

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

**AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO ECOLÓGICO
INERENTE A DERRAMAMENTOS DE HIDROCARBONETOS
NO ARQUIPÉLAGO DE FERNANDO DE NORONHA**

**DISSERTAÇÃO APRESENTADA À UNIVERSIDADE FEDERAL DE
PERNAMBUCO (UFPE) PARA OBTENÇÃO DE GRAU DE MESTRE
POR**

JEANE KURY NOBRE GOMES

Orientador: Prof. Enrique López Droguett, PhD.

Recife, Agosto/2013

JEANE KURY NOBRE GOMES

**AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO ECOLÓGICO
INERENTE A DERRAMAMENTOS DE HIDROCARBONETOS
NO ARQUIPÉLAGO DE FERNANDO DE NORONHA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção, orientada pelo Prof. Enrique López Droguett, PhD.

Recife, Agosto/2013

Catálogo na fonte

Bibliotecária: Rosineide Mesquita Gonçalves Luz / CRB4-1361 (BCTG)

G663a Gomes, Jeane Kury Nobre.

Avaliação quantitativa de risco ecológico inerente a derramamentos de Hidrocarbonetos no Arquipélago de Fernando de Noronha / Jeane Kury Nobre Gomes. – Recife: O Autor, 2013.

xiv, 132f., il., figs., gráfs., tabs.

Orientador: Prof. Enrique Andrés López Droguett, PhD.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco.

CTG.

Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, 2013.

Inclui Referências.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

PARECER DA COMISSÃO EXAMINADORA
DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO DE

JEANE KURY NOBRE GOMES

“AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO ECOLÓGICO
INERENTE A DERRAMAMENTOS DE HIDROCARBONETOS NO
ARQUIPÉLAGO DE FERNANDO DE NORONHA”

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: PESQUISA OPERACIONAL

A comissão examinadora composta pelos professores abaixo, sob a presidência do primeiro, considera o candidato **JEANE KURY NOBRE GOMES**

Recife, 28 de Agosto de 2013.

Prof. ENRIQUE ANDRÉS LÓPEZ DROGUETT, PhD, PPGE/UFPE, orientador.

Prof. MÁRCIO JOSÉ DAS CHAGAS MOURA, Doutor, PPGE/UFPE, examinador interno.

Prof. MARCOS ANDRÉ SILVA, Doutor, Depto. de Oceanografia/UFPE, examinador externo.

AGRADECIMENTOS

- A Deus, por estar sempre presente em todos os dias da minha vida, dando-me força e sabedoria para enfrentar os obstáculos e seguir a minha caminhada.
- Ao meu pai, pelo amor, dedicação, compreensão e estímulo, no decorrer dos meus estudos.
- Ao meu filho, a maior preciosidade da minha vida.
- Ao meu esposo pelo acompanhamento e incentivo por este importante trabalho.
- Ao meu orientador, professor Enrique Andrés López Droguett, pelo apoio e dedicação durante todo o trabalho realizado; e sem dúvida, pela confiança na realização deste estudo.
- Um agradecimento especial a Heitor de Oliveira Duarte, pelas importantes orientações neste estudo.
- A prezada Marcela Guimarães pelo apoio neste estudo.
- A grande amiga, Daniella Nóbrega por transmitir muita força de vontade e companheirismo para a conclusão deste trabalho.
- Aos colegas de trabalho do CEERMA, professor Marcus André Silva e o colaborador Rodolfo Araújo da Silva, pois sem vocês a conclusão deste trabalho não seria possível.
- A todos os meus professores do PPGEP que me ajudaram a subir mais um degrau na vida que sem dúvida eu não conseguiria chegar aonde cheguei.

- A CAPES pelo financiamento desta pesquisa.

RESUMO

O derramamento de óleo no mar ocasionado por acidentes marítimos tem sido fonte constante de preocupação e debates em vários países. Por razões históricas, os vazamentos são caracterizados por quantidade (menor que 7 toneladas, entre 7 e 700 toneladas e maior que 700 toneladas). A maioria dos acidentes ocorridos (84%) estão na categoria “menor que 7 t”. Através de uma estimativa constatou-se que 1 milhão de toneladas de petróleo transportadas, 1 tonelada é perdida em derrames; cerca de 700.000 t/ano de petróleo são despejadas no mar e o tempo para recuperação de ecossistemas costeiros afetados pelo petróleo pode variar de 4 a 100 anos, de modo que a avaliação de risco é uma das ferramentas mais precisas utilizadas para avaliar o potencial de impactos ambientais inerentes a atividades industriais. A Avaliação Quantitativa de Risco Ecológico (AQRE) permite avaliar a probabilidade de ocorrência de efeitos ecológicos adversos relacionados à exposição a agentes degradadores, quantificando a variabilidade e/ou a incerteza nos resultados. A área de estudo compreende áreas entre a APA-FN e no PARNAMAR-FN. A grande importância ecológica marinha e a iminência do crescimento desordenado do turismo em Fernando de Noronha (FN) levaram a motivação deste estudo. Há poucos estudos desenvolvidos no Brasil e nenhum trabalho encontrado em literatura no Arquipélago de Fernando de Noronha sobre a avaliação de um impacto de um grande derramamento experimental de petróleo e seus derivados. Este trabalho tem como objetivo de disponibilizar informações para análise da trajetória e dos riscos relativos ao derrame de petróleo e seus derivados, proveniente das atividades relacionadas ao transporte, desembarque e armazenamento de diesel e das embarcações na área de fundeio do Porto de Santo Antônio no Arquipélago de Fernando de Noronha, associando à avaliação quantitativa de risco ecológico a uma espécie marinha, buscando também a modelagem populacional para prever a abundância e o futuro de uma espécie de coral utilizada como bioindicadora (*Siderastrea stellata*). São apresentados os conceitos de análise de risco ecológico e a discussão da aplicação da Análise Quantitativa de Risco Ecológico (AQRE) inerente à espécie em estudo no Arquipélago de Fernando de Noronha, para verificação dos procedimentos fundamentais da análise de perigos. A circulação oceânica e evolução da pluma de óleo são avaliadas usando um modelo numérico forçado pelas condições locais geofísicas e um cenário acidental crítico de derramamento de óleo é modelado no arquipélago que sob condições ambientais severas e numa situação de mancha livre resulta em grande volume de óleo atingindo a costa. Deste modo, busca-se com este trabalho fornecer informação relevante e objetiva para o gerenciamento do risco de futuros acidentes com petróleo e seus derivados no Arquipélago de Fernando de Noronha, para que a integridade ambiental seja assegurada.

Palavras-chave: Avaliação Quantitativa de Risco Ecológico; derrame de petróleo; modelagem populacional; Arquipélago de Fernando de Noronha.

ABSTRACT

Oil spills caused by maritime accidents has been a regular source of concern and debates in several countries. For historic reasons spills are categorized by volume (smaller than seven tons, between seven and 700 tons and larger than 700 tons). Most accidents (84%) are in the “smaller than seven tons” category. It is estimated that for every one million tons of petroleum transported, one ton is lost in spills; about 700,000 t/year of oil are so dumped into the sea and time for the recovery of affected coastal ecosystems can vary between four and 100 years. In this context, risk assessment is one of the most used tools to evaluate environmental impacts potentially caused by an enterprise as a consequence of accidents. Quantitative Ecological Risk Evaluation (QERE) allows for an assessment of the probability of occurrence of adverse ecological effects related to the exposure to degrading agents as well as quantifying the associated uncertainty. The study area comprehends the areas inside APA-FN and PARNAMAR-FN. The high marine ecological importance and the imminence of the disorderly growth of tourism in Fernando de Noronha (FN) led the motivation of this study. There are still few studies developed in Brazil concerning the impact evaluation of a large experimental oil spill and its derivatives, and no literature is found focused on Fernando de Noronha Archipelago. This paper aims at providing information for the trajectory and relative costs analysis of the risks derived from the activities related to shipping, landing and storing diesel to and from the boats at the mooring area of the Santo Antônio Harbor at the Fernando de Noronha Archipelago, associating the quantitative evaluation of ecological risk to a marine specie. It also aims at the population modeling to forecast abundance and the future the specie the coral as bioindicator (*Siderastrea stellate*). The concepts of ecological risk analysis and the discussion of the application of Quantitative Ecological Risk Evaluation (QERE) inherent to the target specie studied at the Fernando de Noronha Archipelago are presented to verify the key procedures for risk analysis. The oceanic circulation and evolution of the oil plume are evaluated using a numerical model forced by local geophysical conditions and a critical heavy oil spill accident scenario at the archipelago is modeled, an accidental scenario which under severe environmental conditions and in a free slick situation leads to a large volume of oil reaching the Archipelago coast. In this manner, we aim with this work measures to minimize future accidents with petroleum and its by-products at the Fernando de Noronha Archipelago so its environmental integrity is ensured.

Keywords: Quantitative Ecological Risk Evaluation; oil spill; population modeling; Fernando de Noronha Archipelago.

SUMÁRIO

1 Introdução	1
1.1 Justificativa e contribuição	4
1.2 Objetivos	16
1.2.1 Objetivo geral	16
1.2.2 Objetivos específicos	16
1.3 Resultados esperados	16
1.4 Estrutura do trabalho	17
2 Fundamentação Teórica	18
2.1 Estudos de Riscos Ecológicos	18
2.1.1 Risco preditivo e risco retrospectivo	21
2.1.2 Risco, incerteza e variabilidade	22
2.1.2.1 Evolução do conceito e abordagem dos riscos	22
2.1.2.2 Limitações das estimativas dos riscos: incerteza e variabilidade	24
2.2 Risco e probabilidade	29
2.3 Conceito e estrutura da avaliação de risco ecológico	31
2.4 Avaliação de risco ecológico e avaliação de perigo	34
2.5 Avaliação de risco ecológico na gestão ambiental	37
2.6 As bases ecológicas da avaliação de risco ecológico	43
2.6.1 Idade e estrutura de estágio	49
2.7 Utilização de modelos na avaliação de risco ecológico	51
2.8 Parâmetros legais	51
2.8.1 Legislação portuária	53
3 Metodologia Proposta	57
3.1 Caracterização do problema	58

3.2 Identificação do perigo e consolidação das hipóteses acidentais	59
3.3 Análise histórica de acidentes	63
3.4 Avaliação da exposição	63
3.5 Estimativas de frequência	68
3.6 Modelagem populacional	69
3.7 Destino e modelagem de transporte	78
3.6 Quantificação e avaliação dos riscos	82
4 Exemplo de Aplicação	85
4.1 Caracterização do problema	85
4.1.1 Objetivos	86
4.1.2 Pressupostos	86
4.1.3 Caracterização da área de estudo	87
4.1.3.1 Características do estabelecimento	87
4.1.3.2 Valores ecológicos	89
4.2 Identificação de perigos e consolidação das hipóteses acidentais	91
4.2.1 Diesel	93
4.2.2 Identificação de acidentes envolvendo diesel	96
4.2.2.1 Estudos de casos reais	96
4.3 Avaliação da exposição	98
4.4 Estimativa de frequência	99
4.5 Modelagem populacional	102
4.5.1 Coleta de dados	103
4.5.2 Estrutura do modelo	104
4.5.3 Parâmetros	104
4.5.4 Cenários	105
4.6 Modelagem de transporte	105
4.7 Quantificação e avaliação dos riscos	108
4.7.1 Nenhum cenário acidental	109
4.7.2 Cenário incluindo o risco de acidente	110

4.7.2.1 Probabilidade de acidente = 0,001	110
4.7.2.2 Probabilidade de acidente = 0,005	111
4.7.2.3 Probabilidade de acidente = 0,01	113
5 Conclusões	114
Referências Bibliográficas	118

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1- Modelo de Planilha de APP	61
Figura 3.2 - Matriz de Riscos	62
Figura 3.3 – Rota dos navios que passam nas proximidades do Arquipélago de Fernando de Noronha	69
Figura 4.1 – Vista aérea do Porto de Santo Antônio de Fernando de Noronha	88
Figura 4.2 – Consolidação do primeiro cenário	92
Figura 4.3 – Consolidação do segundo e terceiro cenário	93
Figura 4.4 – Derramamento de diesel ocorrido durante o desembarque no Porto Marítimo de Fernando de Noronha	97
Figura 4.5 – Navio ancorado no Porto de Santo Antônio com derrame de hidrocarboneto de petróleo	98
Figura 4.6 – Clima do Arquipélago de Fernando de Noronha	99
Figura 4.7 – Dispersão da pluma do óleo depois de 12 horas após o derramamento de óleo no Porto de FN	106

Figura 4.8 – Dispersão da pluma do óleo depois de 24 horas após o derramamento de óleo no Porto de FN	106
Figura 4.9 – Dispersão da pluma do óleo depois de 36 horas após o derramamento de óleo no Porto de FN	107
Figura 4.10 – Dispersão da pluma do óleo depois de 48 horas após o derramamento de óleo no Porto de FN	107
Figura 4.11 – Gráfico da abundância significativa em função do tempo. Intervalos de um desvio padrão são mostrados e os valores máximo e mínimo são plotados	109
Figura 4.12 – Probabilidade de quase-extinção como uma função do limite de quase-extinção	110
Figura 4.13 – Trajetória da abundância, incluindo um intervalo de desvio padrão. Valores mínimo e máximo são rastreados	110
Figura 4.14 – Probabilidade de quase-extinção	111
Figura 4.15 – Trajetória significativa da abundância	112
Figura 4.16 – Probabilidade de quase-extinção	112
Figura 4.17 – Abundância média	113
Figura 4.18 – Tempo de quase-extinção	113

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Relatórios de Investigação de Acidentes Marítimos	6
Tabela 2 – Principais vazamentos de petróleo no mar do mundo	9
Tabela 3 – Principais vazamentos de petróleo e derivados no Brasil	11
Tabela 4 – Apresentação dos níveis de frequência adotados nas planilhas de APP	61
Tabela 5 – Critério de níveis de severidade	62
Tabela 6 – Frequência estimada de eventos iniciados para vários tipos de navios	68
Tabela 7 – Estimativa de frequência para navios em um estabelecimento. A base de taxa de falha de acidente, f_0 , é igual a $6,7 \times 10^{-11} \times T \times t \times N$, onde T é número total de navios por ano na rota de transporte ou no Porto, t é a duração média de carga/descarga, por navio (em horas) e N , o número de transbordos por ano	100
Tabela 8 – Possíveis eventos acidentais iniciados nos cenários A, B e C	101
Tabela 9 – A base de taxa de falha de acidente, f_0 , e suas variáveis. A base de taxa de falha de acidente, f_0 , é igual a $6,7 \times 10^{-11} \times T \times t \times N$	101
Tabela 10 – Estimativa de frequência para cada cenário acidental de acordo com as condições meteorológicas	102

LISTA DE ACRÔNIMOS

AQRE - Avaliação da Quantitativa de Risco Ecológico.
ARSH - Avaliação de Risco à Saúde Humana.
FN – Fernando de Noronha
USEPA – United States Environmental Protection Agency
ATSDR - Agência para Substâncias Tóxicas e Registros de Doenças.
RBCA - “Risk Based Corrective Action”.
EPA – Environmental Protection Agency
OSHA - Occupational, Safety e Health Administration.
EIA - Estudos de Impactos Ambientais.
AQR - Análise Quantitativa de Risco.
HSE - *Health and Safety Executive*.
VROM - *Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment*.
NTS - *Norwegian Technology Standard Institution*.
CIPANAVE - Comissão de Investigação e Prevenção dos Acidentes da Navegação.
IMO - Organização Marítima Internacional.
TN Petróleo– Tecnologia e Negócios de Petróleo
C.I.A.- Central Intelligence Agency
NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration
NORSUL – Companhia de Navegação NORSUL
REDUC - Refinaria Duque de Caxias.
LC50 - Concentração Letal para 50%.
FAO – Food and Agriculture Organization
WHO – World Health Organization
OPAS – Organização Pan-Americana da Saúde
IAEA – International Atomic Energy Agency
ARE – Avaliação de Risco Ecológico.
ECETOC - *Organisation for Economic Co-operation and Development*.
ASTM - *American Society for Testing and Materials*.
ARA - Avaliação de Risco Ambiental.
SEBRAE – Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas

ONU - Organização das Nações Unidas.

Unced - Conferência de Desenvolvimento e Meio Ambiente das Nações Unidas.

CEBDS - Conselho Empresarial de Desenvolvimento Sustentável.

ISO – International Organization for Standardization

ICC - Câmara do Comércio Internacional.

SGA – Sistema de Gestão Ambiental

EMAS - Environmental Management and Auditing Scheme.

SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

AIA - Avaliação de Impactos Ambientais.

NOAEL - Efeitos Adversos Não Observados.

OILPOL - Convenção Internacional para Prevenção da Poluição Marinha por Óleo.

MARPOL – Convenção International para Prevenção da Poluição por Navios

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente.

PNC - Plano Nacional de Contingência.

ELPN - Escritório de Licenciamento de Atividades do Petróleo e Nuclear.

IBAMA - Instituto Nacional do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

CGPEG – Coordenação Geral de Petróleo e Gás

DHN - Diretoria de Hidrografia e Navegação.

ADEFN - Administração do Distrito Estadual de Fernando de Noronha.

VHF – Very High Frequency

APP - Análise Preliminar de Perigos.

PHA - Preliminary Hazard Analysis.

HAZOP - Hazard and Operability Studies.

PEC - concentração ecológica previsível.

PNEC - concentração ecológica previsível sem efeito.

QR - Quociente de Risco.

MVP - população mínima viável.

PVA - Análise de Viabilidade de Populações.

APA - Área de Proteção Ambiental.

GLP – Gás Liquefeito de Petróleo

CPPE - Capitania dos Portos de Estado de Pernambuco.

CELPE - Companhia Elétrica de Pernambuco.
IUCN – International Union for Conservation of Nature
PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
WWF – World Wide Fund for Nature
PARNAMAR-FN - Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha.
ONG - Organização Não-Governamental.
ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
TAMAR - Tartaruga Marinha.
ANPESCA - Associação Noronhense de Pescadores.
ANP - Agência Nacional do Petróleo.
ppm – partes por milhão
ACIESP – Academia de Ciências do Estado de São Paulo
POM - Princeton Ocean Model.
LC₀ - concentração letal para 0%.
ECOSAR – Ecological Structure Activity Relationships

1 INTRODUÇÃO

Este trabalho desenvolve uma abordagem inserida no contexto da Engenharia de Produção que lida com a Avaliação Quantitativa de Risco Ecológico (AQRE) de suma importância no processo de gestão ambiental para a condução dos estudos ambientais envolvendo dois principais aspectos a serem estudados: a Análise de Viabilidade Populacional (modelagem populacional) e simulações relacionadas ao derramamento de petróleo e seus derivados (modelagem de derrames de óleo no mar). Portanto, este trabalho segue claramente um estudo realizado recentemente por Duarte et al. (2012). Assim, a biologia da conservação baseia-se em um número de premissas aceitas pela maioria dos biólogos conservacionistas: a diversidade das espécies é positiva; a extinção das espécies devido à ação do homem é negativa; a interação complexa das espécies em comunidades naturais é positiva; a evolução das espécies é positiva; a diversidade biológica tem valor em si mesmo (Primack e Rodrigues, 2001). O processo de extinção é central em biologia da conservação. O gerenciamento de ecossistemas tem inserido em suas ações a noção de sustentabilidade, que significa manter ou melhorar alguma área para o presente e futuras gerações. Entretanto, comumente o órgão gestor não tem condições de efetuar uma melhoria total da área, constituindo uma diferença fundamental entre o objetivo do manejo e a decisão de manejo. Os objetivos de manejo são características desejadas dos valores ecológicos que o público gostaria de proteger: água limpa, proteção de espécies em extinção, manutenção da integridade ecológica, vista livre para montanhas, oportunidade de pesca, entre outros (Rodrigues, 2011). O Capítulo 17 da Agenda 21 estabeleceu os direitos e obrigações dos países, oferecendo a base internacional sobre a qual devem ser apoiadas todas as atividades relacionadas para a proteção e o desenvolvimento sustentável do meio ambiente marinho e costeiro, e seus recursos. No que diz respeito ao meio ambiente, o atual cenário mundial retrata a existência de uma diversidade considerável de problemas ambientais, havendo, no entanto, carência de recursos financeiros e de recursos humanos para atender a essa crescente demanda. Sendo assim, torna-se cada vez mais prudente a hierarquização dos problemas visando à priorização de ações de mitigação, com base no risco à saúde humana e à biota local. A avaliação de risco é uma poderosa ferramenta de gestão ambiental, com a qual é possível identificar as condições atuais de um compartimento ambiental e inferir de que forma o mesmo poderia atender às variadas demandas da população humana (Rodrigues, 2011). Nas décadas de 70-80, começaram a ser

discutidas as propostas para a estruturação de uma metodologia para Avaliação de Risco à Saúde Humana (ARSH), publicada oficialmente em 1989a, pela USEPA. A ARSH possui quatro etapas bem definidas: caracterização da fonte, avaliação da exposição, avaliação da toxicidade e a caracterização de risco, tendo a avaliação das incertezas em todas as etapas (Castilhosetal., 2006; Castilhoset al., 2005). Em 1992 foi lançada a metodologia de ARSH da Agência para Substâncias Tóxicas e Registros de Doenças (ATSDR). Logo em seguida, em 1995, elabora-se a ARSH da Avaliação de Risco pela Sociedade Americana para Testes e Materiais (ASTM), chamada “Risk Based Corrective Action” (RBCA), largamente utilizada e inicialmente desenvolvida para áreas contaminadas por hidrocarbonetos de petróleo. Embora a avaliação de risco ecológico (ARE) tenha sido proposta no documento da USEPA, 1989b, somente em 1996 (USEPA, 1996) e no documento “*Guidelines for Ecological Risk Assessment*” (EPA/630/R-95/002F, 1998) são apresentadas todas as etapas consideradas essenciais para a realização da ARE e todos os produtos obtidos em cada uma delas. Por outro lado, conforme a Occupational, Safety e Health Administration (OSHA) (2000), a análise de risco é uma metodologia que permite a identificação do perigo e avaliação dos riscos de um processo. A análise de risco é “adoção e implantação de procedimentos para identificação sistemática de grandes riscos que podem surgir de operações normais ou anormais e a avaliação da sua probabilidade e severidade” (MITCHISON; PORTER, 1998, p. 7). WILSON (2003) enfatiza que análise de risco é usar informações disponíveis para estimar o risco de um determinado perigo para as pessoas ou população, propriedade e meio ambiente. Os incidentes/acidentes e auditorias passadas devem ser considerados no intuito de contribuir com lições aprendidas e, assim, evitar que fatos já conhecidos venham a causar danos. A OSHA (2000) enfatiza que, ao utilizar a análise de risco, alguns assuntos precisam ser considerados, como: a) os riscos do processo; b) a identificação de qualquer incidente ocorrido que teve o potencial de causar consequência catastrófica; c) controles administrativos e de engenharia aplicáveis aos riscos, por exemplo, sistema de detecção e alarmes para redução da severidade de um vazamento; d) consequências de falhas de controle administrativo e de engenharia; e) posição das instalações; f) fatores humanos; g) avaliação qualitativa de um possível efeito à segurança e saúde dos trabalhadores, na sua área de trabalho, caso ocorra uma falha de controle. Os riscos têm aumentado conforme o avanço da tecnologia, daí o grande interesse pela identificação e análise de risco em qualquer setor industrial, tais como, a mineração, químico, nuclear, metalúrgico, petroquímico e outros. De acordo com Hammer e Price (2001),

na Idade Média o desenvolvimento tecnológico era lento, havia poucas mudanças. Naquela época, predominava a agricultura e a energia utilizada era gerada pelos músculos dos homens, bois, cavalos ou outros animais. A máquina a vapor foi inventada em 1698 e melhorada anos mais tarde, até que em 1768 James Watt fez um substancial melhoramento, tornando-a eficiente e fácil de ser operada nos meios industriais. Portanto, foram necessários 70 anos para o seu aperfeiçoamento. Com o uso da máquina a vapor, tornou-se possível a invenção e utilização de vários equipamentos industriais que culminaram com a revolução industrial. A análise e a identificação de perigos para gerenciamento do risco é um dos instrumentos da gestão ambiental de empreendimentos de petróleo, pois fornece subsídios para a avaliação de riscos e na tomada de decisão para modificação de projetos. Permite, como uma das seções dos Estudos de Impactos Ambientais (EIA), a avaliação e a caracterização das possíveis interferências de um projeto no ecossistema, focando na dimensão do risco. Em todas as etapas de um Estudo de Risco, conhecer os perigos para poder administrá-los é uma das fases do processo de gestão pró-ativa, portanto, a construção de uma base conceitual e analítica, se faz necessário para garantir o melhor gerenciamento do empreendimento (Chaves, 2005). Já a abordagem utilizada na ARE é conceitualmente semelhante àquela usada na avaliação de riscos para a saúde humana. A ARE determina a probabilidade de que efeitos ecológicos adversos estejam acontecendo ou acontecerão como resultado da exposição a um ou mais agentes. O termo “agente” pode ser definido como qualquer entidade química, física ou biológica que pode induzir efeitos adversos em indivíduos, populações, comunidades ou ecossistemas. Assim, a avaliação de riscos ecológicos deve ser flexível o suficiente de modo a proporcionar uma estrutura lógica e científica que permita acomodar uma ampla gama de agentes que possam resultar em um risco. A avaliação de riscos ecológicos pode ajudar na identificação de problemas ambientais, no estabelecimento de prioridades e no provimento de uma base científica para ações regulatórias. Esse processo pode identificar riscos existentes ou então prever, os riscos advindos de agentes que ainda não estão presentes no ambiente (Guilherme, 2005). Para a identificação e análise de perigos em uma unidade de produção são utilizadas metodologias sistemáticas de análise. A Análise Quantitativa de Risco (AQR) para engenharia de segurança e prevenção de perdas é uma das principais metodologias de diagnóstico de riscos de empreendimentos industriais para identificar potenciais causas e avaliar consequências de danos em instalações, no meio ambiente e no negócio. Esta metodologia é amplamente utilizada em vários países como Inglaterra, Holanda e Noruega,

através dos órgãos de normatização de segurança industrial, respectivamente HSE (*Health and Safety Executive*), VROM (*Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment*) e NTS (*Norwegian Technology Standard Institution*). A metodologia de AQR é modelo para identificação de perigos que possam provocar potenciais desvios no sistema de produção de qualquer atividade industrial. Permite identificar e quantificar o risco e tem as seguintes etapas básicas: identificação dos perigos, avaliação da frequência e severidade, modelagem física e química com análise das consequências, quantificação do risco e análise da aceitabilidade do risco para alterações do projeto ou emissão de relatório para gerenciamento. Este trabalho centraliza-se em análises quantitativas de riscos ecológicos relacionados a acidentes por derramamentos de derivados de petróleo em ambiente marinho visando fornecer uma base numérica para tomada de decisão em gestão ambiental e de risco.

1.1 Justificativa e contribuição

No Brasil, como em outros países, as pessoas que moram, passeiam, trabalham ou transitam em cidades litorâneas, onde há áreas de porto envolvendo navios e terminais petroquímicos, podem ser afetadas direta ou indiretamente por acidentes ambientais de grandes magnitudes, envolvendo liberação de produtos químicos nocivos e perigosos, incêndio e poluição marinha. Apesar da baixa possibilidade de ocorrer um evento desta magnitude, as consequências ambientais poderão ser muito severas. Ainda são poucos os trabalhos desenvolvidos no Brasil e nenhum encontrado em literatura no Arquipélago de Fernando de Noronha sobre a avaliação do impacto de um grande derramamento de petróleo e seus derivados. Além de que, muita atenção é dada aos problemas dentro da ilha, e pouca ao que acontece fora que poderá afetar drasticamente a saúde do ecossistema; com este trabalho almeja-se responder matematicamente, dentro da incerteza quantificada, a questão: a rota de navios causa risco significativo ao ecossistema do Arquipélago de Fernando de Noronha? E, também, prover informações relevantes e objetivas para análise de custo-benefício para alocação de recursos por parte do Ministério do Meio Ambiente.

Quanto às limitações no Brasil, só temos utilizado a análise de risco para lançamentos emergenciais (vazamento, explosão, acidentes de tanques, dutos, reatores, etc.) e talvez a limitação mais crucial esteja na pequena quantidade de profissionais que tenham um

treinamento mais amplo e que possam sair do “livro de receitas” e dar foco em assuntos críticos tanto para Saúde Pública quanto para o Corporativo do Setor Privado.

O desenvolvimento de pesquisas que avaliem o efeito tóxico e as respostas dos organismos aos compostos do petróleo é de extrema importância para o levantamento de dados prévios, uma vez que a maioria das análises é realizada após os derramamentos acidentais, não descrevendo os padrões ambientais e biológicos reais.

A Comissão de Investigação e Prevenção dos Acidentes da Navegação examina e investiga os acidentes e incidentes da navegação com ou a bordo de navios nas águas jurisdicionais brasileiras, independente da Bandeira, em conformidade com o Código de Investigação de Acidentes da Organização Marítima Internacional (IMO). O principal objetivo das investigações de acidentes da CIPANAVE é determinar as circunstâncias e causas do acidente com o propósito de prevenir novos acidentes e incidentes marítimos no futuro (Tabela 1).

Tabela 1 – Relatórios de Investigação de Acidentes Marítimos.

Nome	Tipo	Tipo de Acidente	Ano
<i>Bahamas</i>	<i>Navio-Tanque</i>	<i>Alagamento e Adernamento</i>	<i>30/08/1998</i>
<i>P-36</i>	<i>Plataforma</i>	<i>Explosão e Naufrágio</i>	<i>20/03/2001</i>
<i>Vicuña</i>	<i>Navio-Tanque</i>	<i>Explosão e Perda Total</i>	<i>15/11/2004</i>
<i>NORSUL Vitoria/ NORSUL 12</i>	<i>Empurrador/Barcaça</i>	<i>Emborcamento</i>	<i>30/01/2008</i>
<i>TWB Mariner I</i>	<i>Rebocador-Empurrador</i>	<i>Naufrágio</i>	<i>06/10/2009</i>
<i>Mv Düden</i>	<i>Navio Graneleiro</i>	<i>Incêndio</i>	<i>22/11/2009</i>
<i>Mv Shangai Carrier</i>	<i>Navio Graneleiro</i>	<i>Acidente com vítima fatal a bordo</i>	<i>09/11/2009</i>
<i>Praia do Sancho</i>	<i>Embarcação de Carga Mista (Granéis Líquidos e Carga Geral)</i>	<i>Explosão</i>	<i>06/08/2010</i>
<i>MV Arlott</i>	<i>Navio de Carga Geral</i>	<i>Acidente com vítima fatal</i>	<i>06/08/2010</i>
<i>SILO 99-B</i>	<i>Bracça - Granéis Sólidos</i>	<i>Naufrágio</i>	<i>29/06/2010</i>
<i>Ocean Ambassador</i>	<i>Plataforma</i>	<i>Acidente Fatal com Baleeira</i>	<i>17/05/2010</i>
<i>Petrobras XXXIII</i>	<i>Plataforma</i>	<i>Incidente a Bordo</i>	<i>14/07/2010</i>
<i>Mv Auk Arrow</i>	<i>Navio de Carga Geral</i>	<i>Explosão</i>	<i>02/08/2010</i>
<i>MV ALPHA</i>	<i>Navio de Carga Geral</i>	<i>Queda da escada de portaló</i>	<i>02/12/2010</i>
<i>MV Flumar Brasil</i>	<i>Navio Tanque</i>	<i>Acidente Fatal Durante Manobra de Atracação</i>	<i>27/09/2010</i>
<i>Faith N</i>	<i>Navio Graneleiro</i>	<i>Queda de Tripulante no Mar Seguida de Morte</i>	<i>04/04/2011</i>
<i>Fast Titan / Evilázio</i>	<i>Navio Supply / Barco de Pesca</i>	<i>Abalroamento</i>	<i>06/03/2011</i>

O petróleo é um dos elementos químicos mais perigosos para a vida marinha e já que o presente trabalho se refere diretamente a algumas atividades em Offshore (atividades no mar),

qualquer tipo de vazamento vai surtir um grande impacto na vida marinha e costeira, prejudicando a fauna e flora da região afetada pelo acidente e para a vida humana, pois a qualidade de alguns dos alimentos que consumimos do mar, como o pescado, não será a mesma (Ribeiro et al., 2011).

A poluição por petróleo e seus derivados, em ambientes marinhos, tem sido um dos principais problemas ambientais das últimas décadas (Crapez et al., 2002) O intenso crescimento das atividades petrolíferas no Brasil e no mundo tem acarretado a liberação de volumes variados de petróleo no ambiente marinho. Apesar das estatísticas apontarem uma queda nos incidentes envolvendo a liberação de óleo no mar, estudos prévios de tais acontecimentos visam a manutenção da integridade dos ambientes atingidos pelo óleo; contudo, a indústria foi criando outros métodos e ferramentas para melhoria de seu transporte e armazenamento do óleo e seus derivados ali produzidos, tanto na área de OffShore como também na Onshore (atividades em terra firme).

Estudos têm gerado evidências significantes de que vem acontecendo vazamentos espontâneos de óleo no ambiente marinho há milhares de anos. Além das emanações naturais, há outras importantes fontes de introdução de óleo no ambiente aquático: pela deposição atmosférica, descargas urbanas residenciais e industriais, vazamentos em postos de combustível, acidentes operacionais nos portos e terminais marítimos, em plataformas de perfuração e produção de óleo, vazamento de oleodutos, derrames provenientes das atividades de prospecção, armazenagem e transporte. De todas as formas, destacam-se despejos industriais e residenciais que representam 37% de todo o petróleo lançado no mar (Aleixo et al., 2007).

Muitos petroleiros são registrados sob bandeiras de países que não são filiados às seguradoras internacionais, nem signatários das convenções internacionais para o combate à poluição marinha, como Libéria, Bahamas, Chipre ou Panamá. Com isso, permite-se que navios mais antigos operem sem a exigência de pagamentos de taxas e o cumprimento de regulamentações internacionais. A IMO, atualmente, atribui a responsabilidade do derramamento, em função da quantidade transportada, ao proprietário do navio. Gerentes, fretadores e donos de carga ficam isentos de qualquer responsabilidade (GREENPEACE, 2006).

Segundo TN Petróleo, em reportagem do dia 24/01/2011 de sua revista digital, a demanda mundial de petróleo aumentará 2% em 2011, de acordo com projeções divulgadas

pelo ministro saudita do Petróleo, Ali al-Nuaimi. Além disso, de acordo com reportagem publicada em 14/01/2011 pela revista digital do Instituto Carbono Brasil, em 2011 os investimentos e subsídios para fontes de energias consideradas “suja”, como combustíveis fósseis, serão muito maiores quando comparados com os realizados para fontes renováveis. Isso se deve a uma série de fatores, destacando-se a falta de políticas climáticas que limitem os níveis de emissão de gases intensificadores do efeito estufa.

De acordo com dados referentes a 2009, publicados pela C.I.A., Rússia, Arábia Saudita e Estados Unidos ocupam respectivamente a 1^a, 2^a e 3^a posição na lista dos maiores produtores de óleo (fração líquida do petróleo após a separação de fases) do mundo, enquanto o Brasil ocupa a 9^a colocação.

Em abril de 2010, o acidente envolvendo a plataforma de perfuração offshore-Deepwater Horizon, no Golfo do México, resultou no vazamento de aproximadamente 780.000 m³ de óleo cru no mar. Além das falhas operacionais, o acidente, atualmente considerado o pior desastre ambiental na história dos Estados Unidos (Browner, 2011), evidenciou as grandes deficiências no sistema de resposta atualmente praticado e aceito internacionalmente. O grande volume de óleo derramado no mar durante cerca de três meses de vazamento contínuo resultou não apenas em prejuízos econômicos, como em diversos impactos ambientais. Devido à ação dos ventos e correntes marinhas, o óleo se dispersou e provocou a poluição de diversos ecossistemas costeiros, causando a morte de milhares de animais, como aves, peixes, tartarugas marinhas, mamíferos marinhos, recifes de coral, entre outros (NOAA, 2011).

A Tabela 2 apresenta brevemente, de forma cronológica, os eventos com maiores vazamentos de petróleo para mar ocorridos no mundo, considerando o intervalo de tempo entre 1970 e 2011 (Inafuku e Helal, 2011). Destaca-se que foram avaliados derramamentos superiores a 25.000 m³, o que corresponde a duas vezes o limite mínimo de vazamentos classificados como ‘muito grande’ pelo WOAD.

Tabela 2 – Principais vazamentos de petróleo no mar do mundo.

Ano	Local	Unidade	Volume aproximado (m³)	Causa
2011	<i>Costa da Nova Zelândia</i>	<i>Navio de container</i>	<i>350.000</i>	<i>É visto como o pior acidente ambiental da Nova Zelândia</i>
2010	<i>Golfo do México (EUA)</i>	<i>Plataforma semissubmersível de perfuração (Deepwater Horizon)</i>	<i>780.000</i>	<i>Blowout seguido de explosão e afundamento da plataforma</i>
2009	<i>Mar do Timor, Oceano Índico (Austrália)</i>	<i>Plataformas de perfuração (West Atlas/Montara)</i>	<i>30.000</i>	<i>Blowout e incêndio</i>
2002	<i>Costa Galega. Norte de Portugal, Oceano Atlântico</i>	<i>Petroleiro (Prestige)</i>	<i>75.000</i>	<i>Navio se parte ao meio após sofrer várias avarias em tempestade e afunda em seguida</i>
1994	<i>República Autônoma dos Komi (Rússia)</i>	<i>Oleoduto</i>	<i>360.000</i>	<i>-</i>
1991	<i>Golfo Pérsico (Oriente Médio)</i>	<i>Poços de petróleo do Kuwait</i>	<i>1.600.000</i>	<i>Governo do Iraque abriu válvulas de poços para dificultar o desembarque, durante a Guerra do Golfo</i>

1990	<i>Texas (EUA)</i>	<i>Petroleiro (Mega Borg)</i>	<i>25.000</i>	<i>Problema na manobra de alívio seguida de incêndio</i>
1989	<i>Alasca (EUA)</i>	<i>Petroleiro (Exxon Valdez)</i>	<i>45.000</i>	<i>Choque entre o petroleiro e um recife</i>
1983	<i>Golfo Pérsico (Oriente Médio)</i>	<i>Plataforma de Nowruz</i>	<i>310.000</i>	<i>Afundamento da plataforma após choque de tanque</i>
1979	<i>Tobago (Caribe)</i>	<i>Petroleiro (Atlantic Empress)</i>	<i>340.000</i>	<i>Colisão com o petroleiro Aegean Captain seguida de naufrágio, durante tempestade</i>
1979	<i>Baía de Campeche (México)</i>	<i>Poço exploratório Ixtoc 1, perfurado por uma plataforma semissubmersível (Sedco 135F)</i>	<i>550.000</i>	<i>Blowout seguido de incêndio e afundamento da plataforma</i>
1978	<i>Costa da Bretanha (França)</i>	<i>Petroleiro (Amoco Cadiz)</i>	<i>270.000</i>	<i>Navio se parte ao meio após encalhar em recife</i>
1976	<i>Massachusetts (EUA)</i>	<i>Navio-tanque (Argo Merchant)</i>	<i>30.000</i>	<i>Navio se parte ao meio após encalhar nos bancos de Nantucket</i>
1971	<i>Cabo Hatteras (EUA)</i>	<i>Petroleiro (Texaco Oklahoma)</i>	<i>40.000</i>	<i>Navio se parte ao meio durante tempestade</i>

Fonte: "Cronologia dos Principais Vazamentos de Petróleo no Mundo", 14/05/2012 – Disponível em: <http://noticias.uol.com.br/ultnot/cienciaeidade/ultimas-noticias/efe/2012/05/14/veja-cronologia-dos-principais-vazamentos-de-petroleo-no-mundo.jhtm/>" *Maiores Vazamentos de Petróleo no Mundo", 14/05/2012 – Disponível em: <http://meioambiente.culturamix.com/ecologia/maiores-vazamentos-de-petroleo-do-mundo/>"* *Saiba Quais Foram os 10 Derramamentos de Óleo que Marcaram a História", 14/05/2012 – Disponível em: <http://boipebanews.blogspot.com/2012/05/saiba-quais-foram-os-10-derramamentos.html>*

Realizando um levantamento dos principais vazamentos de petróleo e derivados já ocorridos no Brasil, considerando derramamentos acima de 126 m³ ('Significante'), foram identificados os seguintes acidentes na Tabela 3.

