileira (ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade) (MMA, 2007), também identificou oito zonas marinhas caracterizadas por possuírem “fundos duros”, ou seja, fundos com a presença de material consolidado, que podem representar ecossistemas recifais. Todas essas

zonas são classificadas com importância biológica extremamente alta e com prioridade para conservação alta, muito alta ou extremamente alta (MMA, 2007).

Importante registrar que os recifes biogênicos são essencialmente ecossistemas submersos, mas existem recifes na área suscetível ao toque de óleo que podem ficar superficialmente expostos durante as marés baixas (no Parcel Manuel Luís – RSIS, 2000), o que está relacionado ao abaixamento do nível do mar nos últimos 5.700 anos, que faz com que muitos dos recifes brasileiros tenham seu topo aplainado e exposto na maré baixa (MMA, 2012).

Dentre as espécies de corais e hidrocorais que ocorrem no território brasileiro, nove são consideradas endêmicas, com destaque para as três espécies congêneres *Mussismilia hispida*, *Mussismilia harttii* e *Mussismilia braziliensis*, sendo as duas últimas consideradas ameaçadas de extinção pela lista oficial nacional de espécies ameaçadas do Brasil, que inclui também a espécie de hidrocoral *Millepora laboreli* (MMA, 2014). Além dessas, a espécie de coral *Porites branneri* é classificada na categoria “quase ameaçada” em nível internacional (IUCN, 2019). Destaca-se, entretanto, a escassez de conhecimentos científicos para embasar a classificação do *status* de conservação das espécies componentes dos ecossistemas recifais, o que fica evidenciado pelo fato de que a maior parte das espécies de corais que ocorre no litoral brasileiro não foi avaliada pela IUCN ou é classificada na categoria “dados insuficientes” por essa entidade. Grande atenção deve ser dada às espécies invasoras *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis*, conhecidas como coral-sol, identificadas originalmente no litoral fluminense (PAULA & CREED, 2004), mas que já foram encontradas também em outros locais, como na Ilha do Arvoredo (SC), em Ilhabela (SP), Arraial do Cabo (RJ), Vitória (ES), na Baía de Todos os Santos (BA), em um naufrágio localizado na costa do Ceará, entre outros pontos ao longo desse intervalo (MMA/SBF, 2009; MANTELATTO et al., 2011; MENEZES, 2012; SAMPAIO et al., 2012; PRÓ-MAR, 2013; CREED et al., 2016; BATISTA et al., 2017).

Sensibilidade ao óleo e tempo de recuperação dos CVAs de Ecossistemas recifais

Os ecossistemas recifais conhecidos (e mapeados) na área suscetível ao toque de óleo encontram-se sobre a plataforma continental, em águas com até 220 metros de profundidade (FRANCINI-FILHO et al., 2018).

Uma das formas de distinção entre os diferentes tipos de recifes biogênicos se dá pela profundidade em que ocorrem na coluna d'água. Assim, os diferentes tipos de recifes são afetados de maneira diferente por derramamentos de óleo no ambiente marinho, sendo que os recifes rasos são especialmente suscetíveis a derrames de óleo, visto que o óleo normalmente flutua, atingindo-os diretamente (IPIECA, 1992; MMA, 2012; NOAA, 2010b). Neste sentido, conforme Lopes et al. (2006), Michel e Hayes (1992) estabelecem as seguintes classes de risco relacionadas às diferentes suscetibilidades dos recifes: 1) Baixa: recifes localizados a mais de 5 metros de profundidade na maré baixa; 2) Média: recifes localizados entre 1 e 5 metros de profundidade na maré baixa; e 3) Alta: recifes entremarés, em regiões abrigadas da ação das ondas. No presente estudo, os cenários de baixa, média e alta suscetibilidade acima apontados constituem os ambientes recifais identificados na área suscetível ao toque de óleo. Nessa área ocorrem ambientes mais profundos, como os ecossistemas mesofóticos da Foz do Rio Amazonas, nos quais a maior parte das formações está em profundidades de 30 a 120 m (CORDEIRO et al., 2015; MOURA et al., 2016), podendo alcançar 220 m (FRANCINI-FILHO et al., 2018). Por outro lado, nessa região também existem parcéis bastante rasos ou mesmo aflorantes, conforme anteriormente descrito (RSIS, 2000). Além do óleo flutuante, destaca-se também a possibilidade de toque no fundo, em formações recifais submersas, das frações do óleo que ficam dispersas em forma de gotículas na coluna d'água, conforme apresentado na modelagem de derrame de óleo no mar para o Bloco BM-BAR-5.

Além do contato direto do óleo flutuante ou presente na coluna d'água em forma de gotículas, a fração solúvel pode afetar quimicamente os recifes próximos à mancha, pelo contato com frações de aromáticos e outros componentes tóxicos presentes. Recifes são também afetados pela presença de óleo na água pelo aumento de turbidez e efeitos diretos no processo de fotossíntese de algas mutualísticas presentes em suas estruturas, no caso dos corais, apesar de

difícilmente entrarem em contato direto com o óleo, exceto quando o mesmo atinge densidades maiores que a da água do mar e submerge, sedimentando-se. Nesse sentido, o tipo do óleo é um fator fundamental a ser considerado, sendo que óleos leves tendem a ser mais agressivos aos recifes de águas rasas, ao passo que óleos mais pesados podem também exercer impacto sobre os recifes de ambientes profundos. Ademais, óleos pesados e intemperizados terão efeitos principalmente físicos, enquanto que óleos mais leves e pouco intemperizados terão efeitos associados à maior toxicidade química (API, 1985; NOAA, 2010b, 2014).

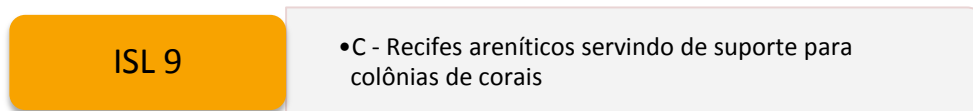
Nos recifes biogênicos, o esqueleto calcário dos corais, de forma geral, tem grande afinidade ao óleo, mantendo-o aderido às estruturas por um longo período. Por outro lado, uma vez atingidos por óleo, os pólipos de corais possuem capacidade de auto-limpeza, podendo expulsar o óleo através da produção de muco e movimento ciliar (BAK & EIGERSHUIZEN, 1976; KOLIAN et al., 2013). Alguns fatores podem influenciar a adesão do óleo às estruturas dos corais, como o hidrodinamismo. A agitação marítima e as batidas das ondas tendem a realizar a limpeza natural das estruturas, promovendo a redução dos efeitos físicos e químicos do óleo sobre a biota. Assim, recifes de corais em regiões de elevado hidrodinamismo tendem a ser menos afetados pelo óleo do que os corais em locais abrigados. No entanto, cabe destacar que os recifes de corais apresentam restrições aos procedimentos convencionais de limpeza, já que os impactos mecânicos das técnicas podem resultar em danos adicionais severos.

Outro fator que pode determinar o grau de impacto do óleo sobre os recifes biogênicos, como no caso dos recifes de corais, é o período sazonal de eventuais acidentes, já que os corais apresentam pulsos reprodutivos sazonais com altas taxas de crescimento. Assim, eventos acidentais que ocorram de forma simultânea a tais períodos podem potencializar os impactos sobre os corais, assim como sobre a fauna associada.

Diversos estudos realizaram compilações e revisões dos principais impactos do óleo identificados sobre os recifes biogênicos, especialmente nos recifes de coral (LOYA; RINKEVICH, 1980; LOPES et al., 2006; NOAA, 2010b; NOAA, 2014; MICHEL & HAYES, 1992; IPIECA 1992; EVANS & RICE, 1974; LOPES et al., 2006, RAAJMAKERS, 1994; GOODBODY-GRINGLEY et al., 2013). Dentre as perturbações elencadas para os recifes de corais atingidos por óleo pode ser

destacado o impacto sobre as taxas de crescimento e reprodução, a alteração nas relações mutualísticas com algas, danos estruturais em tecidos e alterações no processo de calcificação, produção excessiva de muco, fragilização dos corais para o enfrentamento de outras tensões ambientais, perda de espécies e perturbação em toda a cadeia trófica, envolvendo a ampla gama de espécies associadas aos recifes de corais, como os peixes, as tartarugas e mamíferos marinhos que frequentam os recifes em atividades reprodutivas e para obter alimento e abrigo contra predadores.

Considerando os efeitos gerais do óleo acima relatados, os ecossistemas recifais são ambientes sensíveis aos quais os derrames de óleo podem causar impactos severos. Por isso, estão categorizados com Índice de Sensibilidade do Litoral – ISL 9 (**Figura II.12.5.2.16-1**). Os ecossistemas recifais estão, portanto, entre os ambientes de maior sensibilidade ao óleo, juntamente com manguezais, planícies de maré e terraços de baixa-mar abrigados (MMA, 2004).



Fonte: Modificado de MMA (2004).

Figura II.12.5.2.16-1 - Categoria de ISL na qual está classificado o ambiente dos CVAs de Ecossistemas recifais.

Em termos de tempo de recuperação, tema tratado a seguir, cabe ressaltar que a maior parte das informações discorre sobre os recifes de corais, por esses serem os ecossistemas recifais mais bem estudados em termos de sensibilidade ao óleo.

Estudos realizados com o objetivo de verificar o tempo de recuperação de recifes de corais a acidentes com óleo indicam um período extremamente variável de recuperação, associado basicamente com o tipo e intensidade da perturbação, podendo variar de alguns anos a décadas (NOAA, 2014). Os raros estudos de longo prazo em corais impactados por óleo têm demonstrado que a recuperação desses ambientes é em geral lenta, especialmente em situações onde o óleo permanece por muito tempo no ambiente, como em locais com baixo hidrodinamismo.

A dimensão da área efetivamente afetada no recife de coral é, segundo NOAA (2010), um importante indicativo do seu tempo de recuperação esperado. Se a mortalidade não for extensa, as colônias sobreviventes continuam o seu crescimento vegetativo no processo de recuperação. No entanto, se grandes áreas sofrem extensa mortalidade, a recuperação vai depender quase que inteiramente do recrutamento larval, o que pode demorar um tempo muito maior, ainda mais nos casos em que o óleo permanece no substrato (NOAA, 2010b).

Outro fator crucial para a determinação do tempo de recuperação é a ocorrência ou não de danos físicos. NOAA (2010b) destaca que a recuperação tende a ser mais rápida em recifes expostos ao óleo do que em casos de danos físicos. Esse é um importante aspecto quando se considera as possíveis estratégias de limpeza, que se mal planejadas podem causar danos físicos adicionais (MMA, 2004).

