



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA NAVAL E OCEÂNICA

CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA NAVAL E OCEÂNICA

PAULO GABRIEL SANTOS CAMPOS DE SIQUEIRA

**METODOLOGIA PARA ANÁLISE QUANTITATIVA DE RISCOS  
ECOLÓGICOS E MICROBIANOS: Teoria e Aplicações em Vazamentos de  
Petróleo no Mar.**

RECIFE

Dezembro de 2019

PAULO GABRIEL SANTOS CAMPOS DE SIQUEIRA

**METODOLOGIA PARA ANÁLISE QUANTITATIVA DE RISCOS  
ECOLÓGICOS E MICROBIANOS: Teoria e Aplicações em Vazamentos de  
Petróleo no Mar**

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado ao curso de graduação em  
Engenharia Naval e Oceânica da  
Universidade Federal de Pernambuco,  
em Recife/PE, como requisito parcial  
para a obtenção do título de  
Engenheiro Naval.

Orientador: Heitor de Oliveira Duarte

RECIFE

Dezembro de 2019

PAULO GABRIEL SANTOS CAMPOS DE SIQUEIRA

**METODOLOGIA PARA ANÁLISE QUANTITATIVA DE RISCOS  
ECOLÓGICOS E MICROBIANOS: Teoria e Aplicações em Vazamentos de  
Petróleo no mar.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Naval e Oceânica.

Data de Aprovação: Recife – PE, \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Heitor de Oliveira Duarte, DSc.

(Orientador – UFPE – Departamento de Engenharia Mecânica)

---

José Claudino de Lira Júnior, DSc.

(Examinador interno – UFPE – Departamento de Engenharia Mecânica)

---

July Bias Macêdo, MSc.

(Examinador externo – UFPE – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de  
Produção)

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus.

Agradeço aos meus pais, Paulo e Mara, por tanto se esforçarem em me proporcionarem boas condições e pelo apoio incondicional.

Ao meu orientador, Professor Doutor Heitor de Oliveira Duarte, pela amizade, disponibilidade, competência, paciência, confiança e ensinamentos valiosos.

À Maria Laura, pela amizade de sempre, e aos amigos que fiz durante a graduação, e que, sem eles, a conclusão do curso teria sido muito mais difícil: Beatriz, Adel, Maria Luísa, Thamis, Airton, Gabriel e Nickollas.

Aos verdadeiros professores do Curso de Engenharia Naval da UFPE, por tanto se esforçarem em formar bons engenheiros.

À Alexandre Calumbi, aluno da graduação em Engenharia Naval por ter disponibilizado os resultados de suas pesquisas no estudo de caso sobre as tartarugas marinhas.

Agradeço aos pesquisadores que colaboraram com o trabalho: Márcio José das Chagas Moura e Enrique López Droguett, (Departamento de Engenharia de Produção da UFPE), Moacyr Cunha de Araújo Filho e Marcus André Silva (Departamento de Oceanografia da UFPE), Fernanda Maria Duarte do Amaral (Departamento de Biologia da UFRPE). Agradeço também à ONG Ecoassociados, pela confiança em fornecer os dados referentes às tartarugas marinhas.

Agradeço à FACEPE, pelo apoio financeiro durante o tempo de Iniciação Científica.

*“Throw away the lights, the definitions,*

*And say of what you see in the dark”*

*Wallace Stevens*

## RESUMO

O ambiente é um sistema complexo onde humanos, materiais (e.g., poluentes), e condições ecológicas (e.g., plantas, animais e micróbios) interagem entre si. O impacto humano causa danos significantes ao ambiente (e.g., vazamentos de petróleo que poluem ecossistemas costeiros) ou danos que podem se voltar aos próprios seres humanos, ao favorecer o crescimento de espécies indesejadas (e.g., baixo saneamento aumenta populações microbianas que apresentam o risco de infectar um grande número de seres humanos). Portanto, este trabalho apresenta uma metodologia flexível, capaz de quantificar riscos ecológicos (i.e., a probabilidade de efeitos adversos ao ecossistema devido à exposição a estressores, tais como produtos químicos, pesca etc.), e riscos microbianos (i.e., a probabilidade de efeitos negativos em humanos devido à exposição a patógenos microbianos). O método utiliza de modelagem populacional para simular futuras mudanças na abundância da espécie-chave, ou biondicador (e.g., peixes, corais, garças, parasitas), em vários cenários que incluem o impacto de humanos, clima adverso e gerenciamento de riscos. Finalmente, o risco é calculado como a probabilidade de quase-extinção ou quase-explosão do bioindicador ao longo do tempo, e então é categorizado de modo que os riscos possam ser melhor comunicados para os responsáveis pela tomada de decisão. Para ilustrar o método, serão apresentados três diferentes casos reais no Brasil.

Palavras-chave: Análise quantitativa de risco; riscos ecológicos; riscos microbianos; riscos ambientais; modelagem populacional; incerteza

## ABSTRACT

The environment is a complex system where human, materials (e.g., pollutants, medical), and ecological (e.g., plants, animals, microbes) and meteorological conditions interact over each other. The human impact potentially causes significant damage to either the ecological environment (e.g., potential oil spills pollute coastal ecosystems) or turn against the human itself by favoring the growth of unwanted species (e.g., poor sanitation increases microbial populations that cause risk of an excessive proportion of sick humans). In this context, we present a flexible method for quantifying either ecological risks (i.e., likelihood of adverse effects on the ecosystem due to exposure to stressors such as chemical, fishing, etc.) or microbial risks (i.e., chance of negative effects in humans due to exposure to microbial pathogens). The method uses population modelling to simulate future changes in the abundance of key-species (e.g., fish, corals, sharks, parasites), under conditional scenarios considering the influence of human impact, weather and risk management. Finally, risk is calculated in terms of probability of quasi-extinction or quasi-explosion of key-species populations over time, and then is categorized for better risk communication to decision-makers. We illustrate the use of the method in three different real cases in Brazil.

**Keywords:** Quantitative risk assessment, ecological risk, microbial risk, environmental risk, population modelling, uncertainty.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Hierarquia dos objetivos de análise ecológicos (Adaptado de Pastorok et al., 2002) .....	20
Figura 2. A bow tie representa a relação entre perigos, ameaças, controles, evento principal, medidas de recuperação e consequências (Adaptado de LGL, 2009).....	28
Figura 3. Ideia básica de um modelo populacional sem exposição à produtos químicos (Adaptado de Duarte, 2011). .....	35
Figura 4. Ideia básica de um modelo populacional com exposição à produtos químicos (Adaptado de Duarte, 2011). .....	36
Figura 5. Avaliação de objetivos da modelagem baseados na relevância ecológica e tratabilidade (PASTOROK; BEHUM; PREZIOSI, 2010).....	38
Figura 6. Passos do AQRE e AQRM. (Adaptado de: Duarte, 2011).....	52
Figura 7. Rota mais perigosa (Recife (REC)-Cabo Nouadhibou (CN), ida e volta) e metapopulação da espécie chave de coral do recife, na Baía de Sueste, escolhida como bioindicador da saúde do ecossistema de Fernando de Noronha (DUARTE; DROGUETT, 2015). .....	62
Figura 8. Categorias de Risco para Riscos Acumulados (soma dos riscos dos três cenários), SCN-3 (colisão de ultrapassagem), SCN-2 (colisão frontal), SCN-1 (fogo/explosão) e SCN-0 (população não perturbada) (Elaborada pelo Autor, 2019). ..	65
Figura 9. Dispersão da pluma de petróleo 19h após um vazamento na localização 3a na pior condição meteorológica (estação de inverno e maré de primavera) (DUARTE et al., 2013) .....	67
Figura 10. Diagrama conceitual que representa uma replicação dentre 10000 para simulação estocástica do impacto de potenciais acidentes marítimos no transporte de óleo no Porto de Suape. $Mk(t)$ é a mortalidade causada pelo cenário acidental (CA) aleatoriamente selecionado $k$ , $T$ é o passo no tempo na qual $k$ ocorre, $Ck$ é a concentração de óleo a qual a população de peixe é exposta para um CA $k$ , $N(t)$ é a abundância populacional em um tempo $t$ , $R(t)$ é a taxa de crescimento populacional em um tempo $t$ , $Fi(y - 1)$ é a frequência por ano $y$ da ocorrência de cada cenário $i$ . .....	71
Figura 11. Categorização de risco para Riscos Acumulados (soma do risco de todos os cenários), cenário de vazamento na local 3a (SCN-3a), local 2a (SCN-2a) e local 1a	



(SCN-1a). SCN-1a e SCN-2a estão superpostos. Riscos Acumulados e SCN-3a estão superpostos (Elaborado pelo autor, 2019).....	72
Figura 12. Estágios de vida da tartaruga-de-pente .....	76
Figura 13. Validação do modelo das tartarugas-de-pente .....	78
Figura 14. Tempo de Meia Perda para cada SCN. ....	79

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Similaridades e Diferenças entre AQRE e AQRM (DUARTE, 2016).....	14
Tabela 2. CAs, os seus parâmetros e resultados de risco para a metapopulação de <i>S. Stellata</i> . O parâmetro $F_j(t)$ é a frequência por ano de cada SCN $j$ ; $M_j$ é a taxa de mortalidade de todas as colônias em cada SCN $j$ . Valores com um símbolo de + ou de - indicam que estão sendo comparados ao SCN-0 (DUARTE; DROGUETT, 2015). ....	64
Tabela 3 Cenários Acidentais e suas possíveis PCs (DUARTE et al., 2013) .....	67
Tabela 4. Proporção da exposição de cada estágio ao óleo.....	74
Tabela 5. Resumo estatístico da população da tartaruga-de-pente fêmea adulta. ....	78
Tabela 6 Identificação e Consolidação de cenários; Tempo de quase-extinção de fêmeas adultas em cada cenário.....	79

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	13
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	17
<b>3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	19
3.1 CONCEITOS BÁSICOS DE ECOLOGIA.....	19
<b>3.1.1 Ecotoxicologia</b> .....	21
<b>3.1.2 Dinâmica populacional</b> .....	22
3.2 RISCO, PERIGO, AMEAÇA, MEDIDAS DE CONTROLE, MEDIAS DE RECUPERAÇÃO, CONSEQUÊNCIAS E CENÁRIOS ACIDENTAIS .....	26
3.3 ANÁLISE QUANTITATIVA DE RISCO .....	28
3.4 ANÁLISE QUANTITATIVA DE RISCO ECOLÓGICO .....	30
3.5 MODELAGEM ECOLÓGICA NA ANÁLISE DE RISCO .....	33
<b>3.5.1 Estrutura por estágio e classes etárias</b> .....	39
<b>3.5.2 Dependência da densidade</b> .....	41
<b>3.5.3 Estocasticidade</b> .....	43
<b>3.5.4 Formas de expressar estimativas de risco</b> .....	45
<b>3.5.5 Avaliando impactos de risco em cada cenário acidental</b> .....	47
<b>3.5.6 Acumulando riscos de todos os cenários acidentais</b> .....	49
<b>4 METODOLOGIA</b> .....	51
4.1 ETAPA 1: CARACTERIZAÇÃO DO PROBLEMA.....	53
4.2 ETAPA 2: IDENTIFICAÇÃO E CONSOLIDAÇÃO DE SCNs.....	53
4.3 ETAPA 3: AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO.....	53
4.4 ETAPA 4: ESTIMATIVA DE FREQUÊNCIA .....	55
4.5 ETAPA 5: MODELAGEM DA POPULAÇÃO .....	56
4.6 ETAPA 6: QUANTIFICAÇÃO E CATEGORIZAÇÃO DE RISCOS .....	57
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	60
5.1 ESTUDO DE CASO 1: ECORISCOS PARA UM ECOSISTEMA COSTEIRO COMO RESULTADO DE POTENCIAIS ACIDENTES MARÍTIMOS NA NAVEGAÇÃO COSTEIRA DE PETROLEIROS NAS PROXIMIDADES DE UMA ÁREA AMBIENTAL PROTEGIDA.....	60

5.1.1	Caracterização do Problema .....	60
5.1.2	Identificação de perigos e consolidação de SCNs .....	60
5.1.3	Avaliação da Exposição.....	62
5.1.4	Estimativas de frequências .....	62
5.1.5	Modelagem da população .....	63
5.1.6	Quantificação e categorização de riscos .....	63
5.2	ESTUDO DE CASO 2: ECORISCOS PARA UM ECOSSISTEMA COSTEIRO, COMO RESULTADO DE POTENCIAIS ACIDENTES MARÍTIMOS NO TRANSPORTE DE PETRÓLEO PARA UM PORTO.....	66
5.2.1	Caracterização do problema.....	66
5.2.2	Identificação de perigos e consolidação de SCNs .....	66
5.2.3	Avaliação da exposição .....	68
5.2.4	Estimativas de frequência.....	68
5.2.5	Modelagem da população .....	68
5.2.6	Quantificação e categorização de riscos .....	69
5.3	ESTUDO DE CASO 3: ANÁLISE PRELIMINAR DE RISCO ECOLÓGICO QUANTITATIVO DE UM RECENTE DERRAMAMENTO DE ÓLEO NA ÁREA COSTEIRA DO NORDESTE DO BRASIL: FOCO NAS PRAIAS DE PORTO DE GALINHAS.....	72
5.3.1	Caracterização do problema.....	72
5.3.2	Identificação de perigos e consolidação de SCNs .....	73
5.3.3	Avaliação da Exposição.....	74
5.3.4	Estimativas de frequência.....	74
5.3.5	Modelagem da população .....	75
5.3.6	Quantificação e categorização de riscos .....	78
6	CONCLUSÕES.....	82
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	84

## 1. INTRODUÇÃO

Tanto a Análise Quantitativa de Riscos Ecológicos (AQRE) como a Análise Quantitativa de Riscos Microbianos (AQRM) vem sendo consideradas em programas administrados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e por agências ambientais no Canadá, Europa, Nova Zelândia e Austrália (EPA, 1992a, 1992b, 1998; HAAS; ROSE; GERBA, 1999; SUTER, 1993, 2017). Ambos podem ser baseados em modelos matemáticos que são capazes fornecer resultados quantitativos de risco. Essas abordagens são geralmente por meio de modelos populacionais (i.e., eles simulam a dinâmica populacional de uma única espécie pré-determinada).

A principal diferença entre AQRE e AQRM é a seguinte: Para AQRE O modelo populacional normalmente representa a população de uma planta ou animal (e.g., corais, peixes) que os humanos desejam proteger para reduzir riscos à saúde de um ecossistema. Para o AQRM, pretende-se modelar uma população de um microrganismo patogênico, que deve ser extinto ou controlado (e.g., bactérias, vírus, helmintos), a fim de reduzir riscos para a saúde pública. Assim, o AQRE e o AQRM requerem o desenvolvimento de uma metodologia suficientemente flexível para aplicação nos dois processos e leva em consideração suas características distintas. A Tabela 1 apresenta as semelhanças e diferenças entre AQRE e AQRM (Duarte 2016).

A razão para escolher uma população local ou metapopulação como um indicador na avaliação de risco, em vez de escolher indicadores de alto nível (multiespécies, modelos de ecossistema ou paisagem) é que, além de fornecer os objetivos da análise (e.g., como abundância populacional ao longo do tempo) ecologicamente relevantes, os modelos (meta) populacionais são muito mais tratáveis do que os modelos de nível superior, ou seja, a parametrização e simulação de cenários variados é mais simples e rápido. Para várias outras vantagens do uso de modelos populacionais em essas avaliações, consulte a referência (FORBES et al., 2010). Essa metodologia deriva da necessidade de se ter um procedimento sistemático para avaliar os riscos ecológicos quantitativos (doravante referidos como ecoriscos) de eventos infrequentes (EIs), como derramamentos de óleo que nunca ocorreram no local específico em avaliação (Duarte et al. 2013). Após uma revisão cuidadosa da literatura sobre métodos para AQRE (CALABRESE; BALDWIN, 1993; EPA, 1998; FORBES et al., 2010; HARWELL et al.,

2010; HATTEMER-FREY; QUINLAN; KRIEGER, 1995; PASTOROK; BARTELL; FERSON, 2002; SUTER, 2017), percebeu-se que, diferentemente da avaliação quantitativa de riscos humanos de acidentes industriais (CPR18E 2005), não havia um processo formal para contabilizar os EIs em um AQRE. Por isso, decidiu-se examinar como a metodologia poderia ser fortalecida e aprimorada aplicando-o a outros problemas ambientais (DUARTE; DROGUETT, 2016; DUARTE; DROGUETT; MOURA, 2018), incluindo questões de saúde pública (DUARTE et al., 2014b). Isso levou à percepção de que não havia procedimento para contabilizar os EIs em um AQRM (e.g., meses extremamente chuvosos). Por esse motivo, a conhecida diretriz AQRM proposta por Haas, Rose e Gerba (HAAS; ROSE; GERBA, 1999) não puderam ser usadas nesse caso de AQRM para esquistossomose (e.g., uma doença causada por platelmintos que é possivelmente o problema de saúde pública mais difundido no mundo (ZHANG et al., 2010)), que era muito dependente da probabilidade de haver chuva.

Tabela 1. Similaridades e Diferenças entre AQRE e AQRM (DUARTE, 2016).

<b>Similaridades</b>	<b>AQRE</b>	<b>AQR</b>
Objetivos	Prever riscos relativos para cenários futuros e / ou avaliar a eficácia de ações de gerenciamento alternativas.	Prever riscos relativos para cenários futuros e / ou avaliar a eficácia de ações de gerenciamento alternativas.
Metodologia	Proposta neste trabalho	Proposta neste trabalho
Principais resultados fornecidos pela metodologia	Função densidade de probabilidade (FDP) para o tempo necessário para uma população diminuir para menos da metade do seu tamanho inicial	Função densidade de probabilidade (FDP) para o tempo necessário para uma população aumentar para mais do dobro seu tamanho inicial
Frequência de exposição ao estressor	Eventos frequentes (e.g., poluição crônica) e não frequentes (e.g., acidentes industriais, mais difíceis de estimar)	Eventos frequentes (e.g., clima chuvoso) e eventos não frequentes (e.g., mudanças climáticas, mais difíceis de estimar)
<b>Diferenças</b>	<b>AQRE</b>	<b>AQRM</b>

Consequências indesejáveis	Diminuição, extinção ou quase extinção de uma população de plantas / animais.	Aumento, explosão ou quase explosão da população do patógeno
Aplicações	Licenciamento de novas atividades industriais, conservação de espécies ameaçadas e áreas protegidas ambientais, programas reguladores de pesticidas, controle de espécies evasivas, programas de gerenciamento de riscos para evitar derramamentos de petróleo e gás no oceano, recuperação de áreas contaminadas, etc.	Licenciamento e requisitos para empresas de água e alimentos, projetos urbanos de água, projetos de saneamento urbano, planos de tratamento de doenças, uso seguro de águas recreativas (lagos, rios ou praias), definição de nível de desinfecção para descarte de esgoto, etc.
Estressor	Tipicamente produtos químicos	Patógenos microbianos
Dinâmica do estressor	Sofre transformação, mas não se multiplica.	Crescimento, reprodução e morte
<i>Fate and transport</i> do estressor	Modelo físico-químico (Figura 7)	Modelo ecológico com dinâmica espacial incluída (migração)
Adaptação	Produtos químicos não evoluem geneticamente	Patógenos podem se adaptar às medidas de controle

Além disso, inversamente a todas as outras abordagens, este trabalho considera que, tanto AQREs como AQRM são muito semelhantes e podem ser tratados com uma única metodologia. De fato, AQRE é o processo formal de estimativa da probabilidade de (curto ou longo prazo) efeitos adversos ao ecossistema devido à exposição a um ou mais estressores (geralmente produtos químicos). Da mesma forma que o AQRE, o AQRM visa estimar a probabilidade de efeitos adversos a curto ou longo prazo em humanos para um cenário de exposição a um ou mais patógenos microbianos (e.g., bactérias, vírus, helmintos).

Isso apresenta uma nova metodologia/diretriz para AQRE e AQRM, incluindo a proposição de categorias de risco, de modo a comunicar graus de risco melhor para os

tomadores de decisão. Pode ser utilizado por órgãos ambientais, investigadores e consultores como uma importante ferramenta de tomada de decisão para a gestão de problemas ambientais e/ou de saúde pública a nível local. Este trabalho centra-se na avaliação quantitativa dos riscos, que constitui uma base objetiva para a tomada de decisões em gestão ambiental e de risco. Essa pesquisa é baseada em modelos e os modelos desenvolvidos são estocásticos e, portanto, incertezas e variabilidade nos parâmetros são consideradas. Em seguida, os resultados são dados em termos de probabilidade, consequências indesejáveis e tempo, o que é útil para especialistas. Por fim, as medidas de risco probabilísticas são transferidas para categorias de risco, o que é útil ao comunicar a natureza e o grau de riscos às partes interessadas (e.g., autoridades públicas, políticos, gestores e sociedade) que são menos familiares com medidas probabilísticas.



## 2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é o de ilustrar a aplicação de uma metodologia para Análise Quantitativa de Riscos Ecológicos (AQRE) e Microbianos (AQRM) em casos de vazamento de petróleo no mar. Para atingir este objetivo geral, têm-se os seguintes objetivos específicos:

1. Delimitar o problema a ser estudado, i.e., o vazamento de petróleo escolher as espécies bioindicadoras do ecossistema;
2. Identificar os possíveis cenários em que pode ocorrer o vazamento de petróleo (e.g., acidente envolvendo navio petroleiro);
3. Avaliar a exposição a produtos químicos tóxicos (e.g., hidrocarbonetos) e sua consequência no ecossistema (e.g., mortalidade de espécies nativas), como forma de descrever o dano ecológico do vazamento;
4. Estimar a frequência dos cenários em que ocorrem acidentes com vazamento, por meio de dados históricos ou análise de confiabilidade;
5. Fazer um modelo matemático da população da espécie bioindicadora escolhida, de modo a poder incluir os impactos dos cenários acidentais;
6. Simular os cenários acidentais e obter resultados em termos de riscos (e.g., risco de extinção da espécie) e categorizá-los para melhor comunicação a todas as partes interessadas (e.g., população, governantes)

A metodologia é flexível para aplicação em todos os sistemas, onde humanos, produtos químicos (e.g., poluentes, medicamentos, pesticidas), ambiente físico (e.g., solo, oceano, rio, lago, atmosfera) e ambiente biológico (e.g., plantas, animais, micróbios) interagir uns com os outros. Os casos de AQRE e AQRM em que foram utilizadas a metodologia são os seguintes:

- Ecoriscos para um ecossistema costeiro, como resultado de potenciais acidentes marítimos no transporte de petróleo para um porto (BRASIL, 2017) (DUARTE et al., 2013).
- Riscos microbianos de esquistossomose para populações como resultado de saneamento ruim (DUARTE et al., 2014b).
- Ecoriscos para um ecossistema costeiro como resultado de potenciais acidentes marítimos na navegação costeira de petroleiros nas

proximidades de uma área ambiental protegida. (DUARTE; DROGUETT, 2015).