Tabela 3 – Principais vazamentos de petróleo e derivados no Brasil.

Ano	Local	Fonte do Vazamento	Volume Aproximado (m³)
dez/1960	Costa do Espírito Santo próximo da Ilha de Trindade ¹	Transporte marítimo Explosão do navio Sinclair Petrolore	66.530 m ³ de petróleo
ago/1974	Canal de São Sebastião (SP) praias e costões/ Ubatuba ²	Transporte marítimo colisão do navio Takimyia Maru com rocha	6.000 m ³ de petróleo
mar/1975	Baía de Guanabara (RJ) praias e costões ²	Transporte marítimo colisão do navio Tarik Ibn Ziyad com rocha	6.000 m ³ de petróleo
jan/1978	Canal de S. Sebastião (SP) praias e costões ³	Transporte marítimo colisão do navio Brazilian Marina c/ rocha submersa	6.000 m ³ de petróleo
out/1983	Canal de Bertioga (SP) mangue, praias e costões ^{3,5}	Rompimento de oleoduto Linha S. Sebastião-Cubatão	2.500 m ³ de petróleo
fev/1984	Cubatão (SP) mangue/mortos e feridos ^{3,5}	Rompimento de oleoduto - Vila Socó Linha Cubatão/Santos	Não estimado de gasolina
jun/1984	Centro urbano de S. Sebastião um óbito, pânico, praias	Terminal de Armazenamento Incêndio no Córrego do Outeiro	Não estimado
mar/1985	S. Sebastião (SP) praias e costões litoral norte ³	Transporte marítimo colisão do navio Marina com píer do terminal	2.500 m ³ de petróleo
jul/1985	Cubatão (SP) Rio Cubatão	Refinaria de Cubatão Explosão em tanque de armazenamento	500 m³ de óleo combustível
jan/1987	Baía da Guanabara (RJ)	Transporte marítimo Vazamento de embarcação perto da REDUC	12 m ³ de óleo lubrificante
ago/1990	Baía da Guanabara (RJ)	Transporte marítimo Navio Horta Barbosa/ Terminal TORGUA	20 m ³ de petróleo
set/1991	Bacia de Campos (RJ) alto mar ⁴	Transporte marítimo - Petroleiro Theomana não apurada	2.150 m ³ de petróleo
mai/1994	São Sebastião (SP) Vegetação, praias e costões ³	Rompimento de oleoduto – Costão do Navio linha São Sebastião/Cubatão	2.700 m ³ de petróleo
mar/1997	Baía da Guanabara (RJ) Manguezal ⁴	Rompimento de oleoduto Linha REDUC/Ilha d'Água	2.700/2.800 m ³ de bunker MF 180
jul/1998	Porto de Santos ²	Transporte marítimo colisão entre navios Smyrni e Elizabeth Rickmers	40 m ³ de bunker MF 180

ago/1999	<i>Manaus (AM) Igarapés e Rio Negro⁴</i>	<i>Rompimento de oleoduto Refinaria de Manaus - REMAN</i>	<i>3 e 1 m³ de óleo combustível</i>
nov/1999	<i>Carmópolis (SE) Rio Iriri/pesca⁴</i>	<i>Exploração e Produção de Petróleo Sonda em campo terrestre</i>	<i>Não estimado de petróleo</i>
jan/2000	<i>Baía da Guanabara (RJ) Praia/costão/mangue/pesca^{4,5}</i>	<i>Rompimento de oleoduto Refinaria Duque de Caxias - Ilha d'Água</i>	<i>1.300 m³ de Óleo MF 180</i>
mar/2000	<i>Tramandaí (RS) mar/praias/pesca⁴</i>	<i>Transporte marítimo/monobóia Falha transferência de petroleiro para terminal</i>	<i>18 m³ de petróleo</i>
jul/2000	<i>Paraná Rios Barigui e Iguazu^{4,5}</i>	<i>Refinaria do Paraná Falha interna</i>	<i>4.000 m³ de óleo</i>
fev/2001	<i>Mato Grosso Córrego Caninana⁴</i>	<i>Rompimento de oleoduto</i>	<i>4.000 m³ de óleo diesel</i>
mar/2001	<i>Bacia de Campos (RJ) alto mar⁷</i>	<i>Exploração e Produção de Petróleo Plataforma P36</i>	<i>1.200 m³ diesel e 350 m³ petróleo</i>
abr/2001	<i>Bacia de Campos (RJ) alto mar⁴</i>	<i>Exploração e Produção de Petróleo Plataforma P7</i>	<i>124.000 m³ de petróleo</i>
out/2001	<i>Baía de Paranaguá (PR) um óbito/fauna³</i>	<i>Transporte marítimo encalhe do navio Norma em banco de areia</i>	<i>5.000 m³ de nafta</i>
ago/2001	<i>Litoral norte da Bahia 30 km de praias⁴</i>	<i>Aparecimento de manchas de petróleo tipo árabe, origem não identificada, na Bahia</i>	<i>Não estimado</i>
dez/2001	<i>Canal de S. Sebastião Um óbito</i>	<i>Transporte marítimo Explosão do navio Alina P, estava fundeado</i>	<i>Não estimado (pequena quantia)</i>
jun/2003	<i>Litoral norte da Bahia 30 km de praias³</i>	<i>Transporte marítimo Falha transferência do navio Nortic Marita para terminal Canal de S. Sebastião (SP)</i>	<i>25 m³ de petróleo</i>
fev/2004	<i>Guaecá – S. Sebastião (SP) Vegetação, rio, praia</i>	<i>Rompimento de oleoduto Linha S. Sebastião-Cubatão</i>	<i>300 m³ de petróleo</i>
nov/2004	<i>Porto Paranaguá (PR) praias, costões, mangue, fauna⁷</i>	<i>Transporte marítimo Explosão do navio Vicuña no píer do terminal</i>	<i>4079,23 ton metanol 285 ton bunker</i>
nov/2005	<i>Rio Negro (AM)⁴</i>	<i>Transporte marítimo Naufrágio de barçaça próximo de Manaus</i>	<i>Não estimado Óleo combustível</i>
jan/2008	<i>Baía de S. Francisco (SC) Praias e costões⁶</i>	<i>Transporte marítimo Embarcação empurradora NORSUL</i>	<i>116.000 l de diesel/lubrificant e</i>
mar/2008	<i>Porto de Mucuripe (CE) Praia de Icarai</i>	<i>Transporte marítimo Colisão navio Chembulk Shangai com rebocador</i>	<i>3 ton de óleo combustível</i>

<i>abr/2009</i>	<i>Baía de Todos os Santos Rio, mar e praias</i>	<i>Refinaria Vazamento interior da refinaria/Bahia</i>	<i>Não estimado Mistura oleosa</i>
<i>jan/2009</i>	<i>Acre Rio Purus⁴</i>	<i>Transporte Aquaviário Vazamento de embarcação</i>	<i>25.000 l de óleo diesel</i>
<i>jun/2009</i>	<i>Rio Negro (AM)⁴</i>	<i>Transporte Aquaviário Naufrágio de embarcação</i>	<i>5.000 l de óleo diesel</i>
<i>jan/2010</i>	<i>Litoral do Ceará - 42 km de Paracuru e 85 km de Fortaleza</i>	<i>Plataforma Xaréú (PXA 1) Falha no mangote de conexão</i>	<i>141 l de petróleo</i>
<i>ago/2010</i>	<i>Porto de Recife (PE) 2 óbitos, 2 feridos</i>	<i>Explosão da embarcação Praia do Sancho durante serviço de reparo</i>	<i>Não estimado de gasolina</i>
<i>ago/2010</i>	<i>Bacia de Santos Poluição em alto mar</i>	<i>Exploração e Produção de Petróleo - Plataforma de Mexilhão - Falha na movimentação interna de diesel</i>	<i>~ 50 l Óleo diesel</i>
<i>jan/2011</i>	<i>Cubatão (SP) Contaminação do Rio Cubatão</i>	<i>Refinaria Extravasamento de tanque de resíduo oleoso</i>	<i>Não estimado</i>
<i>dez/2011</i>	<i>Bacia de Campos – RJ Campo de Frade</i>	<i>Exploração e Produção de Petróleo Plataforma da Chevron</i>	<i>365.000 l de petróleo (ANP)</i>
<i>jan/2012</i>	<i>Tramandaí (RS)</i>	<i>Transporte marítimo Falha na operação da monobóia (6 km da costa)</i>	<i>~1,2 m³ (Petrobras)</i>
<i>jan/2012</i>	<i>Bacia de Santos Teste longa duração Pré-sal 253 km do litoral norte de S.Paulo</i>	<i>Exploração e Produção de Petróleo Navio Plataforma Dynamic Producer (FPSO) Campo Carioca Nordeste</i>	<i>26 m³ de petróleo</i>
<i>jun/2012</i>	<i>Porto de Mucuripe – CE⁸</i>	<i>Óleo originado da casa de máquinas</i>	<i>70 t de óleo bunker</i>

Fontes citadas:

1. Etkin, D.S. *International Oil Spill Statistics*. Oil Spill Intelligence Report. USA, 22pp; 1997;
2. Poffo, I.R.F.; Midaglia, C.L.; Cantão, R.F., Caetano, N.; Nakasaki, A.; Pompéia, S.L.; Eysink, G.G.J. **Dinâmica dos vazamentos de óleo no Canal de São Sebastião, SP (1974 - 1994)**. Relatório CETESB (SP) 2 vol. + anexo. 1996. Disponível na Biblioteca da CETESB.
3. Sistema de informações sobre Emergências Químicas – SIEQ do Setor de Operações de Emergência da CETESB: <http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/emergencia/relatorio.php>
4. Informes obtidas na mídia eletrônica como: Agência Estado/Jornal O Estado de São Paulo, Folha de São Paulo, Agência Brasil e Ambiente Brasil:
http://ambientes.ambientebrasil.com.br/energia/acidentes_ambientais/principais_acidentes_om_petroleo_e_derivados_no_brasil.html
5. Histórico de Acidentes da Frente Nacional dos Petroleiros:
<http://www.sindipetroalse.org.br/site/imagens/stories/Saude/histnapetrobras.pdf>
6. IBAMA: <http://www.ibama.gov.br/emergencias/>. Também é possível acessar relatórios em:
<http://www.ibama.gov.br/emergencias/documentos/publicacoes/>
7. MARINHA DO BRASIL: relatórios envolvendo o navio Vicuña, a embarcação NORSUL e a plataforma P36 entre outros podem ser acessados em https://www.dpc.mar.mil.br/cipanave/re_l_acidentes.htm
8. NUPAEM/CE - Núcleo de Prevenção e Atendimento a Emergências Ambientais do Ceará (NUPAEM/SUPES/CE): www.ibama.gov.br/acidentes-ambientais-junho-2012/...ceara.../ce

Analisando a tabela dos principais vazamentos de óleo nas águas brasileiras (1960-2012) tem-se que:

- a. as ocorrências que liberaram maior volume estão relacionadas com acidentes de navegação e comoleodutos, entre 1960 e final dos anos 1990, no litoral sudeste;
- b. o petróleo vazado do encalhe dos navios Takamyia Maru e Brazilian Marina, deslocou-se do Canal de São Sebastião (SP) até o litoral sul do Rio de Janeiro, contaminando os dois estados por influência dos ventos e correntes marinhas, e também porque não havia plano de emergência, recursos humanos e materiais para contenção/recolhimento do produto e proteção de áreas sensíveis;
- c. a maioria dos casos envolvendo transporte marítimo ocorreu em áreas portuárias envolvendo petroleiros, mas também ocorreu com navios não petroleiros, como o cargueiro Smyrni no Porto de Santos (SP), o navio químico Vicuña, no Porto de Paranaguá (PR), a embarcação empurradora NORSUL, no Porto de São Francisco (SC) e o rebocador Pegasus no Canal de Santos (SP);
- d. há oito ocorrências envolvendo dutos, as quais contaminaram significativamente ecossistemas terrestres, fluviais e marinhos. Entre estas, em São Paulo, destacam-se a de Vila Socó pelo número de vítimas que pereceram em função do incêndio, as de Bertioiga e do Costão do Navio (S. Sebastião) pela grande extensão de áreas sensíveis afetadas (anos 1980). O mesmo não se repetiu por ocasião do vazamento de Guaecá (S. Sebastião - 2004), em função da mobilização de recursos para contenção e recolhimento;
- e. no Rio de Janeiro, entre as ocorrências envolvendo dutos, apesar do vazamento de 2000 na Baía da Guanabara ter sido mais noticiado pela mídia, o acidente de 1997 foi mais significativo, não só porque o volume liberado foi duas vezes maior mas também porque a maior parte do óleo liberado ficou restrita ao interior do mangue, nas imediações da Refinaria Duque de Caxias – REDUC;
- f. ocorrências envolvendo refinarias, dutos e transporte marítimo com petroleiros vem diminuindo e, vazamentos de óleo provenientes das atividades de perfuração, exploração e produção de petróleo e gás estão se tornando mais frequentes a partir de 2010.

No Brasil, como já é aplicado nos Estados Unidos, poderíamos ter na análise de risco mais completa, incluindo risco à saúde humana e ecológico, os seguintes usos:

- › Estimar os benefícios (efeitos terapêuticos) versus riscos (efeitos colaterais ou tóxicos) dos novos remédios;
- › Julgar os benefícios (produção agrícola maior, menos perdas) versus riscos (contaminação do meio ambiente e dos produtos agrícolas) pelo uso dos pesticidas;
- › Avaliar a escolha de locais para indústrias, segurança de processos e perigos de transporte, melhorando o projeto e a construção das instalações.
- › Conduzir análises de decisão sobre a necessidade de descontaminação do subsolo bem como sua extensão.
- › Gerar cenários (what-if), por exemplo, para comparar o impacto potencial de alternativas de controle ambiental, estabelecendo prioridades para ações emergenciais e corretivas.
- › Avaliar tecnologias existentes e novas para o controle, prevenção e/ou mitigação de perigos e riscos ambientais.
- › Desenvolver base científica para o fechamento de unidades poluidoras ou a sua abertura sob certas condições.
- › Prover informações técnicas e consistentes sobre questões ambientais, de saúde pública ou ecológicas para as comunidades envolvidas, suprimindo suas expectativas e promovendo a sua adequada participação.
- › Gerar bases científicas para a redução de qualquer risco corporativo e o gerenciamento de planos, programas e projetos de custo-benefício.
- › Identificar perigos emergentes na ecosfera (exemplo, ozônio, estufa, etc.) e promover ação mundial a respeito.

Como podemos ver as vantagens do uso da análise de risco para segurança de processos, saúde humana e fins ecológicos são inúmeros e oferecem uma base consistente para priorizar problemas, alocar recursos e reduzir riscos. A possibilidade de vantagens obtidas nos projetos é da ordem de 5% a 20% do custo total desses projetos.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Simular a evolução da pluma de óleo devido a um grande derramamento de óleo em águas confinadas, próximo ao porto no Arquipélago de Fernando de Noronha e avaliar quantitativamente o risco ecológico ao ecossistema marinho, utilizando uma espécie marinha representativa da região em estudo como bioindicador da saúde do ecossistema.

1.2.2 Objetivos específicos

- Realizar a modelagem da circulação hidrodinâmica da região e simular o espalhamento de hidrocarbonetos.
- Construir um modelo populacional para a espécie em questão, ou seja, um modelo matemático que descreve a dinâmica da população e que seja capaz de prever a abundância, o futuro da população e a sua distribuição geográfica, sob condições pré-determinadas (cenários de risco).
- Avaliar qual fator de maior importância determina a susceptibilidade da espécie em estudo, como por exemplo, a existência ou não de uma relação entre os derrames de petróleo e seus derivados com a sua abundância populacional.
- Quantificar os riscos ecológicos associados ao transporte, desembarque, armazenamento de diesel no Arquipélago de Fernando de Noronha.
- Através de um caso real de acidente marítimo com vazamento de derivados do petróleo de dentro de uma área de proteção ambiental, identificar um plano de contingência eficaz.

1.3 Resultados esperados

Espera-se que a metodologia seja eficiente para a quantificação de risco ecológico acidental inerente à espécie que se deseja estudar; causados por derrames de petróleo; ou seja, resumindo teremos:

- Respalda, de maneira objetiva, as futuras ações de gerenciamento e comunicação de risco;

-
- Resultados matemáticos esperados, tais como, as curvas de risco ecológico, por exemplo, o risco de extinção, tempo para extinção, categorização do risco segundo a IUCN, dentre outros.
 - Sugerir planos de emergência para resposta a acidentes graves envolvendo derivados de petróleo;
 - Disponibilizar informações para análise da trajetória e dos riscos relativos ao derramamento de petróleo e seus derivados, proveniente das embarcações na área de fundeio do porto situado na Baía de Santo Antônio no Arquipélago de Fernando de Noronha.

1.4 Estrutura do trabalho

Este trabalho está dividido em 5 tópicos principais, onde o segundo tópico traz, além das considerações iniciais e da revisão bibliográfica, um panorama de derrames de derivados de petróleo no mar, destacando o Brasil e a legislação vigente. O terceiro tópico explicita a metodologia proposta e o quarto tópico a validação da proposta metodológica executando uma AQRE em um derrame de petróleo no meio marinho, juntamente com os resultados das simulações e algumas discussões a serem tiradas a partir do exemplo de aplicação. Por fim, o último tópico apresenta as conclusões finais e sugestões de trabalhos futuros, onde o modelo proposto neste trabalho possa ser aplicado.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Estudos de Riscos Ecológicos

Uma complexidade de interações entre populações, comunidades e ecossistemas (incluindo cadeia alimentar) ao nível micro e macro; grande incerteza na relação causa-efeito. O foco é dado em impactos de habitats e ecossistemas que podem se manifestar bem distantes das fontes geradoras do impacto.

É importante aqui definirmos perigo, pois é muito usado na área ambiental, mas podendo significar coisas diferentes, dependendo do contexto. Todos os estudos começam com a identificação dos perigos ou definição do problema.

O perigo é um agente químico, biológico ou físico (incluindo a radiação eletromagnética) ou um conjunto de condições que se apresentam com uma fonte de risco, mas não o risco propriamente dito. Por exemplo, análise de perigo na segurança do trabalho da indústria petroquímica e nuclear geralmente se refere a todos os passos a partir da identificação do perigo até a avaliação do risco. Por outro lado, o estudo do risco sobre a saúde humana, a análise do perigo é considerado com primeiro passo envolvendo a avaliação dos dados e a seleção dos produtos químicos que causam o dano.

O estudo e a análise de risco (“risk assesement and risk analysis”) são usados geralmente como sinônimos, mas a análise de risco é algumas vezes usada mais geralmente para incluir os aspectos do gerenciamento de risco.

Depois dos perigos serem definidos, o próximo passo é identificar a população de receptores potenciais e os locais de exposição. A exposição ocorre quando alguém toma contato com o perigo, ou seja, ocorrência em tempo e espaço do perigo e o receptor. Concluimos assim, que o perigo só constitui um risco se houver o contato entre eles e, conseqüentemente, na fase de caracterização do risco, a natureza e a magnitude das conseqüências da exposição são formalizadas.

Na análise de perigo da segurança do trabalho, os efeitos finais são bem definidos: fatalidades, danos e perdas econômicas. O impacto é imediato e transparente; a causa-efeito está claro no seu relacionamento.

Podemos citar os bem conhecidos exemplos de acidentes catastróficos como de Seveso, Bhopal, Chernobyl, Vila Socó (Petrobrás Cubatão), grandes vazamentos de petróleo no Brasil, Plataforma da Petrobrás P-36, etc.

Em contraste, grandes incertezas ainda invadem a análise de riscos sobre a saúde humana devido às causas multifatoriais, ruído de fundo e períodos de longa latência, onde as relações de causa-efeito são no mínimo tênues. Por exemplo, nós estamos expostos a milhares de produtos químicos todos os dias, a maioria dos quais não é passível de causar doenças em baixas concentrações. Algumas doenças, especialmente câncer, têm um período de latência de 10 a 20 anos.

Os riscos ecológicos são talvez em ordem de magnitude mais complexos e mais incertos e seus efeitos podem não ser evidentes exceto, de forma retrospectiva. Apesar dessas diferenças, os riscos estão inter-relacionados.

O acidente de Chernobyl, por exemplo, resultou em poucas mortes imediatas, mas a radiação continuou a impactar a saúde de milhares de pessoas com o tempo.

Uma vez que os seres humanos fazem parte do ecossistema (seres humanos, fauna e flora fazem uso dos recursos naturais ar, água e solo continuamente) a saúde humana pode ser afetada indiretamente por, por exemplo, o consumo de peixe contaminado, especialmente nos casos de alta bioacumulação de pesticidas ou outros compostos solúveis em gordura dos tecidos de peixe comestíveis encontrados em águas contaminadas.

Abaixo está descrito o processo de estudo de risco ecológico passo a passo:

1. Formulação do Problema: flora e fauna existente, especialmente espécies ameaçadas de extinção; levantamentos terrestres e aquáticos; contaminantes e geradores de “stress” na área em estudo.
2. Estudos de Exposição: caminhos, “habitats” ou populações receptoras, especialmente em perigo ou ameaçadas de extinção; concentrações de exposição.
3. Estudos de toxicidade e efeitos ecológicos: testes aquáticos, terrestres e microbiais, por exemplo, estudos de campo de LC50 (concentração letal para 50% da população exposta).
4. Caracterização do risco e ameaça: integração dos levantamentos de campo, toxicidade e dados de exposição para caracterização de riscos ecológicos significativos, relação causal e incertezas.
5. Finalizações típicas: impacto de habitats e ecossistemas, por exemplo, abundância de populações, diversidade de espécies.

6. Aplicações típicas: estudos ambientais, sítios contaminados, seleção de locais para industriais, estudos em mangues, licenciamento/registros de pesticidas, controle da fabricação de substâncias tóxicas.

A poluição marinha em decorrência do aporte direto e indireto de contaminantes químicos representa uma das principais preocupações globais da atualidade pela possibilidade de perdas na biodiversidade destes ambientes e impactos sobre os recursos economicamente exploráveis (ex: pesca) ou processos biogeoquímicos importantes como a ciclagem de nutrientes e a fotossíntese (Veiga, 2010). Neste contexto, surge a avaliação de risco ecológico como um novo procedimento de gestão para lidar com os problemas ambientais novos ou já existentes e proteger os ecossistemas de ações de origem antropogênica.

Vale ressaltar aqui que os termos risco ecológico e risco ambiental podem trazer grandes confusões quanto aos seus propósitos. Nos Estados Unidos da América, o risco ambiental tem sido usado para avaliar o risco de contaminantes presentes no meio ambiente tendo os seres humanos como foco de preocupação. Os ecologistas subsequentemente desenvolveram o termo risco ecológico para se referir exclusivamente aos riscos decorrentes de ações humanas sobre organismos não humanos. Na Europa, no entanto, o termo avaliação de risco ambiental é utilizado com ambos os propósitos (Suter II, 2007).

Speer et al. (1996) destacam que diferentemente da análise de risco ecológico realizada em ambientes terrestres, onde os fatores ecológicos normalmente são usados apenas como suporte para alcançar o ponto final de avaliação - que é a saúde humana, estudos de avaliação de risco para os ecossistemas marinhos têm os componentes dos ecossistemas como objeto final de avaliação, a não ser nos casos onde a preocupação recai sobre aspectos de uso do ambiente como recreação ou pesca. No presente estudo o termo risco ecológico foi adotado enfatizando a relevância do ecossistema marinho como alvo de estudo e proteção nos derrames de hidrocarbonetos das atividades de transporte, desembarque e armazenamento de diesel.

2.1.1 Risco preditivo e risco retrospectivo

Pesquisadores na área de meio ambiente (ecólogos, biólogos, ecotoxicologistas, químicos, geólogos, oceanógrafos entre outros) são normalmente envolvidos em estudos interdisciplinares para prover informações científicas acerca de impactos das atividades antropogênicas com duas perspectivas. A primeira consiste em responder se as atividades ocorridas no passado ou aquelas ora em andamento causaram, estão causando ou poderão causar efeitos adversos sobre algum componente dos ecossistemas, e por esta razão tais atividades devem ser reguladas. Neste caso, a fonte de estresse ou estímulo já existe e a forma de abordar o problema consiste na realização de estudos de avaliação e monitoramento de atividades em campo, que alguns autores chamaram de avaliação de **risco retrospectivo ou ecoepidemiologia** para se referir ao processo de determinação dos prováveis agentes causais que possam explicar os efeitos ecológicos adversos, observados na atualidade (Osemberg, 1996 e Suter II, 2007).

A segunda diz respeito à previsão de possíveis efeitos adversos decorrentes da proposição de novas ações como, por exemplo, a aprovação para uso de um novo produto químico (ex: pesticidas), a liberação para a introdução de espécies exóticas ou a obtenção de licença para o descarte de efluentes em um corpo hídrico. Nestes casos, a fonte de estresse ainda não está estabelecida e muitas vezes suas características ainda não são bem conhecidas ou o cenário para o qual a ação está sendo proposta é novo. Nestes casos, prognósticos são realizados com base em dados disponíveis para situações similares e ou com base no conhecimento de especialistas. Este tipo de estudo foi chamado de avaliação de risco **preditivo** (IPCS, 2004, Osemberg, 1996 e Spper, 1996).

Tais designações contribuíram para grandes desentendimentos na literatura e por esta razão em recente publicação Suter II (2007) pôs fim ao contra-senso de se pensar na aplicação do termo risco para aludir à previsão de eventos no passado. O autor esclareceu que ao se fazer avaliação de risco para eventos em curso ou ocorridos no passado como, por exemplo, um derrame de óleo ou a disposição de resíduos tóxicos em uma localidade, o objetivo é o de prever as consequências de determinadas ocorrências para o futuro próximo ou em longo prazo, com base em observações do presente e do passado. Assim, a avaliação de risco, seja para eventos novos ou aqueles já existentes, é sempre de caráter **preditivo** e tem por objetivo

conhecer a probabilidade e a magnitude de suas consequências para adoção de medidas preventivas ou mitigatórias (Suter II, 2007).

Em contrapartida, estudos em ecoepidemiologia têm início pela observação de efeitos adversos evidenciados em determinados organismos para os quais se deseja saber as causas, objetivando a aplicação de medidas corretivas e preventivas, contra o agravamento ou disseminação da situação.

Ainda segundo Suter II (2007), a principal diferença entre os estudos de ecoepidemiologia e os estudos de monitoramento ambiental ou outros estudos de campo reside na ênfase sobre a causalidade.

Na prática, porém, quando os estudos são realizados como ferramenta de gestão ambiental de atividades industriais existe não somente a necessidade de se identificar as causas dos efeitos adversos observados, mas também de se apontar as possíveis fontes dos agentes estressores, diferenciando as variações naturais daquelas atribuíveis a atividades antropogênicas. Além disso, é importante apontar as variações causadas especificamente pela atividade em questão, separando-as de outras atividades que não são objetos diretos do estudo, mas que possam atuar como fatores de confundimento, influenciando os resultados do estudo.

2.1.2 Risco, incerteza e variabilidade

2.1.2.1 Evolução do conceito e abordagem dos riscos

Na Antiguidade, catástrofes naturais, como inundações, terremotos e erupções vulcânicas, ou grandes epidemias surgiam sem aviso ou motivo, apenas pela vontade de deuses caprichosos, onipresentes, para castigar a humanidade. O homem comum não era capaz de antever ou prevenir ameaças, a não ser através da intervenção dos oráculos, adivinhos ou videntes que ditavam regras ou davam conselhos, pela inspiração divina ou através da interpretação de sinais (Oppenheim, 1977; Theys, 1987).

O primeiro exemplo de que se tem registro da prática de avaliar riscos e as opções para contorná-los era realizado em comunidades localizadas entre o Tigre e o Eufrates, na antiga Babilônia, por volta de 3.200 a.C. Sacerdotes do grupo religioso denominado Asipu eram procurados para dar conselhos em decisões difíceis, por serem capazes de interpretar os sinais da opção mais favorável (Covello, 1985).

O pensamento medieval também era guiado pela religião. Doenças e calamidades eram consideradas desígnios divinos para purificar os pecadores através da dor. A cura viria através do arrependimento e a prevenção só era possível por meio de uma vida baseada na fé.

As ideias sobre a previsibilidade de eventos, através de princípios científicos, surgiram, na época da Revolução Industrial, pela influência da filosofia iluminista, do desenvolvimento das ciências em geral e das práticas médicas para o controle de doenças.

Os avanços científicos e tecnológicos advindos da época contribuíram para a redução da ocorrência de determinadas doenças infectocontagiosas, mas fizeram surgir e aumentar “novos riscos”, associados a perigos de origem tecnológica, que passaram a fazer parte do cotidiano de milhões de pessoas (Covello, 1985; Theys, 1987).

O termo “risco” tem sua origem na palavra italiana *riscare*, cujo significado original era navegar entre rochedos perigosos (Rosa, 1995). A definição utilizada atualmente foi desenvolvida a partir da teoria das probabilidades, sistema axiomático oriundo da teoria dos jogos desenvolvido na França do século XVII (Douglas, 1987). Risco, em qualquer campo de saber científico ou tecnológico, é a probabilidade da ocorrência de um evento adverso. Nessa teoria, a previsibilidade do evento é possível pelo conhecimento dos parâmetros da distribuição de probabilidades de acontecimentos futuros.

O conceito de risco foi aperfeiçoado após o final da Segunda Guerra Mundial, como uma ferramenta para lidar com um novo quadro na saúde: a transição epidemiológica observada nos países desenvolvidos, que avançavam no controle das doenças infecciosas, mas identificavam o aumento da importância para a saúde pública das doenças não transmissíveis.

Segundo Beck (1986), com os avanços tecnológicos e científicos, passamos de uma sociedade de penúria, quando a questão fundamental era proporcionar igualdade de condições de vida para todos, para a sociedade do risco, em que é necessário garantir segurança para todos, ou melhor, dividir o ônus dos riscos produzidos pela lógica da sociedade capitalista.

Ao longo dos anos, os diversos grupos da população envolvidos nas discussões sobre riscos perderam a confiança no gerenciamento de riscos conduzido pelas indústrias e pelo Governo e se mobilizaram, reivindicando participar dos processos decisórios (Freitas, 2001).

Nesse contexto, as indústrias e os órgãos governamentais trabalharam no aprimoramento da metodologia científica de estimativa dos riscos, utilizando análises quantitativas e métodos probabilísticos (Renn, 1986, Freitas, 2001). Foram desenvolvidos

testes de laboratórios, métodos epidemiológicos, modelos ambientais e simulações em computadores, aprimorando-se a identificação e mensuração dos riscos (Covello, 1985).

2.1.2.2 Limitações das estimativas dos riscos: incerteza e variabilidade

A variabilidade representa a expressão numérica da diversidade intrínseca de uma população. Na literatura especializada, diversos termos são utilizados como sinônimo para a variabilidade, incluindo incerteza estocástica, incerteza aleatória, ou incerteza Tipo A (Cullen e Frey, 1999). Por se tratar de uma propriedade fundamental da natureza, a variabilidade não pode ser reduzida por medições ou estudos adicionais (Cullen e Frey, 1999; Burgman, 2005; Vose, 2008).

Em estudos ambientais, os fatores responsáveis pela variabilidade incluem as alterações na concentração de um contaminante em um meio (água, ar, solo etc.), diferenças no peso de um organismo, diferenças nas taxas de ingestão ou de frequência de exposição, distância entre a fonte e o receptor, topografia, variabilidades inter e intra-específica (USEPA, 2001; Burgman, 2005). Tais variações são matematicamente representadas por distribuições de probabilidade, empíricas ou paramétricas (Cullen e Frey, 1999; Vose, 2008). Distribuições não paramétricas e paramétricas apresentam vantagens e desvantagens específicas (Cullen e Frey, 1999; Vose, 2008). Assim, essa escolha pode influenciar significativamente os resultados da avaliação de risco (Verdonck, 2003). A escolha entre a distribuição paramétrica de densidade ou cumulativa, está mais relacionada à facilidade de visualização das informações desejadas, não influenciando o resultado final da avaliação de risco (USEPA, 2001). No entanto, a escolha da função de distribuição paramétrica adequada para caracterização da variabilidade dos dados (e.g. Lognormal, Normal, Weibull, etc.) é considerada uma das etapas mais complexas das análises probabilísticas (USEPA, 1999; Vose, 2008), podendo apresentar forte influência nos resultados (Lessmann et al., 2005).

A utilização de valores extremos para a caracterização da exposição, sem considerar a variabilidade, resulta em uma avaliação conservadora. Essa estimativa pontual não permite saber em qual percentil da exposição o perigo realmente se encontra, tornando impossível determinar a probabilidade de o perigo vir a ocorrer. A ausência dessa informação acaba por prejudicar a avaliação da intensidade das ações corretivas necessárias, ou justificáveis, para impedir ou remediar esse risco (USEPA, 2001).

Por outro lado, a incerteza corresponde à falta de conhecimento acerca da real situação de um fenômeno pobremente caracterizado e pode ser minimizada pela coleta de mais e melhores dados (Cullen e Frey, 1999; Burgman, 2005; Vose, 2008). Assim, por exemplo, pode-se ter certeza que as pessoas ingerem diferentes quantidades de água, mas ainda pode haver dúvida acerca da magnitude dessa variabilidade em relação a uma determinada população (USEPA, 2001).

Na abordagem determinística, a incerteza nos parâmetros é considerada de forma qualitativa para a maioria das variáveis. Por exemplo, a descrição das incertezas em um estudo de risco determinístico pode considerar erros associados a uma pequena campanha amostral do solo, considerada insuficiente para o cálculo de uma concentração média confiável dos contaminantes, resultando em um risco sub ou superestimado (USEPA, 2001). Na abordagem probabilística a incerteza assume a forma de distribuições de probabilidade paramétricas ou empíricas, o que possibilita sua quantificação (Vose, 2008). Nessas situações, a incerteza costuma ser apresentada na forma de intervalos de confiança da distribuição de probabilidade ajustada aos dados.

No entanto, os intervalos de confiança não podem ser interpretados como meio adequado de representação de todas as incertezas. Isso pode ser comprovado pelo fato de que, em medições subsequentes de uma determinada variável, raramente os intervalos de confiança se sobrepõem. Os valores obtidos em cada campanha de amostragem podem variar entre si devido a diferenças entre os protocolos experimentais, pessoas, equipamentos, além dos erros de mensuração (Burgman, 2005).

As fontes potenciais de incertezas nas avaliações de risco podem ser divididas nas três categorias (USEPA, 2001): incertezas nos parâmetros, incertezas nos modelos, incertezas nos cenários. Na avaliação probabilística de risco a incerteza nos parâmetros pode se referir, especificamente, ao conceito estatístico de incerteza na estimativa de parâmetros populacionais (média, desvio padrão etc...) obtidas de amostras finitas. Desse modo, essa incerteza está associada à qualidade, quantidade e representatividade dos dados disponíveis, assim como os métodos estatísticos de estimação. As fontes da incerteza amostral podem incluir erros sistemáticos ou desvios no processo de coleta dos dados, imprecisão nas medidas analíticas e inferências feitas a partir de um banco de dados limitados (Cullen e Frey, 1999).

Diversos modelos podem ser utilizados no processo da avaliação do risco. Esses modelos consistem, basicamente, em equações utilizadas para o cálculo da exposição, efeitos

e risco, como os modelos para avaliação de dose-resposta ao câncer e modelos para estimar a concentração de contaminantes em meios específicos (USEPA, 2001). Apesar de sua utilidade no processo regulatório, todos os modelos são simplificações, idealizados para representar processos físicos e biológicos de grande complexidade, sendo, portanto, inerentemente sujeitos a incertezas (Cullen e Frey, 1999).

Desse modo, as incertezas acerca do modelo estão associadas tanto à sua estrutura (e.g. equação de exposição) quanto ao uso pretendido, incluindo a influência das simplificações para os endpoints da avaliação de risco, a escolha da(s) distribuição (ões) de probabilidade mais adequada para a caracterização da variabilidade e a interpolação (ou extrapolação) de seus resultados. Outras fontes de incerteza nos modelos podem ocorrer quando variáveis importantes são excluídas, inter-relações entre as entradas são ignoradas, ou quando são utilizadas variáveis substitutas (Cullen e Frey, 1999).

Cenários podem ser construídos para representar tanto o problema ambiental atual quanto para representar situações hipotéticas baseadas em motivações técnicas, científicas ou políticas, sendo uma parte importante do modelo conceitual (Cullen e Frey, 1999). As incertezas dos cenários estão associadas às informações perdidas ou incompletas necessárias para a caracterização da exposição e/ou dos efeitos. Podem também incluir erros descritivos acerca da magnitude e extensão da exposição ou toxicidade, erros de agregação temporal e espacial, análise incompleta (caminhos de exposição não analisados) e erro potencial na especificação da população exposta ou das unidades de exposição (USEPA, 2001).