A maior parte dos estudos sobre o tempo de recuperação dos recifes de corais foram concentrados nos primeiros meses ou anos após os vazamentos, sem acompanhar de fato o processo de recuperação no longo prazo. Mesmo assim, os estudos realizados convergem para a situação de que o processo de recuperação é relativamente lento, em comparação com outros ecossistemas marinhos. GUZMAN et al. (1991) destacam que os danos mais extensos em corais podem estar associados à presença crônica do óleo residual e remanescente no ambiente por longos períodos (exposição crônica), o qual pode permanecer com seu potencial tóxico e de recobrimento do substrato. Van-Dam et al. (2011) também indicaram que descargas contínuas em áreas poluídas parecem ser mais danosas aos recifes de corais do que eventos agudos isolados de curta duração.

Estudos conduzidos no Panamá (Projeto TROPICS), observaram a recuperação efetiva dos corais atingidos 10 anos após o impacto (NOAA, 2010b; DE MICCO et al., 2011). Já Loya e Rinkevich (1980) destacam o acidente com o navio Tampico Maru, onde, 12 anos depois, algumas populações ainda não tinham se recuperado totalmente. Os autores citam também o acidente em Casco Bay, onde 11 anos depois ainda se encontravam resíduos oleosos nos recifes afetados, assim como o caso dos recifes de corais de Eilat, no Mar Vermelho, onde os recifes atingidos por óleo foram drasticamente alterados, sem o registro de seu retorno ao estado pré-impacto nos 10 anos seguintes. Haapkyla et al.

(2007), em uma revisão de trabalhos sobre os efeitos da poluição por óleo em recifes de corais evidenciam que diferentes tipos de corais e corais de diferentes regiões variam grandemente em suas respostas ao óleo e aos métodos utilizados para limpeza. O tempo mínimo de recuperação estimado com base em estudos realizados no Panamá, relacionados ao vazamento ocorrido em 1986, foram de 10-20 anos, considerando-se que os recifes não sofressem com outros impactos durante sua recuperação.

Por outro lado, LeGore et al. (1989) citam casos em que não foi constatado impacto significativo em corais atingidos por óleo (SPOONER, 1970; LOPEZ, 1978; JOHANNES, 1975 apud LEGORE et al. 1989), corroborando os resultados de seu experimento no qual submeteu recifes de corais hermatípicos ao óleo, concluindo que, após um ano de observação, não foram registrados efeitos visíveis associados. Os autores sugerem que recifes de corais saudáveis podem tolerar pequenos períodos de exposição (1 a 5 dias) ao óleo na coluna d'água, mas destacam que no caso de contato físico do óleo, a persistência e o recobrimento tendem a provocar impactos mais severos e danos mais prolongados.

Diante dos cenários apresentados pela literatura científica, onde avaliam-se os impactos agudos por óleo, os quais não afetam a complexidade estrutural dos recifes, considerando também as limitações e restrições quanto à possibilidade de adoção de procedimentos adequados de limpeza, que não gerem danos adicionais (LOPES et al., 2006), estabelece-se, de forma conservadora, um tempo de **20 anos** para a recuperação dos CVAs de Ecossistemas recifais.

Por fim, conforme apresentado anteriormente, para esses CVAs foram adotadas duas abordagens para o cálculo das probabilidades de toque: mais rasos que 20 m de profundidade (chamada de Rasos) e sem corte batimétrico (chamada de Total).

II.12.5.2.17 CVA Ecosistemas recifais total

Resumo do CVA Ecosistemas recifais total e cálculos de probabilidade de toque

Para se determinar a probabilidade de toque no CVA Ecosistemas recifais total, a ocorrência desse ecossistema na área suscetível foi mapeada a partir das informações disponíveis na literatura científica e técnica (RSIS, 2000; MMA, 2007; MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018). Apesar de existir um valor do Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) correspondente a esse ecossistema (conforme detalhado acima), não há ocorrência de ecossistemas recifais ao longo da linha da costa da área suscetível ao óleo considerada no presente estudo (IBP, 2016). A partir do mapeamento da área total ocupada por ecossistemas recifais, sem nenhum corte batimétrico, considerou-se o maior valor de probabilidade de toque de óleo no CVA, utilizando-se as modelagens de fundo (**Quadro II.12.5.2-1**). para cada faixa de volume e período do ano (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação. As faixas de volume consideradas foram de 200 m³ e VPC, uma vez que as modelagens não identificaram toque no fundo para os cenários de 8 m³.

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Ecosistemas recifais total	Fixa – áreas marinhas sobre a plataforma continental	20 anos

O **Quadro II.12.5.2.17-1** apresenta as probabilidades de toque nas áreas de ocorrência do CVA Ecosistemas recifais total a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC no inverno e verão. Este quadro mostra que, tanto no inverno quanto no verão, não foram registradas probabilidades de toque para vazamentos de 8 m³. Para vazamentos de 200 m³ e VPC, os Recifes da Foz do Amazonas (descritos por Moura et al., 2016) e a Área Prioritária Zm085 foram os que apresentaram maior probabilidade de toque. Para vazamentos de 200 m³, os valores máximos modelados foram de 1,00% no inverno e 0,80% no verão e, para

vazamentos de VPC, os valores máximos foram de 34,60% no inverno e 42,45% no verão.

A presença do CVA Recifes de corais total dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-7** (inverno) e no **Mapa II.12-8** (verão).

Quadro II.12.5.2.17-1 - Probabilidades de toque de óleo no CVA Ecossistemas recifais total, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

Ecossistemas recifais (polígonos e pontos) sem corte batimétrico						
Local / Fonte	Inverno			Verão		
	8 m ³ (fundo)	200 m ³ (fundo)	Blowout (fundo)	8 m ³ (fundo)	200 m ³ (fundo)	Blowout (fundo)
Estruturas recifais_11 - Moura et al. (2016)	0,00	0,80	9,60	0,00	0,00	1,20
Áreas Prioritárias_Zm085 - MMA (2007)	0,00	1,00	34,60	0,00	0,80	24,45
Áreas Prioritárias_Zm035 - MMA (2007)	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20	0,20
Estruturas recifais_9 - Moura et al. (2016)	0,00	0,00	1,60	0,00	0,00	0,80
Estruturas recifais_10 - Moura et al. (2016)	0,00	0,00	0,20	0,00	0,20	0,00
Estruturas recifais_13 - Moura et al. (2016)	0,00	0,20	21,80	0,00	0,60	22,45
Frações carbonáticas > 50%_10 - Moura et al. (2016)	0,00	1,00	34,60	0,00	0,80	24,45
Parque Estadual Marinho Banco do Álvaro	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40
Recife_12 - Francini-Filho et al. (2008)	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00
Recife_1 - Francini-Filho et al. (2008)	0,00	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00
Fundo de esponjas_15 - Moura et al. (2016)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,01
Fundo de esponjas_16 - Moura et al. (2016)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Probabilidade máxima	0,00	1,00	34,60	0,00	0,80	24,45

II.12.5.2.18 CVA Ecossistemas recifais rasos (< 20 m)

Resumo do CVA Ecossistemas recifais rasos (< 20 m) e cálculos de probabilidade de toque

Para se determinar a probabilidade de toque no CVA Ecossistemas recifais rasos (< 20 m), a ocorrência deste CVA na área suscetível foi obtida através do cruzamento da área total mapeada para esse ecossistema, a partir das informações disponíveis na literatura científica e técnica (RSIS, 2000; MMA, 2007; MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018), com a isóbata de 20 m obtida pela base CPRM/ANP (2013). Este procedimento foi realizado

considerando-se que a base batimétrica de CPRM/ANP (2013) possui maior resolução nos bancos recifais mais rasos do que a base global batimétrica ETOPO1 (utilizada na modelagem de toque no fundo para o Bloco BM-BAR-5). Dessa forma, os cálculos de probabilidade de toque nos ecossistemas neríticos considerando-se unicamente as modelagens de fundo (CVA Ecossistemas recifais total) poderiam não considerar o toque em porções mais rasas desses ecossistemas (que são perceptíveis apenas em uma base batimétrica mais detalhada), como os bancos e parcéis da região, em especial o Parcel de Manuel Luís, que possui cabeços de coral aflorando à superfície na maré baixa (RSIS, 2000).

A partir desse mapeamento da área ocupada por ecossistemas recifais com menos de 20 m de profundidade, considerou-se o maior valor de probabilidade de toque de óleo no CVA, utilizando-se os resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície e na coluna d'água (**Quadro II.12.5.2-1**), para cada faixa de volume (8 m³, 200 m³ e VPC) e período do ano (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação.

Essa linha de corte de 20 m considera as áreas rasas que seriam mais críticas com relação a uma possível diluição na coluna d'água de parte do óleo presente na superfície, ou o toque do óleo em sub-superfície. Ademais, a porção mais rasa da Plataforma Interna (Face da Costa Superior), que se estende até uma profundidade aproximada de 15 a 20 m, é a zona onde o fundo sofre influência dos movimentos orbitais das ondas de bom tempo (LESSA, 2000; WALKER & PLINT, 1992), ou seja, nessa zona mais rasa, as comunidades bentônicas estão sujeitas a um constante revolvimento e movimentação dos sedimentos. Dadas essas características, os ecossistemas recifais rasos incluídos nos cálculos de risco para este CVA são aqueles localizados em batimetrias de até 20 m.

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Ecossistemas recifais rasos (< 20 m)	Fixa – áreas marinhas sobre a plataforma continental	20 anos

O **Quadro II.12.5.2.18-1** apresenta as probabilidades de toque nas áreas de ocorrência do CVA Ecossistemas recifais rasos a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC no inverno e verão. Este quadro mostra que, no inverno, a probabilidade de toque neste CVA é de no máximo 5,40% para vazamentos de 8 m³, 23,67 % para vazamentos de 200 m³ e 97,00% para VPC, nos Recifes da Foz do Amazonas (descritos por Moura et al., 2016). No verão, para 8 m³, a probabilidade de toque é de no máximo 8,02% nos nos Recifes da Foz do Amazonas (descritos por Moura et al., 2016). Para 200 m³ o Parque Estadual Marinho Banco do Álvaro é o local com maior probabilidade de toque, com 35,87%. Já para vazamentos de VPC, os Recifes da Foz do Amazonas (descritos por Moura et al., 2016), a Área Prioritária Zm085 e Parque Estadual Marinho Banco do Álvaro apresentaram a maior probabilidade de toque, com 100,00%.

A presença do CVA Recifes de corais rasos dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-1** (inverno) e no **Mapa II.12-2** (verão).