- Ecoriscos para as populações de tubarões em resultado da pesca industrial do atum (DUARTE; DROGUETT; MOURA, 2018).
- Análise preliminar de risco ecológico quantitativo de um recente derramamento de óleo na Área Costeira do Nordeste do Brasil: foco nas praias de Porto de Galinhas usando a população de tartarugas-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) como indicador (OLIVEIRA et al., 2019).
- Quantificando o risco de garças-vaqueiras (*Bubulcus ibis*) para a aviação em Fernando de Noronha, Brasil: uma avaliação preliminar (SIQUEIRA et al., 2019)

Como o foco do presente trabalho são os riscos ecológicos devido à vazamento de petróleo, os casos do tubarão, esquistossomose e garça não serão apresentados. Os estudos de caso serão apresentados para ilustrar a metodologia são os que seguem:

- Estudo de Caso 1: Ecoriscos para um ecossistema costeiro como resultado de potenciais acidentes marítimos na navegação costeira de petroleiros nas proximidades de uma área ambiental protegida. (DUARTE; DROGUETT, 2015)
- Estudo de Caso 2: Ecoriscos para um ecossistema costeiro, como resultado de potenciais acidentes marítimos no transporte de petróleo para um porto (DUARTE et al., 2013).
- Estudo de Caso 3: Análise preliminar de risco ecológico quantitativo de um recente derramamento de óleo na Área Costeira do Nordeste do Brasil: foco nas praias de Porto de Galinhas usando a população de tartarugas-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) como indicador. Este trabalho será apresentado aqui pela primeira vez.

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 CONCEITOS BÁSICOS DE ECOLOGIA

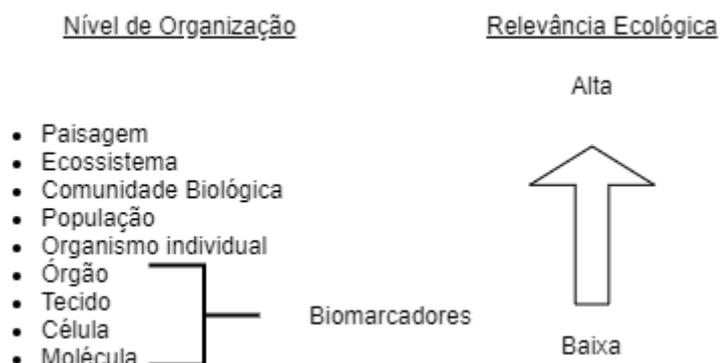
Ecologia é a ciência que estuda as relações dos seres vivos entre si e com o ambiente em que vivem, bem como suas influências recíprocas, incluindo a aspectos humanos que afetam e interagem com os sistemas naturais do planeta (ODUM; BARRET, 2005).

Para os propósitos deste trabalho, é importante esclarecer as definições de meio ambiente e meio ambiente ecológico. De acordo com a EPA, o ambiente é “a soma de todas as condições externas que afetam a vida, o desenvolvimento e a sobrevivência de um organismo” (EPA, 2011). Portanto, o ambiente abrange seres humanos, materiais físicos e o ambiente ecológico em si (ou seja, plantas e animais selvagens).

Como afirmado anteriormente, a ecologia estuda as relações dos organismos vivos entre si e para com o ambiente. O mundo biológico é muito complexo, por isso foi dividido em níveis biológicos de hierarquia, como mostra a Figura 1. A ecologia estuda apenas a partir do nível de organismos individuais para níveis mais altos. A EPA fornece definições para estes (EPA, 2011):

- Organismo refere-se a "qualquer forma de vida animal ou vegetal".
- População refere-se a “um grupo de organismos inter-reprodutores que ocupam um determinado espaço”. Cada população tem suas próprias características, como abundância, taxa de natalidade (fecundidade), taxa de mortalidade (mortalidade), distribuição etária, dispersão, taxa de crescimento.
- Comunidade refere-se a “um conjunto de populações de diferentes espécies dentro de um local especificado no espaço e no tempo. Às vezes, um subgrupo particular pode ser especificado, como a comunidade de peixes em um lago ou a comunidade de artrópodes em uma floresta”.
- Ecossistema refere-se ao “sistema de interação de uma comunidade biológica e seu ambiente não-vivo”.
- E paisagem refere-se às “características, padrões e estrutura de uma área geográfica, incluindo sua composição biológica, seu ambiente físico, e seus padrões antropogênicos ou sociais. Uma área onde os ecossistemas em interação são agrupados e repetidos de forma semelhante”.

Figura 1. Hierarquia dos objetivos de análise ecológicos (Adaptado de Pastorok et al., 2002)



Os habitats usados pela maioria das espécies em torno de locais industriais estão se tornando cada vez mais fragmentado pelas atividades humanas e, conseqüentemente, várias populações distintas de mesmas espécies vivem espacialmente separadas, apesar de interagirem em algum nível (e.g., troca de indivíduos). De fato, existem relativamente poucos casos em que toda a população reside dentro de uma mesma área. Portanto, a maioria das espécies está distribuída pelo espaço como uma grande população de subpopulações conectadas, ou seja, como uma metapopulação. Segundo Pastorok *et al.*, “Um metapopulação é um conjunto de populações da mesma espécie na mesma área geográfica geral com potencial de migração entre eles”.

No que diz respeito a níveis inferiores aos organismos individuais, ou seja, órgão, tecido, célula e molécula, eles podem ser biomarcadores. São medidas de fluidos corporais, células, tecidos ou medidas tomadas em todo o organismo, que indicam (em termos bioquímicos, celulares, fisiológicos, compartimentais ou energéticos) a presença de contaminantes ou a magnitude da resposta do organismo alvo (LIVINGSTONE, 1993). Ainda assim, o Instituto Nacional de Ciências da Saúde Ambiental (NIEHS) afirma que “os biomarcadores desempenham um papel importante na compreender as relações entre a exposição a produtos químicos ambientais, a desenvolvimento de doenças humanas crônicas e a identificação de subgrupos que estão em aumento do risco de doença” (NIEHS, [s.d.]).

Todas essas explicações se complementam e ajudam a entender que o ERA pode ser conduzido em todos os níveis dentro da hierarquia biológica (incluindo biomarcadores). No entanto, a metodologia apresentada neste trabalho concentra-se nos riscos em nível de população e metapopulação, i.e., o potencial de efeitos adversos em

(meta) populações. Os leitores são encaminhados para a referência (PASTOROK et al., 2002) para modelos potencialmente úteis para a avaliação de riscos em níveis mais altos e para uma série de quatro trabalhos, encomendados pela European Science Foundation (DEPLEDGE; FOSSI, 1994; ERNST; PETERSON, 1994; PEAKALL, 1994; PEAKALL; WALKER, 1994) para o uso de biomarcadores na ARE.

### 3.1.1 Ecotoxicologia

O termo ecotoxicologia foi proposto em 1969 pelo toxicologista René Truhaut durante uma reunião do Comitê do Conselho Internacional de Uniões Científicas, em Estocolmo. Segundo Truhaut, ecotoxicologia é definida como "o ramo da toxicologia relacionado à o estudo de efeitos tóxicos, causados por poluentes naturais ou sintéticos, aos constituintes da ecossistemas animais (inclusive humanos), vegetais e microbianos, em um contexto integral" (TRUHAUT, 1977).

Na década de 1960, com base nos resultados dos testes de toxicidade aguda, a Lei da Qualidade da Água – EUA estabeleceu os primeiros padrões de qualidade da água para proteger a vida aquática. No mesmo período, foram desenvolvidas pesquisas com foco na seleção de informações sensíveis e representativas. organismos do ambiente aquático e no cultivo de organismos em laboratório. Na mesma década, foi publicado o livro *Silent Spring*, escrito por Rachel Carson. Foi amplamente lido e começou a difundir ao público as preocupações sobre pesticidas e poluição ambiental. No livro, ela chama a atenção para os danos e mortes não apenas de animais e pássaros, mas também de humanos causados pelo uso descontrolado e não examinado de pesticidas.

Ao longo da década de 1970, alguns pesquisadores americanos notaram que os limites estabelecidos para muitos agentes tóxicos separadamente não poderiam preservar, efetivamente, a qualidade da água necessária para manter a vida aquática. Com isso em mente, a toxicologia aquática teve um rápido desenvolvimento devido ao conhecimento da toxicidade de efluentes líquidos e das interações entre agentes tóxicos em efluentes e seus efeitos na biota aquática. Além disso, foram desenvolvidos sistemas sofisticados para realizar testes de toxicidade aguda e crônica, utilizando ovos e larvas de peixes para avaliar a efeitos tóxicos de substâncias químicas nas diferentes fases da vida dos organismos (ZAGATTO, 2008).

Durante as décadas de 1980 e 1990, estudos de validação de testes de toxicidade laboratorial e os resultados das coletas dados aquáticos em campo mostraram a

importância de selecionar espécies representativas para avaliar efeitos tóxicos em um ecossistema. Posteriormente, a implementação de testes de ecotoxicologia foi intensificada para o estabelecimento de padrões de qualidade da água (ZAGATTO, 2008).

Atualmente, a ecotoxicologia desempenha um papel importante na ARE, pois fornece base de conhecimento sobre efeitos tóxicos em organismos individuais causados pela exposição a produtos químicos, bem como sobre as espécies representativas em um ecossistema. Conhecimento dos efeitos em nível individual é essencial para prever efeitos em nível superior, como a abundância da população (ou densidade), na riqueza de espécies da comunidade, na produtividade ou na distribuição de organismos. Da mesma forma, uma vez que a avaliação de todas as espécies de um ecossistema exigiria enormes custos e muito tempo, é necessário conhecimento sobre espécies representativas para tornar a avaliação tratável.

### **3.1.2 Dinâmica populacional**

Dinâmica populacional é uma disciplina ecológica que estuda mudanças na abundância da população. Esses estudos são importantes para analisar e entender o que acontece com a população em condições naturais (sem exposição química). Modelos populacionais são usados para prever e simular a dinâmica de uma população. Esta seção apresentará os componentes principais da dinâmica populacional, enquanto a seção 2.5 apresentará uma visão geral da modelagem populacional.

As populações que constituem um ecossistema são sistemas abertos, ou seja, trocam energia e matéria com o ambiente externo. Portanto, qualquer tentativa de descrever e prever uma dinâmica populacional requer conhecimento sobre as interações entre: a) sistema componentes, isto é, organismos que compõem a população; e b) o sistema e o ambiente externo (ODUM; BARRET, 2005). Em vista disso, para caracterizar a dinâmica de uma população é necessário definir sua sobrevivência, mortalidade e fecundidade, bem como migração, forrageamento comportamento e dependência da densidade, quando apropriado.

Em primeiro lugar, sobrevivência significa o número de indivíduos em uma população que está viva após um determinado período de tempo, e a taxa de sobrevivência indica a proporção. Pastorok et. al. (PASTOROK et al., 2002) define a taxa de

sobrevivência específica à idade ( $S_i(t)$ ) como “a proporção de indivíduos presentes em um determinado ano ( $t$ ) em uma determinada idade ( $i$ ) que sobrevive até a próxima idade ( $i + 1$ ) no ano seguinte ( $t + 1$ )”. As taxas de sobrevivência específicas por idade podem ser estimadas pela equação abaixo:

$$S_i(t) = N_{i+1}(t + 1)/N_i(t)$$

Onde:

- $S_i(t)$ : taxa de sobrevivência de indivíduos na idade ( $i$ ) em um tempo ( $t$ )
- $N_{i+1}(t + 1)$ : número de indivíduos na idade ( $i + 1$ ) em um tempo ( $t + 1$ )
- $N_i(t)$ : número de indivíduos na idade ( $i$ ) em um tempo ( $t$ )

Diante disso, mortalidade é o número de indivíduos de uma população que morreu em um determinado período de tempo. A taxa de mortalidade pode ser expressa como  $1 - S_i(t)$ .

Com relação à fecundidade ( $F$ ), por definição, significa “o número de filhos vivos por indivíduo em uma determinada faixa etária que sobreviverá para ser contado na primeira faixa etária” (PAUWELS, 2002). Aliás, o cálculo da fecundidade depende dos dados disponíveis e dois breves exemplos podem esclarecer isso. Por um lado, por exemplo, para animais ovíparos, a fecundidade pode ser estimada pela equação:

$$F = E \times P_h \times P_s$$

Onde:

- $E$ : número de ovos postos por fêmea;
- $P_h$ : probabilidade de eclosão do ovo;
- $P_s$ : probabilidade de o filhote sobreviver até a idade 0;

A probabilidade de eclosão e a probabilidade de filhotes sobreviverem até os 0 anos de idade são valores específicos da espécie, derivada empiricamente, valendo entre 0 e 1. Nesse caso, não é suficiente derivar  $F$  com base no conhecimento apenas sobre o número real de ovos postos, é preciso, além disso, incluir a probabilidade de eclosão e a probabilidade de que os filhotes recém-nascidos sobrevivam até o próximo censo para entrarem na faixa etária 0.

Por outro lado, se dados suficientes estiverem disponíveis, a fecundidade pode ser estimada pela seguinte equação:

$$F_i(t) = \frac{P_i(t) \times N_0(t + 1)}{N_i(t)}$$

Onde:

- $P_i(t)$ : proporção de juvenis na idade 0 que foram produzidos por indivíduos na classe etária  $i$  em um tempo  $t$ ;
- $N_0(t + 1)$ : número de juvenis em um instante  $t + 1$ ;
- $N_i(t)$ : número de indivíduos na classe etária  $i$  em um tempo  $t$ ;

Em um esforço para estimar a sobrevivência e a fecundidade, os dados de campo precisam ser coletados. A determinação das taxas de sobrevivência requer um mínimo de dois censos de campo anuais consecutivos; de fato, os resultados serão mais confiáveis se os dados de três ou mais anos consecutivos forem acessíveis. Além disso, Pauwels sugere que os censos sejam consecutivos para seguir as faixas etárias de um ano para o próximo e estimar as taxas de sobrevivência específicas por idade, mas se os dados para as espécies-alvo forem insuficientes, pode-se extrapolar a informação de espécies semelhantes às espécies-alvo (PAUWELS, 2002).

Vamos agora examinar características relativas ao movimento de uma população, ou seja, migração e comportamento de forrageamento. O termo migração denota o movimento de todo ou parte de uma população de um habitat para outro (AIDLEY, 1981). Aliás, é a principal maneira de interação entre populações dentro de uma metapopulação.

O comportamento de forrageamento consiste em todos os métodos usados por um organismo para adquirir e utilizar fontes de energia e nutrientes. Isso inclui localização, armazenamento, consumo e recuperação de recursos. Além disso, a teoria de forrageamento tenta prever como um animal escolher forragear dentro de seu habitat, considerando o conhecimento da competição, risco de predação, e disponibilidade de recursos (KAREN-KOY, 2007). Quanto maior a área de forrageamento, mais alimentos estarão disponíveis. Por outro lado, o organismo gasta mais energia e assume mais riscos, uma vez que a exposição a predadores em áreas que vão além de seu habitat natural será maior. É importante enfatizar que a área de forrageamento da população deve ser considerada em um AQRE quando a estrutura espacial do ambiente tem efeitos importantes na dinâmica populacional.

Outro processo mecanicista muito importante dentro da dinâmica populacional é a sua regulação através da dependência da densidade: na sobrevivência, mortalidade,



fecundidade e movimento de populações. É o fenômeno da taxa de crescimento populacional que depende da atual densidade populacional (ou abundância). Em outras palavras, de acordo com Akçakaya, a dependência da densidade "é qualquer relação não constante entre a taxa de crescimento populacional e a atual tamanho da população" (AKÇAKAYA; ROOT, 2013).

Como é observado nas populações da vida selvagem, elas geralmente mudam de tamanho, mas flutuam em torno de uma abundância de equilíbrio por longos períodos, a menos que ocorra um distúrbio (e.g., poluição, abate, caça furtiva, catástrofe etc.). Conseqüentemente, é importante incorporar dependência da densidade para descrever uma dinâmica populacional porque leva a população a atingir um estado estacionário (que pode flutuar devido apenas à estocasticidade). A abundância de equilíbrio também é conhecida como capacidade de carga. Em outras palavras, como afirmado por Akçakaya, "a capacidade de carga é o nível de abundância acima do qual a população tende declinar" (AKÇAKAYA; BURGMAN; GINZBURG, 1997).

Existem muitos mecanismos possíveis que produzem dependência da densidade: a fecundidade pode diminuir, a mortalidade pode aumentar com a competição por recursos limitados, as condições podem levar a conflitos sociais ou ao canibalismo. O crescimento populacional também pode ser afetado negativamente, pois o tamanho da população atinge níveis muito baixos. Esse fenômeno, decorrente de efeitos de Allee (ALLEE, 1938, 1949), afasta uma pequena população da capacidade de carga e em direção à extinção.

Geralmente, para aumentar o crescimento populacional, os fatores de dependência da densidade diminuem a mortalidade, aumentam a fecundidade, diminuem a emigração ou aumentam a imigração (dependência da densidade positiva). Por outro lado, para retardar o crescimento populacional, eles aumentam a mortalidade, diminuem a fecundidade, aumentam a emigração ou diminuem a imigração (dependência da densidade negativa). Um breve exemplo pode esclarecer este conceito: por um lado, quando existem muitos organismos que vivem no mesmo espaço e fazem parte da mesma população, os alimentos podem tornar-se menos disponíveis e inicia-se a competição entre os indivíduos. Conseqüentemente, dependência da densidade negativa se manifesta (e.g., mais indivíduos morrendo e emigrando) para que a abundância diminua para uma quantidade em que os alimentos sejam suficientes para todos os indivíduos novamente.

Para concluir, outro componente fundamental de uma dinâmica populacional é a variabilidade em todos os seus componentes. Em outras palavras, mudanças na sobrevivência, fecundidade, migração e capacidade de carga pode ocorrer de forma imprevisível. Por esse motivo, qualquer tentativa de descrever uma dinâmica populacional deve levar em consideração a estocasticidade desses parâmetros para melhor representam a realidade. As seções 3.5.2 e 3.5.3 fornecem orientações sobre como modelar a dependência da densidade e sobre como considerar a estocasticidade, respectivamente.

### 3.2 RISCO, PERIGO, AMEAÇA, MEDIDAS DE CONTROLE, MEDIAS DE RECUPERAÇÃO, CONSEQUÊNCIAS E CENÁRIOS ACIDENTAIS

Existem muitas definições de risco na literatura. Algumas são complementares, outras são suplementares, e outras são até antagônicas. Cada área do conhecimento busca dar o seu significado específico; portanto, não há uniformidade nem nas interpretações de risco, nem nas as metodologias para avaliação de riscos.

Camacho (CAMACHO, 2004) transcreve as várias definições de risco que foram o tema de discussão e decisão do Comitê de Definições da SRA, realizado em San Diego em 1987, intitulado "Definindo Risco". É apresentada uma definição considerada necessária e suficiente para a interpretação do risco neste trabalho: o Instituto Americano de Engenheiros Químicos (AIChE) define risco como uma medida de lesão humana, dano ecológico ou perda econômica em termos de probabilidade de acidente e magnitude das consequências (AIChE, 2000).

Como este trabalho se concentra nos riscos ecológicos e na magnitude das consequências dos danos ecológicos, ele é quantificado como uma medida do tempo e da probabilidade populacional de extinção (ou declínio). Esta medida é amplamente aceita e usada pela comunidade científica na ARE, bem como é a medida quantitativa usada pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) para classificar plantas e animais em risco (IUCN, 2001).

No entanto, do ponto de vista econômico, essa medida não valoriza completamente a magnitude das consequências em termos de indesejabilidade. A teoria da utilidade é usada para avaliar um evento indesejado, e então fornecer a medida mais objetiva e relevante que um gestor poderia ter para ser capaz de tomar decisões racionais

enquanto exposto à incerteza. A descrição de um evento indesejado em termos de tempo e probabilidade populacional de extinção (ou declínio), consiste em cerca de 80% dos esforços necessários para avaliar esse evento em termos de indesejabilidade. A quem se interessar, Campello (CAMPELLO, 2007) apresenta os novos métodos para atribuir valor a indesejáveis eventos, incluindo uma medida de aversão ao risco.

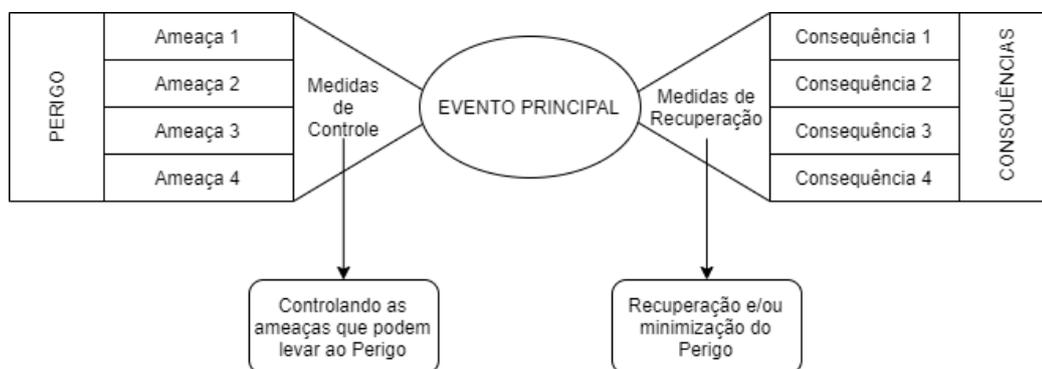
Para os fins deste trabalho, de um lado tem-se a probabilidade de ocorrência de um cenário acidental e, do outro lado, a consequência medida desse cenário em termos tempo e extinção populacional (ou declínio). O primeiro é estimado usando registros históricos e técnicas de análise de confiabilidade (e.g., Árvore de Eventos, Diagramas de Sequência de Eventos, Redes Bayesianas) e pode envolver falhas no equipamento e erros humanos. O último é previsto por meio de exposição e avaliação de consequências (e.g., modelagem de dados e transporte, avaliação de exposição-resposta, modelagem populacional).

Foge escopo deste trabalho fornecer orientações sobre análise de confiabilidade; para visão geral sobre teoria da confiabilidade, modelos, métodos e aplicações, consulte as referências (HENLEY; KUMAMOTO, 1996; O'CONNOR; PATRICK, 2002; RAUSAND; HOYLAND, 2004); e, para informações específicas sobre técnicas como Diagramas de Sequência de Eventos, Redes de crenças bayesianas (BBN) e Análise de Confiabilidade Humana, consulte as referências (FIRMINO; DROGUETT, 2004; HOLLNAGEL, 1998; KORB; NICHOLSON, 2003; MOSLEH; CHANG, 2004; STAMATELATOS et al., 2002; SWAIN; GUTTMANN, 1983). Da mesma forma, os danos humanos não fazem parte do contexto deste trabalho; para saber mais sobre métodos para calcular a vulnerabilidade e as consequências para a saúde humana, consulte as referências (CETESB, 2003; CPR18E, 2005).

Também é importante diferenciar os termos perigo e risco. O primeiro é uma fonte potencial de dano, enquanto o último é a combinação da probabilidade de ocorrência de dano e a gravidade desse dano (em circunstâncias definidas). Por exemplo, se um grande volume de óleo sob pressão tem potencial para causar danos, então é um perigo. Já se a sobrepressão pode causar um derramamento de óleo com circunstâncias definidas (como a massa total liberada, tempo de derramamento, fluxo hidráulico) e causar determinado dano que pode ser medido. A combinação da probabilidade de ocorrência de derramamento de óleo com a magnitude do dano caracteriza o risco.

Com relação às ameaças, medidas de controle e recuperação, e consequências, a Figura 2 é uma maneira muito interessante de ilustrá-los. Como já mencionado, o perigo é uma fonte potencial de dano (geralmente na forma de energia). Ameaças são os eventos iniciadores que podem causar o perigo a ser liberado, embora, às vezes, os riscos e ameaças signifiquem o mesmo. As medidas de controle (e.g., sistemas de gerenciamento de segurança, alarmes, paradas automáticas) são barreiras e ações preventivas que podem controlar as ameaças e evitar a ocorrência do evento principal, reduzindo a frequência de ocorrência do evento principal e, assim, reduzindo o risco. O evento principal é, de fato, o acidente. Medidas de recuperação (e.g., reencaminhando derramamentos, queima do óleo antes que ele atinja um ecossistema, remediação de poluição, proteção de habitat, translocação ou reintrodução de indivíduos na população) são ações de mitigação que podem reduzir a magnitude das consequências e, assim, reduzir o risco. As consequências são os danos, impactos ou efeitos. É importante ressaltar que as medidas preventivas incluem tanto controle quanto recuperação medidas. E, finalmente, um cenário acidental é consolidado por circunstâncias definidas para todos esses fatores.