A caracterização das fontes de incerteza apresenta grande importância nas análises de risco, uma vez que pode influenciar as decisões dos gestores de risco tanto nas estimativas pontuais quanto nas estimativas probabilísticas de risco. À medida que fontes adicionais de incerteza são quantificadas e incluídas na avaliação, as incertezas na caracterização do risco são ampliadas. Ao contrário do que pode parecer, a demonstração e a quantificação dessas fontes de incerteza pode aumentar a transparência na tomada de decisões (Burgman, 2005), principalmente no contexto da abordagem iterativa onde análises sucessivamente mais complexas são realizadas a partir das incertezas detectadas (USEPA, 2001).

Einstein não se conformava com a ideia de que a mecânica quântica não pudesse abarcar todas as variáveis de um fenômeno e mensurá-las. Não seria possível haver indeterminismo no universo.

Faz parte da natureza de todos os campos da ciência a transitoriedade do conhecimento produzido. O que é verdade hoje pode ser alterado amanhã, seja porque surgiu um novo dado, seja porque surgiu uma nova forma de avaliar o problema.

A incerteza é a possibilidade da existência de erro em uma mensuração ou em um cálculo. O erro pode ser gerado, por exemplo, na determinação de variáveis, no uso de métodos de resolução de problemas, na tomada de decisão (Vieira, 1978). Em muitos casos, as incertezas existem porque a informação científica simplesmente não está disponível.

Nas atividades analíticas, adota-se o conceito metroológico da incerteza. Esse é descrito como o parâmetro associado ao resultado de uma medição, que indica a dispersão das medições em torno de um valor mais frequente. Assim, a expressão de um resultado é dado como $x \pm u$, em que u representa a dispersão dos valores.

A incerteza é diferente da ignorância ou da indeterminância. A ignorância se caracteriza quando elementos de um sistema que está sendo estudado não são reconhecidos e, por isso, não são incluídos. A indeterminância ocorre em situações em que não se conhecem os parâmetros importantes do sistema que devem ser avaliados. Na incerteza, os parâmetros são conhecidos, mas não a distribuição das probabilidades.

Assim, a estimativa é feita, porém existe uma possibilidade de erro.

Como todo tipo de previsão, a análise de risco envolve a “mensuração de algo não totalmente estabelecido” e, assim, agrega incertezas (Andrade, 2000; FAO e WHO, 2005).

As incertezas devem ser reconhecidas e incluídas na estimativa do risco. O nível de incerteza sugere a qualidade do conhecimento gerado, do resultado da avaliação. São definidos dois tipos de incerteza (Daneshkhah, 2004):

- Incerteza aleatória: ocorre devido a variações naturais e imprevisíveis no desempenho do sistema em estudo.
- Incerteza epistemológica: relacionada à falta de conhecimento científico sobre determinado aspecto do sistema.

Rowe (1994) classificou as incertezas em quatro grupos:

- Temporal: incerteza na probabilidade da ocorrência de eventos futuros ou falhas no registro de eventos passados (vieses, dados históricos incompletos).
- Estrutural: incerteza gerada pela adoção de modelos. Para estudar um sistema muito complexo, são necessárias simplificações, através de modelagens, de um ou mais parâmetros. Os modelos reduzem o real e podem carregar erros estruturais.

• Métrica: está relacionada com a possibilidade de erro na precisão e acurácia da medida realizada por meio de múltiplas observações com escalas de valores e uso de modelos estatísticos para descrever os resultados.

• Translacional: possibilidade de erro durante o trânsito da informação entre os diversos atores envolvidos na análise de um problema. Por exemplo, pode haver diferenças entre formação técnica, capacidade de interpretação ou interferência de interesses entre os membros da análise de risco.

Segundo Gerba (2000), duas estratégias podem ser usadas para lidar com a incerteza: análise de sensibilidade e simulação de Monte Carlo. A análise de sensibilidade consiste em avaliar a incerteza de cada parâmetro utilizado na condução do estudo e avaliar ainda o impacto de cada um deles no resultado final. Na simulação de Monte Carlo, assume-se que todos os parâmetros são aleatórios e, em vez de variar cada um desses parâmetros separadamente, recorre-se a um software que seleciona os dados aleatoriamente e aplicam funções matemáticas repetidas vezes. O resultado obtido corresponde, então, aos valores de exposição ou risco correspondente a uma probabilidade específica com grau de confiança de 95%. De acordo com O'Brien (2000), quando as relações de causa e efeito sobre uma determinada exposição e um efeito adverso à saúde ainda não estão cientificamente bem estabelecidos, deve ser aplicado o princípio da precaução. O princípio da precaução afirma que, mesmo na ausência da certeza científica formal sobre um risco que envolve dano sério ou irreversível, devem ser aplicadas medidas preventivas.

Os estudos experimentais ou teóricos podem não abranger toda a realidade, isto é, a variabilidade de cada elemento. Variabilidade é uma característica do fenômeno que pode diferir de uma observação para outra. Por exemplo, a susceptibilidade individual a uma doença, a concentração de um perigo biológico em diferentes partes de um alimento, a quantidade de alimento ingerida diariamente pelos indivíduos de uma população. A variabilidade pode ser expressa através dos seguintes cálculos (OPAS/ EPA, 1996):

- Medidas de tendência central e de dispersão da exposição.
- Exposição no extremo superior.
- Exposição em um limite superior teórico.

Na tomada de decisão, o gestor deve considerar a incerteza e a variabilidade, que são indicações quantitativas da qualidade do risco estimado, sugerindo a confiabilidade do mesmo, o quanto a estimativa representa o risco real.

O gestor deve julgar se a caracterização está próxima da realidade, observando o grau de certeza (ou incerteza) dos métodos de avaliação do risco e a variabilidade dos fatores, para definir, em termos numéricos, a probabilidade de ocorrência do fenômeno.

Logo, tanto a variabilidade quanto a incerteza podem ser quantificadas por meio de distribuições de probabilidade. No entanto, a interpretação das distribuições é distinta em cada caso. Cullen e Frey (1999) adotam a nomenclatura “distribuição de frequência” para representar variabilidade e o termo “distribuição de probabilidade” para representar a incerteza. IAEA (1989) interpreta distribuições de variabilidade como a frequência relativa dos valores em um intervalo específico, enquanto as distribuições de incerteza são interpretadas como graus de confiança, ou probabilidade subjetiva.

Os modelos que consideram apenas a variabilidade, ou a incerteza, são denominados de primeira ordem e os que consideram a variabilidade e a incerteza, em conjunto, são descritos como de segunda ordem (Cullen e Frey, 1999). A utilização conjunta da variabilidade e da incerteza em modelos de segunda ordem deve ser feita de maneira criteriosa, de modo a permitir a distinção entre a influência das distribuições de entrada nos resultados. Essa informação pode ser importante para os gestores do risco, uma vez que situações de maior influência da variabilidade indicam que a coleta de novos dados pode resultar em parcos benefícios. Nos casos em que a incerteza é predominante, novos dados podem melhorar as estimativas futuras (Vose, 2008).

2.2 Risco e probabilidade

Nos delineamentos probabilísticos (estocásticos) da avaliação de risco, são utilizadas as evidências científicas para gerar diferentes probabilidades de eventos individuais, que se combina para determinar a probabilidade de um resultado adverso para a saúde. Isso requer um modelo matemático da variabilidade dos fenômenos incluídos, e o cálculo final de risco é uma distribuição probabilística. Esses modelos estocásticos são depois usados para criar e analisar diferentes cenários do risco. Tal enfoque é considerado em geral representativo do mundo real, mas os modelos estocásticos são com frequência, complexos e difíceis de gerar (Dubugras e Pérez-Gutiérrez, 2008).

A técnica de análise do cenário probabilístico foi desenvolvida, na década de 40 do século XX, para estudos sobre a bomba atômica. Tem sido usada em estudos em análises

financeiras e econômicas. É uma ferramenta excelente para a estimativa da probabilidade ou frequência da ocorrência de um evento indesejado.

Cenário é uma série de eventos que podem acontecer que são previstos ou propostos a partir de dados da realidade. Através dessa técnica, são gerados diferentes cenários e definidos os cenários e respectivos resultados com maiores probabilidades de ocorrência. O problema dessa técnica é que, devido à extensão da variabilidade e incerteza existentes, é difícil identificar todos os possíveis resultados de uma decisão de gestão de risco a partir de alguns cenários (FAO e WHO, 2005).

Por outro lado, a probabilidade consiste em uma medida numérica da chance de um determinado resultado associado a um processo estocástico (Vose, 2008). O conceito de probabilidade pode ser embasado em duas abordagens distintas: frequentista (probabilidade "clássica") ou subjetiva (grau de credibilidade ou Bayesiana) (Burgman, 2005).

Na abordagem "clássica" a probabilidade é entendida como uma expressão da frequência de repetições de um evento, ao longo de um experimento controlado (Burgman, 2005). Assim, podem-se resumir os resultados de 100 lançamentos de moedas como a frequência de coroa (Ex. 54 de 100) e inferir que a probabilidade de ocorrência de coroa dessa moeda é 0,54. A interpretação da probabilidade como frequência é mais amplamente aceita, devido à tendência dos seres humanos em extrapolar, a partir de experiências passadas, regras gerais (Suter, 2007). No entanto, são verificados problemas quando da aplicação de probabilidades derivadas de condições controladas em situações reais. Apesar dessas limitações, alguns parâmetros probabilísticos deduzidos de frequências são utilizados de forma rotineira, mesmo sem a possibilidade de replicações experimentais. Exemplos incluem a frequência de falha em estações de tratamento e parâmetros meteorológicos, como a direção do vento e ocorrência de chuva (Suter, 2007; Vose, 2008). A probabilidade subjetiva se baseia no grau de credibilidade, não na frequência prévia de eventos (Suter, 2007; Vose, 2008). De acordo com Burgman (2005), o termo "probabilidade subjetiva" pode ser interpretado de duas formas. A primeira como falta de conhecimento acerca de um processo ou algum desvio. O segundo significado indica pura e simplesmente o grau de credibilidade de um determinado evento. Assim, por exemplo, pode-se afirmar que a probabilidade de redução na população de um mamífero em um determinado ano de seca é de 0,8. Uma vez que esse evento não irá se repetir de forma idêntica, já que não consiste em uma situação controlada, a probabilidade indicada, ao invés de corresponder a uma frequência, diz respeito a um grau de credibilidade

(Suter, 2007). A probabilidade subjetiva, ou a priori, pode ser atualizada a partir de novas informações, podendo em longo prazo corresponderem a frequências (Burgman, 2005). Os subjetivistas afirmam que até mesmo a conversão de frequências observadas em probabilidades baseia-se mais em uma afirmação de credibilidade do que na absoluta lógica objetiva. Eles entendem que não existe razão para se tiver certeza de que os próximos dez lançamentos serão iguais aos dez anteriores. O conceito de probabilidades como expressão de credibilidade subjetiva é considerado mais flexível do que o conceito frequentista. (Suter, 2007). A probabilidade, apesar de ser a unidade padrão, não é a única unidade de expressão do risco. Alternativas incluem o ranqueamento do risco baseado em escalas qualitativas (e.g. aceitável/inaceitável) geradas por consultas a especialistas (Burgman, 2005; Vose, 2008).

2.3 Conceito e estrutura da avaliação de risco ecológico

A Avaliação de Riscos Ambientais é o processo global que envolve a identificação dos riscos ambientais de uma determinada atividade, sua análise e sua apreciação. A partir dos resultados obtidos, é possível ordenar os riscos, separando-se os maiores dos menores. Para tanto, a Avaliação de Riscos Ambientais envolve a consideração das fontes de risco para o meio ambiente, de suas consequências, bem como da probabilidade de ocorrência de tais consequências.

A etapa de **Identificação dos Riscos** consiste na identificação abrangente dos riscos que deverão ser analisados. Esta etapa deve incluir mesmo os riscos que não puderem ser controlados, e envolve a busca da resposta para as seguintes questões:

- O que pode acontecer, onde, e quando?
- Por que e como pode acontecer?

As abordagens utilizadas na identificação dos riscos incluem listas de controle, julgamentos baseados na experiência e nos registros, análise de cenários, *brainstorming*, entre outras.

A etapa de **Análise dos Riscos** consiste na compreensão dos riscos, com o objetivo de fornecer subsídios para a tomada de decisão para o seu gerenciamento. Nesta etapa são consideradas as fontes do risco, suas consequências positivas e negativas, assim como a probabilidade de que as consequências ocorram. Os fatores que afetam as consequências e a

probabilidade devem ser identificados, e o risco é analisado como uma função dessas duas variáveis. Esta etapa pode ser conduzida com vários graus de detalhamento, dependendo do risco, de seu propósito, bem como da informação, dos dados e dos recursos disponíveis. Podem ser qualitativas, semiquantitativas ou quantitativas, e também uma combinação destas, a depender das circunstâncias. Na prática, a análise qualitativa de risco é frequentemente usada primeiramente para a obtenção de indicações gerais dos níveis de risco e revelar os maiores riscos e as questões mais relevantes. Mais tarde pode ser necessária a execução de uma análise mais específica ou quantitativa a respeito das principais questões identificadas.

Tradicionalmente o risco é caracterizado pela ocorrência acidental de eventos que podem ter conseqüências indesejáveis. A avaliação de risco é a forma pela qual a frequência e as conseqüências destes eventos são determinadas de tal forma que o risco expresse as conseqüências por unidade de tempo. Na avaliação de risco para seres humanos, a conseqüência é quase sempre expressa como uma injúria específica ou fatalidade, e a avaliação é feita para responder questões do tipo: Qual o risco de mortes em acidentes de trânsito por ano?

$$\text{Risco} = (\text{Evento/tempo}) \times (\text{Conseqüência/Evento}) = (\text{Conseqüência/Tempo})$$

Assim, o risco em geral é abordado pelo estudo da frequência e um evento (ex: falhas em um sistema), combinado com as conseqüências (magnitude e severidade) decorrentes desta falha. Apesar disso, Buck (1997) salienta que muitas vezes a avaliação de risco é tratada simplesmente como sinônimo de análise da frequência de ocorrência de um evento, sem explicitar suas conseqüências.

Kaplan e Garrick. (1981) mencionam que o risco muitas vezes é tratado como probabilidade vezes conseqüência.

$$\text{Risco} = \text{Probabilidade do evento} \times \text{Conseqüência}$$

Esta definição, no entanto tende a ser enganosa na medida em que equipara eventos com baixa probabilidade de ocorrência e alta adversidade com eventos de alta frequência e baixa adversidade. Por esta razão, os autores sugerem que a magnitude seja avaliada conjuntamente com o risco com base no conceito de curva de risco.

A curva de risco é uma função que define a frequência relativa de uma série de eventos, ordenados com base no incremento da severidade. Então, o risco em si, deveria ser conceitualmente separado da magnitude do efeito; mas o risco máximo aceitável para cada evento dependerá de sua severidade.

Van Straalen (2002) defende a ideia de que quando a definição de risco é entendida desta forma, o problema da avaliação de risco se resume a especificar o evento indesejável e definir sua frequência. A especificação do evento indesejável deve considerar o elemento do ecossistema que se deseja proteger. O objetivo da avaliação de risco ecológico é o de estimar o risco de efeitos adversos para comunidades de espécies, potencialmente expostas a substâncias químicas em determinadas em uma dada localidade (Solomon et al. 2002). Wentsel et al. (2008), no entanto, ressaltam que os agentes estressores podem ser de origem química (ex; o descarte de substâncias químicas), física (ex: soterramento por material de dragagem) ou biológica (ex: introdução de espécies exóticas) ou ainda da ação conjunta de um ou mais fatores. Segundo a USEPA (1992), a Avaliação de Risco Ecológico (ARE) é o processo usado para se estabelecer a verossimilhança de que efeitos adversos possam ocorrer ou estejam ocorrendo como resultado da exposição de um ou mais componentes ecológicos (organismos, populações, comunidades ou ecossistemas) a um ou mais agentes estressores.

A ocorrência (incidência e severidade) de efeitos adversos então é uma função da exposição de um ou mais componentes de um ecossistema (ex: espécies ou grupo de espécies) a um ou mais agentes estressores, em função da concentração ou nível do agente estressor (ECETOC, 2001). A avaliação de risco ecológico (ARE) em geral é demandada sempre que se supõe que uma ação, sob determinadas circunstâncias, pode impor consequências adversas a um elemento do ecossistema que se deseja proteger. A essência do processo consiste na análise de um cenário de exposição onde um ou mais agentes estressores co-ocorrem ou interagem com um ou mais componentes do ecossistema (USEPA, 1992). O estudo é conduzido com o objetivo de transformar dados científicos em informação com significado acerca dos riscos da atividade humana sobre o meio ambiente. Seu propósito é habilitar os gestores de risco a tomar decisões com base em informações consistentemente organizadas. A tomada de decisão pode envolver a permissão para o descarte ou disposição de efluentes e resíduos, a dragagem de uma região portuária, a importação de um produto agrícola exótico, a expansão ou estabelecimento de uma nova indústria, o registro de um produto químico, a alteração da paisagem para construção de uma nova estrada ou ainda a avaliação de

tecnologias alternativas e de limites de tratamento de uma área impactada por resíduos tóxicos. Suposições, incertezas e hipóteses são descritas e estabelecidas, dados são coletados, investigados e analisados para determinar a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos resultantes da ação de um ou mais agentes estressores sobre os ecossistemas ou outros sistemas biológicos de interesse. O objetivo final é verificar o quão provável é a ocorrência de efeitos ecológicos indesejáveis, estimando se possível quantitativamente, a frequência e magnitude destes efeitos (USEPA, 1992). O risco ecológico é estimado pela integração das informações quanto à exposição e ao efeito. Isto é, pela interação dos agentes estressores com os receptores ecológicos de interesse, e o efeito (representado pelas respostas destes receptores decorrentes da ação dos agentes estressores).

2.4 Avaliação de risco ecológico e avaliação de perigo

Risco e perigo são palavras que possuem o mesmo significado. Conforme o dicionário Michaelis (2009), risco é “possibilidade de perigo, incerto, mas previsível, que ameaça de dano à pessoa ou a coisa”; perigo significa “situação em que está ameaçada a existência ou integridade de uma pessoa ou de uma coisa; risco, inconveniente”. Porém, em relação à segurança existe uma diferença significativa. O perigo sempre estará presente em qualquer lugar que se esteja, pois é inerente à atividade que se faz ou à substância que se manuseia. Sempre estará relacionado com a propriedade física ou química de uma substância ou com a natureza de uma atividade realizada. Risco é a probabilidade que um perigo tem de ser liberado e causar um acidente.

Conforme a *Health and Safety Executive* (HSE) (2001), perigo e risco são usados constantemente como sinônimos, no entanto é importante ter uma distinção entre as duas palavras. “Perigo” é o potencial intrínseco de algo causar danos. “Risco” é a chance de alguém ou alguma coisa ser desfavoravelmente afetada pela transformação do perigo num acidente.

A *Organisation for Economic Co-operation and Development* (OECD) (2006) define perigo como a fonte potencial de causar danos, e risco como a combinação da probabilidade de um evento e suas consequências. O termo risco é geralmente utilizado quando há, pelo menos, a possibilidade de consequências negativas.

Perigo é a propriedade, condição ou situação de uma substância ou de um sistema que possa causar danos (UNE 150008 Ex:2000). Mais concretamente, perigo é definido como

uma situação física com o potencial para provocar danos no homem, em bens ou no ambiente ou a combinação destes (Andrews; Moss, 1993; EN1453:1997), isto é, com potencial para gerar uma consequência adversa (ISO Guide 73:2002). Segundo o Decreto-Lei nº 164/2001, que transpõe a Directiva Seveso II para o direito nacional, perigo é definido como a propriedade intrínseca de uma substância ou de uma situação física de poder provocar danos à saúde humana ou ao ambiente.

Risco é uma expressão de possível perda sobre um período específico de tempo ou número de ciclos operacionais. Pode ser indicado pela probabilidade de ocorrência de um acidente multiplicado pelo custo monetário da perda. O perigo é a condição com o potencial de causar danos a pessoas, danos a equipamentos ou estruturas, perda de material ou a diminuição da habilidade de fazer uma função pré-determinada (Hammer, 1972; Hammer e Price, 2001).

Para Roland e Moriarty (1990), “risco” está associado com a probabilidade ou possibilidade de danos em que é esperado um valor em perda. “Perigo” é a condição potencial ou um conjunto de condições, internas ou externas ao sistema, produto, instalações ou operação, que ativado transforma o perigo em uma série de eventos que culmina em perdas.

Os conceitos se diferenciam um pouco, porém pode-se resumir que risco é a probabilidade da ocorrência do evento multiplicada pela severidade dos danos causados, enquanto que perigo é a condição inerente a um produto ou atividade. A preocupação principal nos processos é com as medidas de controle adotadas para reduzir o potencial de o perigo ser ativado. Esse potencial determina o grau de risco da atividade ou da substância. Quanto maior o potencial, maior será o risco de ocorrer um evento com perdas.

As diferenças entre avaliação de risco e avaliação de perigo têm sido assunto de controvertidas discussões entre diversos autores particularmente no que tange ao caráter qualitativo e quantitativo (determinístico ou probabilístico) associado a estas análises (Veiga, 2010).

As bases para a avaliação de perigo de substâncias químicas a organismos aquáticos foram definidas nos Estados Unidos da América em um encontro técnico de especialistas e publicado pela *American Society for Testing and Materials* (ASTM) no final da década de 70 (ASTM, STP 657, 1978) e basicamente se resume na avaliação de dados toxicológicos em relação às concentrações ambientais esperadas (Cairns et al. 1978).

Tarazona et al.(2002) destacam que a avaliação de perigo tem por objetivo verificar que efeitos adversos um agente químico poderá causar e usa as propriedades intrínsecas da substância para obter estas informações. A avaliação de risco, por sua vez, combina as informações obtidas na avaliação de perigo com as perspectivas e circunstâncias de exposição de organismos vivos a este agente. A avaliação de perigo é a base para a classificação de produtos químicos e rotulagem para transporte, comercialização e manuseio de produtos químicos, enquanto que a avaliação de risco representa o suporte técnico-científico para a decisão quanto à autorização para uso de produtos químicos e seleção de tecnologias para o desenvolvimento de atividades potencialmente perigosas.

Suter II (1990) relata que a avaliação de risco e a avaliação de perigo são similares. Ambas baseiam a decisão quanto à segurança, na avaliação da relação entre o grau de toxicidade de um contaminante e a magnitude de exposição de um componente ecológico ao mesmo. Neste aspecto, ambos diferem dos critérios de regulamentação baseados unicamente nas propriedades intrínsecas à substância, na capacidade de detecção analítica ou na melhor tecnologia de tratamento disponível.

Quanto ao critério de decisão e base para regulamentação, a **avaliação de perigo** assume que considerando a existência de resultados de muitos testes, a aceitabilidade da liberação do produto químico se tornará aparente, com base puramente científica, pela comparação da concentração de exposição com a concentração tóxica. Ou seja, a aceitabilidade está implícita no dado, e é possível se fazer uma distinção entre o que é seguro e inseguro.

Em contrapartida, a **avaliação de risco** é explicitamente probabilística e ao assumir uma escala contínua de risco, com as incertezas associadas, reconhece as limitações do julgamento científico e a necessidade da gestão do risco para fazer o balanço do risco contra os benefícios do perigo e os custos da prevenção e limitação das consequências.

De modo geral, apesar das diferenças entre as duas abordagens, o termo avaliação de risco ecológico tem sido aplicado a muitos estudos que lançam mão das duas abordagens (determinística ou probabilística) para as diferentes etapas da estrutura do processo, geralmente devido à falta de informações, de especialistas, contenção de custos, simplificação das avaliações e integração dos dados e limitação de tempo. Suter II (1990) recomenda que a avaliação de perigo ambiental e a Avaliação de Risco Ambiental (ARA) devem ser entendidas

como paradigmas ou modelos conceituais para avaliar os efeitos de substâncias químicas e outras fontes de perigo sobre o meio ambiente.

Os métodos de análise e balanço de risco/benefício/custo são inúmeros e variados para a engenharia, saúde, finanças e outras áreas, mas são raros para elementos não humanos dos ecossistemas, particularmente devido a controvérsias e dificuldades de se atribuir valores a organismos vivos, populações e comunidades.

2.5 Avaliação de risco ecológico na gestão ambiental

Breve Histórico da Gestão Ambiental

A Gestão Ambiental surgiu da necessidade do ser humano organizar melhor suas diversas formas de se relacionar com o meio ambiente (Morales, 2006).

Segundo a Enciclopédia Britânica: “gestão ambiental é o controle apropriado do meio ambiente físico, para propiciar o seu uso com o mínimo de abuso, de modo a manter as comunidades biológicas, para o benefício continuado do ser humano.” Ou ainda, a Gestão Ambiental consiste na administração do uso dos recursos ambientais, por meio de ações ou medidas econômicas, investimentos e potenciais institucionais e jurídicos, com a finalidade de manter ou recuperar a qualidade de recursos e desenvolvimento social (Campos, 2002) (SEBRAE, 2004). Inicialmente, nos anos 70 e começo dos anos 80 na Europa, os esforços concentraram-se no desenvolvimento das estruturas legislativas e regulamentares, reforçados por uma estrutura de licenciamento ambiental.

A resposta da indústria foi amplamente reacionária. A indústria investiu em soluções tecnológicas superficiais para assegurar que estava de acordo com as regulamentações, sempre mais restritivas, e com as licenças de operação relacionadas a condicionantes ambientais, na busca de atender ao comando-controle da legislação ambiental cada vez mais rigorosa.

A combinação de negócios com aspectos ambientais em âmbito internacional começou depois da Conferência das Nações Unidas de 1972 (Conferência de Estocolmo), quando uma comissão independente foi criada: a Comissão Mundial de Desenvolvimento e Meio Ambiente (Brundtland Commission). Esta Comissão encarregou-se da tarefa de reavaliar o meio ambiente no contexto do desenvolvimento e publicou seu relatório *Nosso Futuro em*

Comum em 1987, que hoje é considerado um marco. Esse relatório introduziu o termo Desenvolvimento Sustentável e incitou as indústrias a desenvolverem sistemas de gestão ambiental eficientes. O relatório foi assinado por mais de 50 líderes mundiais, que agendaram uma conferência geral para discutir a necessidade do estabelecimento de ações a serem implementadas.

A ONU, conseqüentemente, decidiu organizar a Conferência de Desenvolvimento e Meio Ambiente das Nações Unidas (Unced), também conhecida como ECO 92, realizada no Rio de Janeiro em junho de 1992. Líderes de governos, próceres comerciais, representantes de mais de cinco mil organizações não governamentais, jornalistas internacionais e grupos privados de várias partes do globo se reuniram para discutir como o mundo poderia mudar em direção ao desenvolvimento sustentável.

O resultado da ECO 92 foi a Agenda 21, um “consenso global e compromisso político do mais alto nível”, mostrando como os governos, as empresas, as organizações não governamentais e todos os setores da ação humana podem cooperar para resolver os problemas ambientais cruciais que ameaçam a vida no planeta.

O Secretário-Geral da Unced queria assegurar-se de que as corporações comerciais participariam no processo da discussão e da decisão final. Ele, então, pediu a um líder industrial suíço para ser seu conselheiro nas questões comerciais. Esse industrial fez seu papel, estabelecendo o Conselho Empresarial de Desenvolvimento Sustentável (CEBDS). Este Conselho publicou um relatório importante intitulado Mudança de Rumo, mas também decidiu aproximar-se da ISO para discutir o desenvolvimento de padrões ambientais.

Paralelamente a esses acontecimentos, a Câmara do Comércio Internacional (ICC) desenvolveu a Carta Empresarial de Desenvolvimento Sustentável em 1990, que foi lançado no ano seguinte na Segunda Conferência Mundial de Gestão Ambiental das Indústrias (Wicem). A Carta Empresarial da ICC contém 16 princípios de gestão ambiental.

Em outra iniciativa, a indústria química, preocupada com sua imagem pública deteriorada, lançou seu Programa de Atuação Responsável, começando no Canadá em 1984, cujos critérios condicionam à participação como membro na Associação das Indústrias Químicas. Sua abordagem é firmemente baseada nos princípios de controle ambiental e de qual idade total, incluindo avaliação da saúde potencial e real, segurança e impactos ambientais das atividades e produtos, e do fornecimento de informações para as partes interessadas.

Desde a metade dos anos 80, e mais recentemente nas economias emergentes e dinâmicas do Oriente e do Ocidente, o segmento empresarial está tomando uma atitude mais proativa e reconhecendo que a gestão ambiental, como iniciativa voluntária, pode intensificar a imagem de corporação, aumentar os lucros e a competitividade, reduzir os custos e prevenir a necessidade de proposição de emendas legislativas a serem tomadas pelas autoridades.

Uma evidência disso é vista na mudança para “produtos verdes”, com o aumento da “avaliação do ciclo de vida” – identificar os impactos ambientais de um produto do “berço ao berço”. Também têm sido produzidas inúmeras ferramentas de gestão ambiental, tais como auditoria ambiental e sistemas de gestão ambiental. Essas ferramentas, em sua maioria, começaram como iniciativas voluntárias dentro das companhias, mas agora afetam as políticas e regulamentações governamentais na União Européia, e põem em risco as políticas administrativas nacionais e internacionais de bancos e companhias de seguro.

A implementação de sistemas de gestão ambiental em empresas permanece voluntária. No entanto, organizações em todo o mundo estão estimando cuidadosamente não só os benefícios financeiros (identificação e redução de desperdícios, melhora na eficiência da produção, novo potencial de marketing, etc.) que podem surgir de tais atividades, mas também os riscos de não empregar soluções organizacionais e técnicas para problemas ambientais (acidentes, incapacidade de obter crédito bancário e investimento privado, perda de mercado e da clientela).

Uma das atividades mais importantes nos últimos anos talvez seja o desenvolvimento de padrões no campo ambiental, principalmente daqueles estabelecidos pela ISO. Essas atividades são essenciais se um SGA (e ações relacionadas) tem que ser aplicado no contexto de “campo de atuação nivelado”, como exigido por acordos internacionais de exportação e importação, incluindo a União Européia e a Mundial. Padrões desenvolvidos em nível nacional e europeu também afetam indústrias no mundo todo, sendo mais reconhecidos a BS 7750, da Grã-Bretanha desde outubro de 1996, substituída pela ISO 14001, e o EMAS (Environmental Management and Auditing Scheme), da União Européia.

Neste início do século 21, o homem passa a assumir a culpa pelo passado de uso predatório dos recursos naturais. Fala de desenvolvimento sustentável, como forma de redimir-se dos danos causados ao meio ambiente em que vive.

Passar do discurso do desenvolvimento sustentável para a prática das ações ambientais diárias é um caminho que envolve mudanças de comportamento, de procedimentos; demora tempo e custa dinheiro, que nem sempre está disponível para essa finalidade.

Falar de desenvolvimento sustentável é falar de coisas novas, é rever conceitos. É falar de biotecnologia, de tecnologias limpas, de mudanças de padrões de produção e consumo, de reciclagem, de reuso, de reaproveitamento e de outras formas de diminuir a pressão sobre matérias-primas, e ao mesmo tempo reduzir os impactos causados pelos descartes de substâncias e objetos no meio ambiente.

É importante ressaltar que cada cidadão tem o dever de exercitar procedimentos de gestão ambiental onde quer que exerça suas atividades: no lar, no trabalho, nas instituições de ensino, nos ambientes de lazer e, também, nas ruas por onde passa. Dê sua contribuição de forma coerente e envide esforços para que as crianças sigam rumo certo no caminho da sustentabilidade ambiental, como condição para a sobrevivência da própria espécie humana no planeta Terra.

A gestão ambiental é uma abordagem sistêmica em que a preocupação ambiental está em todos os aspectos dos negócios das organizações. A implementação de sistema de gestão ambiental é, normalmente, um processo voluntário. Ao optar pela sua implantação, porém, as companhias não estão visando apenas os benefícios financeiros (economia de matéria-prima, eficiência na produção e marketing). Estão também, estimando os riscos de não gerenciar adequadamente seus aspectos ambientais (acidentes, descumprimento da legislação ambiental, incapacidade de obter crédito bancário e outros investimentos de capitais, e perda de mercados por incapacidade competitiva).

Uma gestão ambiental adequada, expressa numa política ambiental, obviamente, é o marco inicial para que as empresas integrem seus aspectos ambientais às suas operações. As ferramentas para assegurar atenção sistemática e atingir a política ambiental e os objetivos ambientais incluem, entre outras, sistema de gestão ambiental e auditorias ambientais. Essas ajudam a controlar e aperfeiçoar o desempenho ambiental de acordo com a política ambiental da companhia. Ferramentas adicionais também estão à disposição, como metodologias para avaliação do ciclo de vida dos produtos, programas de rotulagem ambiental e métodos para avaliação de desempenho.

Esses instrumentos têm sido reputados em vários países, pelas corporações governamentais, como instrumentos convenientes para que as organizações adotem um SGA

e o usem com livre arbítrio, sem pressão legislativa. Ao mesmo tempo, organizações nacionais e internacionais vêm adotando esses instrumentos como ferramentas úteis.

Organizações de todos os tipos estão cada vez mais preocupadas em atingir e demonstrar um desempenho ambiental correto, controlando os impactos de suas atividades, produtos ou serviços no meio ambiente, levando em consideração sua política e seus objetivos ambientais. Esse comportamento se insere no contexto de uma legislação cada vez mais exigente, do desenvolvimento de políticas econômicas, de outras medidas destinadas a estimular a proteção ao meio ambiente e de uma crescente preocupação das partes interessadas em relação às questões ambientais e ao desenvolvimento sustentável.

Por outro lado, a gestão ambiental pode ser entendida como gestão dos riscos que uma atividade exerce sobre o ambiente, tendo em vista a redução, ao mínimo possível, dos impactos negativos e ampliação, ao máximo, dos impactos positivos. Dito de outra forma: é a administração planejada da interação entre o processo produtivo e o ambiente, focada na gestão dos aspectos e impactos ambientais (Amadigi, 2006).

Farrow (2001) relata que a distinção entre a avaliação e a gestão de risco é conceitualmente bem entendida, mas na prática seus limites podem não ser bastante claros. Tendo em vista a carência do conhecimento necessário para se fazer previsões confiáveis, a capacidade de se tomar decisões também se torna limitada. Além disso, a existência de várias fontes de incerteza na avaliação do risco ecológico faz este processo parecer muito menos preditivo do que o desejado.

Como aponta Sánchez (2006), a gestão ambiental utiliza vários termos do palavreado comum. Palavras como impacto, avaliação, ambiente e risco não foram cunhadas propositadamente para expressar um conceito preciso, esclarecedor, como nas outras ciências.

A gestão de risco é um processo contínuo que requer a comunicação rotineira com o público, o monitoramento sistemático dos riscos e avaliação frequente das estratégias de gestão. A pesquisa do risco é uma parte importante no desenvolvimento de estratégias de gerenciamento de risco (SETAC, 1999).

O grande destaque da adoção da avaliação de risco ecológico na gestão ambiental é que este instrumento auxilia a organização da informação que contribuem para a tomada de decisão, ressaltando os focos de perigo que necessitam de ações prioritárias e investimento de recursos. Além disso, auxilia na avaliação e seleção de tecnologias e vias alternativas para execução de projetos e tomada de decisão, permitindo identificar lacunas de conhecimento

que apontam para necessidades de investimentos em pesquisas científicas (SETAC, 2004).

Com relação à Avaliação de Risco Ambiental, Sánchez (2006) remete o termo avaliação à tradução do inglês de *Assessment*, difundido mundialmente com o advento da avaliação de impacto ambiental. A literatura mundial acaba por utilizar avaliação de risco, gerenciamento de riscos e análise de risco como sinônimos, apesar de serem diferentes. Isto ocorre por diferenças nas traduções e discrepâncias entre os países. Por exemplo, segundo Kirchhoff (2004), no Canadá a avaliação de risco engloba a análise de risco, enquanto que nos Estados Unidos, a análise de riscos é algo abrangente, com diversas etapas, e, dentre estas, a avaliação de risco. O ponto de vista escolhido será o americano, uma vez que aparenta ser o mais comum, além de que a literatura nacional tende a esta escolha, como podemos ver em Sánchez e nos trabalhos da CETESB. A Avaliação de Risco é a aplicação de um juízo de valor para discutir a importância dos riscos e suas consequências sociais, econômicas e ambientais. Como disse Suter (2007), não existe uma definição de Avaliação de Risco que possa compreender todas as possibilidades do seu uso melhor do que “*Suporte técnico para a tomada de decisões perante incertezas*”. O Gerenciamento de Riscos pode ser definido como uma ferramenta que utiliza os resultados provenientes da avaliação de riscos em prol de se diminuir as chances e as consequências dos riscos (Carpenter, 1995). Esta etapa envolve o conhecimento da legislação vigente, além de considerar custos, disponibilidade de tecnologia e fatores políticos, incorporando aspectos alheios à esfera científica. A Análise de Riscos é uma atividade que engloba diferentes etapas, incluindo a avaliação de risco e o gerenciamento de risco. Outra atividade que possui laços com a avaliação de riscos é a Avaliação de Impactos Ambientais (AIA). Esta avaliação busca identificar, prever possíveis consequências indesejadas provenientes de uma ação sobre a qualidade ambiental e saúde humana. Segundo Sánchez (2006), primariamente é um instrumento preventivo, mas que também pode servir para avaliar danos provenientes de acidentes, visando calcular o dano para uma possível contabilização econômica. A AIA apresenta diversas etapas, sendo que uma destas é a Avaliação de Riscos Ambientais. Conforme evidenciado pelas definições anteriores, alguns outros conceitos emergem na literatura especializada em avaliação de risco, como exposição, receptor, vulnerabilidade, probabilidade, dentre outros.