Quadro II.12.5.2.18-1 - Probabilidades de toque de óleo no CVA Ecossistemas recifais rasos, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

Ecossistemas recifais (polígonos e pontos) até 20 m de profundidade						
Local / Fonte	Inverno			Verão		
	8 m ³ (superfície + máxima coluna d'água)	200 m ³ (superfície + máxima coluna d'água)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m ³ (superfície + máxima coluna d'água)	200 m ³ (superfície + máxima coluna d'água)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
Áreas Prioritárias_Zm035 - MMA (2007)	3,20	17,00	96,67	4,41	26,05	99,67
Áreas Prioritárias_Zm083 - MMA (2007)	0,00	7,60	55,33	1,80	29,46	99,67
Áreas Prioritárias_Zm085 - MMA (2007)	5,20	23,33	96,67	3,81	24,05	100,00
Estruturas recifais_10 - Moura et al. (2016)	1,40	6,80	64,00	0,00	1,20	16,05
Estruturas recifais_11 - Moura et al. (2016)	2,80	17,60	96,00	2,40	11,71	99,00
Estruturas recifais_13 - Moura et al. (2016)	5,40	19,20	96,40	4,01	7,01	56,71
Estruturas recifais_14 - Moura et al. (2016)	0,40	9,40	85,67	0,60	10,37	95,65
Estruturas recifais_15 - Moura et al. (2016)	0,00	10,00	65,00	0,20	16,03	95,65
Estruturas recifais_16 - Moura et al. (2016)	0,00	7,00	43,67	1,60	24,45	96,99
Estruturas recifais_8 - Moura et al. (2016)	0,40	8,40	68,33	0,00	1,34	27,09

Ecossistemas recifais (polígonos e pontos) até 20 m de profundidade						
Local / Fonte	Inverno			Verão		
	8 m ³ (superfície + máxima coluna d'água)	200 m ³ (superfície + máxima coluna d'água)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)	8 m ³ (superfície + máxima coluna d'água)	200 m ³ (superfície + máxima coluna d'água)	Blowout (superfície + máxima coluna d'água)
Estruturas recifais_9 - Moura et al. (2016)	1,20	11,00	65,67	0,67	4,68	39,46
Frações carbonáticas > 50%_10 - Moura et al. (2016)	5,40	23,67	97,00	8,02	32,67	100,00
Frações carbonáticas > 50%_11 - Moura et al. (2016)	0,00	7,60	60,00	1,80	29,46	99,67
Frações carbonáticas > 50%_12 - Moura et al. (2016)	0,40	9,40	85,67	0,60	10,70	95,65
Frações carbonáticas > 50%_6 - Moura et al. (2016)	0,40	8,40	68,33	0,00	1,34	27,09
Parque Estadual Marinho Banco do Álvaro	3,40	20,00	93,67	5,81	35,87	100,00
Parque Estadual Marinho do Parcel de Manuel Luís	0,00	0,00	2,33	1,67	4,68	66,56
Recife_8 - Francini-Filho et al. (2008)	0,80	10,80	65,33	0,60	4,34	31,77
Probabilidade máxima	5,40	23,67	97,00	8,02	35,87	100,00

II.12.5.2.19 Bancos de rodolitos (total e rasos)

Os rodolitos são estruturas biogênicas constituídas por algas calcárias vermelhas (Filo Rhodophyta) concrecidas com outros organismos, que formam nódulos (esféricos, discóides ou elipsóides) ou são formados inteiramente por apenas uma ou mais espécies de algas calcárias (FOSTER, 2001). Essas estruturas se desenvolvem como unidades desprendidas de um substrato duro, geralmente sobre um substrato inconsolidado. Podem formar grandes bancos em áreas costeiras de diversas partes do mundo, desde regiões polares no Ártico até águas tropicais (FOSTER, 2001). O termo “rodolito” é mais usado para as estruturas individuais de vida livre (compostas por > 50% de algas coralináceas não-geniculadas), enquanto que o termo “banco de rodolitos” é empregado para designar o conjunto de rodolitos e a comunidade composta por outros organismos associados, formando um ecossistema próprio (FOSTER, 2001). Entretanto, o termo “banco de rodolitos” pode ser mal empregado por ter uma conotação de ‘banco’ no sentido fisiográfico, indicando áreas de relevo proeminente, o que nem sempre é o caso (FIGUEIREDO et al., 2014). A organização estrutural de um banco de rodolitos varia de muito densa (uma camada ou mais que três estratos com 100% de cobertura) a rodolitos espaçadamente distribuídos (FOSTER et al., 1997 apud FIGUEIREDO et al., 2014).

Esse ecossistema possui grande relevância ecológica por abrigar uma elevada riqueza de espécies (STELLER et al., 2003; VILLAS-BOAS et al., 2014a). Sua importância ecológica está ligada ao aumento de complexidade estrutural propiciado por essas estruturas biogênicas, que possuem a capacidade de transformar fundos homogêneos de substrato inconsolidado em substratos consolidados heterogêneos, o que amplia a disponibilidade de nichos e possibilita o aumento da diversidade de espécies associadas, tanto vegetais quanto animais (ALVES, 2012; FIGUEIREDO et al., 2014), incluindo espécies da ictiofauna de interesse pesqueiro e conservacionista (PINHEIRO et al., 2010).

Além de sua grande importância ecológica, os bancos de rodolitos possuem grande relevância no ciclo do carbono. Assim como os recifes biogênicos, a estrutura básica dos rodolitos é formada por carbonato de cálcio (CaCO_3), cuja síntese retira gás carbônico (CO_2) do ambiente.

Os bancos de rodolitos brasileiros se destacam quanto à diversidade de espécies de algas formadoras. Apesar de o número de estudos dedicados a esse ecossistema ainda ser pequeno no Brasil, foram identificadas até o momento 32 espécies de algas calcárias incrustantes formadoras de rodolitos em território nacional (BAHIA, 2014; FIGUEIREDO et al., 2014; MOURA et al., 2016).

As atividades antrópicas em áreas com presença de rodolitos têm avançado nos últimos anos no Brasil, com o objetivo de explorar os depósitos calcários associados a esses bancos (e em grande parte formados por eles) devido à crescente demanda por recursos como o calcário de origem marinha (DIAS, 2000), além da exploração de outros recursos (FIGUEIREDO et al., 2014). De forma direta, a extração dos rodolitos ocorre para diversos fins, como para a obtenção de seu principal componente mineral, o carbonato de cálcio, utilizado como corretor da acidez do solo, aditivo para ração animal, para o tratamento de águas, entre outros (DIAS, 2000; FOSTER, 2001; PINHEIRO et al., 2010; FIGUEIREDO et al., 2014), ou de forma indireta, impactos antrópicos sobre bancos de rodolitos podem decorrer de atividades como a pesca de arrasto, a contaminação da água, soterramento por sedimentos decorrentes de diversas atividades, entre outros (FOSTER, 2001; FOSTER et al., 2013; FIGUEIREDO et al., 2014).

A fim de se compreender o papel dos rodolitos na estruturação da infauna, Figueiredo et al. (2007) determinaram padrões sazonais de tamanho e forma dos

rodolitos relacionados com a biota associada e testaram experimentalmente a influência desses substratos vivos. Os resultados mostraram que os poliquetas são usualmente o táxon dominante, perfazendo 63% da infauna total. Houve uma tendência sazonal geral de redução na abundância dos invertebrados do outono/inverno com relação à primavera. Os anfípodes foram dominantes apenas no outono. Ofiuróides e moluscos foram os taxa menos abundantes. A variação na abundância da infauna foi relacionada à heterogeneidade de habitats, devido a mudanças no tamanho e forma dos rodolitos resultantes de mudanças na turbulência da água. Os talos calcários dos rodolitos não só constroem estruturas complexas como também afetam a diversidade da comunidade, fornecendo um refúgio para grupos infaunais (FIGUEIREDO et al., 2007).

A partir dos dados apresentados, a inclusão dos bancos de rodolitos como CVA na presente análise de risco se justifica pela sua importância ecológica, pela importância para as comunidades locais como fonte de produtos pesqueiros e pelo interesse nacional como fonte de produtos minerais.

Dentro da área com probabilidade de presença de óleo de acordo com as modelagens realizadas, há grandes lacunas de conhecimento sobre bancos de rodolitos. O estudo de Kempf (1970), indica a ocorrência de extensas áreas compostas por algas calcárias desde o limite norte do Brasil, no Oiapoque (AM) até Recife (PE), sendo que, na área da Foz do Amazonas, estas algas diminuem de importância na formação dos fundos e têm uma capacidade de concreção reduzida. Entretanto, tanto o trabalho de Kempf (1970), quanto o de Cavalcanti (2011), que detectou a presença de granulados bioclásticos ou carbonáticos marinhos na plataforma continental do Maranhão, são de caráter geológico e carecem de toda a análise biológica associada a estes bancos.

Já o trabalho de Moura et al. (2016) mostrou que nessa porção da costa norte do litoral brasileiro encontra-se um extenso mosaico composto por três tipos de recifes: estruturas carbonáticas, fundos dominados por esponjas e rodolitos. As porções mais próximas ao extremo norte do litoral brasileiro contém rodolitos com baixa vitalidade, compostos por menos de 5% de algas calcárias vivas. Por outro lado, a medida que se avança para o sul, passa a ocorrer dominância de rodolitos com alta vitalidade, com mais que 50% de cobertura por algas calcárias vivas e também por blocos de carbonato compostos por algas calcárias e briozoários coletados entre 20 e 100 m de profundidade. Já a porção mais ao sul da área

apresenta rodolitos com alta vitalidade, estruturas recifais dispersas e que contêm cristas maiores que 5 m de altura, fragmentos de baixo relevo e areia carbonática, sendo que este mosaico de estruturas ocorre entre 30 e 90 m de profundidade.

Sensibilidade ao óleo e tempo de recuperação do CVA Bancos de rodolitos

De um modo geral, os bancos de algas são habitats vulneráveis e sensíveis a derrames de óleo. No entanto, como a maioria destes ambientes se encontra na região permanentemente submersa, isso os torna menos vulneráveis aos danos do que os ecossistemas litorâneos, que possuem linha entre-marés, uma vez que o óleo geralmente passa flutuando sobre os bancos, sem contato direto, assim como ocorre com outros ecossistemas neríticos (NOAA, 2000). Em geral, aparentemente as algas são capazes de suportar os efeitos do petróleo mais eficazmente do que os animais, entretanto, a maioria dos estudos apresenta variações consideráveis nos resultados encontrados, que oscilam desde danos mínimos até a destruição severa dos bancos de algas, incluindo algas calcárias (O'BRIEN & DIXON, 1976).

Dependendo do tipo de óleo e do entemperismo ao qual for submetido, o óleo pode atingir uma densidade maior que a da água do mar e afundar, podendo formar pavimentos asfálticos pela fotoxidação da camada superficial do depósito em ambiente de baixa energia, o que pode ocorrer em bancos de rodolitos (FIGUEIREDO et al., 2014). Deste modo, o óleo disperso tende a ser retido e persistir por longo tempo neste substrato. Nestes ambientes de baixo hidrodinamismo e alta heterogeneidade de fundo, dificilmente esses poluentes armazenados são ressuspensos e dispersados, quer seja por correntes de fundo ou bioturbação (FIGUEIREDO et al., 2014).