Figura 2. A *bow tie* representa a relação entre perigos, ameaças, controles, evento principal, medidas de recuperação e consequências (Adaptado de LGL, 2009).



Por fim, existem dois tipos de riscos tóxicos: risco para a saúde humana e risco ecológico. O primeiro refere-se ao potencial de que efeitos adversos à saúde humana possam ocorrer ou estejam ocorrendo devido à exposição a uma substância tóxica. Este último refere-se ao potencial que efeitos ecológicos adversos possam ocorrer ou estão ocorrendo como resultado da exposição a uma substância tóxica.

### 3.3 ANÁLISE QUANTITATIVA DE RISCO

Uma Avaliação Quantitativa de Riscos (AQR) permite a quantificação de riscos, considerando desde os incidentes frequentes com pequenos impactos até os raros eventos de grandes consequências. Assim, o AQR é necessário para a tomada de decisões

objetivas, relacionadas à segurança do estabelecimento, comunidades do entorno e ambiente ecológico. A principal motivação para realizar um AQR é que, a fim de otimizar as medidas de gerenciamento de riscos, elas devem ser tomadas com base nos resultados de um AQR.

Em outras palavras, o AQR é usado para demonstrar os riscos causados pelo estabelecimento e, assim, ajudar a priorizar quais riscos requerem algum tipo de ação e na decisão entre diferentes ações para reduzir esses riscos. As ações para redução de risco podem ser quantitativamente avaliadas e comparadas de acordo com seus custos de implementação por meio de uma análise de custo-benefício.

No Brasil, particularmente no estado de São Paulo, desde a publicação da declaração Nº 1, 23/01/1986 (BRASIL, 1986), pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que criou a exigência de uma Declaração de Impacto Ambiental (Estudo de Impactos Ambientais- EIA / Relatório de Impacto Ambiental – RIMA) para atividades de licenciamento que afetem significativamente o meio ambiente, estudos de avaliação de riscos passaram a ser incorporados a esse processo, para certos tipos de empreendimentos, de modo que, além de problemas relacionados à poluição crônica, a prevenção de acidentes graves também deve ser incluída no processo de licenciamento (CETESB, 2003). Assim, mais uma contribuição do AQR é que ele também fornece à autoridade competente informações relevantes para permitir decisões sobre aceitabilidade do risco proveniente de acidentes.

Atualmente, existem vários manuais para implementação de um AQR. O Comitê para a Prevenção de Desastres (CPR), da Holanda, é uma referência mundial na área. Eles publicaram quatro livros identificados por cores (os livros roxo, amarelo, vermelho e verde) (CPR12E, 1997; CPR14E, 2005; CPR16E, 1992; CPR18E, 2005), que são frequentemente usados em licenças ambientais, com base na Lei de Proteção do Meio Ambiente, e nas áreas de segurança do trabalho, segurança de transporte e segurança contra incêndio. Esses livros fornecem métodos para a determinação de probabilidades, possíveis danos e efeitos físicos, bem como diretrizes para avaliação quantitativa de riscos em humanos.

No Brasil, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) publicou em 2000 um manual de diretrizes para a preparação de estudos em avaliação de risco. Esta é a principal referência em AQR no país (CETESB, 2003). Embora a CETESB

(CETESB, 2003) cite o risco ao meio ambiente como uma totalidade (humanos, animais etc.) e destaca diversas vezes a importância de considerar os impactos no meio ambiente ecológico, eles descrevem uma metodologia para a AQR capaz de quantificar riscos para somente a saúde humana (comunidades vizinhas) e não ao meio ambiente ecológico. Da mesma forma, a CPR (CPR18E, 2005) descreve em detalhes uma metodologia para a AQR humana e apresenta separadamente (no capítulo sete de apenas uma página), algumas diretrizes e referências básicas para Análise Quantitativa de Riscos Ecológicos (AQRE), que dificilmente serão suficientes para os fins deste trabalho. Portanto, a próxima seção apresenta a visão de Duarte (DUARTE, 2011) sobre o AQRE e os principais referências utilizadas para sua formulação. Antecipadamente, para os propósitos deste trabalho, uma AQRE nada mais é do que uma AQRE focado em riscos ecológicos.

### 3.4 ANÁLISE QUANTITATIVA DE RISCO ECOLÓGICO

As Avaliações de Risco Ecológico (AREs) são realizadas em um esforço para traduzir dados em informações significativas sobre os riscos para o meio ambiente. Estas informações podem ser fornecidas atribuindo valores aos riscos (i.e., quantificando-os), de modo que um ARE possa ser tratado como um AQRE.

As referências (BARNTHOUSE et al., 1986; BARTELL; GARDNER; O'NEILL, 1992; CALABRESE; BALDWIN, 1993; EPA, 1998; SUTER, 1993) fornecem diretrizes detalhadas para o processo de ARE. Entre eles, o principal referencial teórico utilizado neste trabalho é o publicado pelos EUA. Agência de Proteção Ambiental (EPA) (EPA, 1998), por ser a mais atual e no mesmo lote como os outros.

A EPA definiu ARE como “um processo que avalia a probabilidade que efeitos ecológicos adversos possam ocorrer ou estão ocorrendo como resultado da exposição a um ou mais estressores”. No entanto, para os fins deste trabalho, foi adicionado o termo “quantitativo” ao enfatizar que a avaliação atribui um valor ou preço ao risco, porque esse é o objetivo da metodologia proposta. Como resultado, ajusta-se a definição da EPA e considera-se AQRE como “um processo que avalia e quantifica a probabilidade de efeitos ecológicos adversos efeitos possam ocorrer ou estão ocorrendo como resultado da exposição a um ou mais estressores”.

Efeitos ecológicos adversos são “mudanças consideradas indesejáveis porque alteram características estruturais ou funcionais dos ecossistemas ou de seus

componentes. A avaliação da adversidade pode considerar o tipo, intensidade e escala do efeito, bem como a potencial de recuperação” (EPA, 1998). Eles são avaliados através dos objetivos da análise. Segundo Pastorok et al. (PASTOROK et al., 2002), “os pontos finais da avaliação são definidos como características ou valores ambientais que devem ser protegidos (e.g., abundância populacional da vida selvagem, diversidade de espécies ou produtividade do ecossistema) e “pontos finais de medição são expressões quantitativas de uma resposta biológica observada ou medida, como os efeitos de um produto químico tóxico na sobrevivência ou fecundidade, relacionados à característica ambiental escolhida como objetivo da avaliação”.

Os pontos finais podem ser expressos como efeitos em organismos individuais, populações, comunidades, ecossistemas e paisagens. Assim, a definição de AQRE permite que a avaliação de riscos seja conduzida nos vários níveis da hierarquia biológica (Figura 1). No entanto, muitas AQREs consideram apenas pontos finais individuais, e não consideram a população, ecossistema ou pontos finais da paisagem.

De fato, os AQREs típicos sugerem que o risco ecológico é caracterizado como uma razão entre a exposição prevista ou medida e o nível previsto de efeito não adverso, expresso em termos de concentração ou dose. Essa abordagem também é conhecida como quociente de risco, que é simplesmente a exposição estimada dividida por um limiar de toxicidade. Assim, é possível ter um valor para o risco, que informa se são esperados efeitos adversos sobre os indivíduos (caso seja maior que 1) ou não (caso seja menor que 1). Normalmente, o nível de efeito não observado (NOEL) ou o nível mais baixo de efeito observado (LOEL) medidos para o objetivo de análise a nível do indivíduo, são usados como limiar de toxicidade.

No entanto, a abordagem do quociente de risco só pode avaliar os efeitos em nível individual e não é capaz de fornecer informações úteis para determinar os riscos para as populações em uma AQRE. Além disso, Pastorok et al. (PASTOROK et al., 2002) apresenta várias limitações da abordagem do quociente de risco, tais como:

- apenas indica se são esperados efeitos sobre os indivíduos, e não a magnitude dos efeitos;
- os resultados são difíceis de interpretar quando o quociente de risco para determinado objetivo de análise (e.g., mortalidade) entra em conflito com outro (e.g., fecundidade);

- os resultados são ambíguos, dependendo do limite de toxicidade escolhido (e.g., LOEL, NOEL);
- geralmente não fornece informações suficientes para tomar uma decisão de gerenciamento;
- processos no nível da população podem compensar efeitos adversos nos indivíduos;
- a história de vida e a ecologia de uma espécie podem influenciar fortemente os efeitos de produtos químicos tóxicos no nível da população;
- na melhor das hipóteses, o quociente de perigo só pode ser usado para detectar riscos que claramente não são um problema (quando o quociente de risco é consideravelmente menor que 1)

Portanto, um AQRE que ignora os efeitos no nível da população e se concentra apenas nos objetivos da análise a nível individual podem levar a estimativas de risco imprecisas. Isso causará erros nas decisões de proteção ambiental e de gerenciamento de riscos e levam à ineficiência. A superestimação de risco pode levar a desperdício de recursos para mitigar problemas aparentes que não são realmente importantes, subestimação de risco pode levar a um gerenciamento de risco inadequado para controlar e prevenir efeitos adversos ao meio ambiente.

De fato, a maioria dos dados de toxicidade são expressos como efeitos adversos em organismo individuais, i.e., objetivos da análise

nível individual. Então, como avaliar efeitos de nível superior, se não houver dados de toxicidade expressos como parâmetros de nível superior?

Efeitos no nível populacional ou no nível superior podem ser obtidos com o uso de modelos ecológicos no AQRE. Tais modelos ecológicos são essencialmente usados para traduzir respostas no nível individual para efeitos na população, no ecossistema ou na paisagem. Particularmente, quando se concentram nos efeitos no nível da população, são chamados modelos populacionais.

Em um caso muito simples, um modelo populacional pode prever o número esperado de indivíduos em uma população no futuro a partir de estimativas de sobrevivência e fecundidade para organismos individuais. Assim, efeitos químicos podem ser modelados como perturbadores dos valores de sobrevivência e de fecundidade



com base no conhecimento sobre mudanças nesses parâmetros, obtidos dos resultados dos testes de toxicidade (PASTOROK et al., 2002).

Além disso, a precisão preditiva dos modelos populacionais já foi validada. Por exemplo, Brook et al. (BROOK et al., 2000) validaram a previsão de abundância e os riscos de declínio por comparando as trajetórias históricas de 21 populações (coletadas no monitoramento dos estudos de longo prazo) com os resultados de modelos populacionais para essas populações. Eles descobriram que as previsões eram surpreendentemente precisas: “os riscos de declínio da população se aproximavam bastante dos resultados observados, não houve viés significativo e as projeções de tamanho da população não diferem significativamente da realidade”.

Considerando tudo, defende-se a abordagem AQRE com base no uso de modelos ecológicos (particularmente modelos populacionais) para obter medidas em nível populacional, de modo que a análise possa avaliar a probabilidade de extinção (ou declínio) da população no futuro sob diversas condições ambientais, cenários acidentais e ações de gestão. Nas próximas A seção apresenta uma base teórica sobre o uso da modelagem ecológica na avaliação de riscos

### 3.5 MODELAGEM ECOLÓGICA NA ANÁLISE DE RISCO

Pastorok et al. afirma que “um modelo ecológico é uma expressão matemática que pode ser usada para descrever ou prever processos ou objetivos ecológicos, como abundância populacional (ou densidade), riqueza de espécies da comunidade, produtividade ou distribuição de organismos” (PASTOROK et al., 2002). Assim, modelos de população e metapopulação (i.e., conjunto de populações da mesma espécie que vivem espacialmente separados, mas com potencial de migração entre eles) são uma classificação de modelos ecológicos, nos quais a expressão matemática é essencialmente usada para traduzir efeitos em nível individual (e.g., aumento da mortalidade, fecundidade reduzida) para o nível populacional (e.g., abundância reduzida, aumento do risco de extinção), para que se possa estimar o risco de efeitos adversos para a população através de dados de toxicidade expressos como efeitos adversos no organismo individual.

A melhor maneira de escolher os objetivos da avaliação, é verificar se eles são diretamente relevantes aos gestores, ambientais e de risco, da empresa. Ou seja, o avaliador de risco deve manter contato com esses gestores para construir o modelo ecológico.

No que diz respeito à utilização de modelos ecológicos no contexto do AQRE, eles também devem incluir modelos de extrapolação de toxicidade, que são usados para extrapolar dados de toxicidade para descrever efeitos em indivíduos, dependendo da espécie, objetivo da medição e duração da exposição. Assim, com o uso de modelos ecológicos, os efeitos em nível individual podem ser traduzidos em efeitos de nível superior (isto é, efeitos na população, ecossistema ou paisagem), e esse é a justificativa básica para a modelagem ecológica na avaliação de riscos. Além disso, uma vez formulado o modelo ecológico, ele pode auxiliar na avaliação da recuperação natural, no desenvolvimento de programas de monitoramento, no planejamento de estratégias de restauração, ou na obtenção de objetivos de ação corretiva (PASTOROK et al., 2002).

Em resumo, modelos ecológicos são usados para extrapolar um objetivo de medição para um objetivo de avaliação. Eles podem prever respostas na população, ecossistema ou paisagem (usando objetivos de avaliação) por meio de respostas de nível individual medidas (usando medições pontos finais). No caso específico de um modelo populacional, é uma expressão matemática em que a variável dependente (geralmente a abundância da população futura) é prevista através de medir os pontos finais (como taxas de sobrevivência e fecundidade) e a abundância da população no tempo presente.

É importante notar que existem vários outros componentes na dinâmica populacional além da sobrevivência e fecundidade, conforme descrito na seção 2.1.2, e elas também podem ser incorporado em um modelo populacional. Algumas extensões para um modelo de população são mostradas abaixo (para mais detalhes, consulte as referências (AKÇAKAYA; BURGMAN; GINZBURG, 1997; AKÇAKAYA; ROOT, 2013; PASTOROK et al., 2002)):

- estrutura por idade ou estágio;
- estrutura sexual
- parâmetros variam no tempo devido à estocasticidade;
- parâmetros variam no tempo devido a tendências determinísticas;
- parâmetros variam no espaço: modelos específicos para populações (e.g., (SJÖGREN-GULVE; RAY, 1996));
- parâmetros variam com a abundância: dependência da densidade;
- efeitos aditivos: introdução, retirada, migração entre subpopulações em uma metapopulação, e catástrofes (e.g., acidentes industriais).

As Figura 3 e Figura 4 ilustram a ideia de um modelo ecológico muito simples em nível populacional (i.e., modelo populacional); o primeiro ilustra a dinâmica natural da população no futuro (i.e., sem exposição a produtos químicos), enquanto o último inclui exposição a produtos químicos. Nesta ilustração, a abundância futura da população (objetivo de avaliação) é prevista através das taxas de sobrevivência e fecundidade (objetivos de medição) e a abundância inicial da população. Mais uma vez, existem várias outras variáveis que podem influenciar a abundância da população no futuro. A importância destas outras variáveis depende principalmente do conhecimento do modelador sobre a população, nos dados e recursos disponíveis e nos objetivos da modelagem. Por um lado, incluir outras variáveis torna o modelo mais realista; mas por outro, torna-se mais complicado e são necessários mais dados.

Figura 3. Ideia básica de um modelo populacional sem exposição à produtos químicos (Adaptado de Duarte, 2011).

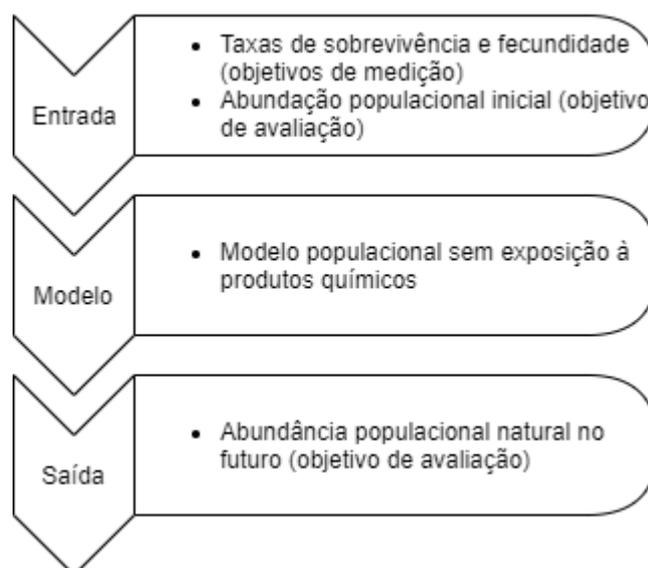
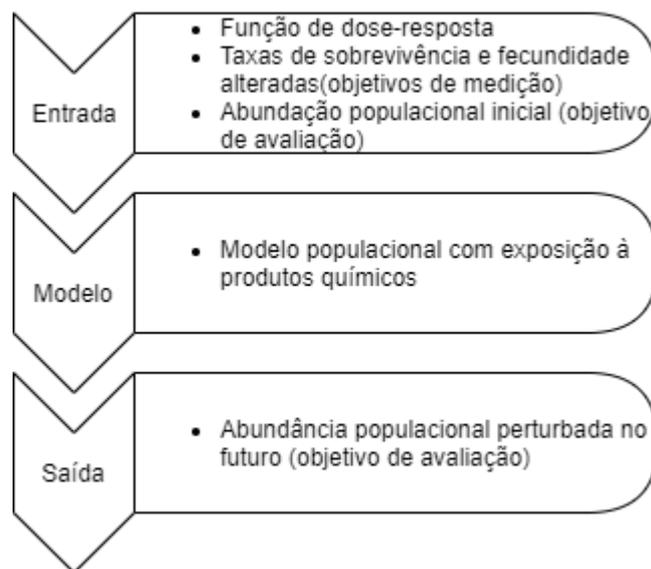


Figura 4. Ideia básica de um modelo populacional com exposição à produtos químicos (Adaptado de Duarte, 2011).



Geralmente, a obtenção de dados em campos é usada para a estimativa de valores para a medição dos objetivos de análise e as condições iniciais dos destes, enquanto uma avaliação da resposta do expositor é conduzida para descrever a relação entre o concentração do produto químico e a magnitude das respostas em nível individual de espécies (representadas por alterações nos parâmetros de medição). Essa relação é geralmente especificada por uma função dose-resposta, para isto são necessários dados sobre os efeitos a longo prazo do produto químico nas espécies em análise.

Vários modelos e softwares ecológicos já estão disponíveis para uso na avaliação de riscos de substâncias tóxicas. Pastorok et al. (PASTOROK et al., 2002) realizaram uma avaliação crítica de modelos ecológicos potencialmente úteis para o AQRE e classificaram os vários modelos candidatos com base em critérios de avaliação que incluem: realismo e complexidade do modelo (i.e., se os principais processos são incluídos e como são apresentados); previsão dos objetivos de análise relevantes e utilidade em relação à conformidade regulamentar; flexibilidade; tratamento da incerteza; grau de desenvolvimento, consistência e validação; facilidade de estimativa de parâmetros; aceitação regulatória; credibilidade (e.g., prevalência de usuários, disponibilidade ou revisões publicadas); e eficiência de recursos. Além disso, os melhores modelos foram selecionados para uma avaliação mais detalhada e teste.

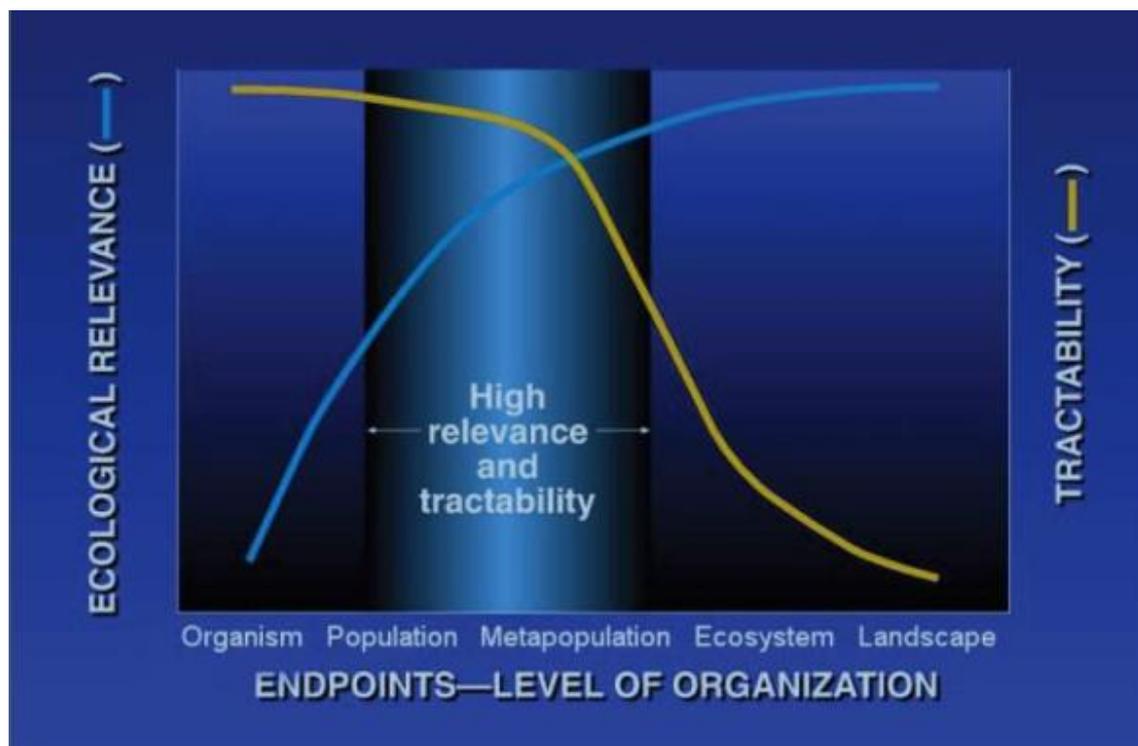
No entanto, a seleção do melhor modelo depende do problema específico, de modo que o analista deve decidir, levando em consideração os objetivos de

gerenciamento, o ecossistema, produtos químicos de interesse, receptores e parâmetros de interesse, qualidade e quantidade de dados e recursos disponíveis. Portanto, a seleção de modelos geralmente é específica do local ou problema. Além que o nível de realismo e precisão desejado, bem como a qualidade e quantidade de dados influenciam a complexidade do modelo selecionado (JORGENSEN; PATTEN; STRASKRABA, 2000).

Os habitats usados pela maioria das espécies em torno de locais industriais estão se tornando cada vez mais fragmentadas por atividades humanas e, conseqüentemente, várias populações distintas da mesma espécie vivem espacialmente separadas, apesar de interagirem em algum nível (e.g., troca de indivíduos). De fato, há relativamente poucos casos em que toda a população reside dentro de uma mesma área. Portanto, a maioria das espécies é distribuída pelo espaço como uma população de populações, isto é, metapopulação. Segundo Pastorok et al., “Uma metapopulação é um conjunto de populações da mesma espécie na mesma área geográfica geral com potencial para migração entre eles” (PASTOROK et al., 2002). Dessa forma, alguns modelos ecológicos são projetados para vincular Sistema de Informação Geográfica (SIG) com um modelo de metapopulação, combinando e dados demográficos para avaliação de riscos.

O objetivo da metodologia apresentada é realizar uma AQRE em nível populacional. Portanto, este trabalho não se aprofunda em conceitos relacionados ao AQRE em níveis mais altos e pode estar se referindo a “Modelagem Populacional” em vez de “Modelagem Ecológica”. A razão para escolher a modelagem (meta) populacional em vez da modelagem de níveis mais altos é que além de fornecer parâmetros ecologicamente relevantes, os modelos (meta) populacionais são muito mais tratáveis que os modelos de nível superior. A Figura 5 ilustra essa afirmação.