2.6 As bases ecológicas da avaliação de risco ecológico

Uma importante ferramenta para a avaliação de risco ecológico em crescente utilização são os modelos ecológicos. Esses modelos são capazes de simular o comportamento dos contaminantes no meio ambiente e os efeitos adversos na biota (Fatorelli, 2005). Dessa forma, os modelos ecológicos podem fornecer estimativas de risco para espécies-alvo relevantes, além de permitirem a diminuição de custos e tempo na avaliação da toxicidade em ambientes contaminados, quando comparados com os métodos biológicos tradicionais. A avaliação de risco em ambientes naturais trata de uma diversidade de espécies e de efeitos que podem ser causados por um ou mais estressores. Como selecionar os organismos a serem mensurados? Devem ser organismos que respondem a alterações ambientais com a modificação de suas funções vitais normais e/ou da sua composição química, refletindo o atual quadro ambiental (Arndt et al., 1996 *apud* Maia et al., 2001). Tais organismos são comumente chamados de bioindicadores ou biomonitores. Segundo a USEPA (2000), é importante levar em consideração alguns fatores para a escolha de um organismo como bioindicador: (1) as populações e as espécies devem ser sedentárias e representativas na área estudada; (2) as espécies devem acumular os poluentes sem perder a vida, abrangendo indivíduos muito sensíveis aos mais tolerantes; (3) devem representar comunidades persistentes pela rápida recuperação após a ocorrência de distúrbios naturais; (4) devem ser de fácil amostragem e resistentes quanto à sobrevivência em laboratório; (5) devem permitir a comparação de resultados com a área controle (não impactada) em vários períodos de tempo; (6) devem mostrar grande variedade e pouca suscetibilidade diante das diferenças de micro-habitat naturais em relação aos organismos inferiores, fazendo com que sejam muito utilizados para avaliações regionais e na diferenciação de macro-habitat; (7) que possuam vida longa (de 2 a 10 anos ou mais), refletindo a qualidade ambiental por longo tempo. Não há um bioindicador perfeito, contudo, à medida que o organismo escolhido como bioindicador se aproxima das características supracitadas, melhores serão os resultados encontrados. Uma vez que a seleção do organismo tenha sido definida, como elaborar então o retrato das respostas biológicas? Inicialmente, é necessário compreender o funcionamento normal daquele ecossistema, ou seja, identificar, por exemplo, fatores bióticos e abióticos naturais que controlam as populações dos organismos em questão. É necessário também conhecer os estágios de vida críticos dos organismos e as alterações na sensibilidade destes em

decorrência de exposições simultâneas ou a outros estressores no ambiente natural. É importante também identificar se o receptor precisa realmente estar em contato com o estressor para que ocorram efeitos adversos, se o receptor precisa absorver o estressor para que ocorram efeitos adversos, quais as características dos receptores que irão influenciar na extensão do contato ou na co-ocorrência, quais as características abióticas do ecossistema influenciarão a extensão do contato ou a co-ocorrência e quais os processos do ecossistema ou níveis de interações da comunidade que influenciarão. Neste contexto, podem ser utilizados os chamados indicadores ecológicos. Estes correspondem a descritores eficientes, usados para avaliar o estado do ambiente e para monitorar tendências dessa condição ao longo do tempo. Por definição, indicadores ecológicos devem ser capazes de acusar qualquer sinal de mudança no ambiente e, se possível, serem utilizados para detectar a causa do problema. Indicadores ecológicos eficientes podem ser facilmente interpretados. Alguns exemplos são: riqueza/diversidade de comunidades; trofia do sistema (eutrófico, oligotrófico, mesotrófico) etc. A avaliação qualitativa dos resultados pode resultar na definição de classes, como alta, média e baixa ou descrita simplesmente como sim ou não presença ou ausência.

Os efeitos podem também ser expressos de forma quantitativa. O objetivo principal é determinar a resposta de uma população associada à exposição e descrever como a resposta muda com o incremento da exposição, avaliando a inter-relação dose-resposta. As respostas biológicas a serem observadas podem ser de efeitos letais ou sub-letais, sendo os últimos mais adequados para caracterização de uma exposição crônica a baixas doses, característica de exposições ambientais. Alguns exemplos dos parâmetros que podem ser obtidos através de ensaios dose-resposta ou concentração-resposta estão listados a seguir.

CE50 = Concentração Efetiva em 50% dos indivíduos de uma população.

CI50 = Concentração de Inibição (por ex: crescimento, reprodução, desenvolvimento embrio-larval) de 50% dos indivíduos de uma população.

CL50 = Concentração Letal para 50% dos indivíduos de uma população.

DL50 = Dose Letal para 50% dos indivíduos de uma população.

Contudo, deve-se estabelecer se a avaliação requer estimativas pontuais ou curvas dose-resposta, se a avaliação demanda por estimativas do estabelecimento de um nível de “Efeitos

Adversos Não Observados” (NOAEL), se a distribuição de efeitos cumulativos seria útil e se os resultados das análises serão utilizados para introduzir dados em modelos. O estabelecimento da relação de causalidade não é algo simples, especialmente em pesquisas de campo. Alguns critérios que auxiliam na identificação da relação de causa-efeito são: força de associação, desempenho previsível, demonstração da inter-relação dose-resposta, consistência da associação, associação específica e plausibilidade teórica e biológica. Entretanto, é prudente rejeitar a ideia de causalidade quando há inconsistência na associação, incompatibilidade temporal e implausibilidade dos fatos. Essas relações causa-efeito têm origem especialmente em testes laboratoriais, nos quais se pode detectar e avaliar a capacidade inerente a um agente tóxico de causar efeito deletério em organismos vivos, - testes esses conhecidos como testes de toxicidade com evidência da relação dose-resposta.

Vários autores argumentam que na prática a avaliação de risco ecológico ainda tem sido muito mais voltada para seres humanos do que para as espécies não humanas, e ressaltam que os efeitos da perda de *habitats* particulares, da degradação de ecossistemas, e da extinção de certas espécies sobre a sociedade humana, de modo geral, ainda são desconhecidos e somente podem ser conjeturados, sendo normalmente inseridos na categoria de efeitos indiretos ao homem. Além disso, evidencia-se que as ações de intervenção e mitigação de impactos ambientais costumam ser muito mais enérgicas quando relacionadas a efeitos diretos sobre o homem (Norton et al. 1992; Noss, 2000 e Verdonck, 2003). Historicamente a avaliação de risco ambiental teve início pela avaliação da exposição de seres humanos a substâncias químicas - reconhecidas como perigosas - presentes no meio ambiente como resultado da disposição intencional ou vazamentos acidentais de produtos químicos em determinadas regiões. Estes estudos começaram a ser realizados com vistas à seleção de metodologias e priorização de localidades para a aplicação de tecnologias de limpeza e remediação de áreas impactadas. Somente mais tarde, estes estudos passaram a incluir a proteção de espécies não humanas e outros agentes estressores tais como fatores físicos (radiação, partículas) e biológicos (introdução de espécies exóticas) passando a assumir um caráter mais fundamentalmente ecológico (Cairns et al. 1978 e 1992). Porém, enquanto a avaliação de risco a saúde humana se ocupa de uma única espécie já bastante estudada e conhecida, a avaliação de risco ecológico implica na consideração de milhões de espécies, com diferentes características morfológicas e fisiológicas. Uma vez que o número de ecossistemas é praticamente infinito em suas características, funções e fluxos de energia,

quando se fala em avaliação de risco ecológico torna-se impraticável assumir a proteção de todas as espécies, populações, comunidades e ecossistemas. Alguns autores chegam a argumentar que o termo ecológico costuma ser mal porque normalmente os efeitos considerados na avaliação de risco ecológico recaem apenas na avaliação da letalidade de algumas espécies (Forbes et al. 2001). Para Levin et al. (1989) qualquer discussão que tenha como propósito a avaliação do risco da liberação de substâncias químicas (ou outros agentes estressores) no meio ambiente, tem início com a organização de dados e informações acerca não somente das propriedades intrínsecas às substâncias químicas em questão, mas também quanto aos mecanismos de transporte, transformações, destino final e efeitos destas substâncias no corpo receptor. Os quatro últimos grupos de informações são obviamente contingentes aos ecossistemas nos quais as substâncias químicas serão introduzidas.

Assim sendo, “nada pode ser adequadamente resolvido ou gerido sem a adoção da perspectiva que considere os ecossistemas como o cenário nos quais ocorrem as interações entre fatores físicos, químicos e biológicos que concorrem para o resultado líquido final dos efeitos adversos expressos pelos organismos vivos, isolados, em populações ou em comunidades”. No entanto, em se tratando de sistemas ecológicos, devido à ampla diversidade e complexidade biológica de seus componentes, existe a dificuldade de se identificar o que deve ser medido quando da exposição destes sistemas a fatores de estresse. Além disso, outras dificuldades existem para se monitorar a integridade dos ecossistemas. Primeiro porque diferentes componentes dos ecossistemas estão expostos de modo variado a um dado estressor e, portanto tenderão a responder de modo distinto. Segundo porque a sensibilidade dos ecossistemas e seus componentes variarão com a frequência e severidade de exposições prévias ao estressor. Uma vez que não é possível avaliar todos os componentes biológicos em seus diversos níveis hierárquicos de organização (sub-organismos, indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas) para avaliar a integridade dos ecossistemas é necessário fazer uma seleção cuidadosa de respostas relevantes para se alcançar o objetivo de se verificar efeitos dos agentes estressores sobre a estrutura e função dos ecossistemas (Lam e Gray, 2001). Por outro lado, falando um pouco do histórico da ecologia, esta não tem um início muito bem delineado. Encontra seus primeiros antecedentes na história natural dos gregos, particularmente em um discípulo de Aristóteles, Teofrasto, que foi o primeiro a descrever as relações dos organismos entre si e com o meio. As bases posteriores para a ecologia moderna foram lançadas nos primeiros trabalhos dos fisiologistas sobre plantas e animais. O aumento

do interesse pela dinâmica das populações recebeu impulso especial no início do século XIX e depois que Thomas Malthus chamou atenção para o conflito entre as populações em expansão e a capacidade da Terra de fornecer alimento. Raymond Pearl (1920), A. J. Lotka (1925), e Vito Volterra (1926) desenvolveram as bases matemáticas para o estudo das populações, o que levou a experiências sobre a interação de predadores e presas, as relações competitivas entre espécies e o controle populacional. O estudo da influência do comportamento sobre as populações foi incentivado pelo reconhecimento, em 1920, da territorialidade dos pássaros. Os conceitos de comportamento instintivo e agressivo foram lançados por Konrad Lorenz e Nikolaas Tinbergen, enquanto V. C. Wynne-Edwards estudava o papel do comportamento social no controle das populações. No início e em meados do século XX, dois grupos de botânicos, um na Europa e outro nos Estados Unidos, estudaram comunidades vegetais de dois diferentes pontos de vista. Os botânicos europeus se preocuparam em estudar a composição, a estrutura e a distribuição das comunidades vegetais, enquanto os americanos estudaram o desenvolvimento dessas comunidades, ou sua sucessão. As ecologias animal e vegetal se desenvolveram separadamente até que os biólogos americanos deram ênfase à inter-relação de comunidades vegetais e animais como um todo biótico. Alguns ecologistas se detiveram na dinâmica das comunidades e populações, enquanto outros se preocuparam com as reservas de energia. Em 1920, o biólogo alemão August Thienemann introduziu o conceito de níveis tróficos, ou de alimentação, pelos quais a energia dos alimentos é transferida, por uma série de organismos, das plantas verdes (produtoras) aos vários níveis de animais (consumidores). Em 1927, C. S. Elton, ecologista inglês especializado em animais, avançou nessa abordagem com o conceito de nichos ecológicos e pirâmides de números. Dois biólogos americanos, E. Birge e C. Juday, na década de 1930, ao medir a reserva energética de lagos, desenvolveram a idéia da produção primária, isto é, a proporção na qual a energia é gerada, ou fixada, pela fotossíntese. A ecologia moderna atingiu a maioria em 1942 com o desenvolvimento, pelo americano R. L. Lindeman, do conceito trófico-dinâmico de ecologia, que detalha o fluxo da energia através do ecossistema. Esses estudos quantitativos foram aprofundados pelos americanos Eugene e Howard Odum. Um trabalho semelhante sobre o ciclo dos nutrientes foi realizado pelo australiano J. D. Ovington. O estudo do fluxo de energia e do ciclo de nutrientes foi estimulado pelo desenvolvimento de novas técnicas -- radioisótopos, microcalorimetria, computação e matemática aplicada -- que permitiram aos ecologistas rotular, rastrear e medir o movimento de nutrientes e energias específicas através

dos ecossistemas. Esses métodos modernos deram início a um novo estágio no desenvolvimento dessa ciência -- a ecologia dos sistemas, que estuda a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas. Até o fim do século XX, faltava à ecologia uma base conceitual. A ecologia moderna, porém, passou a se concentrar no conceito de ecossistema, uma unidade funcional composta de organismos integrados, e em todos os aspectos do meio ambiente em qualquer área específica. Envolve tanto os componentes sem vida (abióticos) quanto os vivos (bióticos) através dos quais ocorrem o ciclo dos nutrientes e os fluxos de energia. Para realizá-los, os ecossistemas precisam conter algumas inter-relações estruturadas entre solo, água e nutrientes, de um lado, e entre produtores, consumidores e decomponentes, de outro. Os ecossistemas funcionam graças à manutenção do fluxo de energia e do ciclo de materiais, desdobrado numa série de processos e relações energéticas, chamada cadeia alimentar, que agrupa os membros de uma comunidade natural. Existem cadeias alimentares em todos os habitats, por menores que sejam esses conjuntos específicos de condições físicas que cercam um grupo de espécies. As cadeias alimentares costumam ser complexas, e várias cadeias se entrecruzam de diversas maneiras, formando uma teia alimentar que reproduz o equilíbrio natural entre plantas, herbívoro e carnívoro. Os ecossistemas tendem à maturidade, ou estabilidade, e ao atingi-la passam de um estado menos complexo para um mais complexo. Essa mudança direcional é chamada sucessão. Sempre que um ecossistema é utilizado, e que a exploração se mantém, sua maturidade é adiada. A principal unidade funcional de um ecossistema é sua população. Ela ocupa certo nicho funcional, relacionado a seu papel no fluxo de energia e ciclo de nutrientes. Tanto o meio ambiente quanto a quantidade de energia fixada em qualquer ecossistema são limitados. Quando uma população atinge os limites impostos pelo ecossistema, seus números precisam estabilizar-se e, caso isso não ocorra, devem declinar em consequência de doença, fome, competição, baixa reprodução e outras reações comportamentais e psicológicas. Mudanças e flutuações no meio ambiente representam uma pressão seletiva sobre a população, que deve se ajustar. O ecossistema tem aspectos históricos: o presente está relacionado com o passado, e o futuro com o presente. Assim, o ecossistema é o conceito que unifica a ecologia vegetal e animal, a dinâmica, o comportamento e a evolução das populações.

2.6.1 Idade e estrutura de estágio

Como na maioria dos modelos que pretendem descrever um fenômeno biológico, houve a necessidade de estabelecer algumas restrições e suposições devido à ausência de alguns dados. A unidade temporal é o ano e consideram-se 7 grupos etários para a população, respectivamente as idades 0,1,2,3,4,5,6+. Os indivíduos com idade zero são aqueles que surgem em cada ano e pela primeira vez na pescaria pelo que são denominados recrutas. O último grupo de idade, 6+, acumula todas as idades superiores ou iguais a 6 anos por ser difícil identificar a idade nas sardinhas de maior comprimento. Dessa forma, um modelo estruturado da população pode ser descrito da seguinte forma:

$$\mathbf{N}_{t+1} = \mathbf{A}\mathbf{N}_t, \quad t = 0, 1, \dots,$$

com $\mathbf{N}_t = \{N_{i,t}, i = 0, \dots, 6+\}$ o vetor que representa a estrutura etária da população no tempo t e \mathbf{A} , a matriz das projeções, dada por

$$\mathbf{A} = \begin{bmatrix} \rho f_0 & \rho f_1 & \rho f_2 & \rho f_3 & \rho f_4 & \rho f_5 & \rho f_{6+} \\ S_0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & S_1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & S_2 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & S_3 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & S_4 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & S_5 & S_5 & 0 \end{bmatrix}$$

Neste modelo,

$N_{i,t}$ é o número de indivíduos na idade i no início do ano t ;

$$S_i = \exp(-F_i - M_i), \quad i = 0, \dots, 6+ \text{ e } S_5 = S_{6+},$$

em que S_i é a taxa anual de sobrevivência dos indivíduos com idade i modelada exponencialmente como função de dois coeficientes: o coeficiente de mortalidade devida à pesca, F_i , e o coeficiente de mortalidade devido a todas as outras causas, designado por mortalidade natural, M_i ;

ρf_i , são as taxas de fertilidade, função de dois fatores: ρ que representa o número de recrutas de sardinha por adulto e f_i que representa a fração de sardinhas adultas em cada idade. Estes parâmetros considerados diferem da abordagem usual dos modelos de Leslie (Quinn II, 1999), uma vez que se pretende tomar em consideração o número de recrutas à pescaria e não de ovos resultantes de cada postura.

2.7 Utilização de modelos na avaliação de risco ecológico

A modelagem consiste em um conjunto de técnicas cada vez mais usadas como ferramentas destinadas a representar quantitativamente o funcionamento de um ecossistema (Jørgensen, 1999), possibilitando a construção de cenários resultantes de alterações naturais e/ou antrópicas.

1. Construção do Modelo Conceitual - é formado a partir do conhecimento adquirido através de observações diretas sobre o sistema.
2. Definição das variáveis - consiste em selecionar os componentes e os processos mais relevantes para fazer parte do modelo (Gomes e Varriale, 2001).
3. Montagem do modelo - é feita definindo-se, dentre as variáveis escolhidas, os fluxos energéticos, as fontes, os pontos de armazenamento, as perdas e as interações entre os componentes do modelo.
4. Estabelecimento das Relações Funcionais – consiste em representar as relações entre as variáveis por meio de equações matemáticas, gráficas ou lógicas.
5. Calibração – é um processo que pode ser feito através de determinação do conjunto de parâmetros ótimos a serem utilizados, minimizando o erro do modelo em relação aos dados.
6. Validação do modelo – aplicar o modelo, com os parâmetros ótimos determinados na calibração, para simular um novo conjunto de dados observados, determinando o erro entre os dados simulados e os observados.
7. Construção de Cenários - é a utilização das informações obtidas no processo de modelagem para simulação de alterações no sistema.

2.8 Parâmetros legais

Os derramamentos de petróleo no ambiente marinho vêm gerando a alguns anos discussões com foco principal na definição de diretrizes para que haja minimização de registros de casos desta natureza. Diversas convenções internacionais foram realizadas para se discutir o potencial da poluição por óleo no ambiente marinho, sendo a primeira delas intitulada *International Convention for the Prevention of Pollution of the Sea by Oil* (Convenção Internacional para Prevenção da Poluição Marinha por Óleo – OILPOL 54),

realizada pelo governo britânico por iniciativa do Conselho Social e Econômico das Nações Unidas, cujo objetivo principal foi prevenir a ocorrência de derramamentos de petróleo no ambiente durante o transporte do óleo por navios petroleiros (IMO, 2011b). Dentre as convenções internacionais já realizadas, a MARPOL - Prevenção da Poluição Marinha Causada por Navios - é uma das que merece maior destaque. Um dos relatórios da MARPOL abrange aspectos relacionados à minimização dos impactos ambientais ocasionados por falhas operacionais ou acidentes envolvendo embarcações (CETESB, 2009). No ano de 1990, foi promulgada no Brasil a Política Nacional de Meio Ambiente pela Lei Federal 6.938, cujo objetivo foi assegurar ao país que o desenvolvimento socioeconômico ocorresse proporcionalmente ao planejamento e fiscalização do uso de recursos naturais, proteção das áreas ameaçadas de degradação, recuperação de áreas impactadas, e a melhoria e recuperação da qualidade ambiental (BRASIL, 1981). Como mecanismo de formulação da Política Nacional de Meio Ambiente, foi regulamentada a criação do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). No Brasil, está prevista na legislação a necessidade do estabelecimento de planos de ação para o combate às emergências envolvendo casos de poluição por substâncias nocivas ou perigosas em águas brasileiras. Regulamentada pelo Decreto Lei 4.136/02, a Lei do Óleo (Lei Federal 9.666/00), dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada pelo lançamento de óleo e outras substâncias nocivas em águas sob jurisdição nacional. Nela faz-se menção ao PEI, regulamentado como Plano Nacional de Contingência (PNC) e o Plano de área. Para incidentes envolvendo o derrame de óleo no mar é determinada à realização de modelagem numérica seguindo os critérios básicos estabelecidos pelo ELPN/IBAMA (Escritório de Licenciamento de Atividades do Petróleo e Nuclear), atual CGPEG (Lemos, 2009). Bethlem et al. (2002 apud LEMOS, 2009) apontam que segundo o CGPEG, é obrigatória, por parte dos empreendedores, a apresentação de estudos de modelagem de derramamentos de óleo para que seja determinada toda a área de influência indireta da atividade de produção de óleo, bem como, realizar observações mistas *in situ* para que seja feita a calibração e validação dos modelos numéricos. Os autores supracitados apontam ainda que dentro do escopo do Licenciamento Ambiental a modelagem numérica é utilizada como ferramenta fundamental para a avaliação dos impactos das atividades petrolíferas, permitindo a elaboração de estratégias de resposta do PEI. No Relatório de Impacto Ambiental devem estar contidas em análises probabilísticas e determinísticas relativas ao comportamento da pluma livre de óleo

liberada no mar. Voltadas para a mitigação dos derramamentos de óleo nos corpos d'água, foram regulamentadas as Resoluções 269 e 293, em 2000 e 2001, respectivamente. No ano de 2008 a Resolução CONAMA 293 foi revogada e substituída pela CONAMA 398. A Resolução 269 regulamenta o uso de dispersantes químicos em derrames de óleo no mar. Já a Resolução CONAMA 398 dispõe sobre o conteúdo mínimo do PEI para incidentes de poluição por óleo em águas sob jurisdição nacional originados em portos organizados, instalações portuárias ou terminais, dutos e plataformas, bem como para suas respectivas instalações de apoio, dando orientações em seus três anexos (CONAMA, 2008a, 2008b, 2008c).

2.8.1 Legislação portuária

A legislação portuária vigente em Fernando de Noronha determina que as embarcações orgânicas do Arquipélago e as embarcações que fazem o transporte de carga, que tenham acesso à área abrigada pelo molhe, a aproximação deve marcar a ponta do molhe dentro de um setor de 110° a 140° magnéticos, girando em torno desta ponta dentro de um canal distante de 4 a 10 metros, a fim de evitar os baixos fundos e os cascos soçobrados. Os navios de grande porte devem fundear ao Norte da Ilha, nas proximidades da isobática de 20 metros, do ponto de fundeio indicado na carta nº 52 da DHN, de coordenadas Lat. 03° 49' 54" S e Long. 032° 24' 34" W. Os navios da Marinha do Brasil devem fundear ou pegar a bóia de amarração ao Norte do molhe, na posição de Lat. 03° 49' 55" S e Long. 032° 24' 10" W. As embarcações que abastecem o Arquipélago devem fundear próximas a isobática de 10 metros, até poderem se deslocar para atracarem no cais de concreto, dentro do molhe. Os pequenos barcos (iates, veleiros, etc.) de turismo, que visitam o Arquipélago, além da área do porto, podem fundear próximos às praias do Cachorro, da Conceição, do Boldró, do Americano, do Bode e da Cacimba do Padre, fora do Parque Nacional Marinho, durante o dia, a uma profundidade em torno de 3 metros, com prévia anuência das autoridades portuárias. Os barcos orgânicos da Ilha (turismo, pesca e esporte e/ou recreio), de comprimento maior que 5 (cinco) metros, devem fundear a NE do molhe, a partir de uma profundidade de 3,5 metros da praia até a isobática de 10 metros determinada pelo alinhamento da Ilha de Fora com a Ponta de Santo Antônio e alinhamento da Ilha de Fora com o calcanhar da ponta do molhe. Os de comprimento até 5 (cinco) metros podem fundear no setor abrigado pelo molhe, a partir da faixa amarela pintada na metade deste, até a profundidade de 1,5 metros da praia, delimitada a

NE, pelo próprio molhe e a SW pelos recifes que separam a praia do molhe da Praia da Biboca. É proibido o fundeio na área abrigada a partir da faixa amarela pintada na metade do molhe, até a ponta deste, a qual funciona como área de manobra e como atracadouro, para o cais comercial de carga, e para o píer de serviço e de passageiro. Não é autorizado o fundeio na área definida pelo alinhamento da ponta do molhe com os recifes que separam a praia do molhe da Praia da Biboca e a própria Praia da Biboca, devido aos cascos soçobrados e baixos fundos. As embarcações devem ter atenção para não largarem o ferro sobre o casco soçobrado na posição Lat. 03° 50' 03" S e Long. 032° 24' 13" W ou sobre os tratores afundados na posição Lat. 03° 50' 00" S e Long. 032° 24' 16" W, ambos próximos à ponta do molhe. No Arquipélago a maré tem uma amplitude média de 1,43 metros. As correntes marítimas se movimentam para W, com uma velocidade de 0,7 a 1,1 nós e com uma temperatura média da água de 24°C. O porto de Santo Antônio registra os seguintes recursos disponíveis, segundo ADEFN:

- Instalações acostável com uma extensão de 50 metros, profundidade de 3,50 metros, 8 (oito) cabeços e 6 (seis) defensas;
- Passarela de pedestre com píer de passageiros e píer de serviço para recepção do pescado e cilindros de mergulhos;
- Um molhe de proteção com 80 metros de comprimento para o cais e 300 metros de proteção de acesso à passarela que dá acesso ao píer flutuante;
- Possui guindaste de 25ton, conificação de isolamento das áreas de Equipamentos de proteção individual;
- Rádio fixo VHF canal 16 para os navios e 64 canais
- Reservatório com capacidade de 35.000 m³, abastecido pela rede do Distrito Estadual de Fernando Noronha;
- Suprimento de Energia Elétrica;
- Dispõe de corrente alternada de 380v (trifásica) e 220v (monofásica) para força e iluminação, em toda a extensão do cais. A frequência é de 60Hz;
- Suprimento de Derivado de Petróleo, o fornecimento de óleo combustível é feito através do PostA ADFN determina que toda embarcação que aportar no Arquipélago, deverá o responsável ou preposto, comparecer, de imediato, ao Escritório da Unidade Portuária, munido da documentação da embarcação e identificação de seus tripulantes e passageiros,

para regularizar a permanência na Ilha. Toda embarcação deverá suspender do Arquipélago, dentro do prazo de permanência ou comparecer ao Escritório para solicitar a prorrogação.

Não são poucos os problemas relacionados ao Porto Santo Antônio, o portal de entrada de Fernando de Noronha. Dentre os mais prementes, que implicam em riscos de acidentes ou denotam cenário indesejado em futuro próximo, caso sejam mantidas as atuais condições de estrutura e gestão, destacam-se:

- Introdução de espécies exóticas, com prejuízos ambientais incomensuráveis;
- Poluição por resíduos das atividades de pintura, raspagem, limpeza, picotagem e retirada de cracas de cascos;
- Vazamentos epidemiológicos e de vetores nocivos a saúde humana, fauna e flora local;
- Ausência de regulamento técnico que regule as questões sanitária, alfandegárias e ambientais;
- Presença nas embarcações aportadas de criadouros, acidentais ou não, de larvas e de espécimes adultas de insetos, de roedores ou de quaisquer outros animais vetores ou reservatórios de doenças de notificação compulsória obrigatória no território nacional;
- Descarte no Arquipélago de embalagens dos produtos utilizados nos serviços de dedetização e desratização;
- Ausência de um plano de gerenciamento de resíduos sólidos e líquidos incluindo embarcações, abastecimento e descarga;
- Deficientes serviços de acondicionamento, coleta, armazenamento, transporte e destinação adequada, de resíduos provenientes de atividades portuárias;
- Ausência de um plano de monitoramento e avaliação das áreas de atividades perigosas ou de risco permanente para o meio ambiente. Como desembarque de combustível e embarque de resíduos;
- O explícito assoreamento que vem sofrendo o Porto relacionado, entre outras circunstâncias, à inexistência de dragagem preventiva;
- A presença no Porto de serviços alojados de forma desordenada, com instalações precárias, que provocam danos ambientais e riscos à segurança humana: bares em formato de tendas ou barracas; serviço de carpintaria, manutenção mecânica e pintura de embarcações; serviços de fibra, entre outros;

- Transformação da região praieira do Porto de Santo Antônio num cemitério de embarcações abandonadas, em reparos e em litígio, onde pode se verificar embarcações do próprio poder público abandonadas (ex. IBAMA);
- A existência, na área de acesso entre o Porto e a Anpesca, de reservatórios contendo óleo queimado e resíduos de combustível sem o devido acondicionamento;
- Depósito e acúmulo de resíduos sólidos no fundo do porto, reflexo da ausência de um programa de controle específico.

3 METODOLOGIA

O trabalho descrito segue a metodologia descrita por Duarte et al. (2012). O presente estudo trata sobre o tema avaliação de risco ecológico (ARE) inerente aos derramamentos de derivados de petróleo em ambientes marinhos no Arquipélago de Fernando de Noronha, fundamentado na estrutura geral proposta pela Análise Quantitativa de Risco (AQR).

A metodologia foi aplicada ao Arquipélago de Fernando de Noronha, localizado no Atlântico Sul equatorial a 3° 51' S e 32° 25' W; com o objetivo de avaliar os danos para o meio marinho originado por acidentes envolvendo diesel (classificado como nocivo para organismos aquáticos, podendo causar efeitos nefastos em longo prazo no ambiente marinho), e contribuir para a elaboração de um plano de emergência para resposta a acidentes envolvendo substâncias perigosas. Foram avaliados potenciais de danos ambientais inerentes a uma espécie marinha da região. Esta metodologia proposta pretende ser uma ferramenta para as autoridades com responsabilidade na elaboração de planos de emergência, permitindo a identificação dos meios e recursos necessários para a resposta à emergência e definição de critérios de mobilização. Pretende-se que seja uma avaliação de risco integrada, de modo a concluir todos os riscos de acidentes associados a substâncias perigosas, independentemente das atividades que possibilitem a sua presença, como sejam as atividades e armazenagem, transporte, manipulação e transporte.

A Análise de Riscos é um estudo que visa à identificação dos perigos de uma atividade, projeto ou área, seguido pela estimativa do risco existente para possíveis receptores, podendo ser tanto bens, pessoas ou ambientais. Além disso, devem ser propostas medidas de gerenciamento, tanto preventivas quanto ações emergenciais em um eventual acidente, em prol de se diminuir o risco e minimizar as consequências adversas (dano). Ela é composta por diferentes etapas, cada uma destas etapas terá uma breve explicação, incluindo sua função e métodos de aplicação. Algumas destas podem se apresentar condensadas em alguns casos, dependendo da abordagem escolhida, sendo que as etapas da metodologia proposta são as seguintes:

-
- Caracterização do problema
 - Identificação dos perigos e consolidação dos cenários acidentais
 - Avaliação da exposição
 - Estimativas de frequência
 - Modelagem hidrodinâmica
 - Modelagem populacional
 - Quantificação e Avaliação dos Riscos

3.1 Caracterização do problema

O primeiro passo para a realização da análise de riscos é a compilação de dados relativos às características da região, incluindo o máximo de informações sobre atividades desenvolvidas, servindo como base para o desenvolvimento do trabalho. Dentre estes, podemos citar a descrição física e geográfica da região, incluindo características climáticas, mananciais, áreas litorâneas, fauna, flora e interferências com outros sistemas existentes; distribuição populacional da região; descrição física e layout da instalação, em escala; carta planialtimétrica ou fotos aéreas que apresentem a circunvizinhança ao redor da área em foco da questão; substâncias químicas identificadas, ou seja, os contaminantes; incluindo quantidades, formas de movimentação, armazenamento e manipulação, contemplando suas características físico-químicas e toxicológicas; descrição do processo e rotinas operacionais se ainda em operação; apresentação de plantas baixas das unidades e fluxogramas de processos, sistemas de proteção e segurança.

Esses dados são de especial importância para que seja possível caracterizar o ecossistema que se deseja estudar. Essas informações possibilitam a determinação dos endpoints e de um modelo conceitual, de modo a permitir elaboração de um plano de análise para a avaliação de risco ecológico em áreas escolhidas no presente trabalho.

3.2 Identificação do perigo e consolidação das hipóteses acidentais

Esta etapa visa a identificar a existência de perigos, desde substâncias, situações, procedimentos, falhas de operações, desastres naturais, sabotagem ou eventuais sequências de eventos que possam causar dano, incluindo cenários acidentais hipotéticos a serem estudados de forma detalhada.

De acordo com Duarte et al. (2012), este passo é similar ao segundo passo das linhas básicas para QRA humano fornecidos pela CETESB, 2000. Sendo que a diferença é que aqui o foco é apenas na identificação de acidentes que podem causar danos ao meio ambiente ecológico.

Ainda de acordo com Duarte et al. (2012), as técnicas estruturadas são aplicadas a fim de: (1) sistematicamente consolidar todos os cenários acidentais, (2) qualitativamente classificar os riscos associados a cada cenário acidental de acordo com a sua frequência e gravidade, e (3) selecionar os cenários acidentais que devem ser submetidos a uma avaliação de risco mais detalhada (avaliação quantitativa) nas próximas etapas.

Existem várias técnicas estruturadas para tais identificações, uma vez que cada empreendimento a ser analisado possui particularidades. Portanto, cabe aos autores decidirem que metodologia deve ser adotada, a mais adequada tanto para o caso da análise como para o nível de detalhamento que se espera obter. Sánchez (2006) diz que diversas análises de risco ambientais não passam desta etapa, passando direto para a preparação de um plano de gerenciamento, relacionado a empreendimentos de baixa complexidade e/ou pouca periculosidade.

No âmbito desta dissertação, onde são focados os danos ecológicos decorrentes de acidentes envolvendo substâncias perigosas, perigo refere-se à propriedade intrínseca de uma substância ou de uma situação física com potencial para provocar danos no ambiente. Para efeito desta dissertação, substâncias perigosas são definidas como substâncias ou preparações que devido às suas características de perigosidade, por meio de eventos como derrame, emissão, incêndio ou explosão possam provocar situações com efeitos negativos para o homem e para o ambiente.

A técnica Análise Preliminar de Perigos (APP), do inglês Preliminary Hazard Analysis (PHA), foi desenvolvida pelo programa de segurança militar do Departamento de Defesa dos Estados Unidos (MIL-STD-882B). A APP é uma técnica estruturada que tem por objetivo

identificar os perigos presentes numa instalação, ocasionados por eventos indesejáveis. Normalmente, a APP é utilizada na fase inicial de projeto, embora venha sendo também bastante aplicada em unidades em operação, permitindo uma análise crítica dos sistemas de segurança existentes e a identificação das possíveis hipóteses de acidentes.

Na APP, após a identificação do perigo, foi feita uma avaliação qualitativa da probabilidade de ocorrência associada às causas e da severidade das respectivas consequências, sendo apontadas eventuais observações e recomendações pertinentes aos perigos identificados.

A APP foi elaborada através do preenchimento de uma planilha específica, apresentada na Figura 3.1, enquanto a explicação de seus campos está na sequência:

- I. Nº do Perigo: sequência accidental a ser estudada na análise quantitativa de riscos.
- II. Perigos: caracteriza o evento indesejado, relacionado com as interferências localizadas na passagem do duto ou paralelo a faixa de domínio, que está normalmente associado a uma ou mais condições com potencial de causar danos às pessoas, ao patrimônio ou ao meio ambiente;
- III. Causas: possíveis causas associadas a um determinado perigo;
- IV. Modos de detecção: possíveis modos de detecção da ocorrência de um determinado perigo;
- V. Efeitos: possíveis consequências associadas a um determinado perigo;
- VI. Categoria de Frequência: graduação qualitativa da frequência de ocorrência do perigo, de acordo com a classificação apresentada na Tabela 4;
- VII. Categoria de Severidade: graduação qualitativa do efeito associado ao cenário accidental, de acordo com a classificação apresentada na Tabela 5;
- VIII. Categoria de Risco: graduação qualitativa obtida através da Matriz de Riscos apresentada na Figura 3.1;
- IX. Observações (O) /Recomendações (R): observações (O) e/ou recomendações (R) para o gerenciamento dos riscos associados.

Na Figura 3.1, está apresentada a seguir e traz a planilha da APP; já os critérios para a classificação das probabilidades de ocorrência dos perigos, das severidades aplicadas aos efeitos associados e as categorias de risco estão na sequência.

APP – ANÁLISE PRELIMINAR DE PERIGOS								
<i>Empresa:</i>			<i>Sistema:</i>				<i>Folha:</i>	
<i>Referência:</i>			<i>Data:</i>				<i>Revisão:</i>	
<i>Nº do Perigo</i>	<i>Perigo</i>	<i>Causas</i>	<i>Modos de Detecção</i>	<i>Efeitos</i>	<i>Cat.Freq.</i>	<i>Cat. Sev.</i>	<i>Cat. Risco</i>	<i>Observações / Recomendações</i>

Figura 3.1 – Modelo de Planilha de APP

Crítérios para Classificação da Frequência e Severidade

Tabela 4- Apresentação dos níveis de frequência adotados nas planilhas de APP.

Categoria	Denominação	Descrição
A	<i>Extremamente Remota</i>	<i>Cenários que dependem da combinação de falhas múltiplas. Ocorrências não esperadas ao longo da vida útil da instalação ou atividade.</i>
B	<i>Remota</i>	<i>Cenários associados a pelo menos uma falha de equipamento de grande porte.</i>
C	<i>Improvável</i>	<i>Cenários cujas ocorrências dependem de uma única falha, independentemente do porte do equipamento, podendo também ser causada por erro humano.</i>
D	<i>Provável</i>	<i>Ocorrência esperada pelo menos uma vez ao longo da vida útil da instalação.</i>
E	<i>Frequente</i>	<i>Possibilidade de ocorrer a falha pelo menos uma vez ao longo de um ano de operação. Diversas ocorrências já registradas na instalação em análise ou em instalações similares.</i>

Para a categorização dos efeitos, utilizou-se o critério de níveis de severidade, tradicional (CETESB, 2000), conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 – Critério de níveis de severidade.

Categoria	Denominação	Descrição
I	Desprezível	Nenhum dano ou dano não mensurável.
II	Marginal	Danos irrelevantes ao meio ambiente e à comunidade externa.
III	Crítica	Possíveis danos ao meio ambiente devido a liberações de substâncias químicas, tóxicas ou inflamáveis, alcançando áreas externas à instalação. Pode provocar lesões de gravidade moderada na população externa ou impactos ambientais com reduzido tempo de recuperação.
IV	Catastrófica	Impactos ambientais devido a liberações de substâncias químicas, tóxicas ou inflamáveis, atingindo áreas externas às instalações. Provoca mortes ou lesões graves na população externa ou impactos ao meio ambiente com tempo de recuperação elevado.

A Figura 3.2 apresenta a Matriz de Risco resultante da combinação das categorias de frequência e de severidade.