O óleo combinado com sedimentos finos em suspensão pode vir a se depositar no fundo, recobrando as algas calcárias, que podem morrer por anoxia (FIGUEIREDO et al., 2014). Quanto maior a concentração de sedimento fino suspenso, maior a probabilidade de o óleo adsorvido por esse sedimento afundar e causar impacto nos rodolitos. A deposição de óleo no fundo pode ocorrer quando as gotas de óleo dispersas interagem com partículas do sedimento fino e matéria orgânica em suspensão, que, ao tornarem-se mais pesadas, afundam (PATIN, 1999). Como a disponibilidade de partículas tende a ser maior em áreas

mais rasas e próximas à costa, os bancos de rodolitos localizados em áreas mais rasas estariam mais suscetíveis ao recobrimento por óleo.

Além disso, conforme já descacado para os ecossistemas recifais, há ainda a possibilidade de toque das frações do óleo que ficam dispersas em forma de gotículas na coluna d'água, mesmo em bancos de rodolitos mais profundos, a depender da profundidade da mancha, conforme apresentado na modelagem de derrame de óleo no mar.

Poucos são os trabalhos que mostraram a recuperação de algas calcárias após vazamentos de óleo (JACKSON et al., 1989; DÍEZ et al., 2009) e estes trabalhos tratam das algas calcárias formadoras de recifes em zonas entremarés, não tratam de bancos de rodolitos. Jackson et al. (1989) afirmam que a cobertura de algas calcárias voltou a abundância típica entre 12 e 18 meses após o impacto causado pelo óleo em um recife plano entremarés de Punta Galeta, Panamá. Um branqueamento extensivo associado à morte de camadas de células superficiais das algas calcárias *Lithophyllum incrustans* e *Phymatolithon purpureum* foi documentado após um derramamento de óleo cru proveniente do encalhe do navio *Sea Empress*. No entanto, suas populações se recuperaram 12 meses após o incidente (CHAMBERLAIN, 1997 apud DÍEZ et al., 2009).

Com relação à resiliência, pode-se afirmar que a recuperação dos bancos de rodolitos seria lenta e este fato pode ser atribuído ao lento crescimento das algas calcárias (FIGUEIREDO et al., 2014). Em estudo realizado nos recifes do Atol das Rocas, verificou-se que crostas da alga calcária dominante no recife, *Porolithon pachydermum*, que inclusive formavam rodolitos no local, têm extensão marginal entre 4 a 18 mm por ano (VILLAS-BOAS et al., 2005). Em estudo anterior, realizado no mar do Caribe, crostas da mesma espécie de alga calcária apresentaram crescimento entre 11 a 28 mm por ano (ADEY & VASSAR, 1975). Entretanto, as taxas de crescimento das algas calcárias formadoras de rodolitos são ainda menores. Foster (2001) afirma que os rodolitos comumente crescem menos que 1 mm por ano e que rodolitos com até 15 cm de diâmetro têm em torno de 125 anos, em datação feita com ¹⁴C no Golfo da Califórnia. Em estudo recente, Amado-Filho et al. (2012a) estimou entre 1-1,5 mm por ano a taxa de crescimento de rodolitos no banco dos Abrolhos (BA), taxa esta similar a de outros estudos realizados em ampla gama de condições de campo e laboratório

ao redor do mundo, que estimam entre 0,5-1 mm/ano, (embora índices entre 0,05-2,7 mm/ano tenham sido registrados).

Amado-Filho et al. (2012a) indicam que alguns rodolitos de Abrolhos têm núcleo datando de 8.000 anos e que estes rodolitos não cresceram continuamente desde então. Nos rodolitos da região da Foz do Amazonas, as datações realizadas por Vale et al. (2018) corroboram os resultados apresentados por Moura et al. (2016), indicando que os rodolitos do setor norte são mais antigos (2.050 a 14.680 anos), os rodolitos do setor central possuem idades intermediárias (510 a 1.300 anos) e os rodolitos do setor sul são mais novos (< 150 anos). Estes resultados mostram que o crescimento das algas calcárias é muito lento e que pode variar entre diferentes ambientes. Entretanto, o tempo de recuperação de um banco de rodolitos, considerando-se as algas calcárias incrustantes e a fauna e flora associada, ainda é desconhecido.

Em um recente estudo de impacto ambiental desenvolvido por PETROBRAS/HABTEC (2015), optou-se por adotar o mesmo tempo de recuperação adotado para os ecossistemas recifais, dadas as semelhanças entre esses dois ambientes, pelo fato de serem substratos consolidados biogênicos que geram um aumento da complexidade estrutural do ambiente e abrigam uma rica fauna e flora associada (FIGUEIREDO et al., 2014). Porém, estudos experimentais com rodolitos de águas rasas e profundas são fundamentais para apontar quais espécies são sensíveis a um ou mais estressores ambientais e determinar os limites para o recrutamento, o crescimento e a sobrevivência das espécies (*thresholds*). Na presente análise, o tempo de recuperação de **20 anos** está sendo adotado para os bancos de rodolitos, sendo o mesmo tempo adotado para os ecossistemas recifais.

Por fim, conforme apresentado anteriormente, para esses CVAs foram adotadas duas abordagens para o cálculo das probabilidades de toque: mais rasos que 20 m de profundidade (chamada de Rasos) e sem corte batimétrico (chamada de Total).

II.12.5.2.20 CVA Bancos de rodolitos total

Resumo do CVA Bancos de rodolitos total e cálculos de probabilidade de toque

Para se determinar a probabilidade de toque no CVA Bancos de rodolitos total, os locais de ocorrência de rodolitos na área suscetível ao toque de óleo foram mapeados com base na literatura científica e técnica disponível (PETROBRAS/DOF SUBSEA, 2012; BAHIA, 2014; MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018; VALE et al., 2018). Para isso, foram mapeados pontos e polígonos de ocorrência de bancos de rodolitos nas bacia marítimas com probabilidade de ocorrência de óleo, independentemente da profundidade de ocorrência. A partir do mapeamento da área total ocupada por bancos de rodolitos, considerou-se o maior valor de probabilidade de toque de óleo no CVA, utilizando-se os resultados das probabilidades de presença de óleo no fundo (**Quadro II.12.5.2-1**), para cada faixa de volume e período do ano (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação. As faixas de volume consideradas foram de 200 m³ e VPC, uma vez que as modelagens não identificaram toque no fundo para os cenários de 8 m³.

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Bancos de rodolitos total	Fixa – áreas marinhas sobre a plataforma continental	20 anos

O **Quadro II.12.5.2.20-1** apresenta as probabilidades de toque nas áreas de ocorrência do CVA Bancos de rodolitos total a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC no inverno e verão. Este quadro mostra que não foram calculadas probabilidades de toques a partir de vazamentos de 8 m³, tanto no inverno quanto no verão. Para vazamentos de 200 m³ e VPC, os pontos de ocorrência de bancos de rodolitos na Bacia do Pará-Maranhão (descritos por Petrobras/DOF Subsea, 2012) foram os que obtiveram as maiores probabilidades de toque. Para vazamentos de 200 m³, as maiores probabilidades calculadas para inverno e

verão foram de 0,2% e, para vazamentos de VPC, os maiores valores foram de 7,0% e 19,04%, respectivamente.

A presença do CVA Bancos de rodolitos total dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-7** (inverno) e no **Mapa II.12-8** (verão).

Quadro II.12.5.2.20-1 - Probabilidades de toque de óleo no CVA Bancos de rodolitos total, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

Bancos de rodolitos (polígonos e pontos) sem corte batimétrico						
Local / Fonte	Inverno			Verão		
	8 m ³ (fundo)	200 m ³ (fundo)	Blowout (fundo)	8 m ³ (fundo)	200 m ³ (fundo)	Blowout (fundo)
Formação carbonática (possivelmente banco de rodolitos)_3 - PETROBRAS/DOF SUBSEA (2012)	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00
Formação carbonática (possivelmente banco de rodolitos)_4 - PETROBRAS/DOF SUBSEA (2012)	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
Formação carbonática (possivelmente banco de rodolitos)_7 - PETROBRAS/DOF SUBSEA (2012)	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	19,04
Formação carbonática (possivelmente banco de rodolitos)_8 - PETROBRAS/DOF SUBSEA (2012)	0,00	0,00	7,00	0,00	0,00	12,63
Banco de rodolitos_25 - Francini-Filho et al. (2008)	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
Banco de rodolitos_42 - Vale et al. (2018)	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
Probabilidade máxima	0,00	1,00	7,00	0,00	1,00	19,04

II.12.5.2.21 CVA Bancos de rodolitos rasos (< 20 m)

Resumo do CVA Bancos de rodolitos rasos (< 20 m) e cálculos de probabilidade de toque

Da mesma forma que descrito para o CVA Ecossistemas recifais rasos, para se determinar a probabilidade de toque no CVA Bancos de rodolitos rasos, a ocorrência deste CVA na área suscetível ao toque de óleo foi obtida através do cruzamento dos pontos e polígonos de ocorrência de bancos de rodolitos na área suscetível, a partir das informações disponíveis na literatura científica e técnica (PETROBRAS/DOF SUBSEA, 2012; BAHIA, 2014; MOURA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2018; VALE et al., 2018), com a isóbata de 20 m obtida pela base batimétrica de CPRM/ANP (2013). Os polígonos interceptados pela linha batimétrica de 20 m foram recortados, de forma a serem consideradas apenas suas porções com profundidade de até 20 m. No caso dos pontos, além

da inclusão de acordo com a localização referente à linha batimétrica de 20 m (CPRM/ANP, 2013), foi considerada como critério de inclusão a profundidade de coleta informada pela referência de origem, quando disponível. Salienta-se, entretanto, que em ambos os critérios, não foram identificados pontos de ocorrência de bancos de rodolitos na área suscetível ao óleo em profundidades inferiores a 20 m, apenas um polígono, localizado na região de São João de Pirabas (PA).

A partir desse mapeamento dos bancos de rodolitos com menos de 20 m de profundidade, considerou-se o maior valor de probabilidade de toque de óleo no CVA, utilizando-se os resultados das probabilidades de presença de óleo na superfície e coluna d'água (**Quadro II.12.5.2-1**), para cada faixa de volume (8 m³, 200 m³ e VPC) e período do ano (inverno e verão), sem nenhum tipo de ponderação.

Segue abaixo um resumo da distribuição e do tempo de recuperação admitidos para este CVA.

CVA	Distribuição	Tempo de Recuperação
Bancos de rodolitos rasos (< 20 m)	Fixa – áreas marinhas sobre a plataforma continental	20 anos

O **Quadro II.12.5.2.21-1** apresenta as probabilidades toque de óleo nas áreas de ocorrência do CVA Bancos de rodolitos rasos a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC no inverno e verão. Para o período de inverno, não foram calculadas probabilidade de toque provenientes de vazamentos de 8 m³. Para vazamentos de 200 m³ e VPC, as maiores probabilidades de toque foram de 2,8% e 28,0%, respectivamente. Já para o período de verão, as maiores probabilidades de toque calculadas para vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC foram de 0,8%, 26,50% e 80,60%, respectivamente.