Figura 5. Avaliação de objetivos da modelagem baseados na relevância ecológica e tratabilidade (PASTOROK; BEHUM; PREZIOSI, 2010)



Outras várias vantagens do uso de modelos populacionais em avaliações de risco estão relacionadas a referência (PASTOROK; BEHUM; PREZIOSI, 2010). Entre eles, Pastorok et al. afirma que

Risk estimation based on population modeling yields value-relevant output (e.g., reduced wildlife population abundance, increased extinction risk) that can be used in cost-benefit analyses to support management decisions concerning siting of facilities and mitigation actions (PASTOROK; BEHUM; PREZIOSI, 2010).

É importante enfatizar aqui que a modelagem populacional será incorporada à metodologia para o AQRE apresentada neste trabalho, que será capaz de avaliar apenas os riscos no nível da população e no nível da metapopulação, mas não riscos no nível superior (ecossistema ou paisagem). Apesar disso, é possível escolher estrategicamente (meta) populações de espécies nativas espécies que podem efetivamente representar a integridade do ecossistema.

A implementação de um modelo de população para um AQRE é na verdade um processo iterativo que envolve coleta de dados, modelagem, validação de modelo, análise de incerteza e sensibilidade. As etapas na implementação de um modelo de população para um AQRE serão descritas na seção 3.5. Para orientação detalhada sobre modelagem

populacional, consulte a referência (AKÇAKAYA; BURGMAN; GINZBURG, 1997), bem como a referência (PASTOROK et al., 2002) para modelagem populacional aplicada à avaliação de riscos.

Uma vez que um modelo populacional é formulado (i.e., uma expressão matemática), é possível obter modelo determinístico (isto é, sem componentes probabilísticos) para prever efeitos adversos nas populações expostas a um produto químico (em concentração ou dose). No entanto, como já mencionado, qualquer tentativa realista de modelar a dinâmica da população deve ser estocástica, principalmente porque a flutuação é uma característica evidente e frequentemente predominante em ambientes ecológicos. Mais sobre esse assunto será discutido na seção 3.5.3.

### **3.5.1 Estrutura por estágio e classes etárias**

A estrutura etária ou por estágio de uma população refere-se às classes de idade / estágio dentro da população. Eles tentam considerar o fato de que indivíduos de diferentes idades têm diferentes características, que se refletem em suas taxas vitais (e.g., taxas de sobrevivência e fecundidades), enquanto indivíduos da mesma idade têm características semelhantes. Por exemplo, os juvenis podem ter taxas de sobrevivência mais baixas do que adultos ou jovens podem não ser capazes de se reproduzir até que se tornem adultos. Por outro lado, em um modelo de população não estruturado (escalar), a população é representada por uma única idade / estágio, o que denota a totalidade da população. Assim, modelos não estruturados são considerados casos especiais de modelos estruturados, com apenas uma classe de organismos (AKÇAKAYA; BURGMAN; GINZBURG, 1997).

Modelos estruturados são úteis se as taxas vitais de indivíduos em diferentes classes forem diferentes o suficiente para justificar a discretização de sua vida útil. Classes individuais significam suas idades ou etapas. Por exemplo, o modelo populacional de um peixe com uma vida útil de quase 4 anos pode ser estruturado de acordo com a idade, por exemplo: zero ano de idade, um ano, dois anos e três anos; ou pelos seus estágios: juvenis (zero anos) e adultos (um ano ou mais). Os critérios para estruturar um modelo por etapas, em vez de idades: a idade do indivíduo é desconhecida; taxas vitais depende do estágio ou tamanho, e não da idade; crescimento é plástico, alguns indivíduos são retardados ou aceleraram o desenvolvimento de taxas vitais.

Presume-se que aqueles indivíduos da mesma idade / estágio tenham a mesma sobrevivência e taxas de fecundidade. No entanto, essas taxas podem diferir entre as classes. Dessa forma, um modelo populacional estruturado tem uma taxa de sobrevivência,  $S_x$ , uma taxa de fecundidade,  $F_x$  e uma abundância no tempo  $t$ ,  $N_x(t)$  para cada classe de idade / estágio  $x$ . As abundâncias para cada classe formam um vetor de números (um para cada classe), enquanto as taxas vitais são combinadas para formar uma matriz de transição usada na maioria dos modelos populacionais para explicar a estrutura de idade / estágio. De fato, é uma matriz de transição que possui uma estrutura especial, chamada matriz de Leslie para modelos estruturados por idade (LESLIE, 1945, 1948) e um matriz de Lefkovitch para modelos estruturados em estágios (LEFKOVITCH, 1965). Abaixo está um exemplo de uma matriz de Leslie:

$$L = \begin{bmatrix} F_0 & F_1 & F_2 \\ S_0 & 0 & 0 \\ 0 & S_1 & 0 \end{bmatrix}$$

Onde:

- $S_i$ : taxa de sobrevivência de indivíduos na classe  $i$ ;
- $F_i$ : taxa de fecundidade de indivíduos na classe  $i$ .

O motivo para organizar as taxas de sobrevivência e fecundidades na forma de uma matriz é fornecer uma maneira conveniente de fazer projeções da estrutura da população a partir de uma geração para a próxima (AKÇAKAYA; BURGMAN; GINZBURG, 1997). Por exemplo, para um modelo estruturado por idade, a distribuição de abundância no próximo passo é dada pela multiplicação matricial:

$$\begin{bmatrix} N_0(t+1) \\ N_1(t+1) \\ N_2(t+1) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} F_0 & F_1 & F_2 \\ S_0 & 0 & 0 \\ 0 & S_1 & 0 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} N_0(t) \\ N_1(t) \\ N_2(t) \end{bmatrix}$$

Onde:

- $N_i(t)$ : número de indivíduos na classe de idade  $i$  em um tempo  $t$ .

Os avaliadores podem então escolher quais classes de idade / estágio estão interessadas em avaliar. Na maioria dos casos, eles terão interesse na abundância total da população, que será a soma de abundâncias por idade. Em alguns casos, no entanto, pode estar interessado na abundância apenas uma classe específica.



### 3.5.2 Dependência da densidade

A Seção 2.1.2 introduziu o mecanismo natural das populações para se regularem (ou seja, dependência de densidade). Esta seção está particularmente preocupada com a modelagem matemática da dependência de densidade. Para mais detalhes sobre dependência de densidade, consulte a referência (AKÇAKAYA; BURGMAN; GINZBURG, 1997), capítulo 3.

Para modelar a dependência da densidade, é preciso:

- Decidir quais etapas contarão para a abundância. Às vezes, uma grande quantidade de indivíduos em uma determinada fase da vida não causará impacto nas taxas vitais da população. Por exemplo, quando as aves adultas competem por território, apenas o estágio adulto contaria para a dependência da densidade. A abundância tomada em conta pode depender de todos os estágios, estágios selecionados ou mesmo da média de todos os estágios ponderados pelas respectivas fecundidades.
- Determinar as taxas vitais a serem alteradas. Dependendo do comportamento da população, a dependência da densidade pode afetar a fecundidade, a sobrevivência, as taxas de migração, ou uma combinação destes. Essa seleção precisa ser coerente com a matriz de transição. Por exemplo, em um modelo com um único estágio, a dependência da densidade não pode afetar as taxas de sobrevivência pois estas não existem.
- Escolher a forma da função de dependência da densidade. Os modeladores podem definir uma por si próprios uma função que a descreva, mas existem formas funcionais utilizadas na literatura, são elas (AKÇAKAYA; BURGMAN; GINZBURG, 1997):
  - Exponencial: sem dependência da densidade. Todos os parâmetros relacionados à dependência da densidade são ignorados, apenas a matriz do estágio é usada nos cálculos.
  - *Scramble competition*: conforme o tamanho da população aumenta, a quantidade de recursos por indivíduo diminui. Se os recursos disponíveis forem compartilhados mais ou menos igualmente entre os indivíduos, não haverá recursos suficientes para ninguém em densidades populacionais muito altas. Esse processo de piora dos retornos leva à concorrência, e

pode ser modelado pelas equações logística ou de Ricker (RICKER, 1954).

- *Contest competition*: se os recursos disponíveis forem compartilhados de maneira desigual, de modo que alguns indivíduos sempre recebam recursos suficientes para sobreviver e se reproduzirem às custas de outros indivíduos, sempre haverá indivíduos reprodutivos na população. Este é o caso, por exemplo, de populações de espécies fortemente territoriais, nas quais o número de territórios não muda muito, embora o número de indivíduos que procuram territórios pode mudar muito. Esse processo de retornos decrescentes levam à competição e podem ser modelados pela equação de Beverton-Holt (BEVERTON; HOLT, 1957).
- *Ceiling*: crescimento exponencial até atingir um teto. Em cada etapa, a população cresce exponencialmente, mas se  $N$  for maior que o teto, então  $N$  é igual ao teto.
- Selecione os parâmetros de função. Em caso de disputa ou competição, a capacidade de carga ( $K$ ) e a taxa de crescimento máximo ( $R_{máx}$ ) precisam ser estimados. A capacidade de carga é o nível de abundância acima do qual a população tende a declinar. Portanto, deve-se observar o tamanho da população em equilíbrio, para o qual o número de indivíduos na próxima etapa tende a permanecer o mesmo.  $R_{máx}$  é a taxa máxima de aumento quando a população regulada pela dependência da densidade ainda não é influenciada, devido à baixa densidade. A maior taxa de crescimento observada pode estar distorcida devido à estocasticidade, causando estimativas equivocadas do parâmetro. Portanto, uma forma mais conveniente de encontrar o valor que se deseja é fazer um gráfico de  $R(t)$  em função de  $N(t)$  (número de indivíduos no tempo  $t$ ) e usando a intercessão em y como  $R_{máx}$ . Uma vez considerado que  $R(t) = N(t + 1) / N(t)$  acarretaria que as variáveis independentes e dependentes seriam afetada por erros na medição de  $N(t)$ , uma opção menos tendenciosa seria considerar  $R(t)$  igual à média geométrica de  $N$  em torno do tempo  $t$ , i.e.,  $\sqrt{N(t + 1)/N(t)}$ . Em caso de efeitos de Allee (ALLEE, 1938, 1949), o parâmetro  $A$  é o tamanho da população em que as taxas vitais são reduzidas à metade do valor original.

É importante notar que a inclusão da dependência da densidade em um modelo populacional para avaliar os impactos da poluição (i.e., avaliação de risco químico) torna

a avaliação menos conservadora, porque os efeitos da dependência da densidade fazem com que a população se recupere mais rapidamente após um episódio de poluição (exceto no caso dos efeitos de Allee). Existe uma maneira intuitiva de entender isto: após exposição química, a população sofre com a diminuição da abundância enquanto quantidades significativas de produtos químicos permanecem presentes; por um lado, se a dependência da densidade for ignorada, a taxa de crescimento populacional permanece a mesma e a população leva mais tempo para se recuperar; por outro lado, se a dependência da densidade for considerada, depois de uma diminuição na população abundância, a taxa de crescimento sofre um aumento (dependência positiva da densidade), de modo que a população se recupera mais rapidamente.

### 3.5.3 Estocasticidade

A variabilidade e incerteza nas populações e no ambiente em que vivem é uma componente fundamental da dinâmica populacional, de modo que modelos populacionais que assumam todos parâmetros constantes (i.e., modelos determinísticos) não respondem por imprevisíveis flutuações da dinâmica populacional real. Por outro lado, modelos estocásticos permitem considerar essas flutuações. Elas envolvem a substituição de parâmetros constantes, como taxas de sobrevivência e fecundidade, e capacidade de carga, por variáveis aleatórias respondendo a uma função de distribuição de probabilidade (FDP), geralmente normal ou lognormal com uma certa média e variância.

Existem muitos tipos diferentes de estocasticidade a serem incorporados em um estocástico modelo populacional, como por exemplo:

- flutuações temporais ambientais (i.e., variação temporal nos parâmetros);
- variação espacial (i.e., parâmetros específicos da população para metapopulações);
- erros de medição e amostragem, que introduzem incerteza adicional nas estimativas de parâmetros de uma população;
- estocasticidade demográfica (porque os indivíduos ocorrem apenas em números inteiros e a maioria dos parâmetros pode ser números fracionários, poderá haver incerteza no número de sobreviventes e nascimentos no próximo intervalo de tempo);
- incerteza do modelo (i.e., incerteza relativa à estrutura das equações usadas para descrever a população);

- catástrofes (i.e., eventos ambientais extremos que afetam adversamente grandes proporções de uma população, e.g., incêndio, seca, inundação).

Cada um deles precisa de uma abordagem diferente para modelar os efeitos de suas flutuações. Este trabalho não se aprofundará em cada um deles; leitores são encaminhados para a referência (AKÇAKAYA; BURGMAN; GINZBURG, 1997) para detalhes sobre esta questão.

No entanto, catástrofes serão um tipo especial de estocasticidade presente na metodologia proposta, porque permite que cenários acidentais sejam considerados como eventos ambientais extremos e raros incluídos em um modelo populacional com uma certa probabilidade de ocorrência a cada passo no tempo que pode ser constante ou variar com o tempo. Em outras palavras, a cada passo de tempo, a catástrofe (ou um cenário acidental) pode ocorrer com uma certa probabilidade. Se isso acontecer, os efeitos da poluição podem ser modelados por mudanças nos parâmetros desde o passo no tempo atual; e, caso não ocorra, todos os parâmetros permanecem os mesmos. A Seção 2.5.5 apresenta essa abordagem em mais detalhes.

Pastorok et al. afirma que existem dois tipos de terminais de modelo: variáveis de estado e estimativas de risco:

*State variables* are expressed as population, ecosystem, or landscape indicators, such as population abundance, species richness, or landscape fragmentation index, respectively. [...] *Risk estimates* can be derived from the model output for state variables in several ways, but the most common is to run the simulation multiple times in a Monte Carlo analysis to account for variability and uncertainty in input variables as well as initial conditions (PASTOROK et al., 2002).

Em outras palavras, o que Pastorok et al. diz é que o risco pode ser estimado através de múltiplas simulações do modelo ecológico via Monte Carlo. Como um modelo estocástico tem componentes probabilísticos caracterizados por variáveis aleatórias que respondem a uma FDP, haverá um resultado diferente para cada execução. Assim, os resultados também formarão um PDF que caracterizarão as estimativas de risco (e.g., risco de extinção, risco de declínio da população). Seguir tal procedimento permitirá avaliar a variabilidade como um grau de confiança, bem como estimar limites superior e inferior em medidas de risco para avaliar a incerteza.

Uma maneira mais simples de lidar com as incertezas é usá-las para derivar o pior e o melhor caso de estimativas de riscos de extinção, com base em alterações manuais nos parâmetros. Esse procedimento permite estimar um intervalo (limites superior e inferior) para medidas de risco, como tempo para extinção, ou risco de declínio. Quanto maiores as incertezas nos valores dos parâmetros, maior serão os limites. Se forem muito amplas, a incerteza pode ser inaceitável e não atender às necessidades de gestores de risco. Na melhor das hipóteses, os limites devem ser estreitos o suficiente para que a tomada de decisões por gestores de risco com base no limite inferior, seja o mesmo que aqueles com base no limite superior (ou seja, a diferença entre o limite inferior e o superior deve ser independente para os gestores de risco).

Em suma, um modelo populacional com variáveis aleatórias (e devem estar presentes para melhor representar realidade) é um modelo estocástico, pois as variáveis de entrada e / ou condições iniciais respondem a uma FDP. Portanto, o modelo não fornece um único resultado, mas uma distribuição de consequências associadas às probabilidades. A próxima seção apresenta as maneiras de expressar os resultados de um modelo populacional estocástico.

#### **3.5.4 Formas de expressar estimativas de risco**

A medida mais tradicional para resumir os resultados de um modelo populacional é a trajetória populacional esperada (i.e., o número esperado de indivíduos em uma população no futuro), que geralmente é expresso por uma média,  $\pm 1$  desvio padrão, valores mínimos e máximos. Contudo, vários problemas e questões ecológicas levantadas por modelos populacionais são descritas em termos de probabilidades. Por exemplo, uma certa população de uma certa espécie pode ter 50% de chance de extinção nos próximos 10 anos (ou seja, uma "população criticamente ameaçada", de acordo com a IUCN, União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2001)).

A probabilidade é geralmente derivada de várias execuções (Monte Carlo) de um modelo populacional pode ser expresso de várias maneiras como representado a seguir (PASTOROK et al., 2002). A seleção de uma expressão específica da probabilidade depende em parte dos objetivos da avaliação e em parte da informação disponível para as espécies que estão sendo modeladas (PASTOROK et al., 2002).

- Probabilidade de declínio de intervalo: a probabilidade de uma população diminuir em uma porcentagem do seu valor inicial a qualquer momento durante o período de simulação.
- Probabilidade de extinção de intervalo: a probabilidade de uma população cair tão baixo até atingir dada abundância a qualquer momento durante o período de simulação.
- Probabilidade de declínio terminal: a probabilidade de uma população assumir um percentual baixo de seu valor inicial no final de uma simulação.
- Probabilidade de extinção terminal: a probabilidade de uma população ser tão baixa como uma dada abundância no final de uma simulação.
- Probabilidade de explosão por intervalo: a probabilidade de uma população igualar ou exceder uma dada abundância a qualquer momento durante o período de previsão.
- Probabilidade de explosão terminal: a probabilidade de uma população ser tão grande igual ou superior a uma dada abundância no final de uma simulação.
- Tempo para extinção: o tempo necessário para uma população diminuir para menos de um limite definido da abundância. Este trabalho utiliza basicamente dois limites: total extinção (ou seja, zero indivíduos) e "meia perda" (ou seja, 50% de declínio da população).
- Tempo para explosão: o tempo necessário para uma população exceder um determinado limite de abundância.

Assim, por exemplo, para estimar a probabilidade de extinção terminal, executa-se a simulação várias vezes e conta as ocorrências em que a população termina a simulação inferior a uma dada abundância. A probabilidade (de uma população ser tão baixa quanto a abundância dada no final do período) será o número de tais ocorrências dividido pelo número total de rodadas. Claramente, quanto maior o número de rodadas, mais precisa é a probabilidade.

As probabilidades de explosão e o tempo são especialmente úteis quando um aumento populacional aumento pode ser indesejado. Por exemplo, pode-se querer estimar a probabilidade de que um surto de espécies de algas atinja um nível prejudicial ao ecossistema, porque consome a maior parte do oxigênio disponível para peixes no mar.

Além disso, as probabilidades de explosão e o tempo são úteis para avaliar as chances de recuperação, quando o objetivo é estimar a recuperação de uma população sob

ações de gerenciamento de riscos. Em tais casos, pode ser útil estimar o tempo que a população levará para aumentar para um certo nível de abundância (i.e., tempo de recuperação, análogo ao tempo de explosão) ou a probabilidade de recuperação dentro de um período de tempo especificado (análogo à probabilidade de explosão).

Para concluir, existem outras medidas únicas úteis para resumir as previsões das curvas de risco (AKÇAKAYA; ROOT, 2013), ou seja:

- Abundância mínima esperada: a média (em todas as repetições) da abundância populacional mínima da trajetória. É uma estimativa do menor tamanho populacional que se espera ocorrer dentro do período de tempo simulado.
- Tempo médio para extinção: representa o tempo mais provável exigido para que população a diminuir para menos de um dado limiar de abundância. É o valor mediano na FDP do tempo até a extinção.

### **3.5.5 Avaliando impactos de risco em cada cenário acidental**

Através da evolução, a maioria das espécies se extingue naturalmente, normalmente dentro de dez milhões de anos mais ou menos após sua primeira aparição (NEWMAN; PALMER, 2006). Além disso, o impacto humano pode acelerar este momento. Por impacto humano, significa não apenas acidentes industriais, mas vários outros tipos de perturbações no ecossistema que possam afetar continuamente uma população de vida selvagem, especialmente se o ecossistema envolve uma atividade industrial. Assim, mesmo sob a condição para que não ocorram cenários acidentais, a população já possui um risco implícito de extinção.

Portanto, avaliar impactos e riscos de um cenário acidental por si só não é suficiente. Isto deve ser comparado com a condição ambiental atual (i.e., um cenário sem impacto) para avaliar as mudanças nos riscos. Em um cenário sem impacto, nenhum impacto futuro pode ocorrer (e.g., cenários acidentais), mas apenas impactos que já estão afetando a população.

Um cenário acidental pode ser comparado com um cenário sem impacto de duas maneiras. Ambos podem fornecer informações relevantes, de modo que uma AQRE deve, na melhor das hipóteses, apresentar resultados usando as duas abordagens. O primeiro considera apenas os impactos (i.e., as consequências) do cenário acidental em questão, enquanto o segundo considera tanto a frequência de ocorrência e as consequências (i.e., os riscos).

### 3.5.5.1 Avaliando impactos

Considera que o acidente certamente ocorrerá em um momento especificado durante a simulação. Essa abordagem ignora que o acidente é um evento raro e o considera quase como um evento certo em determinado instante de tempo. Isso é particularmente útil para avaliar os impactos (i.e., consequências) do acidente, pois apresenta a dinâmica da população antes e depois do acidente. Portanto, pode-se comparar um cenário de impacto a um cenário sem impacto como um meio de avaliar o cenário acidental em termos de aumento de consequências. Então os resultados podem ser usados para determinar se as consequências previstas são substanciais o suficiente para exigir resposta ou ação proativa. Por exemplo, essa abordagem fornece informações para responder questões como:

- A população é extinta antes do acidente? E depois do acidente?
- Qual será a abundância populacional de uma espécie (e.g., coral) em 1 ano após exposição à concentração de substâncias tóxicas (e.g., hidrocarbonetos) liberados pelo acidente?
- Quanto tempo após o acidente seria necessário para a população exposta declinar de um certo valor (e.g., 20 ou 30%)?
- Qual é a probabilidade de extinção da população após o acidente?
- Qual é a probabilidade de a população cair abaixo de um determinado limite (e.g., 20 ou 30% da população original) em algum momento no ano seguinte ao acidente?
- Se for investida uma certa quantia (e.g., R\$ 100.000) em ações de mitigação que reduzem a magnitude dos impactos, qual será a diminuição da probabilidade de extinção?

### 3.5.5.2 Avaliando riscos

Considera que o acidente pode ocorrer com uma certa probabilidade (igual à frequência de ocorrência do acidente) a qualquer momento durante a simulação. Isso é semelhante ao tipo de estocasticidade de catástrofe (seção 2.5.3). Assim, os resultados representam não apenas as consequências do acidente, mas os riscos (ou seja, uma medida que engloba tanto consequências e frequência de ocorrência). Essa abordagem permite a comparação de um cenário sem impacto com um cenário acidental em potencial, em termos de mudanças nas medidas de risco (e.g., risco de extinção, risco de meia perda). Além disso, permite a comparação dos cenários acidentais entre si, o que é útil para



priorizar ações de gerenciamento. Por exemplo, essa abordagem fornece informações para responder a perguntas como a seguir, considerando que existe uma certa chance de um derramamento tóxico catastrófico:

- Como a abundância da população flutuará durante um período de 50 anos?
- Qual é a mudança no risco de extinção na população?
- Qual é o risco de a população cair abaixo de um determinado limite (e.g., 20 ou 30% da população original) em algum momento durante os 50 anos simulação?
- Quão sérias são as mudanças nas medidas de risco em uma simulação com potencial cenário acidental quando comparado a uma simulação com cenário sem impacto? As mudanças podem ser graves se as espécies pularem categorias de risco (a categorização de risco será discutida na seção 2.5.7)
- Se forem investidas uma certa quantia (e.g., R\$ 100.000) em ações de mitigação, qual será a diminuição do risco de extinção?
- E se forem investidas a mesma quantia em medidas de controle que reduzir a frequência de ocorrência do acidente, qual será a redução do risco de extinção?
- Se apenas R\$ 100.000 estiverem disponíveis para gerenciamento de riscos, como alocar esse dinheiro em um esforço para reduzir mais os riscos? Quais acidentes priorizar?