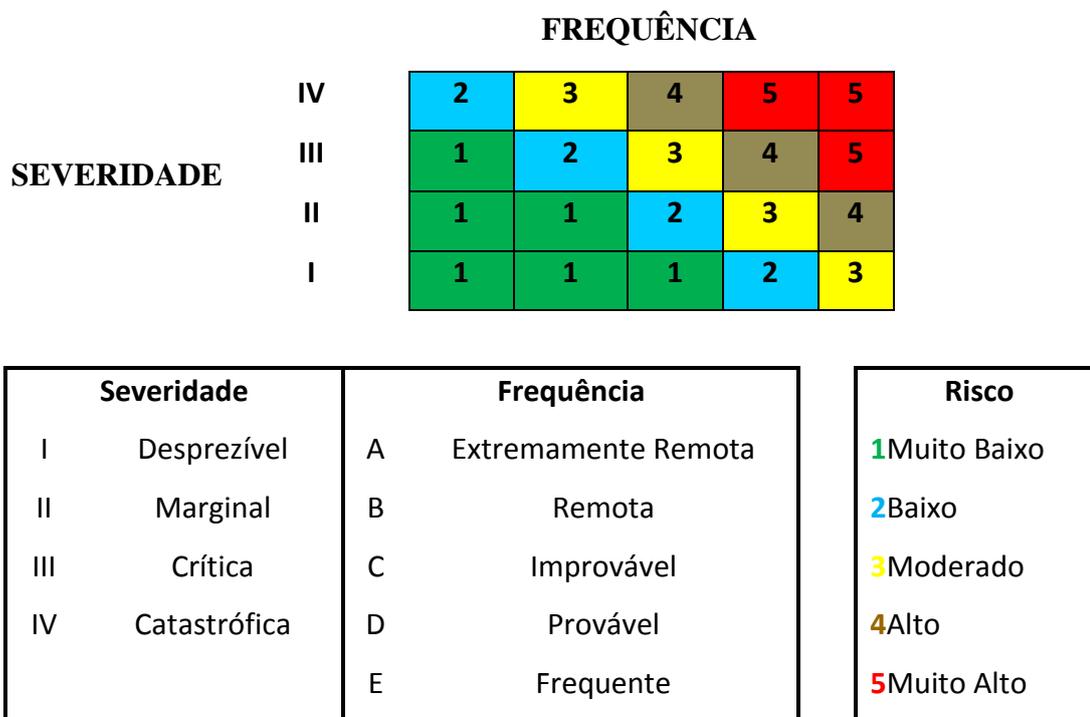


Figura 3.2 - Matriz de Riscos

3.3 Análise histórica de acidentes

Consiste no levantamento de acidentes ocorridos, ou seja, estudar e analisar acidentes com o fim de identificar situações de risco (causas e consequências) que podem ocorrer na área em estudo; utilizando-se banco de dados de acidentes ou referências bibliográficas específicas conseguindo assim um panorama do que se pode esperar de perigo no empreendimento em questão.

Neste estudo, procurou-se analisar um histórico específico de acidentes já ocorridos com as substâncias químicas perigosas, mais precisamente os hidrocarbonetos de petróleo, relacionados com atividades de armazenagem, cargas/descargas de produto buscando os tipos e causas de acidentes.

Uma das questões mais relevantes quando se trabalha com avaliação de riscos é a clarificação do que se entende por acidente grave. Segundo a Lei de Bases de Proteção Civil (Lei nº 113/91), acidente grave é um acontecimento repentino e imprevisto, provocado por ação do homem ou da natureza, com efeitos relativamente limitados no tempo e no espaço, susceptíveis de atingirem pessoas, bens e ambiente. O Decreto-Lei nº 164/2001 define acidente grave como um derrame que envolva e que constitua perigo grave, imediato ou retardado, para a saúde humana e ambiente. Para efeitos deste trabalho, acidente grave refere-se a um acontecimento repentino e imprevisto, tal como um incêndio, uma explosão, uma emissão ou um derrame que envolva uma ou mais substâncias perigosas, susceptíveis de causar danos ambientais.

Após a etapa de identificação dos perigos, as hipóteses acidentais de maior relevância devem ser descritas em detalhes, servindo como base para as etapas posteriores da avaliação de risco. A escolha das hipóteses acidentais deve seguir um critério pré-estabelecido, sendo este também elucidado, em geral considerando a severidade do dano decorrente.

3.4 Avaliação da exposição

A avaliação da exposição indica a quantidade do perigo que a população ou segmentos dessa população pode estar exposto. A exposição pode variar quando se consideram os efeitos agudos ou crônicos sobre o ecossistema. Os perigos químicos são avaliados levando-se em consideração a exposição crônica, em longo prazo ou ao longo de toda a vida, ao perigo em

questão, muitas vezes procedente de diversas fontes; ao contrário das exposições agudas. Na ERA a definição de cenários de exposição consiste na identificação dos potenciais cenários de acidentes e da probabilidade de ocorrência. Os métodos aplicados para identificação dos cenários derivam das metodologias de análise de risco industrial e alguns dos métodos mais utilizados com esta finalidade são a análise funcional de operacionalidade (Hazard and Operability Studies – HAZOP), a análise de árvore de falhas (Fault Tree) e a análise de árvore de eventos (Event Tree). A análise HAZOP é uma técnica que se baseia no pressuposto de que os riscos, os acidentes ou os problemas de operação se produzem como consequência de um desvio de variáveis do processo em relação aos parâmetros normais de operação num determinado sistema a uma dada ocasião (Macedo, 2005). A análise por árvore de falhas é uma técnica que se inicia com o acidente e através de uma análise dedutiva determina as causas que provocaram esse mesmo acidente enquanto que a análise da árvore de eventos parte da identificação de um componente de falha do sistema para identificação das consequências resultantes desse evento inicial (Lohani et al., 1997; Macedo, 2005).

Já a avaliação de toxicidade define a toxicidade específica para cada composto químico de interesse, considerando-se os efeitos adversos à saúde associados à exposição ao composto. Para tanto, é necessário avaliar a relação entre a magnitude da exposição, o tipo de efeito adverso e a possibilidade de um composto químico produzir algum dano no indivíduo ao longo da exposição.

Nesta etapa, os bancos de dados toxicológicos servem como fonte de informações sobre a toxicologia dos compostos de interesse e os efeitos adversos à saúde. Esta etapa pode ser dividida em duas atividades principais:

- Identificação dos efeitos adversos - determinação do tipo e magnitude do efeito adverso à saúde que é causado pela exposição a um agente tóxico específico;
- Determinação da dose-resposta - processo de avaliação quantitativa da toxicidade, relacionando-se a dose do contaminante que foi recebida com a incidência de efeitos adversos à saúde em uma dada população exposta.

A avaliação de exposição é a determinação da intensidade, frequência, duração e caminhos da exposição, atual ou futura, a um determinado contaminante. Esta estimativa pode ser fundamentada nos dados de monitoramento ambiental e resultados da previsão da movimentação e atenuação dos contaminantes por meio de modelagem matemática.

A avaliação é desenvolvida observando-se os usos atuais e prevendo-se os usos futuros da área em estudo e seu entorno, sendo necessário: entender os mecanismos de liberação e transporte do contaminante no meio físico; identificar as populações expostas; identificar todas as vias potenciais de exposição; estimar as concentrações nos pontos de exposição, para cada via específica.

A avaliação das informações obtidas permite a elaboração dos cenários de exposição, onde são identificadas as várias possibilidades para que um contaminante, a partir da origem da contaminação, atinja as populações potencialmente receptoras. Os resultados da avaliação da exposição são os valores de ingresso dos compostos indicadores para cada via de exposição específica (atual ou futura).

Assim, esta etapa, deve efetuar-se uma avaliação da exposição para cada uma das populações para as quais seja conhecida e/ou seja, razoável prever a ocorrência de exposição. O objetivo da avaliação consistirá em fazer a estimativa quantitativa ou qualitativa da dose/concentração da substância à qual uma população é ou poderá eventualmente ser exposta. Ao proceder-se à estimativa, o modelo da exposição deve ter em conta variações no espaço e no tempo.

Sempre que estejam disponíveis dados, corretamente medidos, relativos a exposições representativas, deve ser-lhes dada especial atenção ao efetuar a avaliação da exposição. Sempre que sejam utilizados métodos de cálculo para a estimativa dos níveis de exposição, devem ser aplicados modelos adequados. Assim, devem também ser considerados os dados pertinentes, provenientes do controle de substâncias com padrões de uso e de exposição análogos ou propriedades análogas.

Mais especificamente, deve-se estimar a exposição de espécie-chave para a substância química para cada cenário acidental. Isto inclui a descrição da dispersão química e prever a concentração que atinge as espécies principais de interesse em cada instante de tempo, isto é, concentrações $C_i(x, y, z, t)$ dentro de uma área definida (limites espaciais), para cada cenário acidental, i .

Sabe-se que o comportamento das manchas de óleo no mar está sujeito a uma série de fatores oceanográficos e meteorológicos, entre outros, influenciando na concentração estimada de exposição. Assim, é necessário fornecer um conjunto de cenários meteorológicos para cada cenário acidental, i . Logo, tem-se x cenários acidentais já selecionados no referido trabalho a partir de cenários meteorológicos, resultando em cenários acidentais $X \times Y$, cada

um com concentração de exposição específica $C_i(x, y, z, t)$, onde essa concentração química prevista é variável com o tempo e espaço. Um cenário meteorológico é definido pelos parâmetros meteorológicos que dependem do tipo de ambiente (por exemplo, ar, solo, água) e através do produto químico que se move (Duarte et al., 2012).

Esses parâmetros meteorológicos juntamente na combinação de processos físico-químicos e biológicos vão desde as condições da água do mar, como pH, temperatura, salinidade, clima, umidade, direção e velocidade do vento, pressão, ambiente, estações do ano, etc. Outro fator importante a ser considerado refere-se à amplitude das marés na época do derrame, pois derrames que ocorrem durante as marés de sizígia, de maior amplitude, atingem áreas muito mais extensas da zona entre marés do que nas marés de quadratura. No entanto, o movimento contínuo de subida e descida das marés atua como um importante fator de limpeza natural.

Também outro fator de suma importância é o grau de hidrodinamismo de um local que é determinado pela quantidade, intensidade e forçadas ondas e correntes que atuam no ambiente. Locais com elevado hidrodinamismo tendem a dispersar o óleo rápida e eficientemente, fazendo com que o impacto de um derrame de óleo seja reduzido ou mesmo não perceptível. Nestes ambientes, o óleo permanece no ambiente por poucos dias. Já nos ambientes abrigados da ação das ondas e correntes, o petróleo tende a permanecer por muitos meses, ou anos, impedindo que a comunidade biológica se recupere.

Então, dentre destes diversos fatores, para não resultar em um número muito grande de novo cenário acidental para a Avaliação Quantitativa de Risco Ecológico (AQRE), torna-se necessário agrupar os dados em um número limitado de parâmetros meteorológicos representativos, pois custos adicionais e uma visão mais específica, devendo-se decidir se a concentração química estimada é realmente esperada para causar efeitos adversos ecológicos para todos os cenários acidentais previstos neste trabalho. Assim, deve-se procurar selecionar os cenários acidentais onde a população é susceptível quantificando os riscos ecológicos em nível populacional.

Desse modo, a metodologia necessita de critérios para caracterizar o risco buscando as informações obtidas na caracterização da exposição (PEC) e eventual caracterização do perigo (determinação da concentração sem efeito previsto-PNEC), que se expressa pela razão de caracterização de risco ou quociente de risco (RCR ou QR), ou seja, pela expressão PEC/PNEC (Montforts, et al., 1999); Montforts, 2005; CVMP, 2005).

Como um todo, a avaliação de risco é estruturada em torno da abordagem do quociente de risco ou razão de caracterização de risco (RQ ou RCR), que é a relação entre o PEC e o PNEC, ou seja, a relação entre a concentração ecológica previsível (PEC) para uma concentração ecológica previsível sem efeito (PNEC).

As concentrações previstas para o ambiente (PEC) são comparadas com valores de concentrações inócuas (PNEC) para os efeitos estabelecidos nos estudos de toxicidade já referidos. Esta comparação é assim realizada usando a abordagem de quociente de risco que indica o efeito ecológico adverso em nível espécie (indivíduo) (Montforts, 2003). O RQ (PEC/PNEC) obtido é depois comparado com um valor de 1, sendo que um valor menor que 1 indica que o risco é aceitável, e por isso não são necessários testes adicionais. Se a avaliação de risco ambiental não puder ser concluída devido a uma previsão de risco inaceitável, RQ superior a 1, passamos para o passo seguinte para refinar a avaliação, nomeadamente no que diz respeito à caracterização do perigo, para posterior caracterização do risco (EMEA/CVMP/ERA, 2005).

Então, a razão de caracterização do risco (RQ), que integra as duas fases anteriores (caracterização da exposição e caracterização do perigo) é a mais utilizada pelas entidades reguladoras internacionais e nacionais, as quais devem assim determinar qual o valor de RCR que implica que posteriores avaliações ou redução do risco sejam efetuadas (Montforts, 1999; Marques, 2008).

3.5 Estimativas de frequência

Neste passo, são determinadas as frequências de ocorrência dos cenários acidentais, pois é uma informação necessária para o cálculo numérico do risco ambiental. Em diversos estudos de análise de risco, o empreendimento pode apresentar cenários de acidentes conhecidos, sobre os quais pode se estimar a frequência através de registros históricos em bancos de dados ou referências bibliográficas. As frequências de ocorrência dos cenários acidentais identificados devem ser calculadas quando os efeitos físicos provenientes dos eventos simulados extrapolarem os limites do empreendimento e possam afetar pessoas. A maioria dos modelos de frequência de acidentes de navios é realizada com base na estimativa de frequência de colisão (ou encalhe) em uma área de água específica (Li et al., 2012).

De acordo com Li et al. (2012), as frequências de acidentes são estimadas utilizando registros históricos. Ainda é citado no referente trabalho, de acordo com IMO 2007 apud Li et al., 2012, a estimativa de frequência para vários tipos de navios (Tabela 6).

Tabela 6- Frequências anuais estimadas de eventos iniciadores para vários tipos de navios.

<i>Tipo de acidente</i>	<i>Petroleiro (casco simples)</i>	<i>Petroleiro (duplo casco)</i>	<i>Navios / óleos e produtos químicos</i>	<i>Navios / produtos químicos</i>	<i>LPG Petroleiro</i>	<i>Graneleiro</i>	<i>LNG Suporte</i>
<i>Colisão</i>	9.90E-03	8.60E-03	4.30E-02	9.40E-03	2.20E-02	1.90E-02	6.70E-03
<i>Contato</i>	4.90E-03	3.10E-03	4.20E-02	4.60E-03	3.00E-03	1.10E-02	2.80E-03
<i>Incêndio/explosão</i>	3.70E-03	1.10E-03	1.10E-02	4.50E-03	4.30E-03	2.90E-03	3.50E-03

Já no Arquipélago de Fernando de Noronha, segundo dados do relatório de navios por área a ser cruzada, fornecidos pela Marinha do Brasil; os navios tanques que navegaram nas proximidades da Ilha de Fernando de Noronha, pelo mar de fora (Figura 3.3), seguindo rota para a Europa; mostraramo seguinte panorama:

- Período de análise- 01 de Janeiro de 2012 a 15 de Abril de 2013- 15,5 meses.
- Distância de análise- Círculo com raio de 10 MN (18,5 Km) em torno da ilha.
- Total de navios extraídos- 197 navios com diversos tipos de cargas.
- Total de navios Tanques extraídos - 23 UN.
- Total de navios Tanques extraídos passando pelo mar de fora - 22 UN.

- Média de navios Tanques, que passaram pelo mar de fora, por mês - 1,4 UN.



Figura 3.3 – Rota dos navios que passam nas proximidades do Arquipélago de Fernando de Noronha.

3.6 Modelagem populacional

Esta etapa tem como objetivo: (1) simular a dinâmica populacional de uma espécie chave na área em estudo, onde será utilizada como variável de entrada para descrever a dinâmica populacional para cada cenário acidental, i, auxiliando no melhor entendimento dos principais fatores biológicos e ecológicos que regem as interações populacionais, i.e., traduzir efeitos em nível individual (quociente de perigo) em efeitos a nível populacional. Pastorok et al. (2002) afirma que "um modelo ecológico é uma expressão matemática que pode ser utilizada para descrever ou prever os processos ecológicos ou pontos finais, tais como abundância da população (ou densidade), a riqueza de espécies da comunidade, a produtividade, ou distribuições dos organismos" . Assim, população e metapopulação (i.e. conjunto de populações de mesma espécie que vivem espacialmente separados, mas com potencial para a migração entre eles) é uma classificação de modelos ecológicos, no qual a expressão matemática é essencialmente usada para traduzir efeitos em nível individual (por exemplo, aumento da mortalidade, a fecundidade reduzida) dentro dos efeitos a nível populacional (por exemplo, a abundância reduzida, aumento do risco de extinção), para que se

possa estimar o risco de efeitos adversos sobre uma população através de dados expressos como efeitos adversos. Vários modelos ecológicos e software já estão disponíveis como ferramenta para simular modelos populacionais mais rápidos.

Pastorok et al. (2002) realizou uma avaliação crítica dos softwares ecológicos e classificou vários candidatos com base em critérios de avaliação que incluem: o realismo e complexidade (ou seja, se os principais processos estão incluídos e como eles estão apresentados); previsão de endpoints de avaliação e de relativa utilidade ao cumprimento dos regulamentos; flexibilidade; tratamento da incerteza; grau de consistência, desenvolvimento e validação; facilidade de estimação de parâmetros; aceitação regulamentar; credibilidade (por exemplo, a prevalência de usuários, disponibilidade ou opiniões publicadas) e eficiência dos recursos. (Pastorok et al., 2002) selecionou o melhor software para uma avaliação mais detalhada e teste. Entre estes, Ramas GIS (Akçakaya e Root, 2005) demonstrou ser adequado para a aplicação deste estudo.

Na implantação de estratégias de conservação da biodiversidade, esforços têm se somado para definir, construir modelos, e prever o tamanho mínimo de áreas para a conservação (Frankel e Soulé, 1981; Soulé, 1990) e a população mínima viável (MVP). Dois grupos de ideias, segundo Caughley (1994), têm norteado estes estudos nas últimas duas décadas: o paradigma das pequenas populações, que trata do risco de extinção inerente ao baixo número de indivíduos na população; e o paradigma do declínio das populações, concernente com os processos sobre os quais as populações são direcionadas à extinção por agentes externos a elas. O primeiro está relacionado com a genética e a dinâmica de populações, incluindo, principalmente, os efeitos de deriva genética, depressão devido à endogamia e estocasticidade demográfica e, a literatura básica consta dos livros de Soulé (Soulé e Wilcox, 1980; Frankel e Soulé, 1981; Soulé, 1986). O segundo está relacionado ao esforço da pesquisa em determinar as causas de declínio das populações e o que pode ser feito para modificar este cenário.

O conceito de população mínima viável (MVP) foi desenvolvido dentro do arcabouço da genética de populações (Frankel & Soulé, 1981; Shaffer, 1981; Soulé, 1986), apesar de que em casos específicos, as estimativas podem ser feitas a partir de critérios não genéticos (Menges, 1992), os chamados MVPs demográficos, relacionados com a probabilidade de extinção completa por meio de forças demográficas casuais (Ewens et al., 1990). O conceito de MVP surgiu com o reconhecimento que extinção é um fenômeno probabilístico e que a

probabilidade de sobrevivência da população não pode ser avaliada sem considerar alguma perspectiva de tempo e alguma margem de segurança (Shaffer, 1990). Muitos dos fatores que afetam a dinâmica de populações e, portanto, potencialmente a chance de extinção, contém um elemento de incerteza. Esta pode ser agrupada em quatro classes gerais (Shaffer, 1981): (1) estocasticidade demográfica – resultante de eventos casuais na sobrevivência e reprodução de indivíduos; (2) estocasticidade ambiental – devido a mudanças casuais, ou pelo menos imprevisíveis, no clima, fonte de alimentos e populações de competidores, predadores, parasitas, etc.; (3) catástrofes naturais tais como inundações, fogo, secas, etc., as quais podem ocorrer em intervalos casuais; (4) estocasticidade genética ou mudanças causais nas frequências alélicas e genéticas devido ao efeito fundador, deriva genética ou endogamia, os quais alteram as probabilidades de sobrevivência e de reprodução de indivíduos.

A Análise de Viabilidade de Populações (PVA), com uma abordagem mais ampla que MVP, é um processo formal pelo qual se pode estimar a probabilidade de persistência de populações, metapopulações ou espécies, sobre períodos de tempo especificado, dado uma ou mais alternativas de manejo (Marcot & Murphy, 1996). Entretanto, PVA não é um conceito monolítico nem uma receita pré-determinada, consistindo de uma coleção de métodos para avaliar as ameaças enfrentadas pelas populações de espécies, seus riscos de extinção ou declínio e suas chances para recuperação, baseados sobre dados de espécies, populações e modelos (Soulé, 1986; Shaffer, 1990; Boyce, 1992; Burgman et al., 1994). Os PVAs variam de acordo com a ecologia da espécie em estudo, a experiência dos modeladores e a extensão dos dados disponíveis (Boyce, 1992).

As medidas mais comuns usadas para expressar resultados de um PVA incluem medidas estocásticas, tais como: risco de extinção, tempo para o declínio, chance para recuperação e tempo de persistência. Outro tipo de medida usado para expressar os resultados é determinístico, incluindo medidas de tamanho populacional, taxa finita de aumento (λ), sensibilidade e elasticidade. O modelo de extinção desenvolvido por Goodman (1986), citado por Soulé (1990), fornece a base para a obtenção das medidas estocásticas incluídas em um PVA, sendo apresentado em termos de “tempo de persistência esperado” – tempo esperado para uma população de um dado tamanho tornar-se extinta e a distribuição de probabilidade deste tempo esperado (para mais informações sobre os modelos de extinção, vide Soulé 1990).

A análise de PVA constitui uma ferramenta de modelagem matemática de uso crescente para fornecer diretrizes ao manejo conservacionista e à pesquisa (Menges, 1990; Boyce, 1992), com aplicação nos processos de tomada de decisão.

Modelos demográficos estocásticos são, provavelmente, os mais utilizados em PVA (Beissinger e Westphal, 1998). Da mesma forma que os modelos determinísticos, os modelos demográficos estocásticos são estruturados com base no diagrama de ciclo de vida e atividades que seguem um fluxo pré-reprodutivo ou pós-reprodutivo. Estes modelos usam métodos de Monte Carlo para amostrar distribuições básicas e projetar uma população para 50, 100 ou mais anos no futuro, por meio de variações nas taxas vitais ou Lambda para cada período de tempo ou ano. De modo diferente das análises determinísticas de matrizes que produzem uma única projeção da população, a qual muda a taxa lambda, cada caracterização de um modelo estocástico segue uma trajetória única e produz um tamanho de população final diferente porque as taxas demográficas mudam casualmente com cada período de tempo. Portanto, modelos estocásticos produzem resultados probabilísticos. Os modelos devem correr de 500 a 1000 vezes para amostrar adequadamente combinações de valores dos parâmetros e explorar o intervalo total de saídas do modelo de modo que os resultados possam convergir sobre um grupo de valores para o tamanho populacional final (Burgman et al., 1994).

Os tamanhos populacionais finais produzidos a partir de modelos demográficos estocásticos podem ser resumidos de várias maneiras, segundo Beissinger e Westphal (1998). O resultado mais comum do modelo é a proporção de corridas que finalizam em zero (taxa de “extinção”) ou em um tamanho reduzido como ≤ 25 indivíduos (“quase extinção”). Nenhum intervalo de tempo ou taxa de extinção padrão define uma população viável, mas intervalos de 50-200 anos e taxas de extinção de menos de 5% são comumente usadas para avaliar viabilidade. Outro resultado é computar o ano médio ou mediano de extinção para populações que foram extintas (“tempo para extinção”). O mais completo descritor de resultados do modelo é plotar a função de probabilidade cumulativa para tamanho populacional final, quando ela incorpora todos os tamanhos populacionais finais. Esta função de “quase extinção” é uma forma básica de análise de risco: quando as funções mudam da esquerda para a direita sobre o gráfico, o risco para a população declina. O MVP (população mínima viável) pode ser encontrado pela determinação dos efeitos de mudança do tamanho populacional inicial sobre a taxa de extinção. Apesar dos MVP's terem sido bastante utilizados nas aplicações iniciais de

PVA, seu uso declinou quando as aplicações provaram sua complexidade biológica e política (Beissinger e Westphal, 1998).

Os requerimentos de dados para os modelos demográficos estocásticos são pelo menos duas vezes maiores do que os exigidos nos modelos determinísticos. Em adição às taxas demográficas médias, os modelos estocásticos precisam das estimativas de variância na fecundidade e sobrevivência para cada classe de idade ou estágio. Variações nas taxas demográficas imitam os efeitos da estocasticidade ambiental. Modelos demográficos podem incluir, também, a capacidade de suporte e sua variância, assim como, frequência e efeitos catastróficos. A capacidade de suporte estabelece um limite superior de como populações grandes podem crescer e modelos sem tais limites podem superestimar a persistência da população. Várias funções de dependência da densidade podem ser usadas para modelar os efeitos da abordagem da capacidade de suporte ou um tamanho populacional que age como um limite reflexivo (Burgman et al., 1994). Catástrofes são uma forma de variação ambiental que pode ser distinguida da estocasticidade ambiental pela magnitude de efeitos sobre a demografia. Eles resultam em grandes declínios populacionais e aumentam a chance de extinção, mas eles não são necessariamente eventos raros (Beissinger e Westphal, 1998). Fatores adicionais que afetam populações muito pequenas são: (1) estocasticidade demográfica pode ser incorporada pela trajetória individual e aplicação de taxas demográficas via distribuição binomial; (2) efeitos de endogamia podem ser modelados pela distribuição casual de alelos recessivos letais para uma proporção de indivíduos (Lindermayer e Lacy, 1995 citado por Beissinger e Westphal, 1998).

Nas recomendações de manejo, modelos estocásticos têm sido usados para estimar a probabilidade de extinção de populações de espécies silvestres. Modelos estocásticos são muito úteis na simulação de efeitos de diferentes opções de manejo (Beissinger e Westphal, 1998). Entretanto, estes modelos não consideram os fatores espaciais que afetam as taxas de extinção. Além disto, estes modelos supõem uma população fechada sem migração (emigração e imigração), o que frequentemente não corresponde à realidade, pois estes processos podem ter efeitos importantes sobre a dinâmica de populações. Em adição, devido à intensiva fragmentação dos ambientes naturais, ao invés de uma única população, os indivíduos estão na realidade, frequentemente, distribuídos em subpopulações com diferentes localizações numa paisagem e conectados pela dispersão. Considerando que a demografia

pode variar espacialmente entre diferentes habitats ou subpopulações, modelos de metapopulação e espacialmente explícitos foram desenvolvidos.

Metapopulações são espacialmente estruturadas em misturas de populações reprodutivas locais. A migração dos indivíduos entre fragmentos afeta a dinâmica local, incluindo a possibilidade de estabelecimento de populações em um fragmento após a extinção local (Hanski, 2001). Modelos demográficos ou estruturados de metapopulações predominam nas aplicações de espécies ameaçadas, mais do que aqueles baseados na probabilidade de ocupação de fragmentos.

A estrutura de metapopulação é incorporada dentro dos modelos demográficos, via o uso de indivíduos que fazem a dispersão para ligar fragmentos de habitats. Tais modelos são versões “multipatch” dos modelos estocásticos com uma população. Estes modelos tipicamente incorporam as taxas demográficas específicas de cada fragmento (incluindo fecundidade e sobrevivência) ou estimativas específicas de cada fragmento para λ além de regras de dispersão que sempre estão relacionadas ao tamanho da área e às distâncias entre fragmentos. A qualidade do fragmento pode ser representada pela variação na capacidade de suporte ou produção reprodutiva entre fragmentos. Modelos de metapopulação, geralmente, incluem estocasticidade demográfica e ambiental e catástrofes, como num modelo estocástico com uma população, com a adição da dimensão de que um entendimento da covariância de taxas entre fragmentos pode ser importante (Beissinger e Westphal, 1998). Os resultados do modelo podem ser expressos como tamanhos finais da metapopulação, a probabilidade ou o tempo de extinção para a metapopulação toda, a percentagem de fragmentos ou o número mínimo de fragmentos ou área requerida para a persistência da metapopulação (Hanski et al. 1996 citado por Beissinger e Westphal, 1998).

A vantagem dos modelos de metapopulação, em relação aos modelos estocásticos com uma população, é a incorporação, parcialmente, do realismo espacial. Portanto, os efeitos de alterações na paisagem podem ser modelados, incluindo efeitos de corredores, destruição de habitat específica para cada habitat, alterações na qualidade e mudanças nas distâncias entre fragmentos. Entretanto, regras de dispersão e mortalidade, efeitos que integram completamente a investigação da persistência da metapopulação, são geralmente artificiais porque são baseadas somente na distância entre fragmentos e não incorporam as características da matriz ou regras de comportamento. Além disto, estes modelos não consideram explicitamente efeitos importantes da matriz de vizinhança sobre a demografia

dentro dos fragmentos. Quando os efeitos de heterogeneidade da matriz tornam-se cruciais na predição da viabilidade de uma espécie, a modelagem pode requerer dados espacialmente explícitos da paisagem.

Limitações no uso de modelos demográficos de PVA

A acurácia e precisão dos modelos de PVA são fortemente afetadas por um número de fatores. Beissinger e Westphal (1998) discutiram três causas dominantes de erros que resultam na incerteza das respostas preditas nos modelos de PVA: (1) dados de baixa qualidade e dificuldades na estimativa dos parâmetros; (2) fraca habilidade para validar modelos; e (3) efeitos de estrutura do modelo.

Provavelmente, nenhuma das partes de um modelo de PVA necessite maior precisão do que a escolha das taxas vitais médias. Entretanto, raramente se dispões de estudos de campo com tamanho de amostra adequado para o desenvolvimento das estimativas médias das taxas vitais. Em adição, dificilmente as causas e o momento de ocorrência da mortalidade são conhecidas. Sobrevivência é, frequentemente, a taxa vital mais difícil de medir com precisão. Apesar das técnicas de estatísticas terem sido desenvolvidas para produzir estimadores precisos da sobrevivência e testar as diferenças entre idades ou estádios, em amostras grandes de indivíduos marcados, eles requerem no mínimo três anos de estudo para se estimar a probabilidade de sobrevivência para um único ano. Algumas vezes, quando a demografia da espécie é muito pouco conhecida e as taxas vitais potenciais variam muito, as respostas do modelo podem variar desde a completa extinção até nenhuma extinção, para os mesmos regimes de manejo, dependendo das taxas médias escolhidas. Nestes casos, em que se conhece muito pouco sobre a demografia e dispersão da espécie sob análise, pode ser um desperdício de recursos desenvolverem modelos estocásticos, de metapopulação e espacialmente explícitos (Beissinger e Westphal, 1998).

Para imitar efeitos de variação ambiental, modelos estocásticos, de metapopulação e espacialmente explícitos requerem a estimativa da variância das taxas vitais, a qual ocasiona as diferenças entre corridas do modelo. Para obter boas estimativas para a variância das taxas vitais, as medições demográficas devem ser feitas sobre muitos anos, para amostrar os limites da variação ambiental. Eventos raros, tais como cheias, fogo, secas, com frequência de 1:50 ou 1:100 anos apresentam grandes efeitos sobre as estimativas de variação e a viabilidade da

população. Estimativas precisas da variância das taxas vitais requerem pelo menos 1 a 2 gerações de estudos, o que em vertebrados e em plantas pode exceder 10-20 anos. O uso de dados a partir de estudos de curto prazo geralmente subestima a variância nas taxas vitais (Beissinger e Westphal, 1998).

Erros de amostragem podem superestimar a variância das taxas vitais, principalmente em estudos de curto prazo realizados para este objetivo. A variância temporal inclui a variância amostral e a variância anual (ambiente), esta última seria no manejo e conservação de populações naturais. A variância amostral deveria ser descartada, mas os estudos raramente conseguem separar os seus efeitos, que em alguns casos pode chegar a ser equivalente à variância anual, em relação à variância total.

Para modelos de metapopulação e os espacialmente explícitos, os processos de dispersão assumem uma importância grande, mas este tipo de informação não está disponível para a maioria das espécies (Beissinger e Westphal, 1998). Consequentemente, as regras de dispersão, frequentemente, estão fora da realidade, e são baseadas mais em relação às distâncias e área dos fragmentos, devido às dificuldades de se determinar distâncias da dispersão, idade dos dispersores e mortalidade durante o processo de dispersão. Além disto, raramente existem informações sobre as características da paisagem que atuam como barreiras ou se as espécies utilizam corredores. Também, quantos fragmentos serão utilizados e que nível de mortalidade está associado com a dispersão são dados pouco prováveis de existirem para a maioria das espécies. Outra fonte de erro nos modelos espacialmente explícitos ocorre a partir de erros nos processos de classificação da paisagem, embora este tipo de erro seja muito menos importante do que aquele devido à falta de conhecimento dos processos de dispersão (Beissinger e Westphal, 1998).

Por outro lado, no que diz respeito à validação e a estrutura do modelo, os modelos são úteis para delinear relações entre parâmetros e adquirir entendimento sobre comportamentos de sistemas. Entretanto, não é aconselhável ter confiança nas previsões quantitativas obtidas em modelos que não foram confirmados ou validados na determinação da sua precisão. A primeira previsão de vários modelos de PVA, a probabilidade de extinção, é muito difícil de validar porque estes modelos incorporam processos estocásticos (predizem respostas de centenas de populações desde 50 a mais de 100 anos no futuro) e não se dispõe de repetições das populações reais para se realizar comparações. As validações iriam requerer repetições

das populações sob as mesmas condições para comparações das frequências preditas e observadas da extinção (Beissinger e Westphal, 1998).

A maioria dos modelos estocásticos com uma população, de metapopulação e espaciais explícitos projeta populações para 50, 100 ou mais anos no futuro, assumindo que as condições presentes refletem as condições futuras. Raramente se tem em tais modelos mudanças incorporadas nas trajetórias ambientais ou demográficas, tais como perda de habitats ou restauração ou mudanças nas interações bióticas. Em adição, muito pouco se conhece sobre os efeitos da dependência a densidade e da capacidade de suporte, mas a forma como elas são avaliadas no modelo pode afetar as probabilidades de extinção. Os modelos, também, não incorporam os efeitos Alee, que resulta no decréscimo da fecundidade ou sobrevivência devido a subpopulações, subestimando as taxas de extinção. Devido à dificuldade de se detectar tais efeitos (dependência de densidade e Alee) nos estudos de campo, Beissinger e Westphal (1998) sugerem como mais prudente avaliar a probabilidade de populações simuladas em pequenos tamanhos (quase extinção)- 25 a 50 indivíduos, mais do que a extinção.

Vários aspectos da estrutura do modelo podem ter efeitos importantes sobre a predição de taxas de extinção. Um entendimento da estrutura social da espécie, na forma de estrutura de idade e estágio, pode ter efeitos críticos sobre os resultados do modelo. Em adição, Pascual et al. (1997), citados por Beissinger e Westphal (1998), mostraram que modelos estocásticos com uma população variando desde não estruturadas até estruturas complexas de idade ou estágios podem reproduzir a mesma dinâmica de populações, mas produzem diferentes efeitos preditos de regimes de manejo (colheita). Além disto, diferentes programas de computador podem resultar em diferentes estimativas de viabilidade de população para o mesmo grupo de dados. Esta variação nos resultados foi mais afetada por diferenças no modo que os modelos trataram a dependência da densidade (Beissinger e Westphal, 1998).

Assim, as aplicações da AVP cresceram rapidamente, e nos últimos 20 anos, os modelos se tornaram mais complexos, incorporando processos espaciais. Os modelos também passaram de populações únicas para modelos metapopulacionais, primeiro tratando a demografia no nível de manchas homogêneas, depois amadureceram para modelos em grid espacialmente explícitos com manchas heterogêneas e finalmente atingindo a tendência atual de modelos baseados no indivíduo, que acompanham a trajetória de vida de cada indivíduo da

população, enquanto ele vive, dispersa pela paisagem, se reproduz e morre (Beissinger e Westphal, 1998).

3.7 Destino e modelagem de transporte

A observação direta seria ideal de se obter os conhecimentos dos campos de corrente necessários no estudo do espalhamento de manchas de óleo no mar. Da mesma forma, experimentos com algum tipo de traçador seriam os mais adequados nas estimativas das possíveis trajetórias a serem percorridas pela mancha, sob a ação de diferentes tipos de condições oceânicas e meteorológicas. Nesses experimentos, algum tipo de substância com características típicas daquela sob interesse seria lançada ao mar e sua dispersão acompanhada e documentada. Infelizmente, no presente estudo é ainda totalmente inviável tanto a observação direta das condições oceânicas (temperatura, salinidade, correntes, elevação da superfície, etc.), quanto à realização de experimentos com traçadores, com a resolução e qualidade necessárias nesse tipo de estudo. Então, a alternativa é a combinação de estudos observacionais com a modelagem numérica. O processo de simulação numérica no derramamento de óleo em uma determinada região oceânica pode ser descrita em três diferentes fases: (1) o conhecimento prévio das condições físicas e geográficas da região de interesse; (2) a implementação e calibração de modelo hidrodinâmico para a geração dos campos de corrente; e (3) a utilização do modelo de dispersão de óleo, sob a ação do campo de correntes e dos ventos.

Para exemplificar a metodologia adotada utilizamos, no presente trabalho, essas três fases para o Arquipélago de Fernando de Noronha. Primeiramente, é descrito todo o processo de implementação do modelo hidrodinâmico, incluindo a geração de grade batimétrica e a definição das diversas condições ambientais. Em seguida, experimentos com diferentes valores de vários parâmetros são realizados e os resultados comparados com dados observacionais, até se obter um grau aceitável de concordância. Esse processo é usualmente referido como calibração do modelo. Após devidamente calibrado, o modelo é então executado levando-se em conta diferentes condições, de correntes, marés e vento. Para finalizar, o modelo de dispersão da pluma de óleo é utilizado para o estudo da deriva de manchas de óleo para cada um desses diferentes cenários. Os resultados em cada um desses cenários serão utilizados na elaboração de planos de contingência para eventuais derrames de

óleo nas imediações do Terminal do Porto de Santo Antônio, região entre ilhas e próximo ao Buraco da Raquel.