A presença do CVA Bancos de rodolitos rasos dentro da área suscetível ao toque de óleo está representada no **Mapa II.12-1** (inverno) e no **Mapa II.12-2** (verão).

Quadro II.12.5.2.21-1 - Probabilidades de toque de óleo no CVA Bancos de rodolitos total, a partir de vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC. Em vermelho – probabilidades máximas para cada cenário.

Bancos de rodolitos (polígonos e pontos) até 20 m de profundidade						
Local / Fonte	Inverno			Verão		
	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + coluna d'água)	8 m ³ (superfície)	200 m ³ (superfície)	Blowout (superfície + coluna d'água)
Banco de rodolitos_11 - Moura et al. (2016)	0,00	2,80	28,00	0,80	26,50	80,60
Probabilidade máxima	0,00	2,80	28,00	0,80	26,50	80,60

II.12.6 Cálculo dos riscos ambientais

II.12.6.1 Procedimentos Metodológicos

A metodologia utilizada no cálculo dos riscos ambientais foi baseada em estudos realizados por Norsok (1998) e considerou:

- As frequências das Hipóteses Acidentais (HAs) da Unidade de Perfuração Marítima NS-42, conforme apresentado no item **II.12.4 Identificação dos Cenários Acidentais** deste estudo;
- 17 Componentes de Valor Ambiental (CVAs), conforme apresentado no item **II.12.5 Avaliação das Consequências** deste estudo;
- Resultados de modelagens numéricas para óleo cru em faixas de volumes de 8 m³, 200 m³ e Volume de Pior Caso (VPC), e
- Condições sazonais de inverno e verão.

O risco ambiental foi calculado para cada CVA, por faixa de volume e sazonalidade, isto é, considerando vazamentos de 8 m³, 200 m³ e VPC, para os períodos de inverno e verão.

Embora este estudo contemple as atividades que serão realizadas na perfuração de dois poços, nos blocos BM-BAR-3 e BM-BAR-5, estas atividades ocorrerão em períodos de tempo distintos, não coincidentes. Assim, os riscos destas atividades não são somados. Desta maneira, os cálculos de risco e tolerabilidade aqui apresentados são representativos para ambas as atividades de perfuração.

De acordo com o apresentado no item **II.12.4 Identificação dos Cenários Acidentais**, foram somadas as frequências das HAs que possuem vazamentos de hidrocarbonetos para o mar nas mesmas faixas de volume (até 8 m³, maior que 8 m³ até 200 m³ e acima de 200 m³). Assim, obteve-se a frequência total de acidentes associados a cada faixa de volume, conforme o **Quadro II.12.6.1-1** a seguir.

Quadro II.12.6.1-1 - Agrupamento das hipóteses acidentais e somatória das frequências de ocorrência que evoluem para vazamento de óleo para o mar, por faixa de volume.

Embarcação	Faixa de Volume	Hipóteses Acidentais	Frequência (oc/ano)	∑ frequências (oc/ano)
NS-42	Até 8 m ³	7	9,04E-04	3,47E-03
		10	1,12E-04	
		11	5,39E-04	
		15	2,31E-04	
		17	1,89E-04	
		19	3,83E-04	
		24	3,10E-04	
		28	1,06E-04	
		29	6,98E-04	
	De 8 m ³ a 200 m ³	8	2,68E-04	9,83E-04
		12	1,66E-04	
		16	5,87E-05	
		25	3,10E-04	
		30	1,80E-04	
	Acima de 200 m ³	9	2,09E-05	4,87E-03
		21	4,50E-03	
		26	3,10E-04	
		31	4,00E-05	

Importante destacar que foram consideradas apenas as HAs com possibilidade de causar algum impacto ambiental, cujas árvores de falhas foram desenvolvidas, conforme apresentado no item **II.12.4 Identificação dos Cenários Acidentais** deste estudo. Aqui foram utilizados os valores finais das frequências obtidas por meio de árvores de falhas. A partir do agrupamento das HAs apresentado no **Quadro II.12.6.1-1**, considerou-se, de forma conservativa:

- Os resultados das modelagens de derrame de óleo no mar com volume de 8 m³ para os acidentes de até 8 m³;
- Os resultados das modelagens de derrame de óleo no mar com volume de 200 m³ para vazamentos maiores que 8 até 200 m³, e
- Os resultados das modelagens derrame de óleo no mar de VPC para os vazamentos acima de 200 m³.

Os cenários acidentais modelados consideraram o vazamento de óleo cru e de forma conservativa considerou-se que vazamentos de outros fluidos mais leves de base não aquosa (óleo sujo, óleo diesel, etc.) possuem o mesmo comportamento deste óleo cru modelado.

O risco ambiental ($RA_{comp(x)}$) foi calculado para cada CVA e por faixa de volume (8m³, 200 m³ e VPC), de acordo com as equações abaixo (inverno e verão, respectivamente):

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

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

Onde:

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

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

n = número de hipóteses acidentais por faixa de volume;

fi = frequência estimada da hipótese acidental;

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

$p_{verão}(x)$ = probabilidade do CVA (x) ser atingido por óleo no verão.

A correlação temporal relativa ao tempo de atividade do empreendimento foi considerada nas árvores de falhas na obtenção das frequências das HAs no item **II.12.4 Identificação dos Cenários Acidentais** deste estudo.

II.12.6.2 Riscos Ambientais

O **Quadro II.12.6.2-1** apresenta as probabilidades de toque de óleo nos CVAs, para o inverno e verão. Estes valores foram apresentados de forma individual, para cada CVA, ao longo do item **II.12.5 Avaliação das Consequências** deste estudo. Ressalta-se que, para os CVAs de caráter fixo, considerou-se a maior probabilidade de toque de óleo no CVA. Já para os CVAs difusos utilizou-se a média ponderada das probabilidades de toque de óleo, de acordo com a intersecção entre a área de ocorrência do CVA e a área atingida pelo óleo.

Quadro II.12.6.2-1 - Probabilidade de toque de óleo nos Componentes com Valor Ambiental, consideradas nos cálculos do Risco Ambiental.

CVA	Tempo de recuperação (anos)	Distribuição	Inverno			Verão		
			8 m ²	200 m ³	VPC	8 m ²	200 m ³	VPC
1 Plâncton	1	difuso	1,8	3,5	25,2	2,0	4,9	19,1
2 Peixes	1	difuso	1,8	3,5	25,2	2,0	4,9	19,1
3 Quelônios marinhos	20	fixo	19,0	60,2	100,0	18,7	61,7	100,0
4 Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica, Baleia-piloto-de-peitorais-curtas	20	difuso	1,8	3,5	25,2	2,0	4,9	19,1
5 Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador	10	difuso	1,8	3,5	25,2	2,0	4,9	19,1
6 Boto-cinza	10	fixo	0,0	1,8	10,3	0,0	8,2	42,8
7 Boto-cor-de-rosa	10	fixo	0,0	2,2	40,7	0,0	2,0	24,8
8 Sirênios	15	fixo	0,0	4,2	72,3	0,6	24,9	75,9
9 Aves marinhas costeiras	10	fixo	0,0	2,8	69,0	0,2	11,0	55,2
10 Aves marinhas oceânicas	12	difuso	1,8	3,5	25,2	2,0	4,9	19,1
11 Praias arenosas	3	fixo	0,0	0,8	44,0	0,0	4,4	50,8
12 Planícies de maré e terraços de baixa-mar	5	fixo	0,0	1,0	59,0	0,0	4,8	51,8
13 Manguezais	30	fixo	0,0	1,0	59,0	0,0	4,8	52,8
14 Ecossistemas Recifais	20	fixo	0,0	1,0	34,6	0,0	0,8	24,5
15 Ecossistemas Recifais - 20 m	20	fixo	5,4	23,7	97,0	8,0	35,9	100,0
16 Bancos de rodolitos	20	fixo	0,0	0,2	7,0	0,0	0,2	19,0
17 Bancos de rodolitos - 20 m	20	fixo	0,0	2,8	28,0	0,8	26,5	80,6

O **Quadro II.12.6.2-2** mostra os riscos ambientais para os CVAs, para o inverno e verão para acidentes provenientes da unidade NS-42. Os tempos de recorrência destes riscos ambientais (período em anos – 1/risco ambiental) estão dispostos no **Quadro II.12.6.2-3**.

Os resultados de risco e tempo de recorrência mostram que os resultados mais críticos foram obtidos para os vazamentos de VPC, seguidos pelos vazamentos de 8 m³ e 200 m³. O menor tempo de recorrência são observados para os CVAs Quelônios marinhos (411 anos no inverno e no verão) e Ecossistemas Recifais – 20 m (411 anos no verão).

Quadro II.12.6.2-2 - Risco Ambiental (oc/ano) dos Componentes com Valor Ambiental – NS-42.

	CVA	Inverno			Verão		
		8 m ²	200 m ³	VPC	8 m ²	200 m ³	VPC
1	Plâncton	3,19E-05	1,74E-05	6,14E-04	3,51E-05	2,39E-05	4,66E-04
2	Peixes	3,19E-05	1,74E-05	6,14E-04	3,51E-05	2,39E-05	4,66E-04
3	Quelônios marinhos	3,30E-04	2,96E-04	2,44E-03	3,25E-04	3,03E-04	2,44E-03
4	Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica, Baleia-piloto-de-peitorais-curtas	3,19E-05	1,74E-05	6,14E-04	3,51E-05	2,39E-05	4,66E-04
5	Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador	3,19E-05	1,74E-05	6,14E-04	3,51E-05	2,39E-05	4,66E-04
6	Boto-cinza	0,00E+00	8,84E-06	2,52E-04	0,00E+00	4,04E-05	1,04E-03
7	Boto-cor-de-rosa	0,00E+00	1,08E-05	9,90E-04	0,00E+00	9,83E-06	6,03E-04
8	Sirênios	0,00E+00	2,06E-05	1,76E-03	1,04E-05	1,22E-04	1,85E-03
9	Aves marinhas costeiras	0,00E+00	1,38E-05	1,68E-03	3,47E-06	5,41E-05	1,34E-03
10	Aves marinhas oceânicas	3,19E-05	1,74E-05	6,14E-04	3,51E-05	2,39E-05	4,66E-04
11	Praias arenosas	0,00E+00	3,93E-06	1,07E-03	0,00E+00	2,17E-05	1,24E-03
12	Planícies de maré e terraços de baixa-mar	0,00E+00	4,91E-06	1,44E-03	0,00E+00	2,36E-05	1,26E-03
13	Manguezais	0,00E+00	4,91E-06	1,44E-03	0,00E+00	2,36E-05	1,29E-03
14	Ecossistemas Recifais	0,00E+00	4,91E-06	8,43E-04	0,00E+00	3,93E-06	5,95E-04
15	Ecossistemas Recifais - 20 m	9,37E-05	1,16E-04	2,36E-03	1,39E-04	1,76E-04	2,44E-03
16	Bancos de rodolitos	0,00E+00	9,83E-07	1,70E-04	0,00E+00	9,83E-07	4,64E-04
17	Bancos de rodolitos - 20 m	0,00E+00	1,38E-05	6,82E-04	1,39E-05	1,30E-04	1,96E-03

Quadro II.12.6.2-3 - Tempo de recorrência do dano (período em anos) para os Componentes com Valor Ambiental – NS-42. n/a – não aplicável.