### **3.5.6 Acumulando riscos de todos os cenários acidentais**

A quantificação dos riscos de cada cenário acidental fornece uma base para categorizá-los, comparando-os com um cenário sem impacto e priorizando ações de gerenciamento. No entanto, também pode ser útil acumular riscos de todos os cenários acidentais como base para comunicar o risco ecológico total. Portanto, este trabalho também propõe uma abordagem para acumular riscos de todos os cenários acidentais em apenas uma medida, ou seja, a curva de risco FN (semelhante à curva FN para o risco social na AQR humana).

Mais uma vez,  $N$  é o número médio de declínio da população (de espécies nativas estrategicamente escolhidas para representar efeitos ecológicos) e  $F$  a frequência cumulativa de acidentes com  $N$  ou maior declínio da abundância. Dessa forma, quanto

maior o número de cenários acidentais na avaliação, mais pontos terão a curva FN, e assim será mais contínua.

## 4 METODOLOGIA

A metodologia QRA proposta é baseada em modelagem populacional (FORBES et al., 2011) e pode ser usada para avaliar riscos ecológicos e microbianos. A metodologia também é capaz de considerar os EIs, mas alguns ajustes devem ser feitos para aplicá-lo a cada caso específico. Neste trabalho, em todos os estudos de caso apresentados, houve a presença de um acidente industrial, i.e., vazamento de petróleo. De fato, é possível estar interessado em outras fontes de eventos extremos, como: o caso do AQRM feito sob medida para a doença da esquistossomose (DUARTE et al., 2014a)), onde os meses extremamente chuvosos podem aumentar drasticamente a transmissão da esquistossomose; ou na situação do AQRE para avaliar o risco de extinção de tubarões *mako*, onde catástrofes ambientais podem causar falhas na reprodução (DUARTE; DROGUETT; MOURA, 2018).

Essa metodologia considera o risco como uma medida da frequência de ocorrência de eventos indesejáveis e da magnitude dos efeitos ecológicos / microbianos adversos ao longo do tempo. É capaz de quantificar riscos ecológicos / microbianos causados não apenas por eventos comuns (e.g., pesca cotidiana), mas também por situações com baixa frequência de ocorrência e consequências catastróficas (e.g., derramamento de óleo). Não se restringe a avaliar riscos por meio de objetivos de análise a nível individual, que muitas vezes levam a estimativas de risco imprecisas (PASTOROK et al., 2002). Assim, utiliza-se a modelagem populacional para considerar as relações entre indivíduos, a história de vida e a ecologia de uma espécie que chamamos de bioindicador.

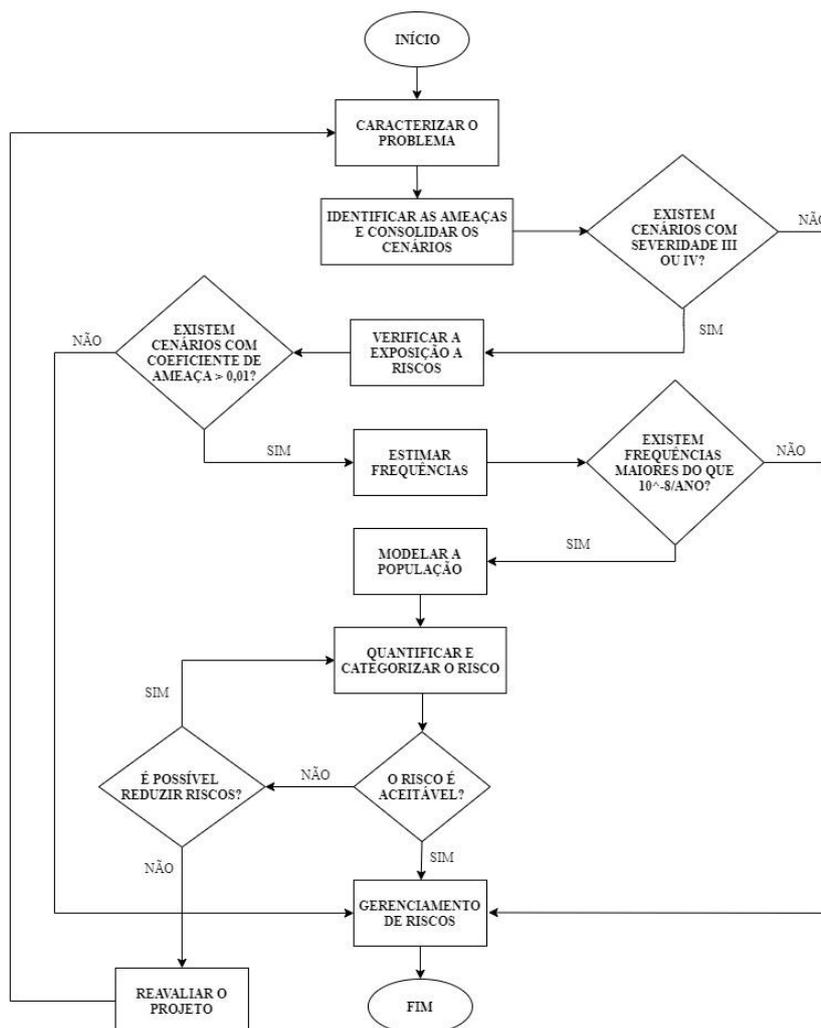
Em resumo, a metodologia quantifica o risco de extinção (ou explosão) da população ao longo do tempo, nas condições de cenários predefinidos (SCNs). Por exemplo, pode-se simular SCNs que levam em consideração medidas de conservação; impactos humanos; eventos acidentais; cenário sem impacto (ambiente natural); sem medidas de conservação (cenário de não fazer nada); ou uma combinação de dois ou mais SCNs juntos. Assim, o analista de risco pode comparar os riscos resultantes para cada cenário, simular estratégias integradas e sugerir a maneira mais eficiente de lidar com um problema ambiental a longo prazo, usando recursos para gerenciar impactos que aumentam significativamente os riscos e implementar ações que consideram consideravelmente reduzir riscos. Para descartar SCNs que certamente não contribuirão para o risco ecológico / microbiano final e, assim, evitar desperdício de tempo e recursos

para modelá-los, sugere-se critérios objetivos ao longo das etapas da metodologia para selecionar SCNs relevantes antes de modelá-los.

Dessa forma, as etapas da metodologia proposta são as seguintes (mostradas na Figura 6).

1. Caracterização do problema;
2. Identificação de perigos e consolidação de SCNs;
3. Avaliação de exposição;
4. Estimativas de frequência;
5. Modelagem populacional;
6. Quantificação e categorização de riscos.

Figura 6. Passos do AQRE e AQRM. (Adaptado de: Duarte, 2011).



#### 4.1 ETAPA 1: CARACTERIZAÇÃO DO PROBLEMA

Essa é uma fase de planejamento, da qual depende toda a avaliação de riscos. Exige engajamento entre o analista de riscos e outros especialistas, como: gerentes de riscos, técnicos e ambientais, ecologistas, operadores e outras partes interessadas (e.g., líderes industriais, governo, grupos ambientais, qualquer segmento da sociedade preocupado com riscos ecológicos / microbianos). Eles devem ser capazes de (1) definir objetivos para a avaliação de riscos; (2) caracterizar o estabelecimento industrial, instalações (e.g., tanques de armazenamento, unidades de transporte, tubulações, equipamentos de carregamento) e atividades humanas (e.g., disposição de esgoto) a serem incluídas no AQRE / AQRM; e (3) caracterizar uma espécie bioindicadora (habitats, espécies, fases da vida) na região. Informações para responder a muitos desses problemas já podem estar disponíveis em outros estudos, como Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), avaliação de risco humano ou um plano para controlar uma doença (no caso do AQRM).

#### 4.2 ETAPA 2: IDENTIFICAÇÃO E CONSOLIDAÇÃO DE SCNs

Esta etapa consiste em uma avaliação qualitativa dos riscos, que visa identificar todos os eventos (e.g., medidas de conservação, impacto humano, acidentes industriais e eventos extremos) e suas possíveis consequências. Técnicas estruturadas são aplicadas para (1) consolidar sistematicamente todos os SCNs; (2) classificar qualitativamente os riscos relacionados a cada SCN de acordo com sua frequência e gravidade; e (3) selecionar os SCNs que devem ser submetidos a uma avaliação quantitativa nas próximas etapas. A metodologia utiliza a técnica chamada Análise Preliminar de Perigos (PHA) para executar esta etapa (ERICSON, 2005).

#### 4.3 ETAPA 3: AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO

A terceira etapa deve ser realizada para todos os SCNs selecionados no estágio anterior para uma avaliação mais detalhada. No caso do AQRE, é preciso estimar a exposição das espécies bioindicadoras a impactos (e.g., exposição a produtos químicos) e / ou medidas de conservação (e.g., introdução, translocação), enquanto que para o AQRM é preciso calcular a exposição dos seres humanos a um patógeno ( população bioindicadora) e / ou a medidas que prejudiquem seu crescimento (e.g., tratamento de seres humanos doentes com medicamentos ou vacinas, tratamento de esgoto antes do descarte). Nos dois casos, isso inclui descrever a magnitude e a duração da exposição para uma população de bioindicadores.

Para os SCNs de exposição química, pode ser necessário aplicar modelos matemáticos que simulem a ocorrência e o movimento de liberações tóxicas na água, atmosfera e solo. Isso inclui descrever a dispersão química e prever a concentração que atinge espécies bioindicadoras ao longo do tempo, ou seja, concentrações  $C_i(x, y, z, t)$  dentro de uma área definida (limites espaciais), para cada cenário  $i$ . O destino químico e os modelos de transporte (*fate and transport modeling*) têm sido frequentemente usados para descrever e prever a distribuição e concentração de produtos químicos no ambiente. As orientações sobre o destino e os modelos de transporte podem ser vistas em (ASTM, 1998).

Para evitar o desperdício de recursos, deve-se selecionar para as próximas etapas apenas os SCNs de exposição nos quais os efeitos no nível da população provavelmente ocorrerão, para que os riscos ecológicos / microbianos no nível da população sejam quantificados. Sugerimos o uso do quociente de risco (i.e., a concentração estimada de exposição dividida por uma concentração sem efeito), que é um critério comumente aplicado (EURECO, 1997). O quociente de risco é calculado como a Concentração ambiental prevista (PEC) dividida pela Concentração prevista sem efeito (PNEC), para indicar um risco aceitável quando for menor que 1 (ou seja,  $PEC < PNEC$ ). No entanto, como o  $PEC / PNEC$  é uma medida bastante incerta, optou-se por lidar com sua incerteza de uma maneira muito conservadora, no sentido de que não se pretende descartar SCNs devido à incerteza nessa medida. Conforme sugerido pela EurEco (EURECO, 1997)), utilizou-se um critério 100 vezes menor, ou seja: risco aceitável apenas quando  $PEC / PNEC < 0,01$ . Assim, quando  $PEC / PNEC > 0,01$ , as SCNs foram selecionadas para a próxima etapa. Da mesma forma, a mesma abordagem também pode ser aplicada ao AQRM, onde PEC é a concentração prevista (e.g., número de micróbios em um determinado volume de água), à qual um indivíduo humano é exposto, enquanto PNEC é a concentração máxima que não causa efeitos adversos. efeito em humanos.

Para alguns SCNs, as condições meteorológicas podem influenciar a exposição. (e.g., a quantidade de óleo que chega à costa após um derramamento de óleo depende da classe de estabilidade climática; direção e velocidade do vento; ar, solo / barreira, temperatura da água; pressão ambiente; umidade; marés do mar; correntes do oceano; estação do ano). Nesses casos, é necessário gerar um conjunto de condições meteorológicas para cada SCN. Se houver  $v$  SCNs selecionados na segunda etapa e  $w$  SCNs meteorológicos aqui definidos, agora haverá  $v \times w$  novos SCNs, cada um com

uma função específica das concentrações de exposição  $C_i(x, y, z, t)$  no local  $x, y, z$ , e no tempo  $t$ , onde  $i$  é o SCN assumido. As estatísticas meteorológicas (deduzidas, por exemplo, de uma estação meteorológica próxima e representativa) seriam úteis aqui. Para evitar produzir um número exagerado de SCNs, é útil agrupar os dados em um número limitado de parâmetros meteorológicos representativos (e.g., estação do ano e maré do mar).

Finalmente, no final da terceira etapa, deve-se ter um conjunto de SCNs que provavelmente contribuam para causar efeitos no nível da população. Vários parâmetros consolidam cada cenário acidental (CA): são medidas de impacto ou conservação, evento iniciador, causas, parâmetros meteorológicos, quantidade e duração da exposição e quociente de risco.

#### 4.4 ETAPA 4: ESTIMATIVA DE FREQUÊNCIA

As estimativas de frequência para os SCNs selecionados podem ser feitas por registros históricos e inferência estatística (e.g., frequências genéricas para acidentes são apresentadas na referência (CPR18E, 2005)) ou pela realização de uma análise de confiabilidade envolvendo falhas genéricas de equipamentos, medidas de controle e erro humano. Para uma visão geral da teoria da confiabilidade, modelos, métodos e aplicações, consulte (O'CONNOR; PATRICK, 2002; RAUSAND; HOYLAND, 2004); e para obter informações específicas sobre técnicas como Diagramas de Sequência de Eventos (ESD), Redes de Crenças Bayesianas (BBN) e Análise de Confiabilidade Humana (HRA), consulte (FIRMINO; FILHO; DROGUETT, 2008; HOLLNAGEL, 1998; KORB; NICHOLSON, 2003; STAMATELATOS et al., 2002; SWAIN; GUTTMANN, 1983). O desempenho de registros históricos e inferência estatística geralmente é suficiente para os objetivos da maioria dos AQRE / QRMA's, como foi em nossos casos deste trabalho. Se precisar de mais desempenho, sugere-se o uso de BBNs para integrar registros históricos à opinião de especialistas. Por exemplo, em acidentes marítimos que causam derramamento de óleo, a opinião dos pilotos de navios pode reduzir a incerteza nas estimativas de frequência de derramamentos de óleo. No entanto, isso requer mais esforço e a equipe de avaliação de risco provavelmente precisaria de mais um pesquisador que pudesse se concentrar apenas na modelagem bayesiana para estimativas de frequência.

Além disso, as frequências relativas aos parâmetros meteorológicos que consolidam cada SCN também devem ser levadas em consideração. As estatísticas

meteorológicas são aqui úteis para definir frequências fracionárias ou número de observações para cada cenário meteorológico. Somente os SCNs que contribuem significativamente para o risco ecológico / microbiano devem ser incluídos no AQRE / AQRM sob o critério de que a frequência de ocorrência é igual ou superior a  $10^{-8}$  por ano. Foi retirado do método '*Purple Book*' (CPR18E, 2005) que também usa esse critério para decidir se é necessário que o SCN identificado seja submetido a uma avaliação quantitativa de risco ou não. Portanto, esse critério é usado para filtrar SCNs para modelagem de população na próxima etapa. O resultado da quarta etapa é, então, um conjunto de SCNs que provavelmente contribuem para o risco ecológico / microbiano, com suas respectivas estimativas de frequência de ocorrência e exposição, caso ocorra.

#### 4.5 ETAPA 5: MODELAGEM DA POPULAÇÃO

Na quinta etapa, é formulado um modelo de população ou metapopulação, primeiro considerando um SCN sem impacto e sem medida de conservação, ou seja, cenário de referência, chamado de *benchmark*, (SCN-0). A dinâmica da população deve ser descrita por meio de *endpoints* de avaliação definidos na primeira etapa (e.g., abundância da população). Em seguida, as estimativas de frequência e a magnitude e o tempo de exposição previstos, para cada SCN de risco, são integrados ao SCN-0 para criar um conjunto de submodelos representando cada cenário SCN-1, SCN-2, SCN-3, etc.

A modelagem populacional não é trivial e requer conhecimento específico na área; portanto, recomendamos que um especialista em modelagem populacional conduza ou supervisione essa etapa. Pastorok et al (PASTOROK et al., 2002) fornecem uma orientação detalhada sobre modelagem ecológica em nível populacional. Dados demográficos e de histórico de vida serão necessários para parametrizar o modelo populacional. Se os dados para as espécies bioindicadoras forem insuficientes, pode-se extrapolar as informações das espécies relacionadas ou usar a opinião de especialistas para estimar parâmetros (e.g., biólogo especializado nas espécies que estão sendo modeladas), conforme sugerido por Taylor et al (TAYLOR et al., 2002). A metodologia é sensível a extrapolações em parâmetros. Uma maneira fácil de lidar com essas extrapolações é usá-las para derivar os piores e os melhores casos. Idealmente, seria possível obter um intervalo em vez de uma estimativa única para esses parâmetros. Por exemplo, SCN-1a pode ser o melhor caso de SCN-1 (estimativas mínimas de frequência



e exposição), SCN-1b o SCN-1 mais provável (melhores estimativas de frequência e exposição) e SCN-1c o pior caso de SCN -1 (estimativas máximas de frequência e exposição). Depois de executar todos esses modelos, seria possível obter várias curvas de risco para o SCN-1, em vez de uma única. Pode-se então determinar os limites superior e inferior para o SCN-1 nesta coleção de curvas de risco.

#### 4.6 ETAPA 6: QUANTIFICAÇÃO E CATEGORIZAÇÃO DE RISCOS

A etapa final consiste em simular SCNs separadamente (para riscos isolados) ou juntos (para avaliar estratégias integradas ou riscos acumulados). Os resultados do risco podem ser representados como curvas de probabilidade-consequência derivadas de múltiplas execuções (Monte Carlo) (KALOS; WHITLOCK, 2008) e podem ser expressas de várias maneiras.

Existem muitos softwares disponíveis para construção de modelos populacionais e simulação probabilística via métodos de Monte Carlo (KALOS; WHITLOCK, 2008). Sugere-se o software RAMAS Metapop v. 6. (AKÇAKAYA; ROOT, 2013), que permite a simulação estocástica rápida de um SCN (menos de 1 minuto para 10.000 execuções em Monte Carlo em um computador com o processador Intel® Core™ i7-6500U e 8 GB DDR4 Memória RAM de 2666 MHz), para que se possa simular centenas de SCNs variando os parâmetros mais incertos de um modelo dentro de uma faixa de plausibilidade, compará-los e escolher os mais relevantes (e.g., os que maximizam / minimizam o risco) para apresentar o resultados. O alcance da plausibilidade pode ser assumido com base na revisão da literatura e na opinião de especialistas. Por exemplo, na seção Estudo de Caso 3, a frequência de um cenário acidental (CA) que leva ao derramamento de óleo era um parâmetro incerto que variava na literatura de 0,009 a 0,001 por ano, então, foram simulados centenas de cenários variando o parâmetro de frequência dentro desse intervalo, e apresentou os três mais relevantes (i.e., SCN-1: frequência mais baixa = 0,001; SCN-2: frequência intermediária = 0,005 e SCN-3: frequência mais alta = 0,009).

Finalmente, para AQRE, o resultado principal é uma função de densidade cumulativa (CDF) para o tempo até a meia perda (isto é, o tempo necessário para que uma população diminua para menos da metade do seu tamanho inicial). Embora o software RAMAS construa o CDF automaticamente, é importante entender que o CDF resultante é construído através da simulação de Monte Carlo. Para cada execução em Monte Carlo, é calculada uma "estimativa de ponto único" para o tempo discreto até a meia perda (e.g.,

em anos),  $T$ . Depois de muitas execuções em Monte Carlo (e.g., 10.000), haverá um conjunto de "estimativas de ponto único" para o tempo até a metade da perda e o número de ocorrência de "estimativa de ponto único"; assim, é possível calcular a probabilidade de ocorrência de cada "estimativa de ponto único" (e.g.,  $P(T) = \text{número de ocorrências de } T / 10,000$ ). Então, para cada passo de tempo  $t$ , é possível acumular as probabilidades de todos os  $T$  menores que  $t$ , o que resulta no CDF pelo tempo até a meia perda, ou seja:  $F_T(t) = P(T \leq t)$ . Em resumo,  $F_T(t)$  significa a probabilidade de que meia perda ocorra no ou antes de um tempo  $t$ . Esta função pode ser plotada em um gráfico. A grande vantagem da simulação de Monte Carlo sobre a análise determinística é que os resultados mostram não apenas o que poderia acontecer, mas também a probabilidade de cada resultado.

Analogamente, para AQRM, o resultado principal é um CDF não paramétrico para o tempo dobrar (ou seja, o tempo necessário para uma população exceder mais que o dobro do seu tamanho inicial). É importante observar que não assumimos nenhuma função de crescimento para a população, uma vez que, nas AQREs / AQRMs, o crescimento da população costuma ser cíclico, devido à dependência da densidade, ou flutuante, devido a fatores ambientais, medidas de controle e ações de gestão. Assim, depois de incluir todos os distúrbios de preocupação, a função de crescimento dificilmente tenderá a uma determinada função ao longo do tempo.

Os resultados de risco obtidos (e.g., CDF para o tempo de extinção) podem ser classificados em classes de ameaça, de acordo com a União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) (IUCN, 2001). Os únicos critérios quantitativos da IUCN são expressos em termos de tempo e probabilidade de extinção total (zero indivíduos). Por exemplo, de acordo com a IUCN, uma população pode ser classificada como CRITICAMENTE AMEAÇADA se tiver pelo menos 50% de probabilidade de extinção dentro de 10 anos ou 3 gerações: o que for maior (até um máximo de 100 anos).

As categorias da IUCN são apropriadas para classificar as espécies afetadas por toda uma gama de mudanças ambientais locais, regionais e globais e distúrbios humanos. No entanto, as categorias da IUCN são otimistas demais (no sentido de subestimar as categorias de risco) para aplicações locais, onde o objetivo é descrever a interação das condições ambientais locais e dos impactos humanos com a população local, como é o objetivo do nosso AQRE / AQRM metodologia. Além disso, no caso do AQRM, não

existem categorias quantitativas de risco disponíveis na literatura que possam ser generalizadas para qualquer caso. Em seguida, foram propostas categorias diferentes e mais conservadoras para o AQRE e o AQRM.

No caso do AQRE, foi assumido que, para comunicar riscos causados por uma única atividade industrial, é mais conservador expressar critérios de risco em termos de "meia perda" (ou seja, 50% de declínio no tamanho da população) em vez da extinção total. Para o AQRM, o aumento de uma população de patógenos ao longo do tempo é a consequência indesejável. Portanto, propõe-se o uso da probabilidade de a população "dobrar" como referência para categorizar os riscos, como segue (para AQRE / AQRM).

- CRITICAMENTE AMEAÇADA (CA): > 50% de probabilidade de meia perda / duplicação em 10 anos ou 3 gerações, o que for maior (até um máximo de 100 anos);
- AMEAÇADA (AM): > 20% de probabilidade de meia perda / duplicação em 20 anos ou 5 gerações, o que for maior (até um máximo de 100 anos);
- VULNERÁVEL (VU): > 10% de probabilidade de meia perda / duplicação em 100 anos;
- NEGLIGÍVEL (NE): <10% de probabilidade de meia perda / duplicação em 100 anos.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção, são apresentadas três aplicações da metodologia, passo a passo, para que o leitor possa compreender, em um único manuscrito, cada etapa da prática e os principais resultados fornecidos.