O modelo numérico hidrodinâmico implementado foi baseado no Princeton Ocean Model (POM), desenvolvido por Blumberg e Mellor (1987). O POM faz parte de uma classe de modelos tridimensionais e, por ser de domínio público, tem sido largamente utilizado por milhares de usuários em todos os continentes para as mais diversas aplicações, desde a simulação da hidrodinâmica de ambientes lagunares de pequena escala, até a hidrodinâmica de bacias oceânicas inteiras (Alves, 2006). Em sua forma completa, o *POM* é um modelo tridimensional que integra as equações primitivas de Reynolds que são discretizadas pelo método das diferenças finitas. Horizontalmente, as equações são integradas de forma explícita, enquanto que a integração vertical se processa de forma implícita. Essas equações tanto servem para representar campos de velocidade como distribuições espaciais de temperatura e salinidade. Uma importante característica deste modelo está no uso de coordenadas sigma, adimensionais, para representar a coordenada cartesiana vertical z . Esta versatilidade traz grande facilidade computacional quanto à sua utilização em regiões costeiras, ou de taludes oceânicos, áreas estas caracterizadas por fortes gradientes topográficos.

O modelo utilizado tem estrutura tridimensional, não linear, com as equações hidrodinâmicas escritas na forma de fluxo, sob as aproximações de Boussinesq e hidrostática.

No sistema de coordenadas σ , a coordenada z é escalonada de acordo com a profundidade da coluna d'água local, conforme mostra a equação abaixo, onde D é a profundidade local, η a elevação da superfície e H a profundidade média local.

$$\sigma = \frac{z - \eta}{D} \text{ onde: } D(x,y,t) = H(x,y) + \eta(x,y,t) \quad (4.1)$$

Os movimentos turbulentos são caracterizados por flutuações instantâneas de velocidade, temperatura e outros escalares. Como consequência destas flutuações, o estado turbulento em um fluido contribui significativamente no transporte de *momentum*, calor e massa (Souza et al., 2011).

O uso das coordenadas σ facilita a representação da estrutura vertical do sistema hidrodinâmico. O modelo inclui um submodelo de fechamento turbulento, para o cálculo dos coeficientes de mistura turbulenta vertical. O fechamento turbulento de 2ª ordem utiliza os

resultados das equações da energia cinética turbulenta e da escala de comprimento de turbulência, no cálculo dos coeficientes cinemáticos de viscosidade e de difusão turbulenta de calor e sal na vertical. Esses cálculos são efetuados com base em relações empíricas, que utilizam constantes estabelecidas em experimentos de laboratório e em observações de campo. Com o fechamento turbulento de 2ª ordem, o modelo reproduz de maneira mais realística as camadas de Ekman, de superfície e de fundo.

Destaca-se que nos escoamentos turbulentos os valores instantâneos das variáveis ($u, v, w, \theta, \rho, p, S, \dots$) flutuam, com certa frequência, em torno de um valor médio. Para a maioria dos propósitos, conhecer o comportamento médio do escoamento, e, portanto, o valor médio assumido por suas variáveis descritivas, é suficiente. Para outros, entretanto, é justamente no caráter flutuante destas variáveis que estamos interessados.

Reynolds, em 1895, foi o primeiro a sugerir que o escoamento instantâneo fosse desdobrado em uma componente média (de grande escala) e outra flutuante (de pequena escala) pela separação das variáveis. Os modelos de turbulência baseados na decomposição de Reynolds são também conhecidos como modelos RANS (Reynolds Averaged Navier-Stokes), modelos de fechamento em um ponto (single-point closures) ou modelos de fechamento local (local closure). Dentro desta classe de modelos, a parametrização das incógnitas turbulentas (por exemplo, $\overline{u'_i u'_j}$) é feita através de equações algébricas ou diferenciais, relacionando-as com propriedades do escoamento médio (normalmente com $\partial \overline{u}_i / \partial x_j$). Estas parametrizações empregam o conceito de viscosidade/difusividade turbulenta e o conceito de Comprimento de Mistura. As expressões abaixo são exemplos deste tipo de parametrização; a variável θ representa a temperatura, s é a salinidade e D a difusividade turbulenta:

$$\begin{aligned} \overline{u'_i u'_j} &= \nu_t (\partial \overline{u}_i / \partial x_j) \\ \overline{u'_i \theta'} &= D (\partial \overline{\theta} / \partial x_j) \\ \overline{u'_i s'} &= D (\partial \overline{s} / \partial x_j). \end{aligned} \tag{4.2}$$

Assim, as equações que formam a base do modelo de circulação estão descritos a seguir:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (4.3)$$

Separando os termos das tensões de Reynolds referentes à direcção vertical dos relacionados com a direcção horizontal, as equações fundamentais da Mecânica dos Fluidos podem escrever-se na seguinte forma simplificada:

$$\frac{\partial U}{\partial t^*} + U \frac{\partial U}{\partial x^*} + V \frac{\partial U}{\partial y^*} + W \frac{\partial U}{\partial z} - fV = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P}{\partial x^*} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_M \frac{\partial U}{\partial z} \right) + F_x \quad (4.4)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t^*} + U \frac{\partial V}{\partial x^*} + V \frac{\partial V}{\partial y^*} + W \frac{\partial V}{\partial z} + fU = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P}{\partial y^*} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_M \frac{\partial V}{\partial z} \right) + F_y \quad (4.5)$$

e admitindo válida a hipótese da hidrostática, tem-se:

$$\rho g = -\frac{\partial P}{\partial z} \quad (4.6)$$

- Equação de estado:

$$\rho = \rho(S, \theta, P) \quad (4.7)$$

- Conservação da temperatura potencial:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t^*} + U \frac{\partial \theta}{\partial x^*} + V \frac{\partial \theta}{\partial y^*} + W \frac{\partial \theta}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_H \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) + F_\theta \quad (4.8)$$

- Conservação da salinidade:

$$\frac{\partial S}{\partial t^*} + U \frac{\partial S}{\partial x^*} + V \frac{\partial S}{\partial y^*} + W \frac{\partial S}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_H \frac{\partial S}{\partial z} \right) + F_s \quad (4.9)$$

Onde,

U, V - componentes da velocidade horizontal ($m.s^{-1}$)

W - velocidade vertical ($m.s^{-1}$).

f - parâmetro de Coriolis (s^{-1}).

ρ_0 - densidade de referência ($kg.m^{-3}$).

ρ - densidade *in situ* ($kg.m^{-3}$).

P - pressão ($N.m^{-2}$).

K_M - coef. de viscosidade turbulenta vertical ($m^2.s^{-1}$).

K_H - coef. de difusividade turbulenta vertical de calor e sal ($m^2.s^{-1}$).

g - aceleração da gravidade ($m.s^{-2}$).

θ - temperatura potencial ($^{\circ}C$).

S - salinidade (PSU).

3.8 Quantificação e avaliação dos riscos

A avaliação dos riscos é um processo no qual são tomadas decisões sobre a tolerabilidade do risco (BS 8444:1996) através da comparação entre o risco estimado e o risco definido como sendo tolerável, de modo a determinar o nível de significância do risco (ISO Guide 73:2002; UNE 150008 Ex:2000; ISO Guide 51:1999).

O processo de avaliação de riscos depende dos receptores de risco que se pretende considerar, os quais incluem o homem e o ambiente. Pode-se considerar que o “ambiente” inclui: a flora e a fauna, o ecossistema, o ar, a água e o solo da envolvente da instalação (Christou, 1998). Refira-se que o âmbito deste trabalho recai exclusivamente na avaliação de riscos ecológicos.

Há diversas metodologias desenvolvidas para avaliação de riscos que podem variar entre uma simples identificação de perigos a técnicas de modelagens matemáticas e quantitativas. Apesar da diversidade de metodologias existentes, há etapas que servem de estrutura à grande maioria das metodologias desenvolvidas para avaliação de riscos (World Bank, 1997), que consiste em (i) identificação de riscos; (ii) caracterização do risco; (iii) priorização dos riscos identificados (ISO Guide 73:2002; ISO Guide 51:1999; BS 8444:1996).

Ao conjunto das etapas (i) identificação de riscos e (ii) caracterização do risco denomina-se análise de risco, que consiste no uso sistemático de toda a informação disponível para a identificação de perigos e a caracterização dos riscos existentes para a população, bens e ambiente. A análise de riscos permite dispor de informação objetiva e fundamentada para a tomada de decisão relativamente à gestão dos riscos como a escolha entre potenciais medidas de redução ou mitigação do risco e estabelecer prioridades face ao risco identificado.

Segundo a norma ISO Guide 73:2002, a caracterização do risco consiste na associação de valores de frequência ou de probabilidade a determinadas consequências de um risco, através da identificação da probabilidade de ocorrência de um determinado evento. Esta probabilidade ou frequência pode ser expressa em termos qualitativos ou quantitativos. Quando a probabilidade é definida através de intervalos de valores ou classes como *alta*, *média* e *baixa*, obtém-se uma estimativa qualitativa. Quando se recorrem a técnicas de modelação, associando um valor numérico à probabilidade, o risco é estimado de modo quantitativo.

A Directiva de Responsabilidade Ambiental (Directiva 2004/35/CE) define danos ambientais como aqueles que são produzidos sobre os elementos naturais e que podem ser expressos pela alteração adversa de um recurso natural ou a deterioração de um recurso natural, quer ocorram direta ou indiretamente sobre espécies e habitats protegidos, água ou solo. Ao longo deste trabalho, esta é a definição utilizada para dano ambiental.

Cada cenário acidental acarreta diferentes efeitos físicos. Estes podem ser decorrentes de explosões, substâncias químicas ou tóxicas, quedas, soterramentos, entre outras situações. A estimativa de efeitos físicos deve ser realizada através de modelos matemáticos que efetivamente representem os fenómenos relacionados aos cenários acidentais, assim como de acordo com as características e comportamento das substâncias potencialmente envolvidas.

Os modelos a serem utilizados devem simular para cada tipologia acidental a possibilidade de liberações de substâncias tóxicas e inflamáveis. É necessária uma série de

informações para a correta construção e interpretação destes modelos, no nosso caso para dispersão de pluma de poluentes; dentre estas informações se destacam:

- I. Condições de maré
- II. Carta batimétrica.
- III. Distribuição de temperatura e salinidade da água.
- IV. Dados meteorológicos para estação chuvosa e seca (direção mais provável do vento, velocidade média do vento, temperatura, classe de estabilidade, UR%, pressão).
- V. Correntes
- VI. Tipo de diesel transportado (de preferência as propriedades físico-químicas).
- VII. Distâncias consideradas.
- VIII. Apresentação de resultados.
- IX. Mapas.

Segundo a norma UNE 150008 Ex:2000, o termo vulnerabilidade reflete o potencial de afetação de pessoas, bens e ambiente devido à ocorrência de um determinado evento. Considerando os objetivos definidos para esta dissertação, o termo vulnerabilidade refere-se ao potencial de afetação de um recurso natural por um determinado evento envolvendo substâncias perigosas, quer ocorra direta ou indiretamente sobre espécies e habitats protegidos, água ou solo.

4 EXEMPLO DE APLICAÇÃO

No capítulo anterior foi apresentada a metodologia para avaliação dos riscos ecológicos, e neste capítulo apresentam-se os resultados da aplicação da metodologia de avaliação de riscos ambientais ao Arquipélago de Fernando de Noronha, mais precisamente na área portuária e regiões entre ilhas, com o objetivo de identificar os riscos ecológicos associados à presença de substâncias perigosas, mais especificamente o diesel. O arquipélago de Fernando de Noronha é uma região fortemente turística, que pelos valores ambientais aqui presentes se encontra classificado como Reserva Natural e Área de Proteção Ambiental (APA). A ocupação turística desta região e por ser uma ilha oceânica com consequente presença de derramamentos de diesel na área portuária e regiões próximas tem provocado alguns conflitos na conservação da natureza e levantado a necessidade da avaliação de riscos inerentes à espécie marinha em estudo escolhida, o coral, (*Siderastrea stellata*).

4.1 Caracterização do problema

Definição de âmbito

A etapa de definição de âmbito consiste na identificação dos motivos para a implementação da metodologia e na definição dos objetivos que se pretendem alcançar, detalhando quais os objetivos da análise de risco e definição da área de estudo, incluindo a caracterização geral das áreas e descritores ambientais a analisar. Devem ainda ser identificadas as eventuais dificuldades da aplicação da metodologia: prazo disponível, meios técnicos e lacunas de informação.

O Arquipélago de Fernando de Noronha é uma área fortemente turística, onde estão implantados diversos estabelecimentos comerciais de pequeno e médio porte e infraestruturas de apoio, incluindo cais marítimos, na área de Administração de Portos, destinado ao transporte de mercadorias assim como passeios turísticos de barcos em torno da ilha.

O fato da Ilha de Fernando de Noronha estar integrada numa área classificada como (APA) na maioria de sua área geográfica e ter sido proposto como habitat de muitas espécies nativas e endêmicas de fauna e flora, tem levantado questões sobre a compatibilização entre as atividades rotineiras e turísticas e preservação ambiental da área envolvente,

nomeadamente riscos que as atividades aqui instaladas podem causar para o meio ambiente. Este estudo passaria obrigatoriamente pelo desenvolvimento de uma análise de risco de modo a integrar as atividades de armazenagem e transporte marítimo; no nosso caso em estudo, o diesel. Nas propostas apresentadas, destaca-se ainda a elaboração de um plano de contingência que minimize os impactos negativos nos ecossistemas originados por um eventual acidente de médio a grande porte.

Neste contexto, a aplicação da metodologia da avaliação de riscos ecológicos associados à presença de diesel no arquipélago pode contribuir para a identificação de áreas sensíveis e para a definição de ações com vista à preservação dos recursos naturais, concretamente através de contributos para a elaboração de um plano de emergência.

4.1.1 Objetivos

A aplicação desta metodologia terá como objetivo principal a identificação e quantificação de potenciais acidentes que possam afetar esta área portuária e regiões entre ilhas próximas, e a diversidade biológica associada, mais precisamente a espécie escolhida neste estudo, contribuindo para a execução de um plano emergencial que dê resposta aos riscos identificados. A avaliação de riscos ambientais de substâncias com perigosidade para o meio aquático marinho deve ser uma prioridade e por este motivo esta metodologia será testada para o diesel, substância perigosa classificada como nociva para o ambiente marinho, podendo causar efeitos negativos em longo prazo. Pretende-se avaliar as vulnerabilidades para a espécie em estudo com interesse conservacionista e de importante suporte sócio-económico da comunidade local e turística, e a vulnerabilidade para a comunidade da espécie marinha escolhida como bioindicadora, o coral *Siderastrea stellata* (Verrill, 1868) considerada por excelência no Arquipélago do Fernando de Noronha.

4.1.2 Pressupostos

A aplicação desta metodologia ao Arquipélago de Fernando de Noronha para avaliação de quantificação de riscos ambientais decorrentes de um acidente envolvendo o diesel baseia-se nos seguintes pressupostos:

- (i) a área geográfica a considerar a aplicação da metodologia de avaliação e quantificação de riscos ambientais restringe-se à região portuária e regiões entre ilhas próximas ao porto de Santo Antônio de Fernando de Noronha;
- (ii) a avaliação e quantificação de riscos ambientais considera os perigos, riscos e vulnerabilidades de um acidente envolvendo diesel, não sendo consideradas as restantes substâncias perigosas existentes no Arquipélago.

4.1.3 Caracterização da área de estudo

O arquipélago situa-se no Atlântico Sul equatorial a 3° 51' S e 32° 25' W, afastada 350 km de Natal, Rio Grande do Norte, e 545 km de Recife, Pernambuco. Constitui-se de uma ilha principal que lhe dá o nome, com cerca de 16,4 km² que representam 91% da área do arquipélago. Rodeiam-na 20 ilhotas das quais a Rata, a maior, tem 81 ha. O arquipélago compreende a ilha principal de mesmo nome e mais 17 ilhas secundárias de origem vulcânica, totalizando 26 km². O clima caracteriza-se por duas estações bem definidas, sendo uma seca, de agosto a janeiro, e outra chuvosa, de fevereiro a julho, com temperatura média em torno de 26-27°C (IBAMA, 1990).

Elevam-se de uma plataforma de erosão com cerca de 3 a 4 km de largura e até uns 100 m de profundidade, além da qual crescem rapidamente os fundos para comporem um monte cônico com cerca de 60 km de diâmetro na base apoiada no assoalho oceânico a 4.000 m de profundidade. Essa montanha participa de um alinhamento de montes vulcânicos submarinos que compõem a Cadeia de Fernando de Noronha, orientada a E-W, na zona de fratura do mesmo nome. Na projeção desse alinhamento em direção à costa do Ceará apresenta-se o guyot do Ceará, que interrompe o talude continental. Nos arredores de Fortaleza ocorrem rochas intrusivas da mesma natureza que as de Fernando de Noronha, tendo Cordani (1970) datado fonólito que acusou idade de cerca de 30 Ma. Tais fatos sugerem que a zona de fraturas afetou a borda da crosta continental.

4.1.3.1 Características do estabelecimento

Em 1982, em Fernando de Noronha, foi construído um molhe que funciona como Porto de Santo Antônio, situa-se na "Vila Tamandaré", onde antigamente moravam pescadores, que viviam exclusivamente da pesca e do apoio do Governo Federal. Posteriormente essa população tradicional foi deslocada para a Vila do Trinta. Atualmente, o setor do Porto

envolve diferentes atividades econômicas, como bares, lanchonetes, restaurantes, transporte de combustíveis, gasolina, óleo diesel e GLP; cargas em geral, tais como gêneros alimentícios, produtos de limpeza, medicamentos, vestuário, material de construção, enfim todos os produtos de necessidade básica para saúde, alimentação e bem estar da população. A vigilância e fiscalização são realizadas basicamente pelo IBAMA, Polícia Militar, Inspeção Naval e Unidade Portuária. O Socorro e Salvamento Marítimo, na área, são da alçada do Comando do 3º Distrito Naval, em Natal - RN, coordenado pela Capitania dos Portos de Estado de Pernambuco (CPPE), em Recife-PE, dentro de suas possibilidades, auxiliada pelas autoridades portuárias do Arquipélago, lançando mão das embarcações disponíveis. As embarcações sinistradas dirigem seus pedidos de Socorro e Salvamento a CPPE, através de "Noronha Rádio", "PTO", ou através de "Olinda Rádio", "PPO", no canal 16 ou 23.

O Porto de Santo Antônio compreende toda a área marítima da Baía de Santo Antônio, constante da carta náutica nº 52, da Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN), delimitada a NW pela isobática de 20 metros, a SE pela praia de Santo Antônio da Ilha de Fernando de Noronha, a NE pelo alinhamento da Ilha de Fora (ou Ilha da Viuvinha) com a Ponta de Santo Antônio e a SW com a linha norte-sul, a partir do Morro do Forte N-S, a partir do Morro do Forte dos Remédios (Figura 4.1).



Figura 4.1- Vista aérea do Porto de Santo Antônio de Fernando de Noronha. Fonte: Castro, 2010.

A estrutura forma um cais de concreto armado, com 50 metros de comprimento, protegido por um molhe, para a atracação de pequenas embarcações que fazem o transporte de cabotagem para o arquipélago. Na área portuária, existe também um atracadouro, para o

embarque e o desembarque, dos pequenos barcos orgânicos (turismo, pesca e esporte e/ou recreio da Ilha) e de passageiros oriundos dos navios que fundeiam na área externa do molhe. O porto é um lugar numa costa onde o mar penetra na terra, oferecendo abrigo, carga e descarga para embarcações. Numa linguagem técnica, significa um elo fundamental na cadeia logística de transporte onde se processa a transferência, direta e indireta de mercadorias e passageiros. Na perspectiva desenvolvimentista é considerado o pulmão por onde respira a economia de uma região, de um país (Silva, 2010).

O presente trabalho estuda também a avaliação quantitativa de riscos ecológicos inerentes a acidentes associados com o transporte, armazenamento e desembarque de derivados de petróleo, mais especificamente o óleo diesel, através de navios-tanque, ou seja, de carregamento de petróleo para o fornecimento do posto de combustível e a CELPE do Arquipélago de Fernando de Noronha, e também as rotas externas ao Porto de Santo Antônio. Nenhum cenário acidental grave foi detectado até o presente estudo, só de pequenos portes. Desta forma, a área costeira escolhida foi a área portuária do Arquipélago de Fernando de Noronha representando aí um grande cenário acidental em caso de derrames de hidrocarbonetos de petróleo.

4.1.3.2 Valores ecológicos

Em função da situação geográfica, importância ecológica (área de reprodução de diversas espécies animais, potencial genético e complexidade dos ecossistemas), grau de preservação e grande beleza cênica é que as entidades ambientalistas e a comunidade científica nacional e internacional iniciaram no início da década de oitenta, o movimento para a criação de uma unidade de conservação em Fernando de Noronha, seguindo recomendação do documento “Estratégia Mundial para Conservação (IUCN/PNUMA/WWF, 1980). Deste movimento resultou a criação da Área de Proteção Ambiental (APA) de Fernando de Noronha em 1986. O Decreto-Lei nº 96693, de 14/09/88 cria o Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (PARNAMAR-FN) com área total de 11.270 hectares, sendo 85% no mar, e os 15% terrestres correspondem à cerca de 65% das terras do arquipélago. Os restantes 35% de terras do arquipélago estão na ilha de Fernando de Noronha e constituem a APA de Fernando de Noronha.

Neste capítulo são apresentados os valores ambientais com potencial interesse no âmbito da aplicação da metodologia, selecionados com base nos objetivos previamente

definidos. Apesar da enorme importância ecológica do Porto de Santo Antônio, patente nos diversos estatutos, incluiu-se neste capítulo a descrição de uma espécie marinha, o coral (*Siderastrea stellata*), proposta para aplicação onde a pluma do óleo atinge a área de estudo.

Diversas outras espécies são importantes para a sustentabilidade dos moradores do Arquipélago de Fernando de Noronha, e, desde o ano de 1988 o Arquipélago foi considerado Parque Nacional, o que conseqüentemente restringiu a atividade da pesca, que até os dias atuais encontra-se sendo realizada no mar de fora. Ao final da década de 80 ainda, com o objetivo básico de promover e incentivar a pesca não predatória na área de jurisdição da Ilha, bem como apoiar seus associados no desenvolvimento de suas atividades, foi criada a Associação Noronhense de Pescadores (ANPESCA). Esta iniciativa foi uma grande conquista para a classe dos pescadores que, trabalhavam sob o rígido sistema militar. Entretanto, com o crescimento da atividade turística, a Associação passou por sérias dificuldades financeiras na primeira metade da década de 90, cessando suas atividades em meados de 1996. Estas dificuldades, principalmente nos períodos de entressafra, ocasionaram uma diminuição na oferta de pescado, obrigando os donos de restaurantes e pousadas a importar peixe de Recife e Natal. O turismo como principal atividade econômica, cresce inversamente proporcional ao quadro da atividade pesqueira em Fernando de Noronha e os pescadores atraídos pela renda deixam suas funções, passando a trabalhar em tempo parcial ou integral neste setor, que gradativamente absorve grande parte da mão de obra local. Em alguns casos, os armadores e pescadores proprietários de embarcações de pesca vêm adaptando seus barcos para oferecer um melhor conforto aos turistas durante os passeios náuticos e prática da pesca esportiva, gerando retorno financeiro e imediato, principalmente na alta estação turística.

Em 1998, a ANPESCA retomou as atividades, reestruturando administrativamente a associação e contratando pescadores do continente, devido à falta de trabalho especializado na ilha. Como fator agravante desta situação, praticamente não mais se observa no arquipélago a tradicional transferência de conhecimentos de geração em geração, responsável pela permanente disponibilidade de mão de obra qualificada para promover a continuidade da atividade pesqueira.

Além dos vários problemas enfrentados com o turismo, ainda existem os conflitos entre a administração do Parque Nacional Marinho e os pescadores, referente às questões da pesca da sardinha, isca que só pode ser capturada dentro da região do parque. Segundo as entrevistas realizadas, houve um acordo na época da criação do Parque que não está sendo

cumprido. Na ocasião, o IBAMA havia liberado a pesca da sardinha no local e hoje restringe horário, com os barcos só podendo capturar sardinha das 6 às 9h da manhã.

“Em ambientes de alto grau de conservação ambiental, tais como a região de Fernando de Noronha, necessita de desenvolvimento de uma atividade pesqueira compatível com este grau de complexidade ambiental. Este desenvolvimento deve contemplar a criação de cais específicos para embarque e desembarque de pescado, edificação de entreposto alimentado por fontes de energia limpa, compatível com poder aquisitivo dos pescadores, além da renovação da frota pesqueira, por embarcações menos poluentes que assegurem a sustentabilidade ecológica desses ambientes”.

Ernande José de Sousa- Pescador de Fernando de Noronha.

Fonte: <<http://www.oceanario.org.br/index2.php>>Acesso em: 10/12/12.

4.2 Identificação de perigos e consolidação das hipóteses acidentais

A identificação de perigos é a segunda etapa a ser desenvolvida no estudo de análise de riscos e consiste na aplicação de técnicas estruturadas para a identificação das possíveis sequências de acidentes. Para a definição dos cenários acidentais a serem estudados de forma detalhada esta etapa poderá ser precedida da elaboração de uma análise histórica de acidentes, com vista a subsidiar a identificação dos perigos na área em estudo (CETESB, 2000).

A etapa de identificação de perigos tem como objetivo a coleta de dados com o intuito de caracterizar as substâncias perigosas existentes na área de estudo e obter um inventário dos quantitativos e locais de presença das substâncias perigosas. No presente trabalho procede-se à identificação dos perigos associados ao diesel de petróleo no Arquipélago de Fernando de Noronha. Identificados os perigos da instalação em estudo, devem ser claramente elencados os cenários considerados, os quais serão estudados detalhadamente nas etapas posteriores do trabalho.

A seguir, está ilustrada uma hipotética localização de um derramamento de óleo consolidando daí um cenário acidental. Considerou-se que nos três locais apenas dois deles tinham uma severidade de classe IV, logo foram selecionados para uma detalhada avaliação no passo a seguir. Mais especificamente, o primeiro cenário (C), região portuária, teve severidade crítica (classe III) e o segundo e terceiro cenários (A e B), Buraco da Raquel e

região entre ilhas, respectivamente, apresentavam severidade catastrófica (classe IV), como ilustrado nas figuras 4.2 e 4.3. Os cenários B e C foram escolhidos porque ocorrem grandes atividades de embarcações e o cenário A devido à presença da espécie bioindicadora citada no presente estudo.

Por sua vez, o cenário escolhido teve como direcionamento atingir áreas externas, como atividades relacionadas ao transporte, armazenamento e desembarque de diesel na área portuária do arquipélago. No entanto, há uma maior preocupação em relação à população da espécie escolhida no presente estudo, onde este trabalho direciona-se aos cenários com maior gravidade em locais mais próximos à espécie estudada.

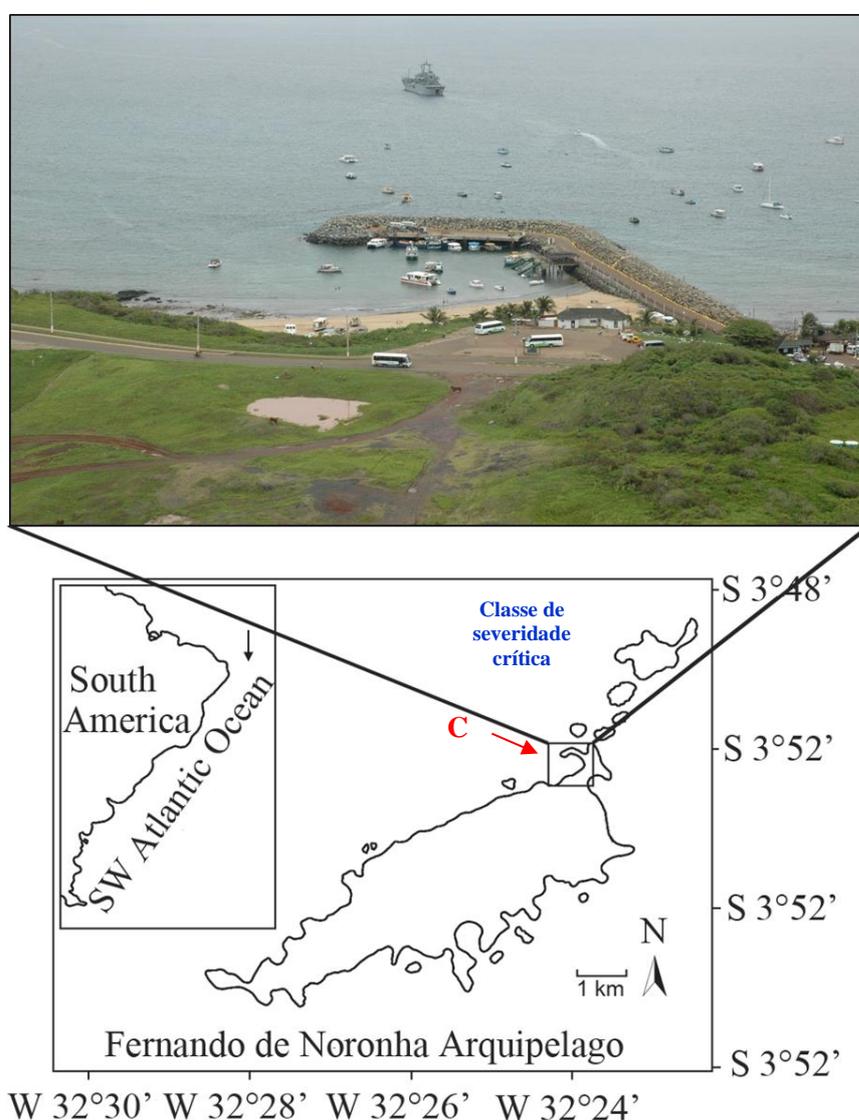
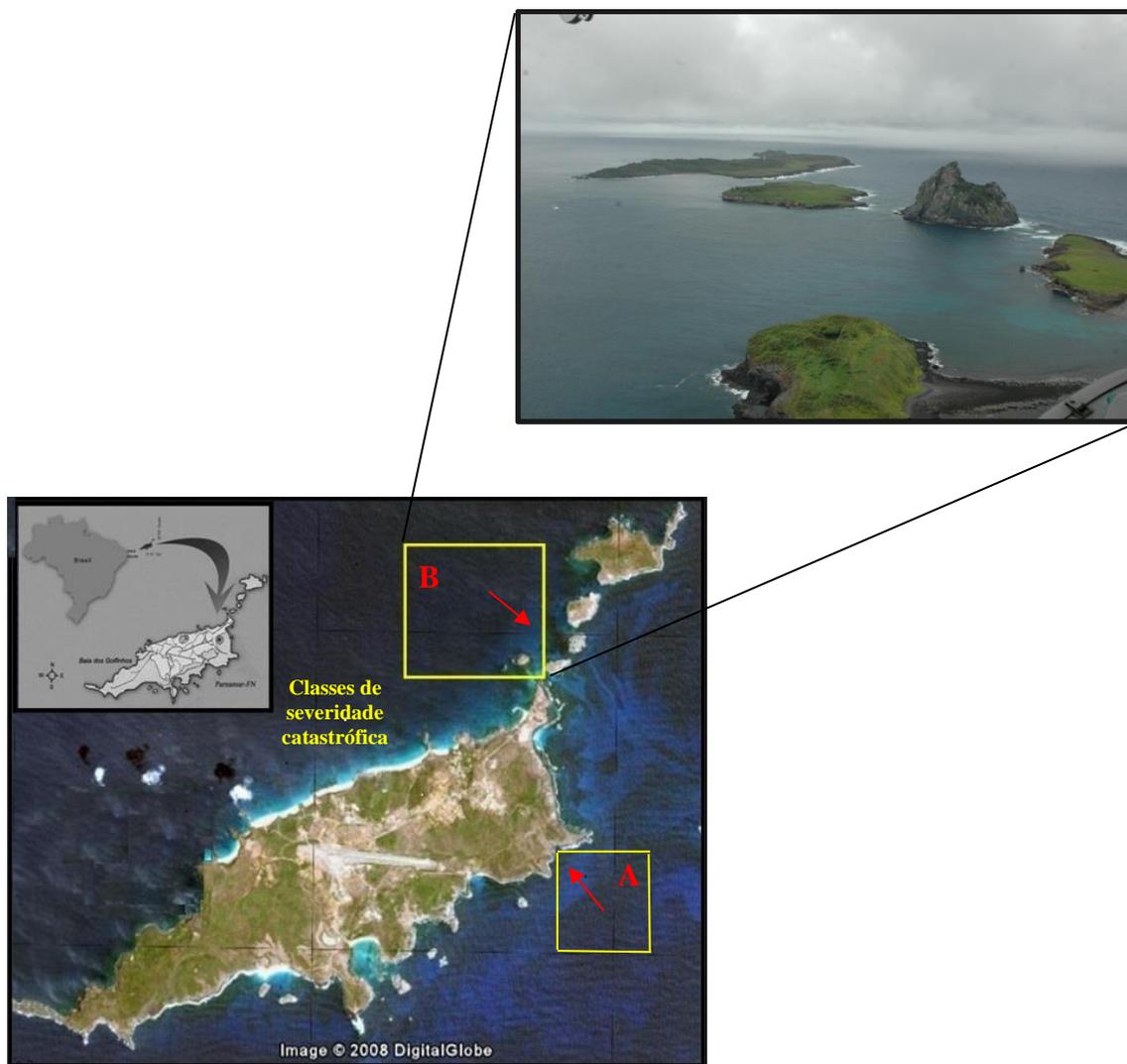


Figura 4.2– Consolidação do primeiro cenário.



Fonte: www.digitalglobe.com

Figura 4.3 – Consolidação do segundo e terceiro cenário.

4.2.1 Diesel

No presente estudo, a quantidade de óleo vazado, mais especificamente o diesel, foi de 240 m³.

Em caso de derrames para o mar, o diesel apresenta uma reduzida fotodegradação e uma elevada persistência. Em termos gerais, a ocorrência de um derrame de hidrocarbonetos, como

o diesel, resulta no impedimento da realização das trocas gasosas através da água, resultando numa menor oxigenação da água e conseqüente redução de processos de autodepuração (Fernandes, 2001), afetando a flora e a fauna marinha e estuarina. Os efeitos biológicos sobre a vida marinha podem ser considerados como causados por propriedades físicas (contaminação física e asfixia) ou por produtos químicos de hidrocarboneto (efeitos tóxicos e de impregnação), além de que a vida marinha também pode ser afetada por uma limpeza ou indiretamente através dos danos físicos aos seus habitats. Quando o óleo é derramado no mar sofre uma série de alterações físicas e químicas e o período de tempo depende principalmente dessas características físico-químicas iniciais, bem como a quantidade em questão, as condições climáticas, dentre outras.

Ao considerar o destino do óleo derramado no mar, muitas vezes faz-se distinção entre não persistente, que tende a desaparecer da superfície do mar e hidrocarbonetos persistentes, ao invés disso eles dissipam mais lentamente e, geralmente, uma reação que requer a limpeza. Óleos minerais não persistentes incluem gasolina, querosene, nafta e diesel, enquanto a maioria dos produtos pesados brutos e refinados tem diferentes graus de persistência dependendo de suas propriedades físicas e tamanho do vazamento (Rengifo, 2006).

As principais propriedades físicas que afetam o comportamento de um hidrocarboneto derramado no mar são:

- Gravidade Específica: é a sua densidade relativa à água pura, mas os hidrocarbonetos são mais leves do que a água e tem uma gravidade específica abaixo de 1.
- Características de destilação: eles descrevem a sua volatilidade, um aumento da temperatura de um hidrocarboneto; os diferentes componentes podem atingir o seu ponto de fervente e são destilados.
- Viscosidade: é a resistência ao fluxo; o fluxo de óleos de alta viscosidade se desloca com dificuldade, enquanto que aqueles com baixa viscosidade são altamente móveis.
- Ponto de fluidez: refere-se à temperatura abaixo do qual o hidrocarboneto não flui. Se a temperatura ambiente é inferior ao ponto de fluidez, o hidrocarboneto se comporta essencialmente como um sólido.

Logo, os derramamentos de diesel podem causar graves impactos econômicos afetando os recursos costeiros e marinhos. Na maioria dos casos, estes danos são temporários e perigosos. O impacto sobre a vida marinha é agravada pelos efeitos de impregnação do tóxico, como resultado da composição química do hidrocarboneto e para a diversidade e

variabilidade de sistemas biológicos e sua suscetibilidade à contaminação. A extensão dos danos nem sempre reflete a quantidade derramada, uma pequena quantidade em uma área suscetível pode causar um dano bem maior do que uma grande quantidade em uma costa rochosa desolada.

Por outro lado, o lançamento pode ser pontual e repentino de uma quantidade variável de contaminante ao meio. O impacto é localizado e a tendência é de que, cessada a fonte, o ambiente se recupere ao longo do tempo. É a denominada poluição aguda. Os acidentes tecnológicos causam principalmente poluição aguda, pois ocorre num determinado momento no tempo e liberam ao meio uma quantidade variável de produto. O grau de impacto e o tempo de recuperação do ambiente estão associados a muitos fatores como o tipo e quantidade do produto envolvido, o tipo de ambiente atingido, entre outros. Em geral, quanto menos tóxico e persistente for o poluente, menor o impacto ambiental esperado e mais rápido sua recuperação. Entretanto, os ambientes respondem diferentemente a determinado tensor. Um mesmo poluente pode agir distintamente, de acordo com o local onde foi gerado o acidente. Um ambiente com presença de espécies sensíveis e que favoreça a permanência do poluente, certamente exibirá um maior impacto ambiental e uma recuperação mais tardia que um ambiente com espécies mais resistentes e com chance de dissipação natural do contaminante. Acidentes tecnológicos, dependendo do modal envolvido podem exibir consequências ambientais sérias. Logo, terminais marítimos e navios são fontes potenciais de vazamentos de óleo em corpos d'água. Acidentes como estes ocasionam a contaminação das águas de rios ou do mar e ainda de ambientes adjacentes como praias, costões rochosos e manguezais levando a impactos ambientais expressivos, dependendo de aspectos como o tipo de produto, local atingido, condições meteoceanográficas e as próprias intervenções emergenciais que podem maximizar o impacto caso sejam utilizados procedimentos equivocados do ponto de vista ecológico.