CVA		Inverno			Verão		
		8 m ²	200 m ³	VPC	8 m ²	200 m ³	VPC
1	Plâncton	31.334	57.603	1.628	28.490	41.928	2.144
2	Peixes	31.334	57.603	1.628	28.490	41.928	2.144
3	Quelônios marinhos	3.032	3.381	411	3.075	3.297	411
4	Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica, Baleia-piloto-de-peitorais-curtas	31.334	57.603	1.628	28.490	41.928	2.144
5	Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador	31.334	57.603	1.628	28.490	41.928	2.144
6	Boto-cinza	n/a	113.067	3.975	n/a	24.759	959
7	Boto-cor-de-rosa	n/a	92.510	1.010	n/a	101.760	1.659
8	Sirênios	n/a	48.457	568	96.006	8.190	541
9	Aves marinhas costeiras	n/a	72.686	595	288.018	18.468	744
10	Aves marinhas oceânicas	31.334	57.603	1.628	28.490	41.928	2.144
11	Praias arenosas	n/a	254.401	933	n/a	46.150	808
12	Planícies de maré e terraços de baixa-mar	n/a	203.521	696	n/a	42.312	792
13	Manguezais	n/a	203.521	696	n/a	42.312	777
14	Ecossistemas Recifais	n/a	203.521	1.187	n/a	254.401	1.679
15	Ecossistemas Recifais - 20 m	10.667	8.598	423	7.183	5.674	411
16	Bancos de rodolitos	n/a	1.017.605	5.866	n/a	1.017.605	2.157
17	Bancos de rodolitos - 20 m	n/a	72.686	1.466	72.005	7.680	509

II.12.7 Relação tempo de recuperação / tempo de recorrência

II.12.7.1 Metodologia

Para avaliar se um risco ambiental é tolerável ou não, leva-se em consideração o tempo de recorrência do dano em cada CVA e o tempo de recuperação do componente ambiental ameaçado.

Assim, a avaliação da tolerabilidade dos riscos é feita através do Índice de Tolerabilidade (IT). Este índice, expresso em valores percentuais, é feito a partir da seguinte fórmula:

$$IT = \frac{T_{rca}}{T_{rr}} * 100$$

Onde:

IT: Índice de Tolerabilidade (%);

T_{rca} : Tempo de recuperação do CVA vulnerável (anos);
 T_{rr} : Tempo de recorrência do risco ambiental ($T_{rr} = 1/ RA_{CVA}$);
 RA_{CVA} : Risco Ambiental do CVA vulnerável (oc/ano).

A abordagem do IT parte do seguinte princípio fundamental, definido por, (NORSOK, 1998), Anexo C p.82:

A recuperação que se segue após um dano ambiental para os recursos mais vulneráveis deve ser insignificante em relação ao período esperado entre as ocorrências destes danos.

Assim, definiu-se como critério de tolerabilidade o nível de “insignificância” máximo de 10% para cada CVA (NORSOK, 1998). Ao adotar esse nível de insignificância, considera-se tolerável a ocorrência a cada cinco anos de um dano menor, cujo tempo de recuperação médio do CVA vulnerável seja de 0,5 ano, por exemplo. Já um dano grave, por exemplo, com tempo de recuperação do CVA de 20 anos, pode ser tolerado uma vez a cada 200 anos (**Quadro II.12.7.1-1**).

Quadro II.12.7.1-1 - Limites de frequências aceitáveis para as categorias de consequências, segundo uma taxa de recuperação média considerando um índice de insignificância de 10%.

Categoria de Consequência	Taxa de Recuperação	Média do Tempo de Recuperação	Limite de Frequência Aceitável
Menor	1 mês – 1 ano	0,5 ano	< 1 evento por 5 anos
Moderada	1 – 3 anos	2 anos	< 1 evento por 20 anos
Considerável	3 – 10 anos	5 anos	< 1 evento por 50 anos
Grave	> 10 anos	20 anos	< 1 evento por 200 anos

Fonte: Norsok (1998).

A partir do limite estabelecido como nível de insignificância, foram estabelecidas classes de tolerabilidade em função de faixas de valores percentuais de IT, conforme pode ser observado no **Quadro II.12.7.1-2**.

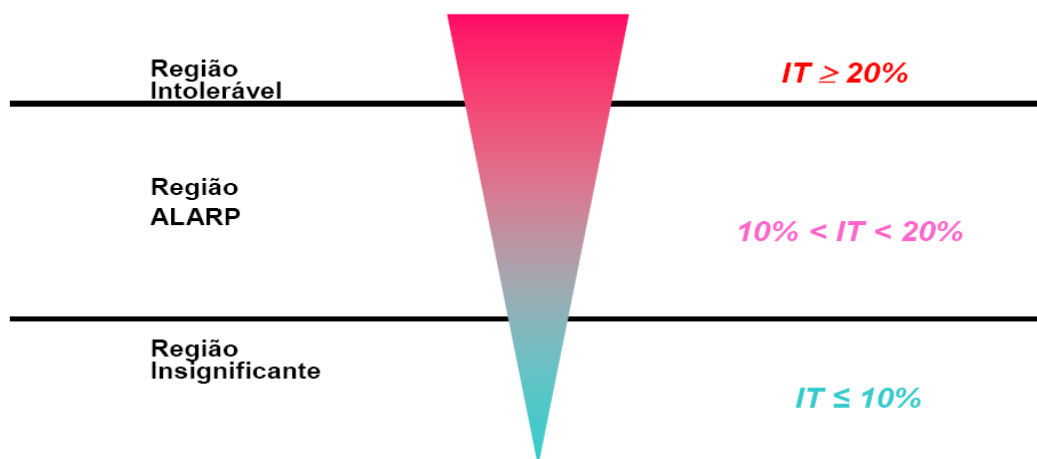
Quadro II.12.7.1-2 - Classificação de Tolerabilidade dos Riscos Ambientais em função do IT.

Classificação	Faixa do IT
Insignificante	$IT \leq 10\%$
Moderado - ALARP	$10\% < IT < 20\%$
Intolerável	$IT \geq 20\%$

Esse critério de classificação define duas “retas-guia”, a partir dos dois valores de IT (10 e 20%), tendo como base a Norsok (1998). Assim, formam-se três regiões distintas, apresentadas na **Figura II.12.7.1-1** e descritas a seguir:

- **Região Insignificante ($IT \leq 10\%$):** onde todos os eventos localizados nesta região possuem um IT considerado tolerável, não necessitando de medidas preventivas e/ou mitigadoras para a sua redução;
- **Região Intolerável ($IT > 20\%$):** onde todos os eventos localizados nesta região possuem um IT considerado inaceitável, logo, necessitando a implantação de medidas preventivas e/ou mitigadoras para a sua redução;
- **Região ALARP (As Low As Reasonably Practicable - $10\% < IT < 20\%$):** localizada entre as duas retas-guia. Para os eventos localizados nesta região deverão ser propostas medidas preventivas/mitigadoras e estas medidas deverão ser avaliadas do ponto de vista de “custo versus benefício” e o risco reduzido tanto quanto praticável.

CRITÉRIO DE TOLERABILIDADE DO RISCO AMBIENTAL



Fonte: Modificado de Norsok (1998).

Figura II.12.7.1-1 - Exemplo ilustrativo do Critério de Tolerabilidade.

II.12.7.2 Aplicação do Método e Resultados Obtidos

O IT de cada CVA, para os períodos de inverno e verão, foi calculado conforme metodologia descrita no item anterior e o **Quadro II.12.7.2-1** apresenta os ITs por CVA, por faixa de volume, para o inverno e verão, para a unidade NS-42.

Quadro II.12.7.2-1 - Índice de tolerabilidade (%) para os CVAs – NS-42. n/a – não aplicável.

CVA	Inverno			Verão		
	8 m ²	200 m ³	VPC	8 m ²	200 m ³	VPC
1 Plâncton	0,003	0,002	0,061	0,004	0,002	0,047
2 Peixes	0,003	0,002	0,061	0,004	0,002	0,047
3 Quelônios marinhos	0,660	0,592	4,871	0,650	0,607	4,871
4 Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica, Baleia-piloto-de-peitorais-curtas	0,064	0,035	1,228	0,070	0,048	0,933
5 Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador	0,032	0,017	0,614	0,035	0,024	0,466
6 Boto-cinza	n/a	0,009	0,252	n/a	0,040	1,043
7 Boto-cor-de-rosa	n/a	0,011	0,990	n/a	0,010	0,603
8 Sirênios	n/a	0,031	2,641	0,016	0,183	2,773
9 Aves marinhas costeiras	n/a	0,014	1,680	0,003	0,054	1,344
10 Aves marinhas oceânicas	0,038	0,021	0,737	0,042	0,029	0,560
11 Praias arenosas	n/a	0,001	0,321	n/a	0,007	0,371
12 Planícies de maré e terraços de baixa-mar	n/a	0,002	0,718	n/a	0,012	0,631
13 Manguezais	n/a	0,015	4,311	n/a	0,071	3,861
14 Ecossistemas Recifais	n/a	0,010	1,685	n/a	0,008	1,191
15 Ecossistemas Recifais - 20 m	0,187	0,233	4,725	0,278	0,352	4,871
16 Bancos de rodolitos	n/a	0,002	0,341	n/a	0,002	0,927
17 Bancos de rodolitos - 20 m	n/a	0,028	1,364	0,028	0,260	3,926

II.12.7.3 Análise dos Resultados e Conclusões

Ao se analisar os ITs apresentados, observa-se que:

- Para os CVAs Plâncton e Peixes, **Figura II.12.7.3-1**, os maiores valores de IT (0,061 – VPC inverno) são relativamente baixos, correspondendo no máximo a 0,6% do limite de significância;
- Para os CVAs Quelônios, Aves Marinhas Oceânicas e Aves Marinhas Costeiras, **Figura II.12.7.3-2**, os maiores valores de IT foram obtidos para

os quelônios, tanto no inverno quanto no verão, em vazamentos de VPC. Este valor máximo (4,871) representa aproximadamente 49% do índice de significância, que é de 10. Estes valores, embora relativamente altos, estão abaixo do limite de significância estabelecido pela metodologia proposta. Para as aves marinhas, os maiores valores foram obtidos para as aves costeiras (1,68 – VPC inverno), que representam cerca de 17% do valor de insignificância;