### 5.1 ESTUDO DE CASO 1: ECORISCOS PARA UM ECOSSISTEMA COSTEIRO COMO RESULTADO DE POTENCIAIS ACIDENTES MARÍTIMOS NA NAVEGAÇÃO COSTEIRA DE PETROLEIROS NAS PROXIMIDADES DE UMA ÁREA AMBIENTAL PROTEGIDA

Esta AQRE foi realizada em 2015 durante pesquisa de campo na ilha de Fernando de Noronha (FN). Embora os grandes petroleiros não atraquem na FN, eles passam nas proximidades para se localizar no mar com mais precisão. A principal motivação foi avaliar se tais passagens causam riscos consideráveis ao ecossistema FN. Para mais detalhes, consulte (DUARTE; DROGUETT, 2015).

#### 5.1.1 Caracterização do Problema

FN é uma ilha na costa do Brasil ( $03^{\circ}51'S$ ,  $03^{\circ}30'W$ ). Dois terços da FN consistem em uma área marinha protegida (ICMBIO, 2013). Sabe-se que vários petroleiros passam por FN usando pontos notáveis em terra para melhor localizar sua embarcação no mar, por conta disso, derrames acidentais são possíveis. Este foi um AQRE preliminar, baseado em premissas conservadoras, superestimando os ecoriscos. O objetivo é avaliar, com poucos recursos, ecoriscos causados à FN por possíveis derramamentos de óleo. Se os ecoriscos forem desprezíveis, mesmo com premissas muito pessimistas, tem-se uma base razoável para pular a modelagem de frequência e exposição. Caso contrário, seria necessária uma avaliação de risco mais detalhada.

A espécie bioindicadora escolhida para representar o ecossistema foi *Siderastrea stellata*, uma espécie endêmica de coral comum no Brasil. É o principal organismo de construção de recifes na FN (AMARAL et al., 2009; ECHEVERRIA et al., 1997).

#### 5.1.2 Identificação de perigos e consolidação de SCNs

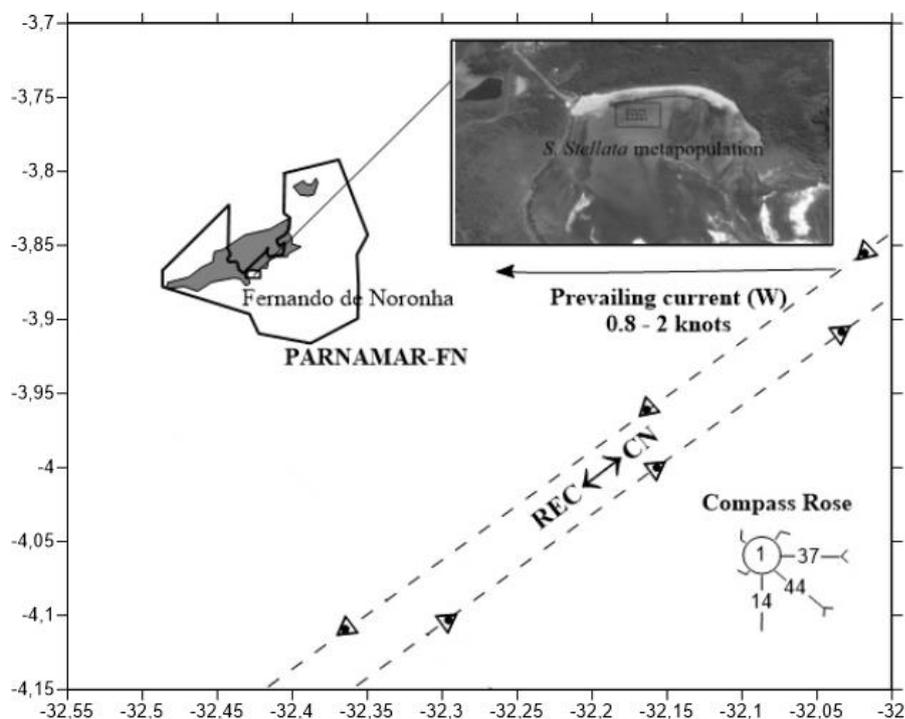
As rotas dos navios variam todos os dias, dependendo das condições meteorológicas, mas foi possível detectar um padrão para cada mês do ano em cartas-piloto (BRASIL, 1993). Foi utilizado o mês em que as rotas dos navios estão mais próximas da FN. Três rotas próximas foram detectadas (Figura 7). No entanto,

considerando a corrente predominante (oeste) e os ventos (veja a bússola na Figura 7), Recife - Cabo Nouadhibou (REC-CN em março, partida e volta) foi a única rota considerada um risco significativo. É provável que uma grande quantidade de óleo derramado acidentalmente nesta rota seja destinada ao litoral pelos ventos e correntes prevalecentes. Três SCNs foram consolidados na rota REC-CN.

- SCN-1: incêndio / explosão; frequência muito baixa, ainda mais baixa que os SCNs de colisão, de acordo com registros históricos (IMO, 2004a, 2007a, 2007b, 2008a, 2008b, 2008c).
- SCN-2: colisão frontal de dois navios na mesma rota; frequência muito baixa; o grande quarto lateral do mar que permite uma virada difícil para evitar colisões, mas ainda possível devido a erro humano (MACELREVEY; MACELREREY, 2004).
- SCN-3: colisão de ultrapassagem paralela na mesma rota; frequência muito baixa, mas ainda maior que o SCN-2; quanto menor a velocidade relativa de dois navios, mais provável é que ocorram problemas no controle do navio (MACELREVEY; MACELREREY, 2004).

Assim, do menor para o mais frequente, tem-se: SCN-1, SCN-2 e SCN-3. Todos foram considerados com a mesma classe de gravidade crítica III (isto é, danos ecológicos consideráveis, atingindo a costa da FN e curto tempo de recuperação). Esses SCNs foram selecionados para a próxima etapa.

Figura 7. Rota mais perigosa (Recife (REC)-Cabo Nouadhibou (CN), ida e volta) e metapopulação da espécie chave de coral do recife, na Baía de Sueste, escolhida como bioindicador da saúde do ecossistema de Fernando de Noronha (DUARTE; DROGUETT, 2015).



### 5.1.3 Avaliação da Exposição

Os estudos de dose-resposta entre o óleo e o *S.stellata* não estavam disponíveis. Foi considerado o tipo de dispersante de óleo mais tóxico (*Dispolen*) e um estudo de dose-resposta para uma espécie relacionada que é muito sensível (*P.damicornis*). Uma exposição à concentração de 1% do dispersante *Dispolen* causou uma mortalidade média de 90% em *P.damicornis* (SHAFIR; VAN-RIJN; RINKEVICH, 2007). Como todos os três SCNs ocorrem na mesma rota, assumiu-se a mesma consequência para eles, ou seja, que um acidente faria com que a costa da FN fosse exposta a 1% de concentração de petróleo e mataria 90% das populações expostas a *S.stellata*.

### 5.1.4 Estimativas de frequências

Assumiu-se que as frequências para SCN-1, SCN-2 e SCN-3 são 0,001, 0,005 e 0,01 por ano, respectivamente, que devem ser pessimistas (conservadoras) com base nas estatísticas históricas de acidentes da IMO para navios petroleiros de casco duplo, onde a frequência de colisão e incêndio / explosão são, respectivamente, 0,009 e 0,001 por ano (IMO, 2004a, 2007a, 2007b, 2008a, 2008b, 2008c).

### 5.1.5 Modelagem da população

Um modelo de metapopulação foi construído para descrever a população sem perturbações e chamamos de cenário de referência (SCN-0). Consiste em 15 colônias distribuídas em três fileiras paralelas à costa em uma baía representativa em FN. O *endpoint* de avaliação do modelo é a área ( $cm^2$ ) de uma colônia  $i$  no passo  $t$ ,  $A_i(t)$ . Quando em equilíbrio (recife não perturbado), a área no próximo intervalo de tempo depende da área e da taxa de crescimento no presente intervalo de tempo, respectivamente  $A_i(t)$  e  $R_i(t)$ , como a seguir:

$$A_i(t+1) = R_i(t)A_i(t)$$

A taxa de crescimento no próximo passo é a razão entre a nova área e a área anterior, i.e.,  $R_i(t) = \frac{A_i(t+1)}{A_i(t)}$ , onde a área é definida como  $A_i(t) = \pi * r_i^2(t)$ ,  $r_i(t)$  é o raio da colônia  $i$  no tempo  $t$ ,  $r_i(t) = r_i(0) + y(t)$  e  $y$  é o crescimento radial dado nos dados da literatura (DE BARROS; PIRES, 2006). A área inicial da metapopulação foi de  $\sum A_i(0) = 150 cm^2$ . A localização e o tamanho de cada colônia foram definidos pela opinião de especialistas. A incerteza sobre o parâmetro da taxa de crescimento foi considerada calculando seu desvio padrão e considerando que ele é normalmente distribuído (KU, 1966), como segue:

$$\sigma_{R_i(t)} = \sqrt{\left(\frac{\partial R_i(t)}{\partial(\pi \times r_i(t+1)^2)}\right)^2 \times \left(\frac{\partial(\pi \times r_i(t+1)^2)}{\partial r_i(t+1)} \sigma_r\right)^2 + \left(\frac{\partial R_i(t)}{\partial(\pi \times r_i(t)^2)}\right)^2 \times \left(\frac{\partial(\pi \times r_i(t)^2)}{\partial r_i(t)} \sigma_r\right)^2}$$

Um parâmetro de capacidade de carga,  $K$  (ou seja,  $255 cm^2$ ) foi incluído para limitar a área máxima de uma colônia, ou seja, restringiu-se  $A_i(t) \leq K$ .

SCN-1, SCN-2 e SCN-3 foram integrados no modelo de metapopulação. Para cada replicação do modelo (total de 10.000), um derramamento de óleo foi selecionado para ocorrer (ou não) a cada intervalo de tempo, de acordo com sua frequência de ocorrência (do passo 4: estimativas de frequência). Se ocorrer, presume-se que mata 90% de cada população na metapopulação (da etapa 3: avaliação da exposição). Todos os SCNs foram simulados no software RAMAS.

### 5.1.6 Quantificação e categorização de riscos

O CDF para o tempo até a meia perda é mostrado na Figura 8. De acordo com nossas categorias de risco propostas, o risco acumulado causado por possíveis derramamentos de óleo na FN é considerado PERIGOSO devido ao SCN-1 (incêndio / explosão) ou SCN-2 (colisão frontal) ou SCN-3 (colisão paralela). Considerando os

cenários isolados, as categorias de risco para SCN-1, SCN-2 e SCN-3 são, respectivamente, NEGLIGÍVEL, VULNERÁVEL e VULNERÁVEL.

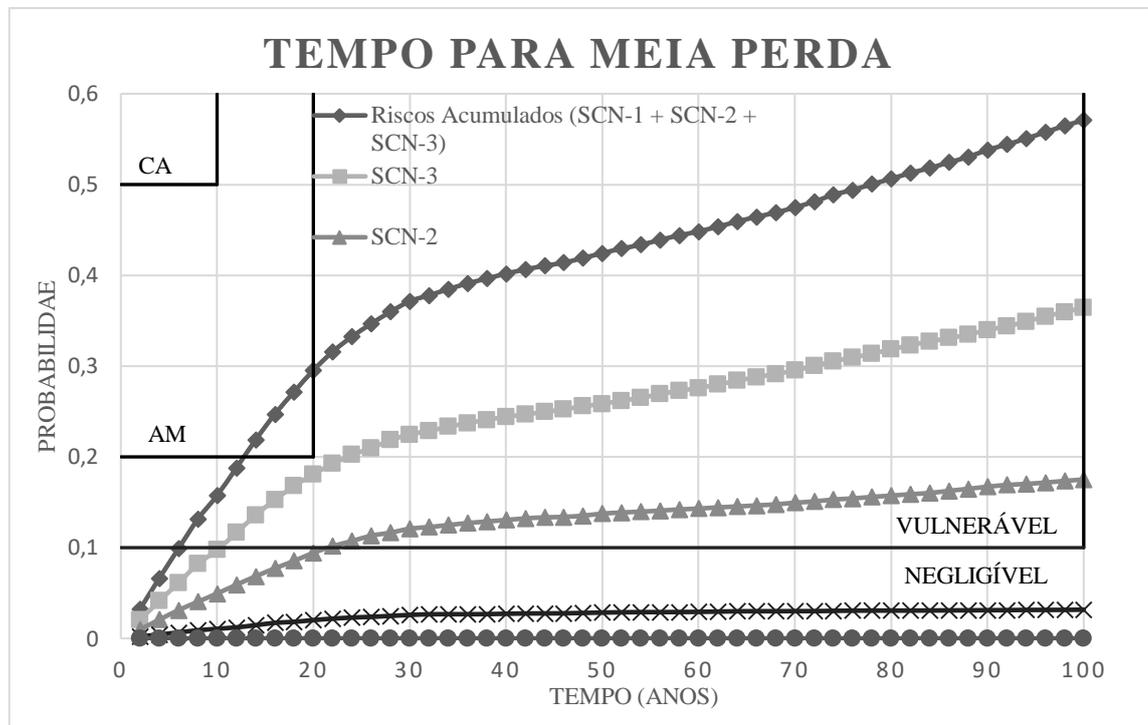
Mais resultados podem ser vistos na Tabela 2, onde é feita uma comparação entre a IUCN e as categorias de risco propostas. Observe que as probabilidades de acidentes escolhidas foram conservadoras, provavelmente superestimando as ocorrências de derramamentos de óleo nessa rota. Um AQRE mais detalhado deve ser realizado antes de se tomar outras medidas preventivas.

Tabela 2. CAs, os seus parâmetros e resultados de risco para a metapopulação de *S. Stellata*. O parâmetro  $F_j(t)$  é a frequência por ano de cada SCN  $j$ ;  $M_j$  é a taxa de mortalidade de todas as colônias em cada SCN  $j$ . Valores com um símbolo de + ou de - indicam que estão sendo comparados ao SCN-0 (DUARTE; DROGUETT, 2015).

<b>Parâmetros de cenários acidentais</b>				
Cenário	SCN-0 (referência)	SCN -1 (incêndio/ explosão)	SCN -2 (colisão de frente)	SCN -3 (colisão de paralela)
$F_j(t)$	0	0.001	0.005 <sup>**</sup>	0.01
$M_j$	Não aplicável	90%	90%	90%
<b>Resultados</b>				
Cenário	Scn-0	Scn-1	Scn-2	Scn-3
Risco de meia perda	0	+0.0317	+0.1751	+0.3642
Risco de extinção	0	+0.002	+0.0227	+0.0765
Tempo médio (anos) para meia perda	>100	>100	>100	>100
Tamanho mínimo esperado (cm <sup>2</sup> )	198.5	-39.7	-62.5	-91.4
Categoria de risco IUCN	Negligível	Negligível	Negligível	Negligível
Categoria de risco proposta	Negligível	Negligível	Vulnerável	Vulnerável



Figura 8. Categorias de Risco para Riscos Acumulados (soma dos riscos dos três cenários), SCN-3 (colisão de ultrapassagem), SCN-2 (colisão frontal), SCN-1 (fogo/explosão) e SCN-0 (população não perturbada) (Elaborada pelo Autor, 2019).



## 5.2 ESTUDO DE CASO 2: ECORISCOS PARA UM ECOSISTEMA COSTEIRO, COMO RESULTADO DE POTENCIAIS ACIDENTES MARÍTIMOS NO TRANSPORTE DE PETRÓLEO PARA UM PORTO

Este AQRE foi realizado em 2012 durante a fase de projeto de uma refinaria de petróleo no nordeste do Brasil. Para mais detalhes, consulte as referências (Duarte et al 2013).

### 5.2.1 Caracterização do problema

O Porto e Complexo Industrial de Suape (PCIS), no Estado de Pernambuco, norte do Brasil, é um dos maiores centros de investimentos do Brasil (Suape 2017). O petróleo é fornecido à refinaria através de um porto offshore que recebe petroleiros de até 170.000 DWT (Deadweight Toneladas). O porto fica muito perto da praia de Suape (Figura 9), um rico ecossistema habitado por várias espécies naturais importantes para o Estado. No caso de um derramamento de óleo, a saúde ecológica do SPIC pode ser gravemente danificada. Este AQRE teve como objetivo quantificar os riscos causados por possíveis derramamentos de óleo no SPIC e fornecer informações quantitativas e relevantes que possam apoiar o processo de tomada de decisão para gerenciar esses riscos.

### 5.2.2 Identificação de perigos e consolidação de SCNs

Vinte e quatro pontos foram escolhidos para representar um local possível para um derramamento de óleo e definir SCNs. Um PHA foi realizado em todos eles. A escolha por 24 pontos igualmente espaçados foi subjetiva, sendo uma troca aceitável entre: manter o PHA simples (não um número excessivo de cenários); e capacidade de cobrir todos os eventos acidentais no local de abordagem. A principal entrada do PHA foi a gravidade de um derramamento de óleo, caso ocorra em cada local possível. Para cada local, a avaliação da gravidade levou em consideração a proximidade do local com a praia de Suape, ou seja, quanto mais próximo da praia, mais severo. A Tabela 3 apresenta os SCNs selecionados para a próxima etapa da metodologia. O SCN-1a e o SCN-2a, nos locais 1a e 2a (Figura 9), respectivamente, foram classificados com severidade catastrófica classe IV (isto é, danos ecológicos consideráveis, atingindo ecossistemas além dos limites do porto e longo tempo de recuperação). O SCN-3a, no local 3a (Figura 2), foi classificado com severidade crítica classe III (ou seja, considerável dano ecológico, atingindo ecossistemas além dos limites do porto e curto tempo de recuperação). Todos os outros locais foram classificados com classes de gravidade mais baixa e depois não selecionados para uma avaliação mais detalhada nas próximas etapas.

Figura 9. Dispersão da pluma de petróleo 19h após um vazamento na localização 3a na pior condição meteorológica (estação de inverno e maré de primavera) (DUARTE et al., 2013)

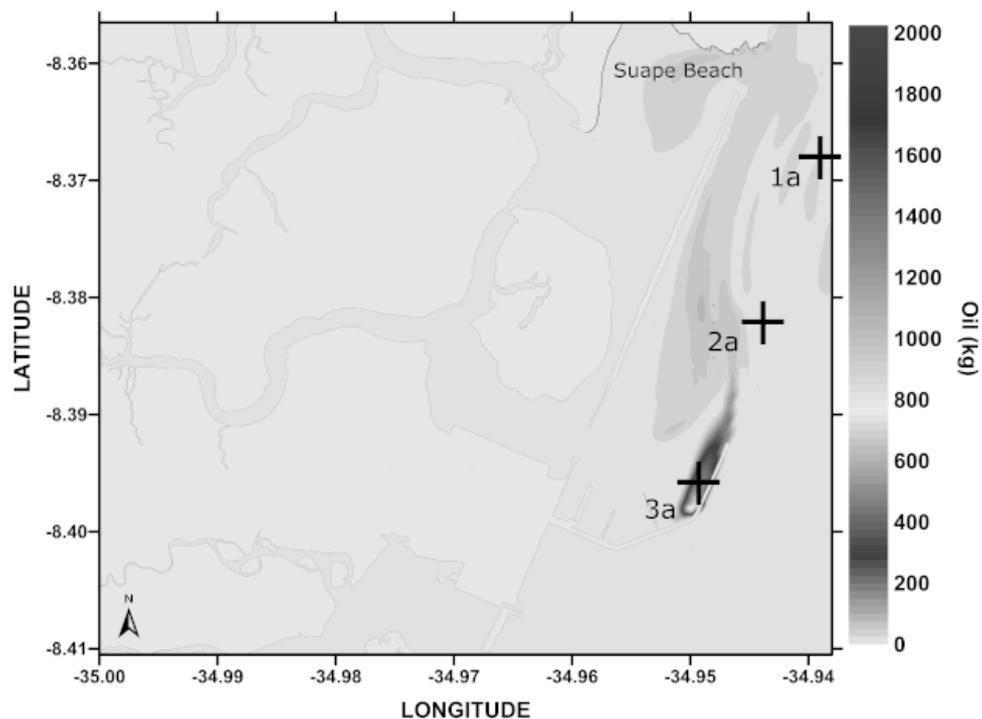


Tabela 3 Cenários Acidentais e suas possíveis PCs (DUARTE et al., 2013)

Cenário acidental	Atividade	Ruptura total do braço de descarga (L.1)	Vazamento do braço de descarga (L.2)	Impacto externo, grande derramamento (E.1)	Impacto externo, pequeno derramamento (E.2)
SCN-1a	A embarcação está manobrando/navegando no local 1a			X	X
SCN-2a	A embarcação está manobrando/navegando no local 1a			X	X
SCN-3a	A embarcação está atracada e descarregando óleo	X	X	X	X

### 5.2.3 Avaliação da exposição

As condições oceanográficas e meteorológicas influenciam a dispersão do petróleo no oceano e, portanto, a concentração a que a praia de Suape é exposta após um acidente. O Princeton Ocean Model (POM) (Ezer 2005) integrou um modelo que calcula o destino advectivo-difusivo e o transporte de pluma de petróleo (ARAUJO et al., 2005) foi usado para descrever a circulação costeira na região em questão. Este modelo leva em consideração os principais mecanismos físico-químicos que influenciam o balanço de óleo na água do mar tropical: arrastamento, emulsificação e evaporação. A variação local da concentração de óleo devido a esses processos foi calculada na simulação passo a passo, usando um conjunto de rotinas baseadas em outros modelos (Mackay 1991; Mackay e Paterson 1992; Sebastiao e Soares 1995, 1998), conforme descrito por (Nazir et al 2008). As características físico-químicas do óleo foram baseadas na documentação do modelo ADIOS, versões 1.1 e 2.0 (NOAA 1994, 2000) e (CONCAWE 1983). Para os três SCNs acidentais selecionados na etapa anterior, a evolução espaço-temporal do petróleo foi simulada para grupos de condições meteorológicas (maré primavera / inverno, maré primavera / verão, maré alta / inverno e maré alta / verão) (e.g., Figura 2 ) Por exemplo, o SCN 3a é mais grave se ocorrer durante o inverno e a maré primavera, causando à praia de Suape uma concentração de exposição de 17,49 mililitros de óleo por litro de água.

### 5.2.4 Estimativas de frequência

Uma análise de confiabilidade foi realizada com base nas frequências genéricas de perda de conteúdo (PC) para navios, abrangendo atividades de carga e descarga, bem como impactos externos (CPR18E 2005a). As frequências para as condições meteorológicas também foram definidas da seguinte forma: 0,5 por ano, tanto no verão (6 meses) quanto no inverno (6 meses); e 0,5 por ano para as marés da primavera e da tarde, porque alternam semanalmente. Dessa forma, cada par de condição meteorológica (estação e maré) tinha uma frequência de 0,25 por ano. Por exemplo, o SCN 3-a no inverno e na maré de primavera (Figura 9) teve uma frequência estimada de ocorrência de 0,02 por ano.

### 5.2.5 Modelagem da população

Uma população juvenil de peixes de uma espécie nativa (*Diapterus rhombeus*) foi escolhida como bioindicadora por vários motivos: eles são sensíveis e servem como um indicador de alerta precoce dos impactos ecológicos; sua importância econômica e social, uma vez que as comunidades humanas as consomem como um meio de subsistência;

disponibilidade de dados demográficos, coletados nas águas rasas da praia de Suape, de março de 2008 a fevereiro de 2010; disponibilidade de um biólogo especialista nesta espécie para obter opiniões. Em seguida, um modelo populacional foi construído para refletir dados e calibrado com opinião de especialistas. O modelo projetou a abundância da população ( $N$ ) adiante 100 anos (300 intervalos de tempo) a partir da estimativa inicial da abundância da população, usando a expressão matemática:  $N(t + 1) = R(t) * N(t)$ , com  $R(t)$ , a taxa de crescimento populacional no tempo  $t$ , variando de acordo com uma distribuição lognormal com média igual a 1,001 e desvio padrão igual a 0,01. Simulações de Monte Carlo foram realizadas com 10000 repetições.