No meio aquático, os produtos químicos líquidos podem se comportar diferentemente segundo suas propriedades físicas e químicas. A densidade, pressão de vapor e solubilidade ditam o destino dos poluentes na água em curto prazo. De acordo com estas características, os produtos podem evaporar, flutuar, dissolver ou afundar ou ainda se comportarem segundo combinações destas características. Este conhecimento propicia inferir os possíveis impactos aos ambientes, bem como auxiliar na proposição das estratégias de combate mais pertinentes a cada situação. Evidentemente, fatores como toxicidade e persistência do contaminante

influenciarão diretamente no grau de impacto. Petróleo e derivados são imiscíveis e flutuam. Dessa forma, as chances de uma intervenção direta no combate (na contenção e remoção do produto da água) são maiores. Assim mesmo, dependendo do tipo de produto, pode-se verificar impactos severos. Grosso modo os efeitos do óleo no ambiente aquático podem ser físicos ou químicos. No primeiro caso, principalmente devido a óleos viscosos e mais densos, os organismos atingidos ficam recobertos o que leva ao entupimento de suas estruturas respiratórias ou outros efeitos importantes, levando os mesmos à debilidade ou morte por asfixia. Óleos mais leves e de menor viscosidade por serem mais tóxicos acarretam mortalidade por envenenamento. Certos óleos, embora não se misturem à água, podem decantar devido à elevada densidade (densidade > 1), alcançando o leito de rios, lagos ou oceano. Nestes compartimentos, dependendo da dinâmica hidrológica, podem permanecer por longos períodos, afetando os organismos que de alguma forma estejam associados e que dependam do substrato.

Os produtos químicos lançados à água, principalmente águas marinhas, podem ainda chegar a ambientes costeiros como praias, costões rochosos e manguezais, os quais apresentam diferentes vulnerabilidades. Ambientes localizados em águas calmas, com presença de espécies sensíveis e que apresentem estruturas físicas que propiciem a retenção do poluente, certamente exibirá maior impacto ambiental. São exemplos, os manguezais, ambientes presentes em regiões estuarinas, com circulação de água restrita, cujas espécies vegetais são sensíveis ao contato com produtos químicos. Para estes ambientes costeiros, quando atingidos, é importante selecionar e aplicar técnicas de limpeza que retirem tanto quanto possível o contaminante, sem, no entanto, promover dano adicional ao ambiente já estressado. Em alguns casos deixar que o ambiente se restabeleça naturalmente, sem qualquer intervenção, pode ser a melhor escolha.

4.2.2 Identificação de acidentes envolvendo diesel

4.2.2.1 Estudo de casos reais

Em relação ao desembarque de combustível em Fernando de Noronha, este é feito através de caminhão tanque da empresa que explora o posto de combustível e que ao mesmo tempo é contratada pela CELPE, para o fornecimento do produto. O armazenamento é feito

em tanques próximos a Usina Elétrica Tubarão e nos tanques de armazenamento no próprio posto de combustível. Há dois anos houve um rompimento da mangueira que é utilizada para retirada do diesel do navio para o caminhão, sendo jogado ao mar algo próximo de 200 litros de combustível; imediatamente a equipe da própria empresa que é treinada para essas eventualidades entrou em cena e solucionou o problema. Esses acidentes ocorrem também com frequência quando os barcos domésticos "de pequeno porte", estão realizando manutenção e por descuido o óleo é jogado ao mar, mas esses logo são identificados e responsabilizados (Figura 4.4).

É importante salientar que as pessoas que trabalham na área não souberam informar quanto ao registro de vazamento. Sabe-se que o diesel chega ao Arquipélago através de dois navios tanques com capacidade de 220 mil litros e o outro de 170 mil litros; este combustível posteriormente é descarregado em caminhões-tanque para depois serem distribuídos tanto para a Empresa CELPE como para o posto de combustível. Outra informação importante é que o mesmo caminhão que transporta o diesel é responsável também pelo transporte da gasolina.

Estima-se que a quantidade de óleo diesel que é transportado para o Arquipélago de Fernando de Noronha é de 400 mil litros e de gasolina é aproximadamente 150 mil litros por mês; a usina termoelétrica consome 12 mil litros por dia.



Figura 4.4 - Derramamento de diesel ocorrido durante o desembarque no Porto Marítimo de Fernando de Noronha.

Já outro acidente ocorreu no ano de 2007, no Arquipélago de Fernando de Noronha em um navio ancorado em frente ao Porto de Santo Antônio, aproximadamente uns 200 metros

da praia. O motivo do derramamento foi um rompimento de uma conexão do gerador de energia, que por sua vez entrava na tubulação de água e caíram no mar hidrocarbonetos de petróleo provocando uma poluição nas proximidades daquela região; estima-se que aproximadamente 100 litros de óleo tenham sido jogados no mar (Figura 4.5).



Figura 4.5 – Navio ancorado no Porto de Santo Antônio com derrame de hidrocarboneto de petróleo.

4.3 Avaliação da exposição

Após um derrame, o óleo sofre vários processos mecânicos, químicos e biológicos chamados conjuntamente de intemperismo que ocasiona a sua desintegração e a decomposição. A taxa destes processos é influenciada pelas condições de mar e vento, sendo que é mais efetiva nos primeiros períodos do derrame. De um modo geral, as condições meteorológicas influenciam na dispersão do óleo no mar, e conseqüentemente, na vida marinha, pela contaminação física ou química das espécies expostas após um acidente.

Inúmeros trabalhos mostram informações sobre a estação chuvosa, podendo ser agrupados em um cenário meteorológico chamado "inverno". Da mesma forma, os dados sobre a primavera e verão foram agrupados para a representação numérica do cenário seco chamado "verão". Em seguida, para cada período do ano duas condições de maré foram consideradas, assim, cada um dos três cenários acidentais do passo anterior foi dividido em quatro novos cenários dependentes: a época do ano (verão ou inverno), a maré do mar (primavera maré ou maré de quadratura). Deste modo, nesta etapa, na verdade, avaliam-se $3 \times 4 = 12$ cenários acidentais.

Em relação ao clima de Fernando de Noronha, há duas estações predominantes: a seca, que vai de setembro a fevereiro e a chuvosa, com precipitações ocasionais, de março a agosto. A temperatura tem pouca variação durante o ano, mantendo uma média de 28°C, com muito sol e uma brisa refrescante (Figura 4.6).

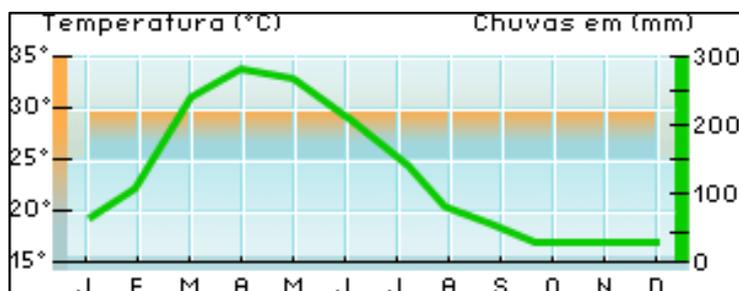


Figura 4.6 – Clima do Arquipélago de Fernando de Noronha.

Fonte: <http://www.ilhadenoronha.com.br/ailha/clima_em_fernando_de_noronha.php>

Acesso em: 05/11/12

4.4 Estimativa de frequências

Para a caracterização do risco, além da determinação das potenciais consequências de um acidente é necessário determinar a frequência ou a probabilidade de ocorrência de danos ambientais. Então, foi necessário determinar a frequência de ocorrência destes danos para se obter a caracterização do risco associado à presença de substâncias perigosas no Arquipélago de Fernando de Noronha, nossa área de estudo.

Para estimar frequência de ocorrência dos acidentes são necessárias algumas informações, tais como: histórico de vazamentos de petróleo; tipo de navios de carga (em relação à proteção do casco, se é duplo casco ou casco simples); quantidade de petróleo transportado por navio (inventário); número total de navios por ano na rota de transporte até o porto (isso inclui todos os navios, não só os petroleiros); número de transbordos por ano (isso inclui apenas os navios petroleiros); tempo médio para descarregamento por navio.

Foram constatados pelos dados cedidos pelo Centro de Comunicação Social da Marinha do Brasil, que no período de 01 de janeiro de 2012 a 01 de janeiro de 2013, no total de 197 navios com diversos tipos de cargas, 22 navios tanques passaram pelo mar de fora.

Tomamos como exemplo, no presente estudo, a estimativa de frequência utilizada para vazamento de petróleo no oceano que está descrito em CPR18E 2005 apud Heitor; 2012; onde

uma extrapolação da curva FN sugere que a base de taxa de falha de acidente, f_0 , é igual a $6,7 \times 10^{-11} \times T \times t \times N$, onde T é o número total de navios por ano na rota de transporte ou no porto, t é a duração média de carga/descarga, por navio (em horas) e N , o número de transbordos por ano.

A Tabela 7 apresenta as frequências para cada tipo de acidente, lembrando que todos os navios petroleiros de transporte no Arquipélago de Fernando de Noronha são de paredes duplas, ou seja, duplo casco.

Tabela 7 – Estimativa de frequências anuais para navios em um estabelecimento. A base de taxa de falha de acidente, f_0 , é igual a $6,7 \times 10^{-11} \times T \times t \times N$, onde T é o número total de navios por ano na rota de transporte ou no porto, t é a duração média de carga/descarga, por navio (em horas) e N , o número de transbordos por ano (CPR18E 2005 apud Duarte et al.; 2012).

<i>Navio /LOC</i>	<i>Ruptura total na tubulação de descarga</i>	<i>Fissura na tubulação de descarga</i>	<i>Impacto externo (grande vazamento)</i>	<i>Impacto externo (pequeno vazamento)</i>
<i>De parede única petroleirolíquido</i>	6×10^{-5} <i>portransbordo</i>	6×10^{-4} <i>portransbordo</i>	$0.1 \times f_0$	$0.2 \times f_0$
<i>De parede dupla petroleirolíquido</i>	6×10^{-5} <i>portransbordo</i>	6×10^{-4} <i>portransbordo</i>	$0.006 \times f_0$	$0.0015 \times f_0$
<i>Navio de gás, semi-gás petroleiro</i>	6×10^{-5} <i>portransbordo</i>	6×10^{-4} <i>portransbordo</i>	$0.025 \times f_0$	$0.00012 \times f_0$

E, de acordo com a Tabela 8, os possíveis cenários acidentais são mostrados. Nota-se que os navios ao realizar atividades de transporte, armazenamento e desembarque estão numa localização singular no cenário C, diferentemente dos cenários A e B, cenários estes já mencionados anteriormente no item 4.2, pois também pode haver impacto externo (grande e pequeno) quando o navio está no porto. Assim, podemos calcular e estimar a base de taxa de falha de acidentes (f_0), onde foi mencionado anteriormente e apresentado novamente na Tabela 9.

Tabela 8 – Possíveis eventos acidentais iniciados nos cenários A, B e C.

<i>Cenário acidental</i>	<i>Ruptura total na tubulação de descarga</i>	<i>Fissura na tubulação de descarga</i>	<i>Impacto externo (grande vazamento)</i>	<i>Impacto externo (pequeno vazamento)</i>
A			x	x
B			x	x
C	x	x	x	x

Tabela 9 - A base de taxa de falha de acidente, f_0 , e suas variáveis. A base de taxa de falha de acidente, f_0 , é igual a $6,7 \times 10^{-11} \times T \times t \times N$.

Número total de navios por ano (T)	197
Duração média de descarga por navio (t)	24 horas
Número de transbordos por ano (N)	22
Base de dados de taxa de falha de acidente (f_0)	$6,969072 \times 10^{-6}$

Em seguida, calcula-se a frequência para cada cenário acidental, que é a soma das frequências para cada evento inicial acidental que pode ocorrer. Os cálculos estão descritos logo em seguida:

$$F_A (\text{ano})^{-1} = F_B (\text{ano})^{-1} = (0,006 + 0,0015) \times f_0 = 0,05226804 \times 10^{-6}$$

$$F_C (\text{ano})^{-1} = F_B (\text{ano})^{-1} + (6 \times 10^{-5} + 6 \times 10^{-4}) \times N = 0,01452$$

Por outro lado, ajustando as estimativas de frequência de acordo com as condições meteorológicas das simulações da dispersão de pluma de petróleo, foram definidas as frequências fracionárias de acordo com as condições meteorológicas, como mencionado no item 4.3. Há duas estações predominantes: a seca, que vai de setembro a fevereiro e a chuvosa, com precipitações ocasionais, de março a agosto. A temperatura tem pouca variação durante o ano, mantendo uma média de 28°C, com muito sol e uma brisa refrescante. Assim, o cenário meteorológico no verão varia de setembro a fevereiro (6 meses) e o de inverno de março a agosto (6 meses), ou seja, os cenários meteorológicos se definiriam assim: estação Inverno/Verão, e maré Sizígia/Quadratura, resultando em 4 cenários meteorológicos para cada cenário acidental, dando no total de 12 cenários.

Por conseguinte, considerou-se que a metade do ano é inverno e a outra metade é verão. Da mesma forma, observa-se que as marés vivassão durante a metade do ano e as marés de quadratura são durante a outra metade, uma vez que as marés alternam em média de uma semana. Desta forma, cada par de condições meteorológicas tem uma frequência de 0,25 por ano.

Como resultado, a Tabela 10 apresenta as estimativas finais de frequência para cada cenário acidental com as suas condições meteorológicas. Pode ser visto que os valores de todos os cenários acidentais selecionados justificam-se para os passos seguintes do método, uma vez que eles são superiores a 10^{-8} por ano.

Tabela 10 – Estimativa de frequência para cada cenário acidental de acordo com as condições meteorológicas.

<i>Cenário acidental</i>	<i>Estimativa de frequência (por ano)</i>
<i>3a-Inverno-Quadratura</i>	$0,01452 \times 0,25 = 0,00363$
<i>3a-Inverno-Sizígia</i>	$0,01452 \times 0,25 = 0,00363$
<i>2a-Inverno-Quadratura</i>	$0,05226804 \times 10^{-6} \times 0,25 = 1,306701 \times 10^{-7}$
<i>2a-Inverno-Sizígia</i>	$0,05226804 \times 10^{-6} \times 0,25 = 1,306701 \times 10^{-7}$
<i>1a-Inverno-Quadratura</i>	$0,05226804 \times 10^{-6} \times 0,25 = 1,306701 \times 10^{-7}$
<i>1a- Inverno-Sizígia</i>	$0,05226804 \times 10^{-6} \times 0,25 = 1,306701 \times 10^{-7}$

4.5 Modelagem populacional

As simulações para Análise de Viabilidade Populacional (PVA) foram realizadas através do software RAMAS GIS (versão 5.0) que é um programa computacional de simulação de modelos populacionais voltado para um modelo de metapopulação para a avaliação de risco de extinção, análise de viabilidade, concepção e gestão de reservas de vida selvagem. A utilização deste modelo será útil para simular as mudanças futuras na abundância das espécies e sua distribuição na paisagem, para estimar o risco de extinção ou declínio, tempo de extinção e outras medidas de ameaça e viabilidade. Inserido neste contexto, este estudo tem como objetivo a simulação numérica, a fim de se minimizar o status de conservação da espécie em estudo e os impactos provenientes da ocorrência de incidentes ecológicos no arquipélago de Fernando de Noronha, neste caso o derramamento de petróleo e seus derivados através de uma simulação da realidade combinando diferentes variáveis e

estimando, com certo grau de precisão, os resultados da utilização de uma ou outra estratégia de resposta, identificando assim a mais indicada em cada caso, utilizando a modelagem computacional, podendo apresentar resultados bastante próximos daqueles de um caso real. Assim, um modelo deste tipo é, por um lado, uma importante ferramenta para simular as mudanças futuras na abundância da espécie e sua distribuição na paisagem, para estimar o risco de extinção ou declínio, tempo de extinção e outras medidas de ameaça e viabilidade. Detalhes sobre o modelo apresentado aqui são apresentados em Guimarães, M. S. et al., 2013.

4.5.1 Coleta de dados

Os dados foram plotados da seguinte forma: tomou-se como referência uma espécie de coral, *Siderastrea stellata* (dados estes já trabalhados por Guimarães, M. S. et al., 2013). É uma espécie de corais abundantemente encontrada na região. Apesar de não ser capaz de formar grandes populações, pode-se encontrar um grande número de populações espalhadas por toda a ilha. Os corais são uma boa escolha de seres vivos para indicar a saúde de um determinado habitat, porque eles são sésseis. Isso significa que eles não podem fugir para um habitat diferente, a fim de sobreviver, deixando-os praticamente sem alternativas de sobrevivência. Portanto, se a região é afetada por um poluente, eles não têm escolha a não ser permanecer no local e sofrem os efeitos da poluição. Se a região está exposta a perigos, os corais vão sofrer e provavelmente irá morrer, ao invés de criaturas marinhas que podem nadar a uma parte diferente da ilha. Estes não irá mostrar uma diminuição imediata e significativa em abundância populacional, embora eles provavelmente irão sofrer no longo prazo com as consequências da destruição dos corais e seu habitat natural. Os corais servem de alimento e abrigo para muitos tipos de animais, como vermes, crustáceos, esponjas, ouriços do mar, muitas espécies de peixes, etc. Sua destruição também afeta os seres humanos e os organismos terrestres, pois é responsável pela proteção do litoral, apóia o turismo e facilita a pesca (Shigenaka et al., 2010 *apud* Guimarães, M. S. et al., 2013).

Esta espécie representativa está listada na União Internacional para a Conservação da Natureza e da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas Recursos Naturais como (Dados Deficientes. IUCN, 2001 *apud* Guimarães, M. S. et al., 2013). Considerou-se neste estudo a abundância atual de 100 indivíduos. Isso é porque se podem analisar abundâncias futuras como a porcentagem da quantidade inicial de indivíduos. Isso pode ser perigoso se o número

verdadeiro era um valor muito maior do que 100, porque a estocasticidade faria com que o risco de extinção ser superestimado. Seguindo esta lógica, um acidente só poderia matar múltiplos de 1% da população, o que poderia significar resultados imprecisos ou mesmo incorretas. No entanto, este não é o caso quando se estuda o *Siderastrea stellata*, pois é sabido que vivem em comunidades pequenas (Guimarães, M. S. et al., 2013).

4.5.2 Estrutura do modelo

Ainda segundo Duarte et al., 2012, o ciclo de vida de um coral é composto de duas fases: como uma larva e como um adulto (Sale, 1999 *apud* Guimarães, M. S. et al., 2013). A fase larvar, no entanto, é muito curta em comparação com o de um adulto. A *Siderastrea stellata* indivíduo geralmente gasta 72 horas para 15 dias de forma larval (Neves e Silveira, 2003 *apud* Guimarães, M. S. et al., 2013). Indivíduos adultos vivem, em média, 10 anos. Portanto, manter o controle da abundância de larvas não é apenas trabalhoso, mas ineficaz, uma vez que 90 a 99% desses jovens corais morrem de causas naturais antes de chegar a fase adulta (Pinheiro, 2006 *apud* Guimarães, M. S. et al., 2013). As taxas de mortalidade das larvas e recrutamento são levadas em conta apenas como influenciando a taxa de fecundidade dos adultos, mas o próprio modelo é construído considerando os corais como tendo apenas uma fase da vida.

4.5.3 Parâmetros

A fim de saber se a abundância inicial tenderá a aumentar ou diminuir, e quanto, é preciso saber quantas pessoas morrem e quantos nascem. Para reduzir a complexidade de um modelo contínuo, as alterações são consideradas abundância acontecer como discretas, igualmente espaçadas, os acontecimentos no tempo. Isto é aplicável a espécies com comportamentos sazonais. Uma vez que os corais são conhecidos por terem um período de desova anual, um ano de passo de tempo é usado. No caso específico de um modelo de uma só fase, a taxa de "sobrevivência" (probabilidade de transição de uma fase para si próprio), é, de fato, uma combinação de a taxa de sobrevivência e taxa de fecundidade. Portanto, mais uma vez, a falta de informações específicas sobre a *Siderastrea stellata*, essas taxas são

estimadas usando observações abundância de corais semelhantes (Johnson, 1992; Maida e Ferreira, 1995 *apud* Guimarães, M. S. et al., 2013) e na opinião de especialistas. A taxa de transição utilizada é de 0,95, com um desvio padrão de 0,05. Scramble densidade-dependência foi tida em conta, uma vez que um aumento muito alto em abundância população levará a uma competição por espaço e alimento, no qual todos os indivíduos são prejudicados.

4.5.4 Cenários

Ainda de acordo com Guimarães, M. S. et al., 2013, dois cenários foram considerados neste trabalho. Em primeiro lugar, uma situação em que os corais não estão expostos ao risco de derrames de petróleo. O comportamento da variável de avaliação é determinado unicamente por o equilíbrio natural do ambiente. Em segundo lugar, é adicionada a chance de um vazamento de óleo. Uma improvável (probabilidades 0,01, 0,005, ou 0,001), mas possível, catástrofe que mata 90% da população de corais é adicionado ao modelo. Esta diminuição é baseada em abundância estudos que mostram que os corais são sensíveis à exposição ao petróleo e têm poucos meios de sobrevivência.

4.6 Modelagem de transporte

A seguir, as figuras (Figura 4.7 a Figura 4.10) apresentam um exemplo da simulação do destino e transporte da pluma do óleo, ou seja, como a pluma de óleo dispersa no oceano depois de um vazamento acidental na localização do cenário acidental C, considerando as condições meteorológicas. Foram rodados dois cenários com marés de 1 metro de altura e vento para dois meses distintos, Abril (W0) e Agosto (W1). Ambos apresentaram ventos vindos de Nordeste com intensidade de 4 e 6 m/s e direção 64° e 70°, respectivamente. As simulações da pluma foram realizadas após a estabilização das condições iniciais (3 dias numéricos), sendo a pluma lançada na frente do Porto de Santo Antônio no Arquipélago de Fernando de Noronha. Este vazamento é instantâneo acompanhado por 48 horas. O modelo de dispersão apresenta os processos de evaporação, espalhamento e emulsificação, além de ser transportado pelas correntes superficiais. As coordenadas do ponto de lançamento são: LON: -

32.388167 LAT:-3.845320 e o derivado de petróleo simulado foi o diesel e, as saídas são de hora em hora até 48 horas após o lançamento.

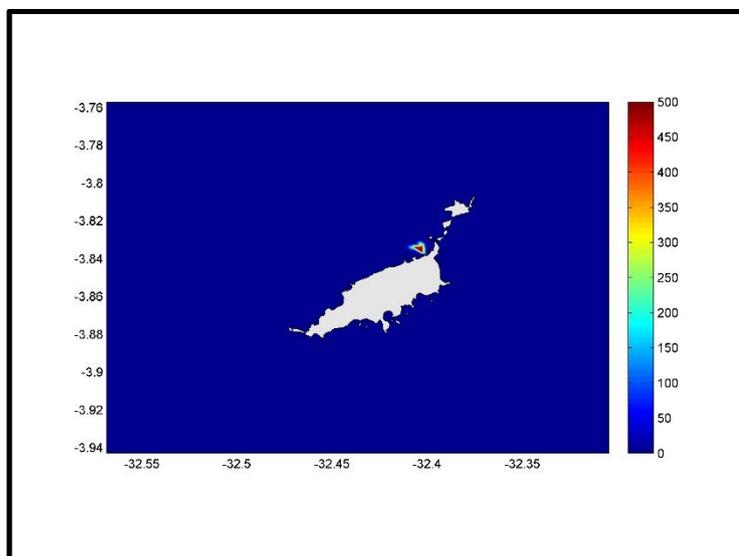


Figura 4.7 – Dispersão da pluma do óleo depois de 12 horas após o derramamento de óleo no Porto de FN.

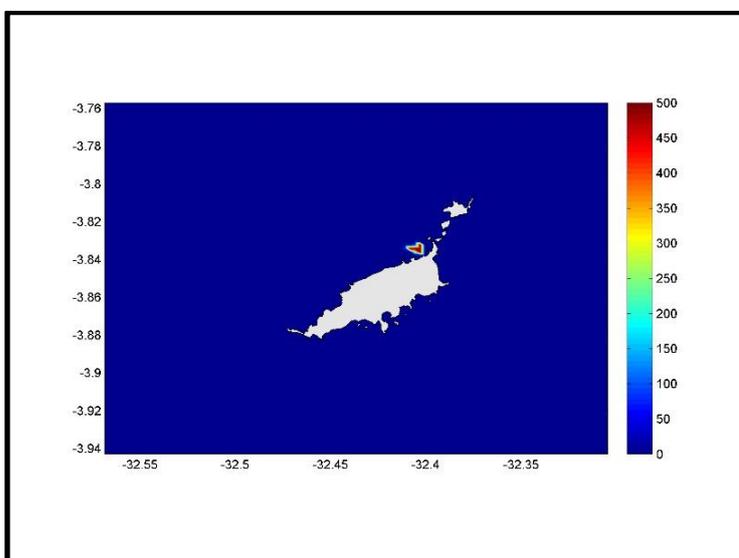


Figura 4.8 – Dispersão da pluma do óleo depois de 24 horas após o derramamento de óleo no Porto de FN.

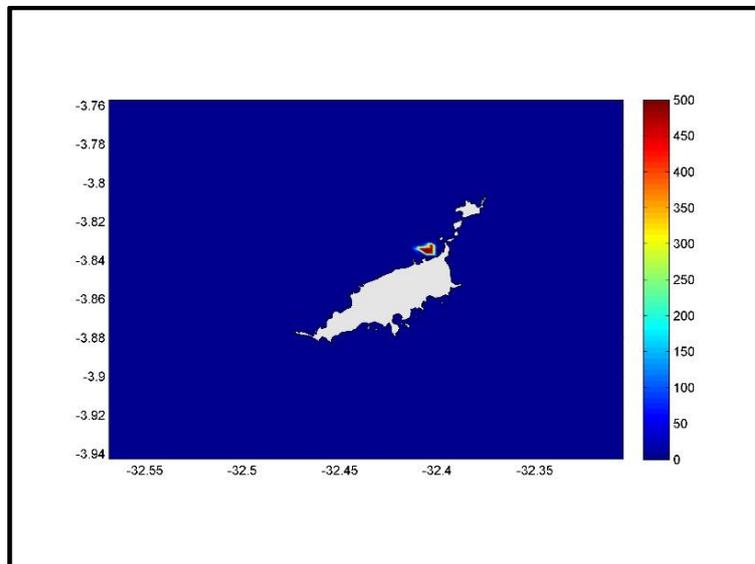


Figura 4.9 – Dispersão da pluma do óleo depois de 36 horas após o derramamento de óleo no Porto de FN.

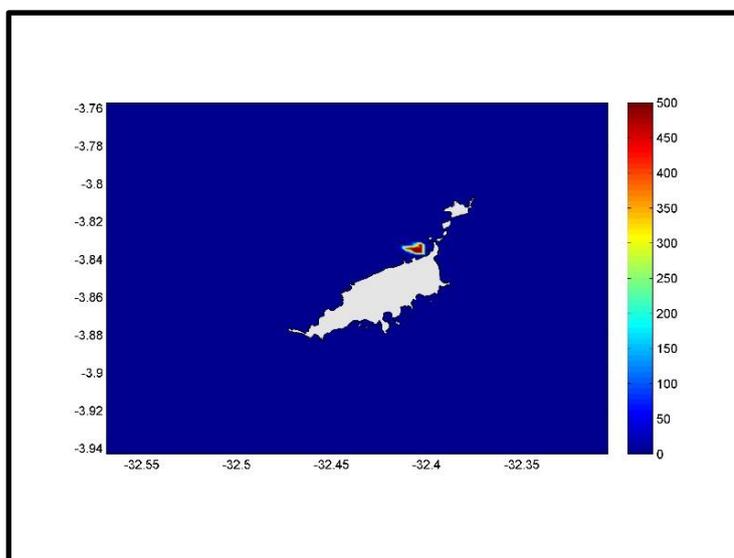


Figura 4.10 – Dispersão da pluma do óleo depois de 48 horas após o derramamento de óleo no Porto de FN.

4.7 Quantificação e avaliação dos riscos

Como sugerido pela metodologia de Duarte et. al. (2012), os resultados da modelagem de destino e transporte do contaminante deveriam ser integrados com o modelo ecológico para quantificação do risco de extinção da população-chave escolhida. Devido ao cronograma limitado, não foi possível fazer esta integração em um só modelo. Desta forma, as simulações do modelo ecológico foram feitas de forma altamente pessimista, considerando uma alta exposição ao contaminante em todos os cenários avaliados.

Em outras palavras, na determinação das consequências de um acidente considerou-se um caso hipotético da ocorrência de um cenário com consequências graves, isto é, foram utilizados parâmetros conservativos, para permitir um dimensionamento dos meios e recursos necessários para responder no pior cenário de acidentes.

Segundo Taleb (2007), mostra como, ao longo da história, eventos altamente improváveis, e que as pessoas achavam ser impossíveis, causaram efeitos catastróficos na sociedade e meio ambiente. Podemos dizer que é impossível tentar antecipar e prever o futuro, já que aquilo que conhecemos é muito menor em relação ao que não conhecemos, principalmente quando estamos tratando de eventos raros. Entretanto, é possível hipoteticamente analisar possíveis eventos raros que possam causar impactos catastróficos, de forma a evitar que tais eventos ocorram, ou minimizar os seus danos, caso eles ocorram.

Em Fernando de Noronha, entende-se por principais riscos ao meio ecológico: o turismo desenfreado, a pesca, e a poluição. Neste trabalho, entretanto, damos uma diferente perspectiva; procuramos analisar os riscos ecológicos no Arquipélago inerente a eventos altamente improváveis, mas que podem causar efeitos catastróficos. Para isso, utilizamos a metodologia de Duarte et al. (2012).

Depois de executar simulações do futuro tendência da abundância populacional em GIS RAMAS, ele retorna uma série de saídas, incluindo gráficos e resumos de trajetória. Os principais gráficos de interesse para este trabalho são a probabilidade de quase-extinção plotados em função do quase limiar de extinção e considerado o resumo trajetória, a qual descreve a abundância média de todas as repetições, como uma função do tempo.

4.7.1 Nenhum cenário acidental

No caso em que não existe o risco de ocorrência de um acidente catastrófico, a abundância populacional apresentou um comportamento estável, conforme mostrado na Figura 4.11.

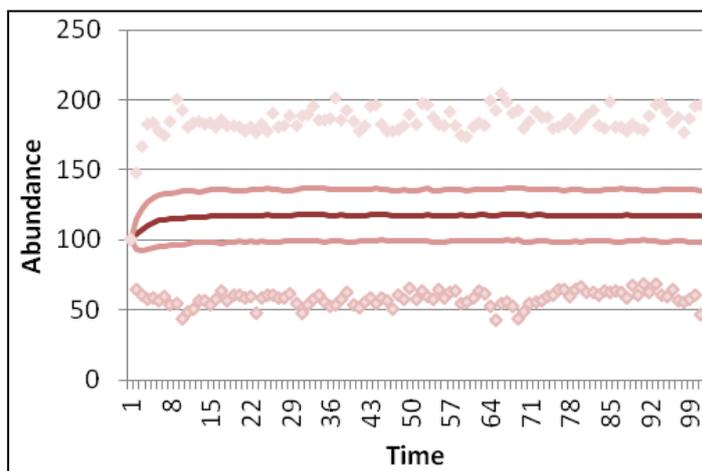


Figura 4.11 - Gráfico da abundância significativa em função do tempo. Intervalos de um desvio padrão são mostrados e os valores máximo e mínimo são plotados.

O valor mínimo esperado do ponto final de avaliação em 100 anos é de 77,4 indivíduos na população recife de coral. O menor valor alcançado em 100 anos, de todas as 2.000 repetições, foi de 43 indivíduos. A probabilidade de extinção populacional encontrada para os 100 anos seguintes, neste caso, era zero. A Figura 4.12 mostra que a probabilidade da abundância cair abaixo de determinado valor (quase-extinção) é relativamente pequeno para patamares superiores (até 60 indivíduos).

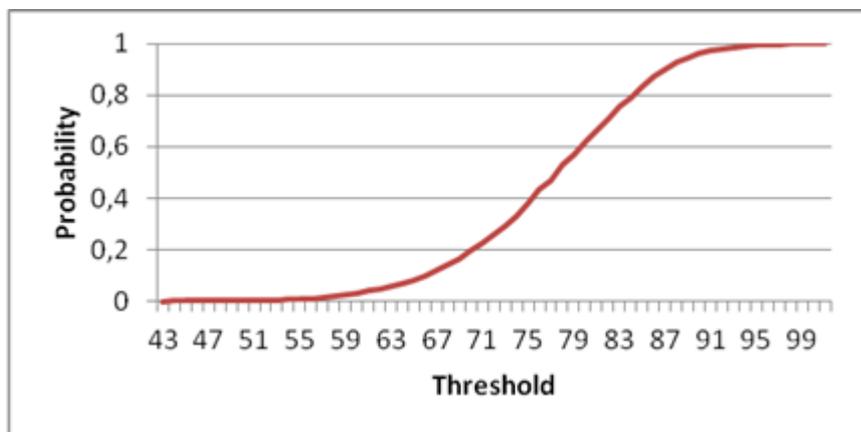


Figura 4.12 - Probabilidade de quase-extinção como uma função do limite de quase-extinção.

4.7. 2 Cenário incluindo o risco de acidente

Os mesmos tipos de gráficos foram obtidos para os três cenários em que os corais estão expostos a algum risco de contaminação do óleo de derrames.

4.7.2.1 Probabilidade de acidente = 0,001

Ao aumentar este risco ao modelo provocou à população mais flutuações (Figura 4.13). Em contraste com o primeiro cenário, a abundância total atingiu o zero, significando que a população está sujeita à extinção.

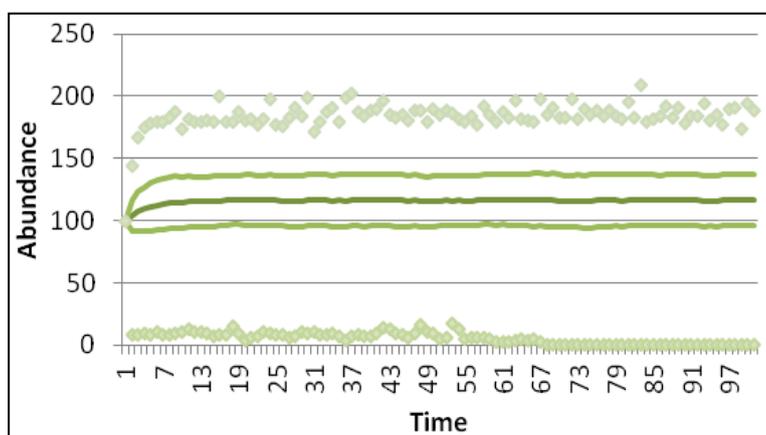


Figura 4.13 - Trajetória da abundância, incluindo um intervalo de desvio padrão. Valores mínimo e máximo são rastreados.

A abundância mínima esperada diminuiu para 35,9 indivíduos, o que é menos do que metade da abundância mínima esperada quando não existe o risco de ocorrência de acidentes. Nenhumareplicação mostrou extinção da população em menos de 67 anos. No entanto, a probabilidade de extinção no período de tempo de cem anos verificou ser de apenas 0,05% (Figura 4.14). Além disso, existe a possibilidade de 2% da população, atingindo valores inferiores ou iguais a 9.

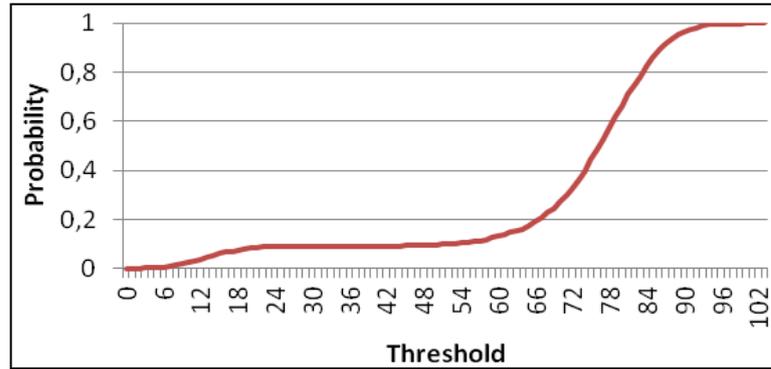


Figura 4.14 - Probabilidade de quase-extinção

4.7.2.2 Probabilidade de acidente = 0,005

O aumento na probabilidade gerou um maior desvio padrão significativo na abundância (Figura 4.15). Desta forma, a espécie é mais vulnerável à extinção. A longa sequência de zero como abundância mínima é devido à ocorrência precoce de extinção em um ou mais repetições. Uma vez que a população atingiu zero de indivíduos, mas não recupera. Portanto, todos os valores mínimos para a abundância será zero para cada passo de tempo subsequente. Neste caso, a ocorrência de extinção foi observado mais cedo até 11 anos a partir do início da simulação.

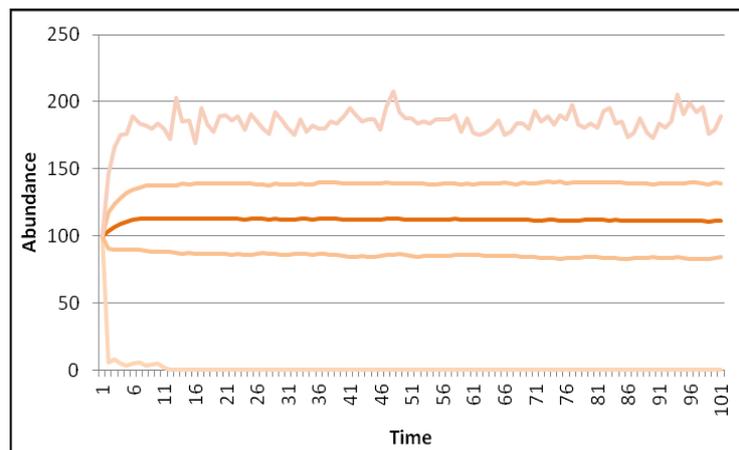


Figura 4.15 - Trajetória significativa da abundância.

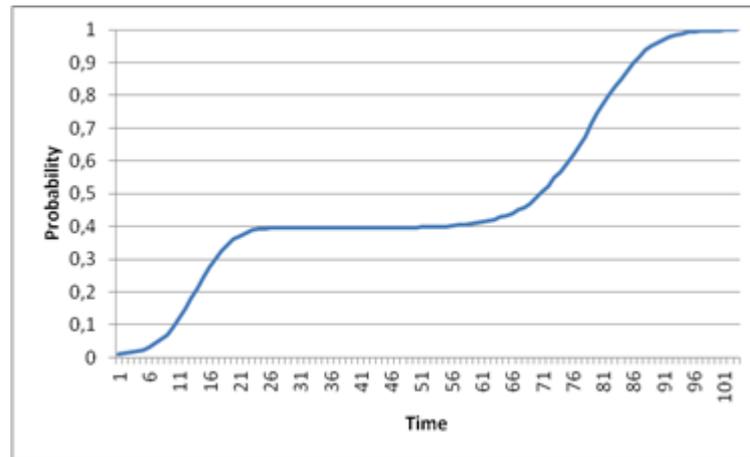


Figura 4.16 - Probabilidade de quase-extinção

Embora a média da abundância populacional manteve-se acima de 100 indivíduos, a ocorrência de queda abrupta em abundância se tornou mais comum (Figura 4.16). Isto pode ser visto comparando as probabilidades acumuladas de quase-extinção. No primeiro cenário, havia uma probabilidade de 75% da população restante acima do limite de 82 indivíduos. No segundo cenário, a mesma probabilidade cumulativa indicaram as possibilidades da abundância permanecendo acima apenas 18 indivíduos. Houve um 0,9% de probabilidade de extinção total durante o período de 100 anos.