- Para os CVAs de Cetáceos e Sirênios - **Figura II.12.7.3-3**, todos os valores de IT estiveram abaixo do índice de significância. Os maiores valores foram obtidos para o CVA Sirênios, no verão em VPC – 2,773. Estes valores representam aproximadamente 28% do valor do índice de significância. Para os demais CVAs, no inverno os maiores valores ficaram, em sequência para: Sirênios; Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica e Baleia-piloto-de-peitorais-curtas; Boto-cor-de-rosa; Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador; e Boto-cinza, todos com valores de IT abaixo do valor de significância. No verão, a sequência decrescente dos valores de IT foi: Sirênios; Boto-cinza; Cachalote, Baleia-jubarte, Baleia-minke-antártica e Baleia-piloto-de-peitorais-curtas; Boto-cor-de-rosa; Golfinho-nariz-de-garrafa, Golfinho-pintado-pantropical e Golfinho-rotador; todos com valores de IT abaixo do valor de significância.
- Para os CVAs de Ecossistemas, **Figura II.12.7.3-4**, todos os valores de IT estiveram abaixo do índice de significância,
- Para os CVAs Ecossistemas Recifais e Banco de Rodolitos (sem corte de profundidade para ambos), o valor máximo foi de 1,685% para VPC no inverno (correspondente a aproximadamente 17% do limite de insignificância).
- Para os CVAs Praias arenosas, Planícies de maré e terraços de baixa-mar e Manguezais os maiores valores foram obtidos para o CVA Manguezais, em vazamentos de VPC no inverno – IT de 4,311%, que corresponde a aproximadamente 43% do limite de insignificância.
- Para os Ecossistemas recifais, aqueles localizados em profundidades inferiores a 20 m foram os que tiveram maiores valores de IT: 4,725 no inverno e 4,871 no verão, estando, portanto, abaixo do limite de

significância. Para os Bancos de rodolitos localizados a menos de 20 m de profundidade os valores mais críticos de IT também foram para vazamentos de VPC: 3,926 para o verão e 1,364 para o inverno, valores também abaixo do limite de significância.

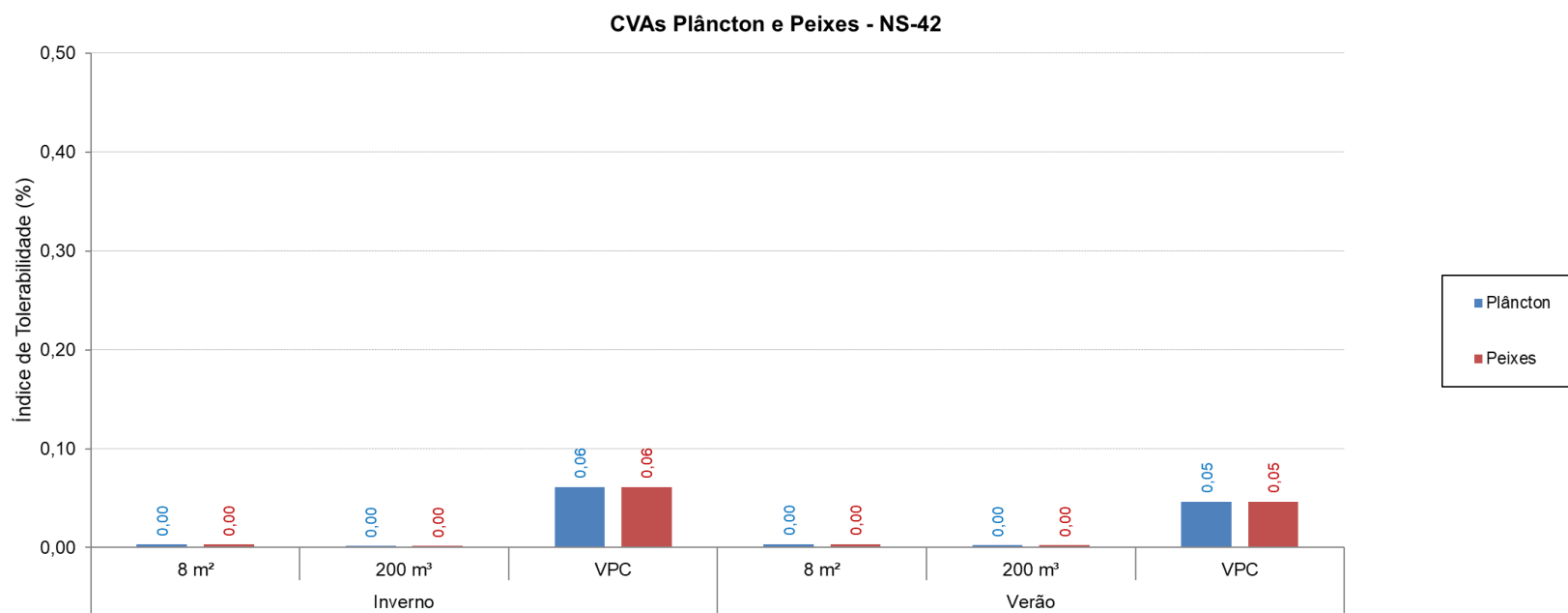


Figura II.12.7.3-1 - Índices de tolerabilidade (%) para os CVAs Plâncton e Peixes – NS-42.

CVAs Quelônios e Aves marinhas - NS-42

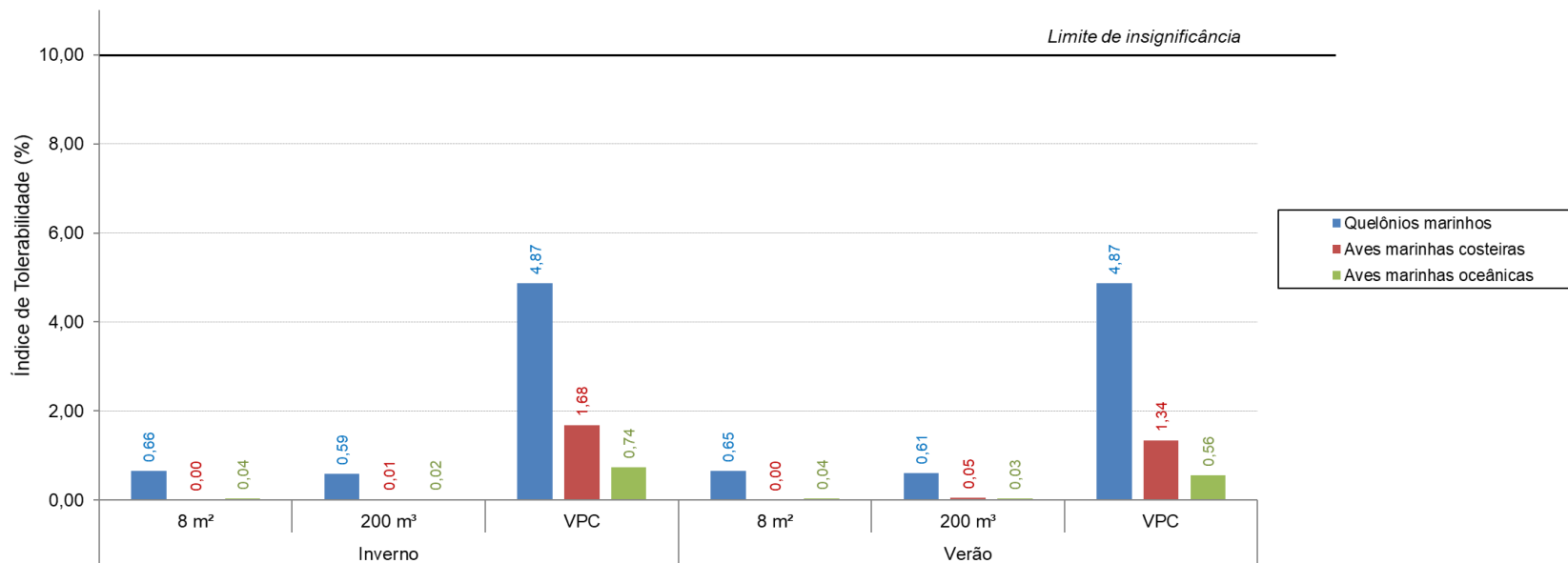


Figura II.12.7.3-2 - Índices de tolerabilidade (%) para os CVAs Quelônios, Aves marinhas costeiras e Aves marinhas pelágicas – NS-42.

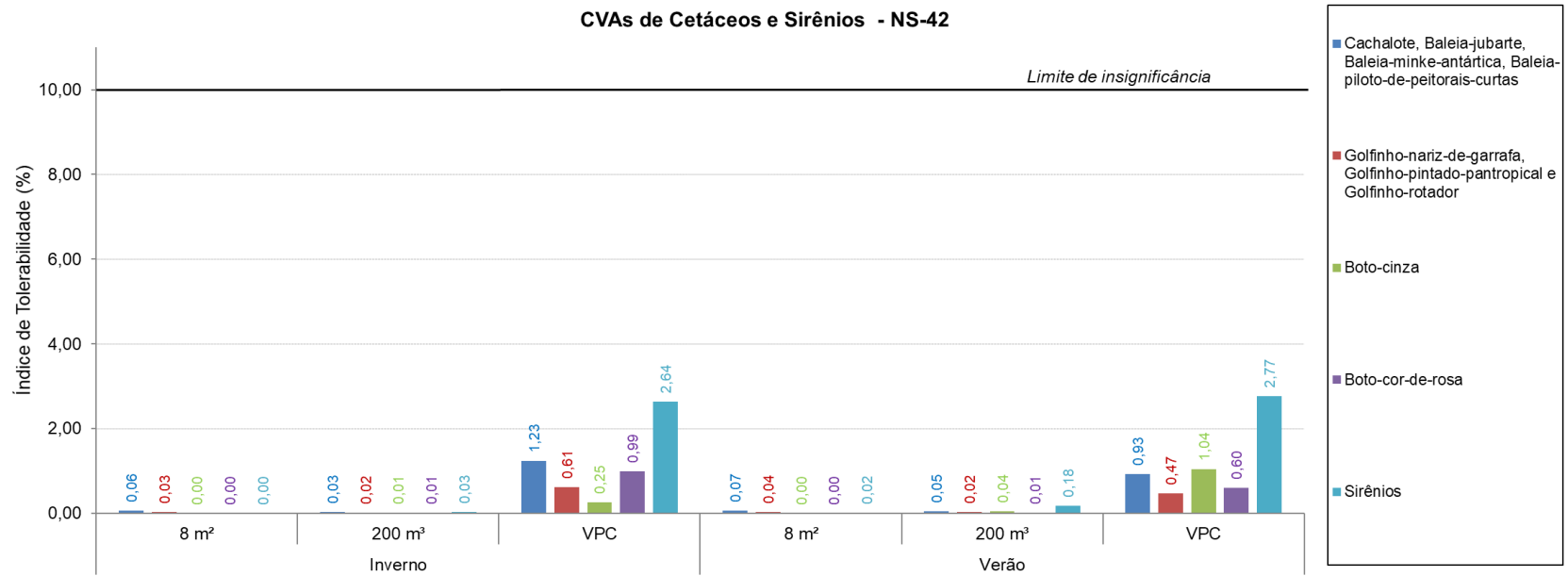


Figura II.12.7.3-3 - Índices de tolerabilidade (%) para os CVAs de Cetáceos e Sirênios – NS-42.