Para cada etapa do tempo de cada replicação, um valor para  $R(t)$  foi selecionado aleatoriamente a partir de um lognormal com média de 1,001 e desvio padrão de 0,01. Este modelo descreve o SCN-0, ou seja, a dinâmica da população de peixes juvenis na praia de Suape, desconsiderando os distúrbios de preocupação (possível ocorrência de derramamentos de óleo). Observe que o SCN-0 é linear e a abundância da população é ilimitada. Modelos de crescimento mais representativos poderiam ser usados, por exemplo, com dependência da densidade do tipo *Scramble competition*, conforme sugerido por especialistas em *D. rhombeus*, porque acredita-se que os recursos sejam compartilhados mais ou menos igualmente entre os jovens. Por um lado, tornaria a simulação do SCN-0 mais realista; por outro, tornaria a simulação de cenários acidentais muito otimista e até irrealista, porque os efeitos da dependência da densidade levariam a população a se recuperar muito rapidamente após um acidente. Em outras palavras, a mortalidade populacional maciça aconteceria após um acidente, e os efeitos da dependência da densidade causariam um aumento na taxa de crescimento populacional. Isso é bastante irreal, porque após um derramamento de óleo, espera-se que os peixes encontrem dificuldades para se alimentar e se reproduzir. De qualquer forma, uma análise de sensibilidade foi realizada para avaliar a sensibilidade dos resultados à dependência da densidade, conforme será comentado na Etapa 6.

### 5.2.6 Quantificação e categorização de riscos

A seguir, cada SCN foi incluído no modelo da etapa 5 para considerar a possível ocorrência de derramamento de óleo. Novas simulações de Monte Carlo foram feitas, sendo que para cada passo de tempo de cada replicação (total de 10000) todos os SCNs acidentais foram selecionados para ocorrer (sucesso) ou não (falha), de acordo com uma distribuição de Bernoulli com probabilidade de sucesso igual à Frequência estimada de

ocorrência do SCN (da etapa 4). Caso isso aconteça, causa certa exposição na praia de Suape e consequente mortalidade na população de peixes (da etapa 3). Esse processo de simulação é ilustrado na Figura 10 e os resultados do risco são mostrados na Figura 11. Cada ponto da curva pode ser interpretado como “existe uma probabilidade de Y% de que a abundância da população declinará para metade do seu valor inicial com o tempo passo X”. De acordo com nossa categorização de risco, a ocorrência potencial de SCN-3a (riscos acumulados) faz com que a população de peixes seja categorizada como "Em Perigo". Observe que a curva de riscos acumulados (ocorrência potencial de SCN-1a ou SCN-2a ou SCN-3a) é sobreposta à curva SCN-3a. Isso sugere que medidas de controle e / ou preventivas devem ser tomadas para reduzir a exposição (e.g., conter o óleo, limpar e mitigar os efeitos de um derramamento de óleo) e / ou a frequência (e.g., melhorias no treinamento da tripulação) da ocorrência de SCN-3a. Além disso, consultar a regulamentação pertinente à contaminação por substância tóxicas, o Anexo II da MARPOL (IMO, 2004b), contribui para obter uma estimativa de frequências de acidentes menor, ao se assumir o total cumprimento de suas regras.

Em seguida, uma segunda rodada de AQRE deve ser realizada, incluindo essas medidas no modelo que descreve o SCN-3a, a fim de avaliar a redução de risco resultante, até que ela atinja a categoria “Negligenciável”. incluídos separadamente em todos os cenários e, em seguida, estimulados novamente para avaliar a sensibilidade dos resultados. Como esperado, o tipo *Scramble* causou resultados otimistas demais para cenários acidentais (a população de peixes se recuperou muito rapidamente após um derramamento de óleo), enquanto o tipo *Ceiling* não causou diferença nas categorias finais de risco quando comparado ao modelo original sem dependência da densidade. Para mais detalhes sobre a análise de sensibilidade, consulte as referências (Duarte 2011).

Figura 10. Diagrama conceitual que representa uma replicação dentre 10000 para simulação estocástica do impacto de potenciais acidentes marítimos no transporte de óleo no Porto de Suape.  $M_k(t)$  é a mortalidade causada pelo cenário acidental (CA) aleatoriamente selecionado  $k$ ,  $T$  é o passo no tempo na qual  $k$  ocorre,  $C_k$  é a concentração de óleo a qual a população de peixe é exposta para um CA  $k$ ,  $N(t)$  é a abundância populacional em um tempo  $t$ ,  $R(t)$  é a taxa de crescimento populacional em um tempo  $t$ ,  $F_i(y^{-1})$  é a frequência por ano  $y$  da ocorrência de cada cenário  $i$ .

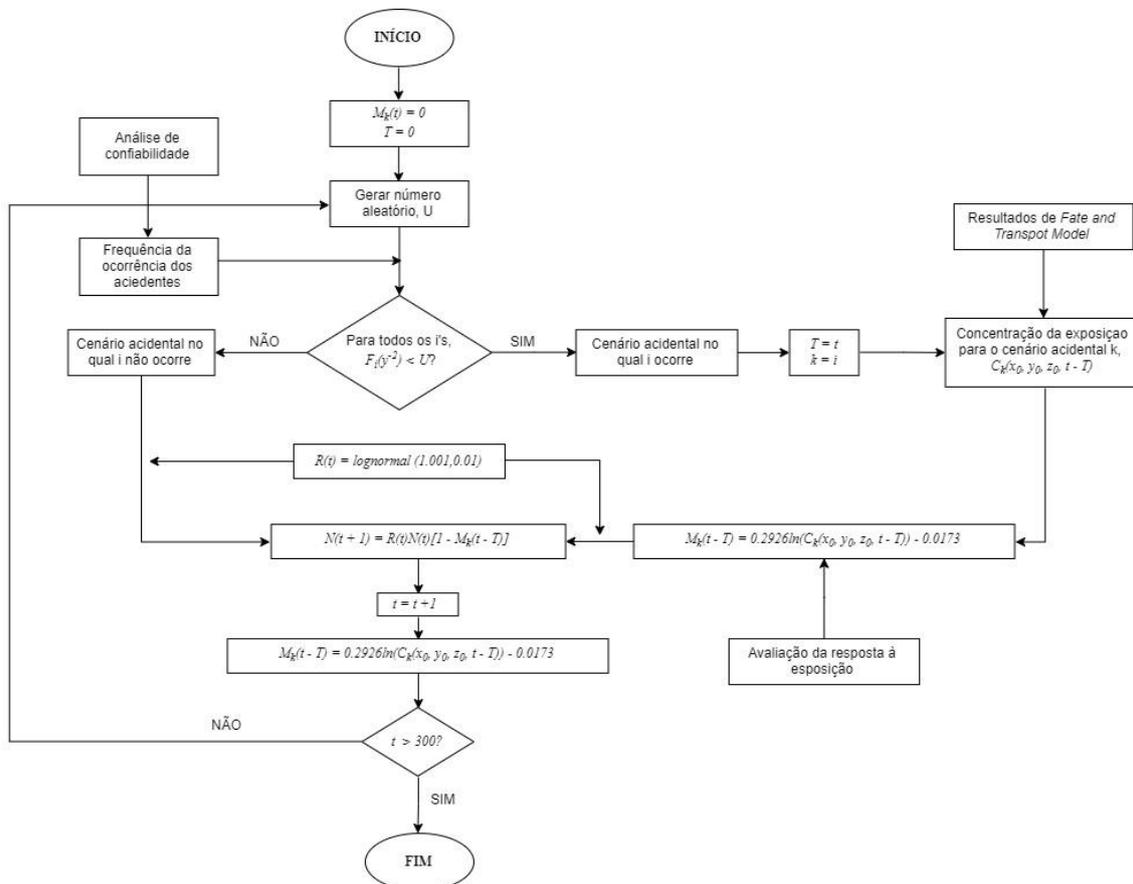
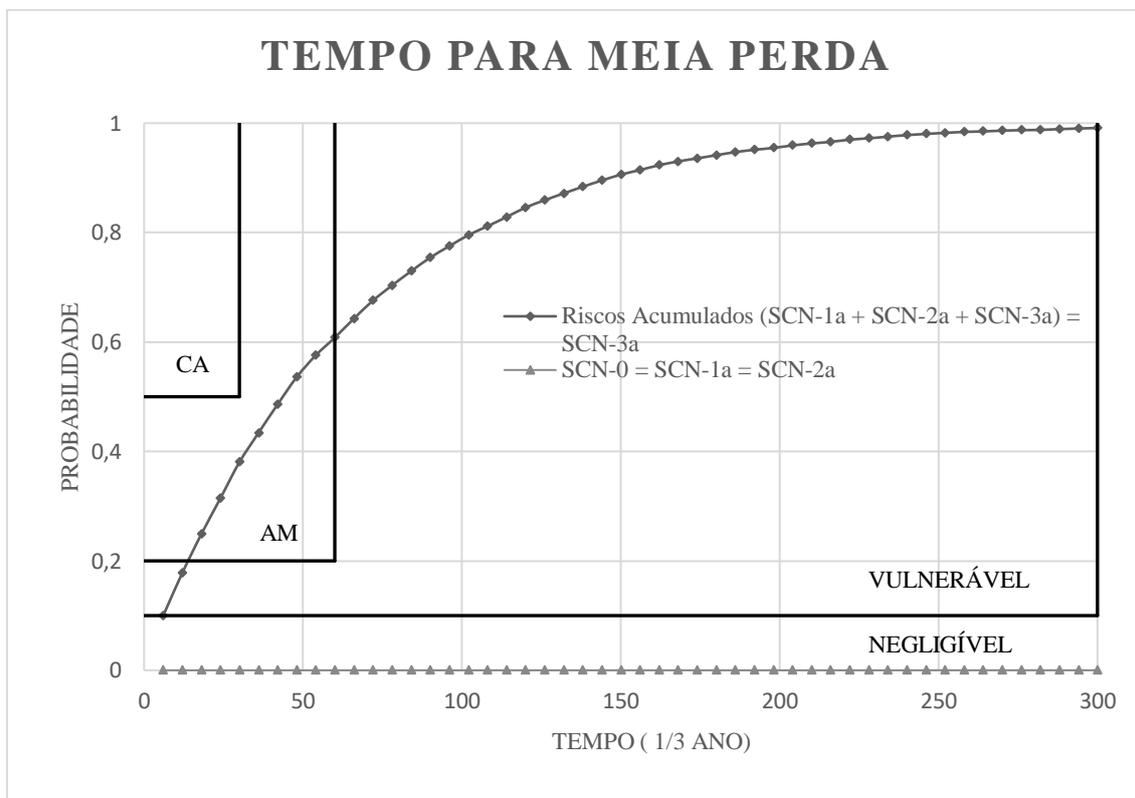


Figura 11. Categorização de risco para Riscos Acumulados (soma do risco de todos os cenários), cenário de vazamento na local 3a (SCN-3a), local 2a (SCN-2a) e local 1a (SCN-1a). SCN-1a e SCN-2a estão superpostos. Riscos Acumulados e SCN-3a estão superpostos (Elaborado pelo autor, 2019).



### 5.3 ESTUDO DE CASO 3: ANÁLISE PRELIMINAR DE RISCO ECOLÓGICO QUANTITATIVO DE UM RECENTE DERRAMAMENTO DE ÓLEO NA ÁREA COSTEIRA DO NORDESTE DO BRASIL: FOCO NAS PRAIAS DE PORTO DE GALINHAS

#### 5.3.1 Caracterização do problema

Primeiramente, define-se como escopo da pesquisa o desenvolvimento de um modelo capaz de prever as consequências causadas às tartarugas pelo recente vazamento de petróleo no nordeste do Brasil. Propôs-se, então, a estudar a dinâmica que governa o ciclo de vida da tartaruga-de-pente (TP), bem como os fatores que levam à sua mortalidade. Assim, definimos a estrutura do estágio e a estrutura do sexo para que possamos calcular e estimar as taxas de mortalidade e nascimento referentes a cada estágio. Além disso, as praias do PG analisadas foram: Muro Alto, Cupe, Maracaipe e Merepe.

O misterioso vazamento que atinge as praias do PG é o foco de preocupação, pois a toxicidade do óleo pode levar à extinção da subpopulação de TP no PG. Foram realizadas pesquisas sobre ecotoxicologia do petróleo, persistência do oceano e impactos



diretos na vida marinha, para que fosse possível entender o perigo do petróleo para a população de tartarugas. A persistência do petróleo no oceano ainda é desconhecida, pois depende de ações do governo para fornecer recursos para monitoramento e descontaminação. Os efeitos da exposição ao óleo, como lesões nas mucosas e no trato respiratório, aumentam exponencialmente as chances de a tartaruga morrer prematuramente. No município de Ipojuca, também existem atividades relacionadas ao refino e transporte de petróleo, com carga e descarga de petróleo eventualmente ocorrendo em Suape (PETROBRÁS, 2019). A origem do vazamento ainda é desconhecida, no entanto, podemos dizer que ele não veio das atividades industriais de Ipojuca. No entanto, existem rotas internacionais próximas ao nordeste brasileiro, e o petróleo provavelmente veio de um navio que viajava por essas águas e, devido às correntes marítimas, o óleo se espalhou pelo litoral nordeste, incluindo as praias de PG.

Nos ecossistemas costeiros, os efeitos do óleo sobre a flora e a fauna são enormes, por exemplo: o óleo cria uma camada sobre o oceano que impede a passagem da luz e, conseqüentemente, a fotossíntese do fitoplâncton (ou seja, a base de toda a cadeia alimentar marinha), afetando negativamente o resto da cadeia alimentar marinha; a toxicidade do óleo torna as faixas mais próximas da costa marinha inadequadas para nadadores e turistas, e também é tóxica para a maioria dos animais que vivem no ecossistema marinho, causando mortalidade por asfixia, intoxicação e imobilização, por exemplo. Utilizou-se a fêmea adulta da TP, que vive no habitat nerítico, como bioindicador de PG, e classificou-se os resultados da pesquisa com base nele. É importante enfatizar que a análise será apenas na subpopulação de TP que aparece em PG.

### **5.3.2 Identificação de perigos e consolidação de SCNs**

Foram definidos 5 cenários (SCNs) variando o tempo de exposição ( $\Omega$ ) e a taxa de mortalidade por óleo ( $\alpha_t$ ) (consulte a Tabela 4), a saber: SCN-0: com 0 anos de tempo de exposição ( $\Omega$ ) e taxa de mortalidade por óleo ( $\alpha_t$ ) da população exposta de 0%; SCN-1 com 1 ano de tempo de exposição ( $\Omega$ ) e taxa de mortalidade por óleo ( $\alpha_t$ ) da população exposta de 5%; SCN-2 com tempo de exposição ( $\Omega$ ) de 6 meses e taxa de mortalidade por óleo ( $\alpha_t$ ) da população exposta de 25%; SCN-3 com um tempo de exposição ( $\Omega$ ) de 1 ano e taxa de mortalidade por óleo ( $\alpha_t$ ) da população exposta de 25%; SCN-4 com um tempo de exposição de 2 anos e taxa de mortalidade por óleo ( $\alpha_t$ ) da população exposta de 25%; SCN-5 com tempo de exposição ( $\Omega$ ) de 5 anos e taxa de mortalidade por óleo

( $\alpha_t$ ) da população exposta de 25%; SCN-6 com tempo de exposição ( $\Omega$ ) de 2 anos e taxa de mortalidade por óleo ( $\alpha_t$ ) da população exposta de 50%. Assim, nos cenários formulados, foram classificados por relevância e maior perigo.

### 5.3.3 Avaliação da Exposição

Nesta etapa, estimou-se a exposição de cada estágio ao óleo derramado. Para isso, considerou-se fatores como: se o habitat natural de um estágio está próximo à costa ou se esse estágio precisa passar pelas localidades do litoral para realizar alguma atividade (e.g., desovar ou migrar).

Assumiu-se que a exposição é diferente para cada estágio, porque cada estágio tem suas próprias peculiaridades e habitats naturais; por exemplo, o juvenil oceânico é o estágio que fica mais distante da costa. Assim, supôs-se diferentes taxas de exposição para os estágios (Tabela 2), como segue: a) Fêmeas adultas: em média, a fêmea tem um intervalo de 2,5 anos por ciclo reprodutivo, o que daria 40% ao ano de fêmeas adultas que realmente vão à praia para desovar e são expostas ao óleo, então  $P_f = 40\%$ ; b) Machos neríticos juvenis e adultos: viver aproximadamente à mesma distância da costa teria a mesma taxa de exposição de 5%, portanto  $P_m = 5\%$ , este parâmetro é um palpite de especialistas da Ecoassociados; c) Ovos: para as tartarugas recém-nascidas, todas foram expostas, pois precisam migrar para o ambiente oceânico, passando pela área contaminada, proporcionando uma taxa de exposição de 100% para o estágio dos ovos, então  $P_e = 100$ ; d) Juvenil oceânico: como é o mais distante da costa, assumiu-se que não seria exposto ao petróleo.

Tabela 4. Proporção da exposição de cada estágio ao óleo.

Ovo	Juvenil Oceânico	Juvenil Nerítico/Macho Adulto	Fêmea Adulta
100%	0%	5%	40%

### 5.3.4 Estimativas de frequência

A metodologia utilizada é para uma AQRE preventiva, portanto, a frequência / probabilidade de ocorrência de derramamento de óleo e suas consequências devem ser estimadas. No entanto, neste estudo, estamos realizando um AQRE retrospectivo, uma vez que o derramamento de óleo já ocorreu e, portanto, sua probabilidade de ocorrência é de 100%, para que se possa avaliar os impactos reais que esse desastre causará.

Como o modelo visa medir o risco causado pelo vazamento, as simulações consideram uma frequência única de ocorrência de 100% no ano de 2019. No entanto, variou-se o tempo que o óleo permanecerá na área costeira e as taxas de mortalidade causadas por ele. A lógica para variar esses parâmetros é que eles estão relacionados a medidas de remediação, com a taxa de mortalidade por óleo relacionada a medidas de contenção e o tempo de exposição à eficácia das medidas de limpeza do oceano.

### 5.3.5 Modelagem da população

Baseado na biologia da espécie, os estágios definidos foram: ovo, pré-juvenil, juvenil e adultos. O autor define três ambientes para TP: zona terrestre, zona nerítica (i.e., zona do oceano onde a luz do sol atinge o leito oceânico, com profundidades relativamente rasas de 200m), e zona oceânica (i.e., onde a luz do sol não atinge o leito oceânico e profundidade da lâmina d'água ultrapassa os 200m). Os estágios foram definidos da seguinte maneira (Figura 12):

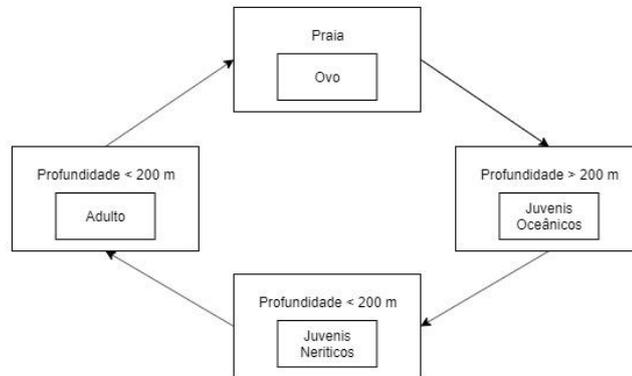
- I. Ovo (i.e., engloba desde o desenvolvimento embrionário da TP até sua migração ao ambiente (durante a migração a tartaruga deve passar pela zona nerítica));
- II. Juvenil oceânico (i.e., quando a tartaruga se desenvolve na zona oceânica até ela ser capaz de migrar para a zona nerítica);
- III. Juvenil nerítico (i.e., quando a tartaruga migra para o ambiente nerítico, onde permanece até o amadurecimento sexual);
- IV. Adulto (i.e., desde quando ela se torna sexualmente madura até morrer).

A abundância populacional total da TP no Oceano Atlântico é desconhecida, no entanto, devido ao fato da espécie ser dividida em subpopulações que desovam em diferentes praias e por conta de sua filopatria (i.e., tendência de retornar à praia onde nasceu para desova), é possível estimar a população que nasce, desova e se reproduz em PG, assim como as taxas de reprodução, por meio de dados fornecidos pela ONG Ecoassociados.

O modelo é dividido em duas estruturas principais, por sexo e por estágio (LEFKOVITCH, 1965). Um modelo matricial que projeta a população de machos (M) e fêmeas (F) separados em seus quatro estágios (1 – ovo, 2 – juvenis pelágicos, 3 – juvenis bênticos, 4 – adultos) de um instante de tempo para o próximo por meio da matriz de transição (LEFKOVITCH, 1965). Foi considerado que a capacidade de carga (i.e., a máxima população de ovos de TP que PG pode suportar) é 2938 de ovos de fêmeas

adultas (baseado em dados da Ecoassociados). A estrutura por estágio é dividida em quatro estágios (Figura 12).

Figura 12. Estágios de vida da tartaruga-de-pente.