4.7.2.3 Probabilidade de acidente = 0,01

Da mesma forma que o padrão observado acima, as flutuações aumentaram, tanto para explosão e para a extinção. Extinção é rapidamente notado em menos de uma década.

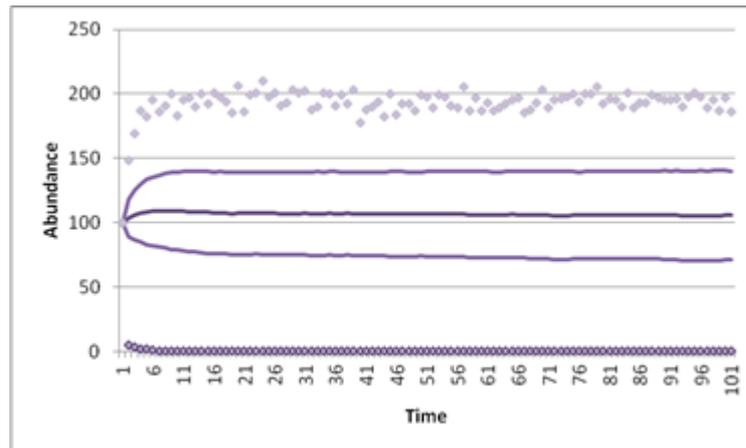


Figura 4.17 - Abundância média.

Houve um aumento significativo na probabilidade de quase-extinção. O risco de extinção populacional era de 2,34%.

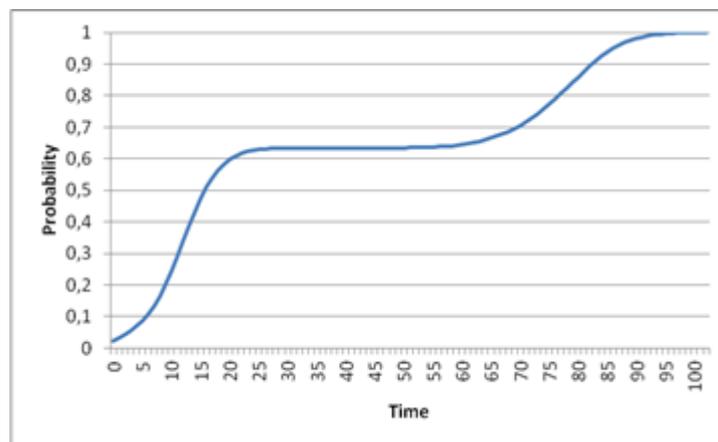


Figura 4.18 - Tempo de quase-extinção.

5 CONCLUSÕES

É importante frizar que o modelo descrito no referido estudo é preliminar e que serve para mostrar que não vale à pena conduzir uma AQRE mais detalhada, pois o mesmo foi parametrizado de forma altamente conservadora, e mesmo assim, os resultados mostraram que não há risco ecológico significativo inerente às atividades de transporte e manuseio de diesel na região costeira do Arquipélago.

O cenário de não-acidente mostra grande estabilidade no comportamento da população, com a chance de zero por cento de extinção. Isso mostra que qualquer risco de extinção encontrada ao analisar outros cenários é unicamente devido ao risco adicional de acidentes de derramamento de óleo perto de Fernando de Noronha.

Em nenhum dos três casos simulados, que incluem riscos de acidentes, a população indicou 10% de probabilidade de extinção nos próximos 100 anos, o que teria sido o suficiente para classificá-lo como uma população vulnerável, de acordo com os critérios de risco da IUCN (IUCN, 2001). Isso indica que a população FN de *Siderastrea stellata* não está exposto a um risco significativo unicamente devido a proximidade das rotas de navios. As probabilidades escolhidas de acidentes foram extremamente conservadoras, superestimando as ocorrências de derramamento de óleo, considerando não apenas dados históricos locais, mas globais. Isso é útil para as autoridades de FN, muito preocupadas em preservar o meio ambiente natural e na necessidade de priorizar fontes de perigo. É importante notar, contudo, que há um aumento significativo na probabilidade de diminuição da população em abundância. O risco deste declínio não é significativo para o meio ecológico. Entretanto, devido a incrível importância da espécie para a economia e turismo, sugere-se que os impactos econômicos de diminuição do coral sejam avaliados em trabalhos futuros.

Considerando a diversidade, complexidade e escopo dos problemas ambientais de hoje em dia, e mais ainda a dificuldade dos Governos Federal e Estadual (Agências Estaduais de Meio Ambiente) em analisar, conceber e implantar planos, programas e projetos que valorizem os poucos recursos ainda disponíveis para as áreas ambientais, é importante salientar que a ferramenta da gestão e gerenciamento de risco se mostra como uma saída extraordinária para a manutenção da belíssima biodiversidade de recursos naturais brasileiros, invejados internacionalmente e mal reconhecidos por nós. Essencialmente, as políticas nacionais e estaduais relacionadas com o meio ambiente precisam se tornar mais integradas e

mais focadas em oportunidades para a melhoria ambiental do que tem sido no passado. Cada problema ambiental apresenta alguma possibilidade de dano à saúde humana, à ecologia, ao sistema econômico ou à qualidade da vida humana, o gerenciamento do risco ambiental tem comprovadamente reduzido eficazmente estes riscos ambientais e valorizados os recursos públicos nele invertidos.

Por outro lado, objetivamente, o conceito, as terminologias e metodologias analíticas têm ajudado, ao nível do Primeiro Mundo, a equacionar discussões disparatadas com linguagens práticas e simples, quer ao nível das comunidades, Ministério Público, Governanças Corporativas, Agências Ambientais e profissionais da área ambiental, promovendo visão única, comprometimentos, intencionalidades e alinhamento para obtenção de realizações nunca antes vistas (“Breakthrough results”), ou seja, propiciar a nossa nação políticas e diretrizes ambientais de forma consistente e sistemática. Assim, se recursos finitos são gastos em problemas de baixa prioridade ao invés de riscos de altas prioridades, daí então a nossa sociedade continuará enfrentando desnecessariamente altos riscos.

De forma exemplificada podemos sugerir alguns tópicos que deveriam ser esclarecidos a nossa sociedade com a ajuda da ferramenta de análise de risco ambiental:

- sugerir ao Ministério do Meio Ambiente medidas de gerenciamento dos riscos;
- para trabalhos futuros, quantificar a redução do risco causada por estas medidas, como por exemplo: fiscalizar/registrar/controlar todos os navios que passam nesta rota (Marinha não faz); sugerir outras rotas (talvez mais afastada da costa);
- treinamento de pessoal na ilha para como agir em caso de acidente (não há);
- plano de emergência para contenção do óleo antes de chegar na costa (não há);
- plano de limpeza (não há);
- recuperação e reabilitação (não há). É um absurdo não haver qualquer Plano de Emergência em caso de vazamento!!!

Já em relação à eficácia das medidas de controle do risco na prática, para se obter segurança é necessário reduzir todos os riscos a um nível aceitável e obtendo-se isso de forma consistente é necessário implementar um processo para a gestão de riscos. Como os riscos mudam continuamente (são dinâmicos), sendo portanto, necessário se ter um processo que atue constantemente sobre eles. As etapas básicas desse processo são as seguintes:

- identificar os perigos;
- analisar os riscos desses perigos;

- decidir se os riscos são aceitáveis ou não;
- caso não sejam aceitáveis, decidir o que fazer;
- implementar as medidas de controle do risco;
- verificar a eficácia dessas medidas.

É justamente nesta última etapa que se observam as maiores falhas de cada processo, pois geralmente as medidas de controle são consideradas eficazes através de uma avaliação teórica que não considera a realidade da prática do dia-a-dia das mesmas.

A eficácia da gestão dos riscos depende de fatores como:

- competência (treinamento, experiência, habilidade, educação) das pessoas envolvidas;
- metodologias usadas para análise de risco;
- tempo e outros recursos disponíveis;
- abrangência da gestão de risco.

Independentemente dos métodos utilizados, após uma análise de risco será necessário definir medidas de controle para diminuir e manter o risco abaixo do limite de risco definido como sendo o nível aceitável. Obviamente, se o risco já estiver abaixo desse limite, nenhuma medida de controle adicional precisa ser tomada.

Na definição dessas medidas de controle uma das coisas que deve ser levada em consideração no Arquipélago de Fernando de Noronha seria o custo-benefício das medidas. Ou seja, se o nível de mitigação do risco é compatível com o investimento a ser feito. É importante frisar aqui neste trabalho que quanto mais se diminui o risco maior é o investimento para diminuí-lo ainda mais, atingindo-se às vezes um ponto onde não é mais economicamente viável diminuir mais o risco. Por exemplo: ter um custo altíssimo onde pode haver um pequeno vazamento numa área portuária é bem mais desproporcional do que ter um custo altíssimo para evitar um grande vazamento de óleo nesta mesma área portuária e que cause grandes danos ambientais em áreas próximas, sendo aí altamente proporcional.

Resumindo, temos no presente estudo que o principal sintoma da baixa eficácia das medidas de controle é o fato dos índices de acidentes e de incidentes continuarem altos ou pelo menos não proporcional ao nível de risco. Matematicamente, se o nível de risco é diferente de zero, isso significa que a probabilidade é diferente de zero também. Quando a probabilidade de um evento é diferente de zero isso significa que mais cedo ou mais tarde esse evento irá acontecer. Concluimos aí que nesse caso o evento é um acidente. A finalidade do processo de

gestão de risco é fazer com que essa probabilidade seja a mais baixa possível, mas não zero, já que isso é impossível, significando ainda que, na prática o zero acidente é impossível de ser estabelecido como meta realística. Se os órgãos competentes no Arquipélago de Fernando de Noronha estabelecem metas de zero acidente, deveriam estabelecer também ações preciosas para diminuir o risco a zero, no qual seria a única forma de garantir que não haveriam acidentes. Como risco zero não existe, meta de zero acidente também não deveria existir. Na verdade, o que pode acontecer na prática é que o nível de risco pode ser tão baixo que, matematicamente, exista a probabilidade de acontecer um acidente a cada dez anos. Nessa situação que encontramos, para efeitos práticos, pode-se dizer que se atingiu o nível de zero acidente.

Logo, as razões que levam a essa deficiência no processo de gestão de risco em relação ao comportamento são:

- dificuldades das pessoas envolvidas em “enxergar” formas diferentes de trabalhar para eliminar ou mudar as características de um perigo;
- falta de recursos;
- falta de importância;
- falta de competência (treinamento e experiência dos envolvidos);
- objetivos e metas inconscientes com a realidade, ou seja, muitas vezes para atingir a meta os responsáveis definem as medidas de controle que sejam mais fáceis e apressadamente as consideram eficazes.

Concluimos então que, em casos de grandes acidentes incluindo vazamentos de hidrocarbonetos no Arquipélago de Fernando de Noronha por navios petroleiros é um processo complexo que envolve muitas pessoas na organização, incluindo aí moradores locais, turistas, fauna e flora, enfim, todo o ecossistema em conjunto. Para isso é preciso conduzir bem as pessoas competentes vinculadas aos órgãos federais e estaduais para se obter sucesso, e para isso a definição das medidas de controle é um ponto fundamental para a eficácia desse processo, e portanto, a eficácia delas deve ser avaliada com extremo vigor após cada acidente e ou incidente em casos de pequenos a grandes vazamentos de derivados de petróleo ocasionados por navios de pequeno, médio e grande porte.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKÇAKAYA, H. R.; ROOT, W. **RAMAS GIS: Linking Spatial Data with Population Viability Analysis (version 5)**. Setauket, New York: Applied Biomathematics, 2005.

ALEIXO, L.A.G.; TACHIBANA, T.I.; CASAFRANDE, D. Poluição por óleo – Formas de introdução de petróleo e derivados no ambiente. ANO XIII. N^o 49. P. 159-166, 2007.

ALVES, F. N. A. Estudo do transporte de óleo por um modelo lagrangeano de partículas na Bacia de Pelotas. Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica. FURG, 2006.

AMADIGI, F.R. Artigo científico apresentado ao programa de pós-graduação do Centro Universitário Positivo - UnicenP, como exigência para a obtenção do Certificação de Especialização *Lato Sensu* do Curso de Especialização em Direito Ambiental, 2006.

ANDRADE EL. Introdução a pesquisa operacional: métodos e modelos para análise de decisão. 2a ed. Rio de Janeiro: LTC, 2000.

BEISSINGER, S.R.; WESTPHAL, M. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. **Journal of Wildlife Management**, v.62, n.3, p.821-841, 1998.

BLUMBERG, A. F.; MELLOR, G. L. A description of a three-dimensional coastal ocean model. In: Heaps, N. S. (Ed.). **Three-dimensional coastal ocean models**: AGU, 1987. p.1-16.

BOYCE, M.S. Population viability analysis. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v.23, p.481-506, 1992.

BRASIL, 1981. Lei n^o 6.938 de 31 de agosto de 1981. Estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e da outras.

BROWNER, C. Disponível no site:
<<http://www.nhregister.com./articles/2010/06/06/opinion/doc4c0b106fac8a3586413892.txt>>.
Acesso em: 13/07/2011.

BUCK, S. P. **Applying probabilistic risk assessment to agricultural nonpoint source pollution**. 1997. 72 f. Dissertation (Master of Science) - Virginia Polytechnic Institute, State University, Blacksburg, Virginia, 1997.

BURGMAN, M.A.; FERSON, S.AKÇAKAYA, H.R. **Risk assessment in conservation biology**. London: Chapman & Hall. 314p. (Population and Community Biology Series, 12), 1994.

BURGMAN, M., *Risks and decisions for conservation and environmental management*. Cambridge University Press, 2005.

CAIRNS JÚNIOR, J.; DICKSON, K. L.; MAKI, A. W. (Ed.). **Estimating the hazard of chemical substances to aquatic life**. Baltimore: American Society for Testing and Material, 275 p. ASTM STP 657, 1978.

CAIRNS JÚNIOR, J.; NIEDERLEHNER, B. R. Predicting ecosystem risk: genesis and future needs. In: **PREDICTING ecosystem risk**. New Jersey: Princeton Scientific Publishing, p. 327-343. (Advances in Modern Environmental Toxicology, v. 20), 1992.

CARPENTER, R. A. "Risk Assessment". **Impact Assessment**, v 13, pp. 153-187, 1995.

CASTILHOS, Z. C. et al. Avaliação de risco à saúde humana: conceitos e metodologia. Rio de Janeiro: Editora do Centro de Tecnologia Mineral, 2005.

CASTRO, J.W.A. *Oceanic islands of Trindade and Fernando de Noronha, Brazil: Overview of the Environmental Geology*. **Journal of Integrated Coastal Zone Management** 10 (3): 303-319, 2010.

CAUGHLEY, G.. Directions in conservation biology. **Journal of Animal Ecology**, v.63, p.215-244, 1994.

Central Information Agency - EUA. Informações disponíveis no site oficial: <http://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/rankorder/2173_rank.html>. Acesso em 23/06/2011.

CETESB. **Manual de orientação para elaboração de estudos de análise de riscos**. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), 2000.

CETESB. 2009. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br> . Acesso em: 04/01/2012.

CHAVES, L.A.O.; MAINIER, F.B. Análise dos estudos de riscos ambientais nas atividades petrolíferas offshore no âmbito da gestão ambiental. **SIMPEP - Bauru, SP, Brasil**, 7 a 9 de Novembro de 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução n° 269, de 12 de janeiro de 2001. Resoluções do Conama: resoluções vigentes publicadas entre julho de 1984 e novembro de 2008, Brasília, 2.ed., p.58-61, 2008. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/processos/61AA3835/LivroConama.pdf>. Acesso em: 12/12/2011a.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução n° 293, de 29 de abril de 2002. Revogada pela Resolução 398/08. Resoluções do Conama: resoluções vigentes publicadas entre julho de 1984 e novembro de 2008, Brasília, 2.ed., p.170-174, 2008. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/processos/61AA3835/LivroConama.pdf>. Acesso em: 12/12/2011b.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução n° 398, de 11 de junho de 2008. Resoluções do Conama: resoluções vigentes publicadas entre julho de 1984 e novembro de 2008, Brasília, 2.ed., p.714-730, 2008. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/processos/61AA3835/LivroConama.pdf>. Acesso em: 12/12/2011c.

CORDANI, U.G. Idade do vulcanismo no Oceano Atlântico Sul. Instituto de Geociências e Astronomia, Boletim IGA, 1, 9-75, 1970.

COVELLO, V.T.; MUMPOWER, J. Risk Analysis and Risk Management: An Historical Perspective. Risk Analysis. 5: 103-120, 1985.

CPR18E. **Guidelines for quantitative risk assessment (the "Purple book")**. Ed. 3. 2005.

CRAPEZ, M.A.C. et al. *Programa de Pós-Graduaçãoem Biologia Marinha, Universidade Federal Fluminense*. CIÊNCIA HOJE. vol. 30. nº 179, 2002.

CULLEN, A. C.; FREY, H. C. Probabilistic Techniques In Exposure Assessment. A Handbook For Dealing With Variability And Uncertainty In Models And Inputs. Plenum, New York. 335. 1999.

CVMP/EMEA/ERA. Committee for medicinal products for veterinary use (CVMP). Revised guideline on environmental impact assessment for veterinary medicinal products in support of the VICH guidelines GL6 and GL38. European Medicines Agency Veterinary Medicines and Inspections, London. Disponível em <http://www.ema.europa.eu/docs/en_GB/document_library/Scientific_guideline/2009/10/WC500004389.pdf>. Acesso em 25/11/2012. 2005.

DANESHKHAH, A.R. Uncertainty in probabilistic risk assessment: a review. London: University of Sheffield; 2004. Disponível em: <<http://www.shef.ac.uk/content/1/c6/03/09/33/risk.pdf>>. Acesso em 28/06/2012.

DOUGLAS, M. Les etudes de perception du risque: Un etat de l'art?. In: Fabiani JL, Theys J, orgs. La societe vulnerable: evaluer et maitriser les risques. Paris: Presses de L Ecole Normale Superieure; 1987.

DUARTE, H. D. O; DROGUETT, E. L.; ARAÚJO, M.; TEIXEIRA, S. F. Quantitative Ecological Risk Assessment of Industrial Accidents: The Case of Oil Ship Transportation in the Coastal Tropical Area of Northeastern Brazil. Human and Ecological Risk Assessment:

An International Journal, 2012. ISSN 1080-7039. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2012.723187>>. Acesso em: 13/09/2012.

DUBUGRAS, M.T.B.; PÉREZ-GUTIÉRREZ, E. Perspectiva sobre a análise de risco na segurança dos alimentos. Curso de sensibilização. Rio de Janeiro: Área de Vigilância Sanitária, Prevenção e Controle de Doenças - OPAS/OMS, 160p., 2008.

ECETOC. **Risk assessment in marine environments**. Brussels, 2001. p. 1-141. Technical Report 82.

EPA. U.S. EPA ECOTOX, Version 4, Web site. **The ECOTOX (ECOTOXicology) database**. 2011. Available at: <http://cfpub.epa.gov/ecotox/ecotox_home.cfm>. Acesso em 16/12/2012.

ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. OSHA (Ed.). **Process Safety Management: OSHA 3132**, 2000 (Reprinted). Washington: Osha, 2000. 59 p. Disponível em: <<http://www.osha.gov/Publications/osha3132.pdf>>. Acesso em: 25/04/2012.

EWENS, W.J.; BROCKWELL, P.J.; GANI, J.M.; RESNICK, S.J. Minimum viable population size in the presence of catastrophes. In: SOULÉ, M.E. **Viable populations for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. p.59-68.

FARROW, S. **Using risk assessment, benefit-cost analysis and real options to implement a precautionary principle**: cases in the regulation of air quality, petroleum leasing, safety and genetically modified crops. Washington, D.C.: Center for the Study and Improvement of Regulation Carnegie Mellon University, 2001.

FATORELLI, L. Proposta de avaliação de risco ecológico para contaminações de petróleo e derivados - estudo de caso. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

FERNANDES, R. **Modelação de Derrames de Hidrocarbonetos**. Trabalho Final de Curso – Relatório Final. Instituto Superior Técnico. Licenciatura em Engenharia do Ambiente, 2001.

Food and Agriculture Organization of the United Nations, World Health Organization. Food Safety Risk Analysis. An Overview and Framework Manual. PART I. Provisional Edition. Rome: FAO, 2005. Disponível em: <http://www.fsc.go.jp/sonota/foodsafety_riskanalysis.pdf>. Acesso em 15/06/12.

FORBES, V. E. et al. Are current species extrapolation models a good basis for ecological risk assessment? **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 20, n. 2, p. 442-447, 2001.

FRANKEL, O.H.; SOULÉ, M.E. *Conservation and evolution*. Cambridge: Cambridge University Press, 1981. 327p.

FREITAS, C.M. **Riscos e processos decisórios: implicações para a vigilância sanitária**. In: 10^o Seminário Temático da ANVISA: as várias faces do conceito de risco em vigilância sanitária; 2001; Brasília, DF. Disponível em: <http://anvisa.gov.br/institucional/snvs/coprh/seminario/Riscos_processos.pdf> .Acesso em 2 junho 2012.

GERBA, C.P. Risk assessment. In: Maier RM, Pepper IL, Gerba CP, eds. *Environmental microbiology*. San Diego: Academic Press, 2000.

GOMES, A. G.; VARRIALE, M. C. **Modelagem de Ecossistemas: Uma Introdução**. RS. Santa Maria. Ed da UFSM. 503pp., 2001.

GREENPEACE, 2006. Consultar o site: <<http://www.greenpeace.org.br/toxicos/toxicosphp?conteudoid=429&content=1>>. Acesso em: 28/07/2011.

GUILHERME, L.R.G. Conceitos em análise de risco ecológico e para a saúde humana. *Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento* N^o 34 - janeiro/junho, 2005.

GUIMARAES, M. S.; DUARTE, H. O.; DROGUETT, E. L.; LIMA, K. K. M. Quantitative ecological risk assessment of industrial accidents: the case of oil spills on the coast of a marine protected area in Brazil. Anais do XLV Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional (SBPO), Natal, RN, Brasil, 2013.

HAMMER, W. **Handbook of System and Product Safety**. 1st Englewood Cliffs: Printice Hall, 351p.,1972.

HAMMER, W.; PRICE, D. **Occupational Safety Management and Engineering**. 5th New Jersey: Printice Hall, 603 p., 2001.

HANSKI, I. **Metapopulation ecology**. Oxford: Oxford University Press, 2001. 313p.

HEALTH AND SAFETY EXECUTIVE. **Reducing risks, HSE's decision-making process protecting people**. 1st Norwick: Crown - Hse, 2001. Disponível em: <<http://www.hse.gov.uk/risk/theory/r2p2.pdf>>. Acesso em: 19/04/2012.

IAEA. *Evaluating the Reliability of Predictions Made Using Environmental Transfer Models*. IAEA Safety Series 100. IAEA, Vienna, 1989.

IBAMA. Plano de Manejo do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha. IBAMA/FUNATURA, Brasília, DF, 1990.

IMO. Formal Safety Assessment FSA-Liquefied Natural Gas (LNG) Carriers. London: International Maritime Organization, Document No.: MSC83/INF.3, July 3, 2007.

IMO. 2011. INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (IMO). Disponível em <www.imo.org>. Acesso em 19/11/2011.

INAFUKU, L.Y.; HELAL, M. P. **Avaliação da Capacidade de Resposta a um Acidente Envolvendo Vazamento de Grande Magnitude de Óleo no Mar Durante a Atividade de Perfuração Offshore no Brasil**. 2011. Projeto de Graduação do Curso de Engenharia Ambiental. Rio de Janeiro: UFRJ/Escola Politécnica.

IPCS Risk assessment terminology. Geneve: World Health Organization, 120 p., 2004.

IUCN. (2001). IUCN Red List Categories: Version 3.1. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN Species Survival Comission.

JOHNSON, K. G. (1992). Population dynamics of a free-living coral: recruitment, growth and survivorship of *Manicina areolata* (Linnaeus) on the Carribbean coast of Panama. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 164, 171-191.

JØRGENSEN, S.E. Recent trends in environmental and ecological modelling. *An. Acad. Bras. Ci.*, 71: 4-11, 1999.

KAPLAN, S.; GARRICK, J. On the quantitative definition of risk. **Risk Analisis**, McLean, VA, v. 1, n. 1, p. 11-27, 1981.

KIRCHHOFF, D. **Avaliação de risco ambiental e o processo de licenciamento: o caso do gasoduto de distribuição gás brasileiro trecho São Carlos – Porto Ferreira.** 2004. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, SP, Brasil.

LAM, P. K. S.; GRAY, J. S. Predicting effects of toxic chemicals in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 42, n. 3, p. 169-173, 2001.

LEMOS, A. T. **Modelagem numérica como ferramenta de determinação de uma zona de exclusão para as atividades de exploração e produção (E&P) de petróleo na região do Banco de Abrolhos.**2009. 177 f. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós- Graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

LESSMANN, K. et al. Influence of distributional shape of substance parameters on exposure model output. *Risk Analysis*, 25(5), 1137-1145, 2005.

LEVIN, S. A. Models in ecotoxicology: methodological aspects. In: LEVIN, S. A. et al. (Ed.). **Ecotoxicology: problems and approaches.** New York: Springer-Verlag. p. 213-220, 1989.

LI, S. et al. An Overview of Maritime Waterway Quantitative Risk Assessment Models. *Risk Analysis*, 32(3), 496-512, 2012.

MAIA, N. B. et al. Indicadores ambientais: conceitos e aplicações. São Paulo: EDUC – PUC-SP. 285p., 2001.

MAIDA, M. and FERREIRA, B. P. (1995). Estudo preliminar sobre o assentamento de corais em um recife na Baía de Tamandaré-PE. *Boletim Técn. Cient.* 3, 23-36.

MARCOT, B.G.; MURPHY, D.D. On population viability analysis and management. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D.W. **Biodiversity in managed landscapes: theory and practice**. Oxford: Oxford University Press, 1996. p.58-76.

MARQUES, A.C.F. (2008). **O medicamento veterinário em Portugal: do registro á comercialização**. Dissertação de Mestrado Integrado em Medicina Veterinária. Lisboa, Faculdade de Medicina Veterinária - Universidade Técnica de Lisboa. Disponível em <<http://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/949/1/Medicamento%20veterinario%20em%20Portugal.pdf>> Acesso em 03/09/2012.

MENGES, E.S. Population viability analysis for an endangered plant. **Conservation Biology**, v.4, n.1, p.52-62, 1990.

MENGES, E.S. Stochastic modeling of extinction in plant populations. In: FIEDLER, P.L.; JAIN, S.K. (Eds.). **Conservation Biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management**. London: Chapman and Hall, 1992. p.253-275.

MICHAELIS. **Moderno Dicionário da Língua Portuguesa**. Editora Melhoramentos Ltda <<http://michaelis.uol.com.br/moderno/portugues/index.php>>. Acesso em: 19/04/2012.

MITCHISON, N.; PORTER, S. **Guidelines on a Major Accident Prevention Policy and Safety Management System, as required by Council Directive 96/82/EC (SEVESO II)**. Europa: Institute For Systems Informatics And Safety, 1998. Disponível em: <<http://mahbsrv.jrc.it/downloads-pdf/smsf.pdf>>. Acesso em: 15/05/2012.

MONTFORTS, M.H.M.M., KALF, D.F., VAN VLAARDINGEN, P.L.A., LINDERS, J.B.H.J. **The exposure assessment for veterinary medicinal products**. Science of the Total Environment 225: 119-133. 1999.

MONTFORTS, M.H.M.M. Environmental risk assessment for veterinary medicinal products Part 1. non-immunological drug substances. Second update. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), RIVM report 320202001/2003. Disponível em: <<http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/8891/1/320202001.pdf>> Acesso em: 23/11/2012. 2003.

MONTFORTS, M.H.M.M. **Validation of the EU environmental risk assessment for veterinary medicines**. Thesis, Leiden University. Disponível em: <<http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/8374/1/montforts.pdf>> Acesso em: 20/11/2012. 2005.

National Oceanic and Atmospheric Administration. Agência federal para assuntos oceânicos e atmosféricos. Disponível em: <<http://www.gulfspillrestoration.noaa.gov/oil-spill/affected-gulf-resources/>>. Acesso em: 19/07/2011.

NEVES, E. G. and SILVEIRA, F. L. (2003). Release of planula larvae, settlement and development of *Siderastrea stellata* Verrill, 1868 (Anthozoa, Scleractinia). *Hydrobiologia* 501, 139-147.

NORTON, S.B. et al. A framework for ecological risk assessment at the EPA. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 11, n. 12, p.1663-1672, 1992.

NOSS, R. F. High-risk ecosystems as foci for considering biodiversity and ecological integrity in ecological risk assessments. **Environmental Science and Policy**, New York, v. 3, n. 6, p. 321-332, 2000.

O'BRIEN M. Making Better Environmental Decisions - An Alternative to Risk Assessment. Massachusetts: MIT Press, 2000.

OPPENHEIM, L. Ancient Mesopotamia. Chicago: University of Chicago Press, 1977.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (França) (Org.). **Studies in Risk Management, Denmark Assessing Societal Risks and Vulnerabilities.** Paris: Oecd Publications, 2006. 52 p. Disponível em: <<http://www.oecd.org/dataoecd/36/18/36099961.pdf>>. Acesso em: 16/04/2012.

Organizacion Panamericana de La Salud, Agencia de Proteccion Ambiental de Los Estados Unidos de America. Taller Nacional de Introduccion a la Evaluacion y Manejo de Riesgos. Brasilia: OPAS/EPA, 1996.

OSENBERG, C. W.; SCHMITT, R. J. (Ed.). Detecting ecological impacts caused by human activities. In: _____. **Detecting ecological impacts: concepts and applications in coastal habitats.** London: Academic Press. p. 3-16, 1996.

PASTOROK, R. A. et al. Ecological modeling in risk assessment: chemical effects on populations, ecosystems and landscapes. CRC Press LLC, 2002.

PETRÓLEO BRASILEIRO S/A (Petrobrás). Disponível em: <http://www.petrobras.com.br/português/index.asp>. Acesso em 20/07/2012.

PINHEIRO, B. R. (2006). Recrutamento de corais no recife da Ilha da Barra - área fechada de Tamandaré, vol. Masters (ed. Recife, PE: Universidade Federal de Pernambuco).

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. Biologia da Conservação. 328pp. REED, M., et al. (1995). Quantitative Analysis of Alternate Oil Spill Response Strategies using OSCAR. Spill Science & Technology Bulletin, Vol. 2, Nº 1, pp. 67-74, 2001.

QUINN II, T.J.; DERISO, R.B. Quantitative Fish Dynamics, Oxford University Press.

RENGIPO, V.M.M. Grupo Evaluación Ambiental de Proyectos Subdirección Técnica Parques Nacionales Naturales. 2006.

RENN, O. Risk analysis: scope and limitations. In: Otway H, Peltu M, eds. Regulating industrial risks - Science, hazards and public protection. London: Butterworths. p. 111-27, 1986.

RIBEIRO, M.M. et al. **Possíveis Riscos de Vazamento na Indústria do Petróleo**. Revista Eletrônica Novo Enfoque. v. 13, n. 13, p. 188 – 194, 2011.

RODRIGUES, A.P.C. et al. Avaliação de risco ecológico: conceitos básicos, metodologia e estudo de caso. Série Estudos e Documentos – Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 126p. 2011. Disponível em: <http://www.cetem.gov.br/biblioteca@cetem.gov.br> <http://www.cetem.gov.br/series>. Acesso em: 28/03/2012.

ROLAND, H.E.; MORIARTY, B. **System Safety Engineering and Management**. New York: Willy-interscience Publication, 365 p., 1990.

RÖMBKE, J.; KNACKER T.; TEICHMANN, H. 2001. **Ecotoxicological evaluation of pharmaceuticals**. In: Kümmerer K (ed) Pharmaceuticals in the environment. Springer Verlag, Germany, pp. 123-141.

ROSA, E.A. et al. Risk as Challenge to Cross-Cultural Dialogue. In: 32th Congress, “Dialogue Between Cultures and Changes in Europe and the World”. International Institute of Sociology, 1995.

ROWE, W.D. Understanding uncertainty. Risk Analysis. 14 (5): 743-50, 1994.

SALE, P. F. (1999). Recruitment in Space and Time. *Nature* 397, 25-26.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo, Oficina de Textos, 2006.

SAZIMA, I. et al. Fishes associated with spinner dolphins at Fernando de Noronha Archipelago, tropical Western Atlantic: an update and overview. *Neotropical Ichthyology*, vol.4, no. 4., 2006.

SETAC. SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY. **Ecological risk assessment**. Pensacola. 4p. SETAC TIP, 2004.

SETAC. SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY. **Sound science technical issue paper**. Pensacola, FL.,1999. 4 p. SETAC TIP. Disponível em: <<http://www.setac.org/sites/default/files/SETAC%20TIP3.pdf>>. Acesso em: 18/06/2012.

SHAFFER, M. Minimum populations sizes for species conservation. *Bioscience*, v.31, p.131-134, 1981.

SHAFFER, M. Minimum viable populations: coping with uncertainty. SOULÉ, M.E. **Viable populations for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. p.69-86.

SHIGENAKA, G., YENDER, R. A., MEARNNS, A. and HUNTER, C. L. (2010). Oil Spills in Coral Reef: Planning and Response Considerations: U.S. Department of Commerce.

SILVA, J.S.; SOUZA, P.L. Avaliação de Impacto Ambiental e Capacidade de Suporte do Porto e Embarcações em Fernando de Noronha. 48^o Congresso SOBER – Sociedade Brasileira de Economia Administração e Sociologia Rural, 2010.

SOULÉ, M.E.; WILCOX, B.A. **Conservation Biology, an evolutionaryecological perspective**. Massachus: Sinauer Association, 1986.

SOULÉ, M.E. **Conservation Biology, the science of scarcity and diversity**. Massachus: Sinauer Association, 1986.

SOULÉ, M.E. **Viable populations for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. 187p

SOLOMON, K. R.; TAKACS, P. Probabilistic risk assessment using species sensitivity distributions. In: POSTHUMA L.; SUTER II, G. W.; TRAAS, T. P. (Ed.). **Species sensitivity distributions in ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis Publishers. 616 p., 2002.

SOUZA, José Francisco Almeida de et al . Uma revisão sobre a turbulência e sua modelagem. **Rev. Bras. Geof.**, São Paulo, v. 29, n. 1, Mar. 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102261X2011000100002&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 20/11/2012.

SPEER, P. E.; FILADELFO, R. J. Ecological risk assessment in CERCLA: evidence from DON's installation restoration program. **Federal Facilities Environmental Journal**, Hoboken, N. J, v. 7, n. 3, p. 7-21, 1996.

SUTER, G. W. **Ecological risk assessment**. 2 ed., Taylor & Francis Group, CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 2007.

SUTER II, G. W. Environmental risk assessment/Environmental hazard assessment: similarities and differences. In: LANDIS, W.G.; VAN DER SCHALIE, W.H. (Ed.). **Aquatic toxicology and risk assessment**. Philadelphia: American Society for Testing and Materials, v. 13, p. 5-15. ASTM STP 1096, 1990.

SUTER II, G. W. **Ecological risk assessment**. 2nd ed. Boca Raton, Fl.: CRC Press. 643 p., 2007.

TALEB, N. N. **The Black Swan. The Impact of the Highly Improbable**. 2007.

TARAZONA, J. V.; VEGA, M. M. Hazard and risk assessment of chemicals for terrestrial ecosystems. **Toxicology**, Shannon, County Clare, v. 181-182, p. 187-191, 2002.

THEYS, J. La société vulnérable. In: Fabiani J-L, Theys J, eds. La société vulnérable – évaluer et maîtriser les risques. Paris: Presses de l'École Normale Supérieure, pp. 3-5, 1987.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Guidelines for exposure assessment. Washington, D.C: Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/Z-92/001, 1992.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Guidance for Superfund. V.I: Human Health Evaluation Manual, 1989a.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume II: Environmental evaluation manual – EPA 540-1-89-001, 1989b.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Proposed Guidelines for Ecological Risk Assessment – EPA/630/R-95/002B, 1996.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Report of the workshop on selecting input distributions for probabilistic assessments. EPA/630/R-98/004, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1999.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Guidance for assessment contaminant data for use in fish advisories. Washington DC, 2000, v.2, 2000.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Risk assessment guidance for superfund (RAGS): Volume III - Part A. Process for conducting probabilistic risk assessment. US Environmental Protection Agency. Washington, DC, 2001.

VAN STRAALLEN, N. M. Theory of ecological risk assessment based on species sensitivity distributions. In: POSTHUMA, L.; TRAAS, T. P.; SUTER II, G. W. (Ed.). **Species**

sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton: Lewis, 2002. Disponível em: <http://www.environetbase.com/books/707/11578_pdf_toc.pdf>. Acesso em: 18/06/2012.

VEIGA, L.F. **Avaliação de Risco Ecológico dos Descartes da Atividade de Perfuração de Poços de óleo e Gás em Ambientes Marinhos**. 2010. Tese de doutorado – UFRJ/COPPE/Programa de Engenharia Civil.

VERDONCK, F. **Geo - referenced Probabilistic Ecological Risk Assessment**. 2003. 201 f.. Thesis (Doctor in Applied Biological Sciences: Environmental Technology)- Gent University, 2003.

VIEIRA, V.P.B. Risk assessment in the evaluation of water resources projects [tese]. Colorado: Colorado State University; 1978. Disponível em: <<http://catalog.library.colostate>>. Acesso em: 10/06/2012.

VOSE, D. Risk analysis: a quantitative guide 3rd ed. Wiley, 2008.

WENTSEL, R. A framework for population –level ecological risk assessment. In: BARNTHOUSE, L. W.; MUNNS JUNIOR, W.R.; SORENSEN, M.T. (Ed.). **Population-level ecological risk assessment**. Pensacola, FL: Taylor & Francis. p.211-238, 2008.

WILSON, L. e MCCUTCHEON, D. Industrial Safety e Risk Management. Alberta. The University of Alberta Press, 2003.