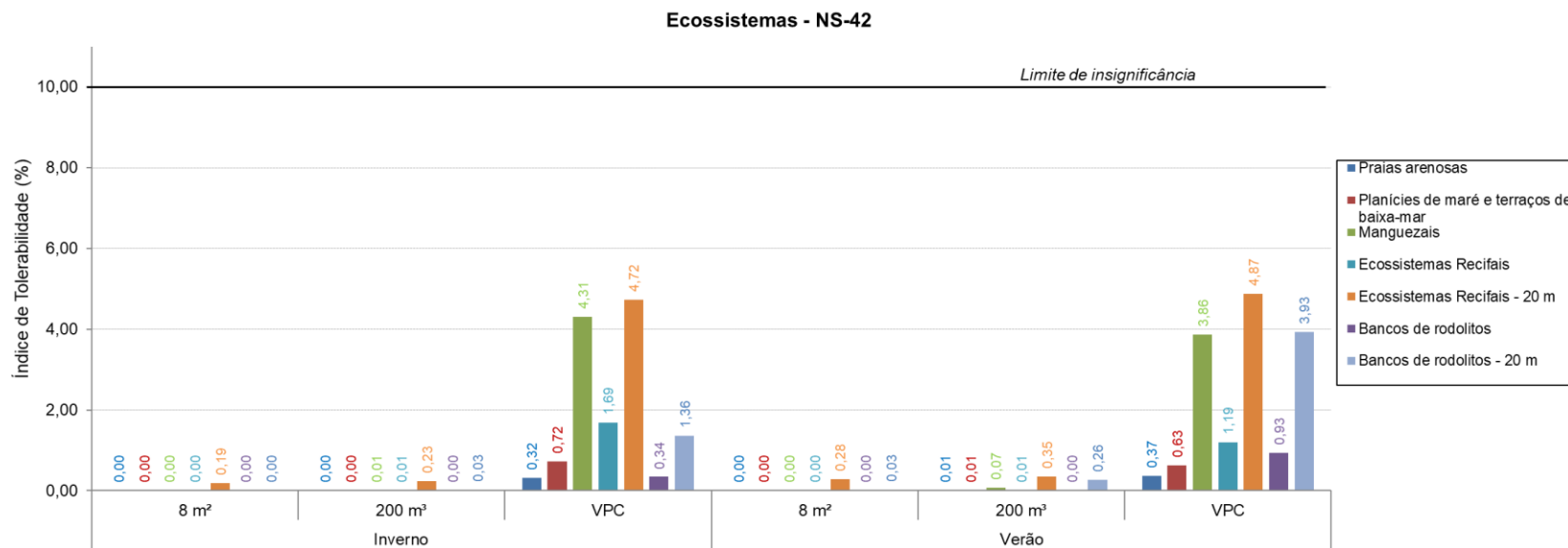


Figura II.12.7.3-4 - Índices de tolerabilidade (%) para os CVAs de Ecosistemas – NS-42.

II.12.8 Revisão do estudo de análise de risco

De acordo com a metodologia adotada para o cálculo do IT, os valores finais são consequência de três fatores:

- Frequência de ocorrência das HAs;
- Probabilidade de toque nos CVAs;
- Tempo de recuperação dos CVAs.

Com relação à frequência de ocorrência das HAs, estas estão associadas às características do projeto, mais especificamente às alternativas tecnológicas empregadas na Unidades de Perfuração Marítima. É sabido através de bases estatísticas que existe a probabilidade de cenários acidentais ocorrerem e, desta maneira, tanto a empresa contratada quanto a Petrobras preocupam-se em manter os Planos de Emergências Individuais (PEIs) dimensionados para os projetos em operação, bem como atender rigorosamente a legislação ambiental vigente. Além disso, as medidas preventivas de gerenciamento dos riscos identificados estão apresentadas no item seguinte deste estudo.

Quanto ao tempo de recuperação dos CVAs, esta é uma característica intrínseca ao meio ambiente, não cabendo aqui análises ou alterações que visem à revisão do estudo de análise de risco.

A probabilidade de toque nos CVAs, além de estar associada às características do óleo vazado (como por exemplo volume, viscosidade, etc.), está associada também às características intrínsecas ao meio ambiente (como correntes, ventos, etc.). Contudo, neste estudo, as simulações matemáticas que determinam tais probabilidades não contemplam medidas emergenciais ou de contenção, que poderiam impedir que certos ecossistemas ou grupos animais fossem atingidos. Estas ações emergenciais são apresentadas detalhadamente dentro do Plano de Emergência Individual (PEI).

Todos os IT calculados neste estudo apresentaram valores inferiores ao limite de insignificância, fazendo com que não seja necessária sua revisão. Entretanto, conforme apresentado, os CVAs Quelônios marinhos e Ecossistemas recifais rasos (localizados em profundidades inferiores a 20 m) foram os que obtiveram maiores valores de IT, ambos atingindo aproximadamente 49% do valor do limite de insignificância. Estes valores sugerem necessidade de atenção

especial às áreas com maiores probabilidades de toque nestes CVAs. Conforme apresentado no item **II.12.5 Avaliação das Consequências**, a área de concentração de quelônios marinhos denominada “Mar adjacente a Alcântara” apresentou 100,00% de probabilidade de toque no verão e no inverno, no caso de vazamentos de VPC. Com relação ao CVA Ecossistemas recifais rasos (< 20 m), os Recifes da Foz do Amazonas, descritos por Moura et al. (2016), apresentam 97,0% de probabilidade máxima de toque no inverno e 100,0% de probabilidade máxima de toque no verão, no caso de vazamentos de VPC. O Parque Estadual Marinho do Banco do Álvaro é outro local que necessita atenção especial visto que, para este mesmo CVA, a probabilidade de toque no verão é de 100,00% e no inverno de 93,67%.

II.12.9 Plano de Gerenciamento de Riscos

O processo de Gerenciamento dos Riscos Ambientais visa à ação planejada para o combate a eventuais situações de emergência consideradas como significativas a partir da Análise de Risco. Este planejamento, fundamentado nos cenários acidentais identificados e analisados na análise de risco, é composto por:

- Identificação das medidas e ações propostas na análise de risco e complementadas por análises adicionais;
- Determinação dos recursos necessários para implementação das medidas e ações;
- Capacitação do pessoal, através de treinamento e definição de competências; e
- Auditorias de todo o processo, incluindo verificações periódicas.

A partir desta avaliação, incluindo todos os aspectos relacionados no parágrafo anterior, pode-se elaborar o Plano de Gerenciamento de Riscos (PGR).

II.12.9.1 Medidas para Gerenciamento de Riscos

As medidas de redução dos riscos são sugeridas, prioritariamente, para os eventos cujos riscos são considerados como inaceitáveis. Estas medidas visam à redução da probabilidade de ocorrência e/ou a magnitude das consequências das hipóteses acidentais identificadas.

Embora nenhuma das hipóteses acidentais identificadas neste estudo tenha sido classificada como de Risco Alto - RA, algumas medidas identificadas e apresentadas a seguir deverão fazer parte do Plano de Gerenciamento de Riscos.

No **Quadro II.12.9.1-1**, sintetizam-se as medidas preventivas e mitigadoras previstas para os cenários definidos anteriormente.

**Quadro II.12.9.1-1 - Medidas do Plano de Gerenciamento de Riscos para as hipóteses
acidentais da sonda NS-42.**

Número	Hipóteses Acidentais	Descrição
M1	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29	Seguir programa de inspeção e manutenção dos equipamentos e linhas
M2	1, 2, 3,4, 5,6, 7, 8, 9,10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29	Seguir programa de inspeção, manutenção e teste dos sistemas de segurança (sensores, alarmes, válvulas de alívio, BOP, geradores de emergência, radar, sistemas de inundação, etc)
M3	1, 2, 3,4,5,6, 7,8,9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29	Seguir procedimento de contratação de mão de obra qualificada
M4	1, 2,3, 4, 5, 6, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19,20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 31	Seguir os Procedimentos Operacionais estabelecidos para cada atividade, tais como: Observação contínua de radar; Consultar Cartas Náuticas; Garantia da disponibilidade do sistema de coleta e descarte de efluentes; Transferência de produtos entre embarcações; Procedimento operacional para aproximação de embarcação; Programa do poço (seja de perfuração, intervenção ou teste) - considerando o procedimento Petrobras para Fechamento e controle de poço em unidades flutuantes – BOP Submarino que contempla diretrizes para detecção de Kick e ações para fechamento e controle de poço em operações de perfuração, completação e workover.
M5	5, 6, 24, 25, 26, 27	Seguir programa de treinamento, capacitação e atualização dos trabalhadores envolvidos nas operações de acordo com as exigências de cada cargo/função.
M6	7,8,9, 10, 11, 12, 19, 21, 22, 24, 25, 26, 28, 29, 30, 31	Seguir programa de treinamento para as situações de emergência.
M7	1,2,3, 4,5, 6, 7,8,9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 19, 20, 21,22, 23, 24, 25, 26, 28, 29, 30, 31	Seguir procedimento de registro e investigação das causas do acidente.
M8	7,8, 9, 10, 11, 12, 14, 19, 24, 25, 26	Acionar o <i>Ship Oil Pollution Emergency Plan</i> – SOPEP
M9	7,8,9,10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 21, 22, 24, 25, 26, 28, 29, 30, 31	Acionar o Plano de Emergência Individual – PEI e/ou Plano de Emergência para Vazamento de Óleo na Área Geográfica correspondente (PEVO-BC), caso óleo atinja o mar.
M10	30	Seguir o procedimento para desativação temporária dos poços conforme a portaria da ANP N° 25/2002
M11	21, 22, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 31	Acionar o Plano de Emergência da Unidade Marítima de Perfuração / Embarcação

II.12.9.2 Riscos Residuais

Como as medidas/recomendações sugeridas já são normalmente adotadas pela PETROBRAS e OOG UNP (ODEBRECHT ÓLEO E GÁS – UNIDADE DE NEGÓCIOS PERFURAÇÃO), não há necessidade da reavaliação dos riscos, pois a Matriz de Risco Final (considerando a adoção das medidas sugeridas) é igual à Matriz de Risco já apresentada.

II.12.9.3 Programa de Gerenciamento de Riscos

No **Anexo II.12.9.3-1**, é apresentado o Plano de Gerenciamento de Riscos - PGR da OOG UNP para a Unidade Marítima de Perfuração NS-42 (ODN II).

No **Anexo II.12.9.3-2** é apresentada a planilha da Matriz de Gerenciamento de Riscos associando as Medidas de Gerenciamento de Riscos identificadas na APP, os equipamentos pertinentes, os procedimentos e as normas verificadas na Unidade Marítima de Perfuração NS-42 (ODN II).