A estrutura do modelo pode ser vista abaixo, onde cada elemento  $a_{ij}$  da matriz representa a taxa de transição de um estágio  $j$  para um estágio  $i$ .

$$\begin{pmatrix} F_1^i(t+1) \\ F_2^i(t+1) \\ F_3^i(t+1) \\ F_4^i(t+1) \\ M_5^i(t+1) \\ M_6^i(t+1) \\ M_7^i(t+1) \\ M_8^i(t+1) \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & a_{14} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ a_{21} & a_{22} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & a_{32} & a_{33} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & a_{43} & a_{44} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & a_{54} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & a_{65} & a_{66} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & a_{76} & a_{77} & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & a_{87} & a_{88} \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} F_1^i(t) \\ F_2^i(t) \\ F_3^i(t) \\ F_4^i(t) \\ M_5^i(t) \\ M_6^i(t) \\ M_7^i(t) \\ M_8^i(t) \end{pmatrix}$$

Os impactos causados pela contaminação por petróleo podem ser modelados, através de mortalidade causada nas tartarugas nos estágios de vida em que pode ocorrer contato direto com petróleo (i.e., recém-nascido, juvenil ou adulto), nos anos específicos em que houve a exposição. A estimativa de mortalidade devido à exposição ao óleo foi baseada no estudo recente de Mitchelmore (MITCHELMORE; BISHOP; COLLIER, 2017), na qual os níveis de intoxicação foram classificados em quatro fases e, para cada uma, foi obtida uma mortalidade. Isso é descrito, através da equação a seguir:

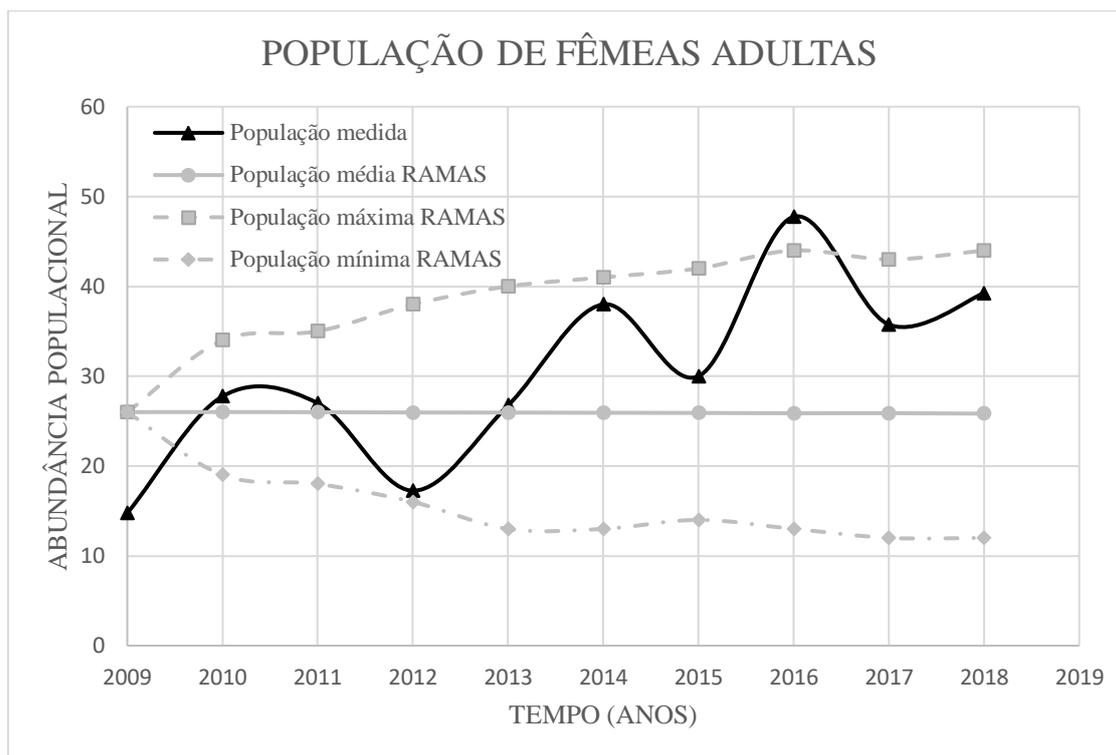
$$\begin{pmatrix} F_1^i(t+1) \\ F_2^i(t+1) \\ F_3^i(t+1) \\ F_4^i(t+1) \\ M_5^i(t+1) \\ M_6^i(t+1) \\ M_7^i(t+1) \\ M_8^i(t+1) \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & a_{14} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ a_{21} & a_{22} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & a_{32} & a_{33} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & a_{43} & a_{44} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & a_{54} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & a_{65} & a_{66} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & a_{76} & a_{77} & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & a_{87} & a_{88} \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} F_1^i(t) \\ F_2^i(t) \\ F_3^i(t) \\ F_4^i(t) \\ M_5^i(t) \\ M_6^i(t) \\ M_7^i(t) \\ M_8^i(t) \end{pmatrix} - \begin{pmatrix} P_e \cdot \alpha_t \cdot F_1^i(t) \\ 0 \\ P_m \cdot \alpha_t \cdot F_3^i(t) \\ P_f \cdot \alpha_t \cdot F_4^i(t) \\ P_e \cdot \alpha_t \cdot M_5^i(t) \\ 0 \\ P_m \cdot \alpha_t \cdot M_7^i(t) \\ P_m \cdot \alpha_t \cdot M_8^i(t) \end{pmatrix}$$

Primeiro simulou-se o SCN-0 (sem exposição ao óleo) e depois, todos os outros SCNs foram simulados, variando-se os parâmetros duração da exposição ao óleo,  $\Omega$ , e taxa de mortalidade por óleo por ano,  $\alpha_t$ , e mantendo todos os outros parâmetros iguais, *ceteris paribus*. Com isso, deseja-se comparar os resultados de cada SCN com o *benchmark* SCN-0 (sem derramamento de óleo), a fim de avaliar qual é o risco adicional causado por cada SCN.

#### 5.3.5.1 Validação do modelo

A parametrização do modelo foi realizada com base no banco de dados Ecoassociados, literatura e suposições educadas. O modelo foi validado também por meio dos registros deles, a partir do número fêmeas encontradas desovando ou apenas dos próprios ninhos. Os resultados na Figura 13 mostram os valores médio, máximos e mínimos da população obtidos com a simulação desde 2009 até 2018 (os dados de 2019 não haviam sido disponibilizados), junto com os dados obtidos. É possível observar que os dados populacionais flutuam bastante ao longo dos anos, com apenas dois anos (2009 e 2016), que apresentaram resultados fora dos limites.

Figura 13. Validação do modelo das tartarugas-de-pente



### 5.3.6 Quantificação e categorização de riscos

Após a simulação, tem-se vários resultados de risco. Aqui, foram apresentados os mais importantes, que é abundância final da população adulta HT feminina ao longo do tempo (Tabela 5) para todos os cenários, ou seja: máx. e min. são os maiores e menores números possíveis de tartarugas durante toda a simulação; -SD e +SD são os desvios padrão (i.e., medição de dispersão) calculados pelo software; risco de extinção terminal (i.e., a probabilidade de que a abundância da população adulta feminina em PG chegue a 0 até o ano de 2109); tempo para quase extinção ou tempo para meia perda (Figura 14), isto é: tempo para a população adulta feminina atingir metade do número de indivíduos iniciais, definido como ponto inicial. Um resumo dos resultados (Tabela 6) comparando cada cenário de exposição ao petróleo com SCN-0 (sem exposição ao óleo) em termos de risco adicional de meia perda, categoria de risco, e o tempo médio para quase extinção (isto é, tempo para atingir metade da abundância inicial).

Tabela 5. Resumo estatístico da população da tartaruga-de-pente fêmea adulta.

SCN	Min	-SD	Médio	+SD	Máx	Risco de extinção terminal
Scn-0	0	9,81	24,17	38,53	120	0,003

Scn-1	0	9,35	22,92	36,49	111,00	0,0045
Scn-2	0	8,4	21,97	35,54	109	0,0056
Scn-3	0	7,07	19,60	32,13	118	0,0089
Scn-4	0	5,73	17,73	29,73	103	0,0122
Scn-5	0	3,20	12,94	22,68	81	0,0388
Scn-6	0	2,79	12,51	22,23	70,00	0,0416

Figura 14. Tempo de Meia Perda para cada SCN.

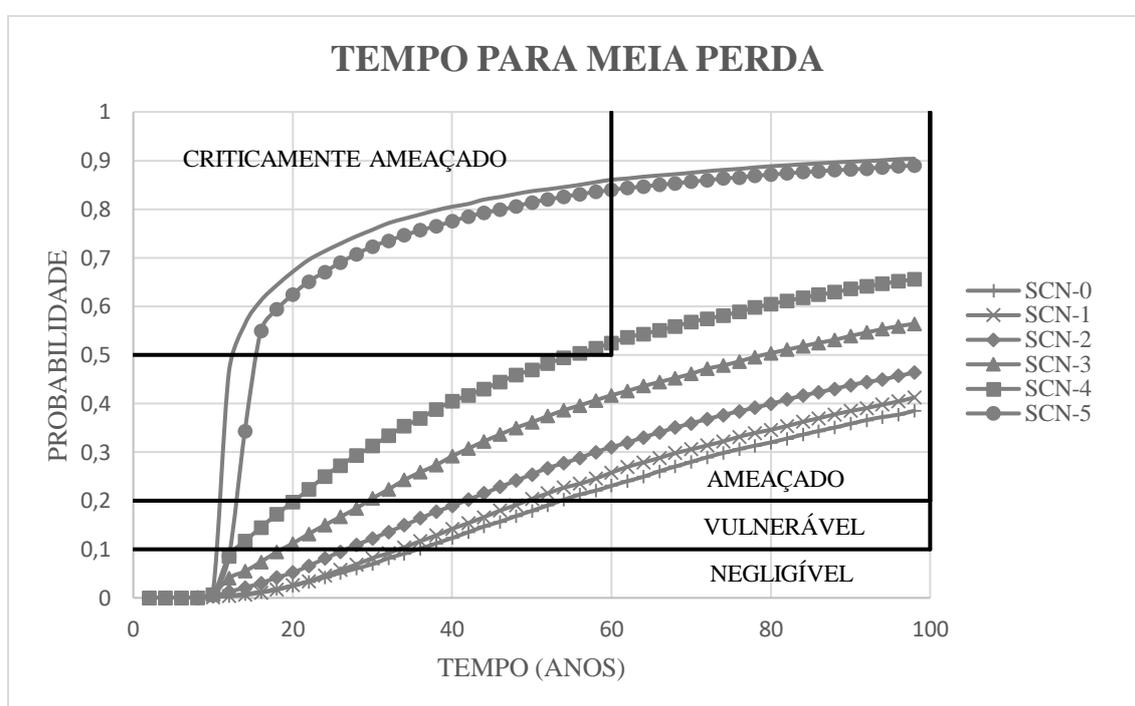


Tabela 6 Identificação e Consolidação de cenários; Tempo de quase-extinção de fêmeas adultas em cada cenário.

Cenário	Descrição	Duração da exposição ao óleo	Taxa de mortalidade devido ao óleo por ano	Hipóteses	Tempo médio para quase-extinção	Categorização do Risco
SCN-0	Sem exposição ao óleo	0 ano	0	Sem vazamento	T > 100	AM

SCN-1	Mitigação extremamente pesada	1 anos	5%	Limpeza rápida e contenção muito forte	T >100	AM
SCN-2	Mitigação muito pesada	6 meses	25%	Limpeza muito rápida e forte contenção	T >100	AM
SCN-3	Mitigação pesada	1 ano	25%	Limpeza rápida e forte contenção	79,1 anos	AM
SCN-4	Mitigação moderada	2 anos	25%	Limpeza lenta e forte contenção	55,4 anos	CA
SCN-5	Mitigação leve	5 anos	25%	Limpeza muito lenta e contenção muito forte	15,5 anos	CA
SCN-6	Mitigação muito leve	2 anos	50%	Limpeza lenta e contenção moderada	12,7 anos	CA

O SCN-0, cenário de referência, mesmo sem o vazamento, já mostra que as tartarugas são classificadas como ameaçadas de extinção (AM), e, para não agravar a categoria, serão necessárias medidas de mitigação correspondentes a SCN-1 (mitigação extremamente pesada) e SCN-2 (muito forte mitigação). Os outros cenários que se enquadraram na categoria AM foram SCN-1, SCN-2 e SCN-3, o que mostra que as medidas a serem tomadas precisam ser urgentes, limpeza pesada do oceano e contenção pesada de tartarugas. Em todos os outros cenários, a categoria de risco aumentou para criticamente ameaçada (CA), o que mostra que, se as autoridades competentes demorarem muito para limpar ou falharem em fazê-lo com eficiência, o risco de extinção da subpopulação de PG TP aumentará significativamente. Como já mencionado, os dois



fatores tempo de exposição e toxicidade são extremamente importantes. Assim, medidas que mitiguem apenas uma delas não serão suficientes para impedir a extinção futura da população de desova de HT no PG. Além disso, como mostrado nos resultados, se as medidas urgentes não forem tomadas para a descontaminação do mar, os danos serão irrecuperáveis para as tartarugas e todo o ecossistema aquático. Além de remediar os derramamentos de óleo, os esforços de preservação da TP precisam ser intensificados para que a taxa de sobrevivência aumente e ocorra um crescimento positivo da população, para que a perda de população devido ao desastre possa um dia ser recuperada e evitada a extinção.

Comparando os resultados, é possível observar a semelhança entre a curva do SCN-6 e do SCN-5, que apesar de ter uma diferença de três anos, apresenta resultados semelhantes, o que mostra a importância que a taxa de mortalidade tem no risco final para a população de TP. É notável como a mortalidade influencia o resultado no SCN-6, mesmo sendo um cenário de exposição de 2 anos, teve o pior resultado, dada a taxa de mortalidade de 50%. No entanto, não se deve negligenciar o tempo de exposição, como pode ser visto no SCN-5, mesmo com 25% de mortalidade, seu resultado foi um dos piores por ter uma duração de 5 anos. Com esses resultados, é evidente que a população TP é extremamente sensível ao fator tempo de exposição e ao fator toxicidade. As taxas de mortalidade e exposição variaram de várias maneiras e, quando qualquer uma das duas aumenta, mesmo que a outra fique constante, os riscos aumentam também.

## 6 CONCLUSÕES

A partir da aplicação da metodologia nos três estudos de caso, é possível concluir o seguinte:

- No primeiro estudo de caso, qualquer um dos cenários acidentes (explosão/fogo, colisão frontal e de ultrapassagem) envolvendo petroleiros em uma rota próxima à ilha de Fernando de Noronha coloca a espécie-chave, o coral pétreo *Siderastrea stellata*, na categoria de risco VULNERÁVEL. Ao se acumular o risco de todos os cenários, i.e., considerar que todos os cenários acidentais ocorrem, a categoria vai para AMEAÇADA. Ainda com essas categorias, não é possível fornecer respostas confiáveis a respeito de quais medidas devem ser tomadas, uma vez que o estudo foi feito a partir de estimativas conservadoras, superestimando os riscos.
- O segundo estudo de caso, mostra que derramamentos de petróleo no Porto de Suape nos SCN-1 e SCN-2 entram na categoria de risco NEGLIGÍVEL. O único cenário acidental que fornece algum risco é o SCN-3, que é categorizado como AMEAÇADO, devido a isso, a curva de riscos acumulados sobrepõe-se à curva do SCN-3. Isso mostra que medidas de controle e / ou preventivas devem ser tomadas para reduzir a exposição (e.g., contenção e limpeza) e / ou a frequência (e.g., melhor treinamento da tripulação).
- O terceiro e último estudo de caso mostra que, naturalmente, as tartarugas-de-pente encontram-se na categoria AMEAÇADO, estando de acordo com a categoria proposta pela IUCN. Os cenários de mitigação de impactos não são suficientes para reduzir esse nível mais baixo, sendo quase todos ainda na categoria VULNERÁVEL. Somente os SCN-4, SCN-5 e SCN-6 enquadram-se na categoria de risco CRITICAMENTE AMEAÇADO, o que mostra que poucos esforços de mitigação trarão consequências catastróficas à reprodução das tartarugas-de-pente em Porto de Galinhas.

Além disso, há propostas de melhorias nos estudos de caso apresentados, além de novas aplicações, de modo a buscar limitações na metodologia e aperfeiçoá-la, vide a seguir:

- Melhorar a etapa de avaliação da exposição ao óleo, a partir da modelagem de dispersão das plumas de óleo no oceano. Com isso, é possível obter resultados mais precisos no que diz respeito à consequência do acidente.

- Análise Quantitativa de Riscos Microbianos (AQRM) para o risco de explosão de toxoplasmose em uma região específica, bem como a redução destes riscos pela implementação de medidas de controle apropriadas.
- Quantificação de riscos para a aviação em Fernando de Noronha por conta da presença de garças nas proximidades do aeroporto da ilha, bem como a redução destes riscos pela implementação de medidas de controle apropriadas.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AICHE. **Guidelines for Chemical Process Quantitative Risk Analysis**. Ed. 2 ed. New York: John Wiley & Sons, 2000.
2. AIDLEY, D. J. **Animal migration**. Binghamtom, New York: Vail-Ballou Press, 1981.
3. AKÇAKAYA, H. R.; BURGMAN, M. A.; GINZBURG, L. R. **Applied Population Ecology: Principles and Computer Exercises Using RAMAS EcoLab 2.0**. [s.l: s.n.]. v. null
4. AKÇAKAYA, H. R.; ROOT, W. T. **RAMAS GIS: Linking Spatial Data with Population Viability Analysis (version 6)**. Setauket, New York: Applied Biomathematics, 2013.
5. ALLEE, W. C. **Cooperating among Animals**. New York: Henry Schuman, 1938.
6. ALLEE, W. C. **Principles of Animal Ecology**. Philadelphia: W.B. Saunders Co., 1949.
7. AMARAL, F. M. D. et al. Checklist and morphometry of benthic cnidarians from the Fernando de Noronha archipelago, Pernambuco, Brazil. **Cah. Biol. Mar.**, v. 50, n. 3, p. 227–290, 2009.
8. ARAUJO, M. et al. Tidal turbulence and eddy-viscosity in coastal waters at Northeastern Brazil. **J Coastal Res**, v. 21, p. 18–27, 2005.
9. ASTM. **RBCA Fate and Transport Models Compendium and Selection Guidance**. West Conshohocken, PA: ASTM, 1998.
10. BARNTHOUSE, L. W. et al. **User's Manual for Ecological Risk Assessment**. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C. and Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN: Environmental Sciences Division Publication No. 2679, 1986.
11. BARTELL, S. M.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Ecological Risk Estimation**. [s.l: s.n.]. v. null
12. BEVERTON, R. J. H.; HOLT, S. J. On the Dynamics of Exploited Fish Populations. **Fishery Investigations**, v. 2, n. 19, 1957.
13. BRASIL. **Resolução CONAMA N°001/1986. Dispõe sobre procedimentos relativos a Estudo de Impacto Ambiental**, 1986. Disponível em: <www.google.com.br>
14. BRASIL. **Atlas de Cartas Piloto: Oceano Atlântico - De Trinidad ao Rio da**

- Prata**. 2ª edição ed. Rio de Janeiro: DHN, 1993.
15. BRASIL. **Anuário Estatístico de Transportes 2010-2017**. [s.l.] Ministério dos Transportes, Portos e Aviação Civil, 2017.
  16. BROOK, B. W. et al. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. **Nature**, v. 404, p. 385–387, 2000.
  17. CALABRESE, E. J.; BALDWIN, L. A. **Performing Ecological Risk Assessments**. Boca, Raton, FL: Lewis Publisher, 1993.
  18. CAMACHO, E. N. **Uma Proposta de Metodologia para Análise Quantitativa de Riscos Ambientais**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.
  19. CAMPELLO, F. M. **Decisões Racionais em Situações de Incerteza**. Segunda ed ed. Recife: [s.n.].
  20. CETESB. **Manual de orientação para elaboração de estudos de análise de riscos. P4.261**. [s.l: s.n.].
  21. CPR12E. **Methods for determining and processing probabilities (the “Red Book”)**. 2. ed. [s.l: s.n.].
  22. CPR14E. **Methods for the calculation of physical effects (the “Yellow Book”)**. 3. ed. [s.l: s.n.].
  23. CPR16E. **Methods for the Determination of Possible Damage (the “Green Book”)**. 1. ed. [s.l: s.n.].
  24. CPR18E. **Guideline for quantitative risk assessment (the “Purple book”)**. 3. ed. [s.l.] Publicatiereeks Gevaarlijke Stoffen – PGS, 2005.
  25. DE BARROS, M. M. L.; PIRES, D. O. Aspects of the life history of *Siderastrea stellata* in the tropical Western Atlantic, Brazil. **Invertebr. Reprod. Dev.**, v. 49, n. 4, p. 237–244, 2006.
  26. DEPLEDGE, M. H.; FOSSI, M. C. The role of biomarkers in environmental assessment (2). Invertebrates. **Ecotoxicology**, v. 3, n. 3, p. 161–172, 1994.
  27. DUARTE, H. et al. An ecological model for quantitative risk assessment for schistosomiasis: The case of a patchy environment in the coastal tropical area of Northeastern Brazil. **Risk Analysis**, v. 34, n. 5, p. 831–846, 2014a.
  28. DUARTE, H. DE O. et al. 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**, v. 19, n. 6, p. 1457–1476, 2013.
  29. DUARTE, H. DE O. et al. An ecological model for quantitative risk assessment

- for schistosomiasis: The case of a patchy environment in the coastal tropical area of Northeastern Brazil. **Risk Analysis**, v. 34, n. 5, p. 831–846, 2014b.
30. DUARTE, H. O. A methodology for quantitative ecological risk assessment of industrial accidents. (Master's dissertation) **Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção (PPGEP), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)**, 2011.
  31. DUARTE, H. O. **A novel quantitative ecological and microbial risk assessment methodology: theory and applications**. Recife: Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação Engenharia de Produção, 2016.
  32. DUARTE, H. O.; DROGUETT, E. L. Quantitative Ecological Risk Assessment of accidental oil spills on ship routes nearby a marine national park in Brazil. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, p. 0, 2015.
  33. DUARTE, H. O.; DROGUETT, E. L. Quantitative ecological risk assessment of accidental oil spills on ship routes nearby a marine national park in Brazil. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 22, n. 2, p. 350–368, 2016.
  34. DUARTE, H. O.; DROGUETT, E. L.; MOURA, M. C. Quantitative ecological risk assessment of shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*): Proposed model and application example. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 16, n. 3, p. 3691–3709, 2018.
  35. ECHEVERRIA, C. A. et al. Cnidarians of the Atol das Rocas, Brazil. **Proc. Int. Symp. Coral Reefs, 8th**, v. 1, p. 443–446, 1997.
  36. EPA. **Guidelines for Exposure Assessment**. [s.l.] Federal Register 57:22888-22938, 1992a.
  37. EPA. **Framework for ecological risk assessment**. Washington, DC: Risk Assessment Forum: [s.n.].
  38. EPA. **Guidelines for Ecological Risk Assessment**. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 1998.
  39. EPA. **Glossary, Report on the Environment, US EPA**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <www.epa.gov>.
  40. ERICSON, A. C. **Hazard Analysis Techniques for System Safety**. Hoboken, New Jersey: Wiley, 2005.
  41. ERNST, W. H. O.; PETERSON, P. J. The role of biomarkers in environmental

- assessment (4). Terrestrial plants. **Ecotoxicology**, v. 3, n. 3, p. 180–192, 1994.
42. EURECO. **Review of selected schemes developed for environmental risk assessment of substances hazardous for the aquatic environment**. Luxembourg: Institute for Inland Water Management and Waster Water treatment (RIZA), 1997.
43. FIRMINO, P. R.; DROGUETT, E. L. **Rede Bayesianas para a parametrização da confiabilidade em sistemas complexos**. [s.l.] Engenharia de Produção, Universidade Federal de Pernambuco, CTG, 2004.
44. FIRMINO, P. R.; FILHO, R. L. M. S.; DROGUETT, E. L. **An Expert Opinion Elicitation Method Based on Bayesian Intervals Estimation and Computational Searching Algorithms: an Application to Oil Refinery Risk Analysis** PSAM 9-International Conference on Probabilistic Safety Assessment and Management, 2008 Hong Kong Proceedings of the International Conference on Probabilistic Safety Assessment and Management, , 2008.
45. FORBES, V. E. et al. Integrating population modeling into ecological risk assessment. **Integr. Environ. Assess. Manage.**, v. 6, n. 1, p. 191–193, 2010.
46. FORBES, V. E. et al. Adding Value to Ecological Risk Assessment with Population Modeling. **Hum Ecol Risk Assess**, v. 17, n. 2, p. 287–299, 2011.
47. HAAS, C. N.; ROSE, J. B.; GERBA, C. P. **Quantitative Microbial Risk Assessment**. New York, USA: John Wiley & Sons, 1999.
48. HARWELL, M. A. et al. A Quatitative Ecological Risk Assessment of the Toxicological Risks from Exxon Valdez Subsurface Oil Residues to Sea Otters at Northern Knight Island, Price William Sound, Alaska. **Hum. Ecol. Risk Assess.**, v. 16, p. 727–761, 2010.
49. HATTEMER-FREY, H. A.; QUINLAN, R. E.; KRIEGER, G. R. Ecological Risk Assessment Case Study: Impacts to Aquatic Receptors at a Former Metals Mining Superfund Site. **Risk Analysis**, v. 15, n. 2, p. 253–265, 1995.
50. HENLEY, E. J.; KUMAMOTO, H. **Reliability Engineering and Risk Assessment**. New Jersey, USA: Prentice Hall, 1996.
51. HOLLNAGEL, E. **Cognitive Reliability and Error Analysis Method**. Elsevier Science, England: [s.n.].
52. ICMBIO. **PARNAMAR - Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha**, 2013. Disponível em: <<http://www.parnanoronha.com.br/paginas/91-o-parque.aspx>>

53. IMO. **International Convention for the Control and Management of Ships Ballast Water & Sediments Diplomatic Conference** London International Maritime Organisation (IMO), , 2004a.
54. IMO. Anexo II da MARPOL 73 / 78 ( inclusive emendas ) Regras para o Controle da Poluição por Substâncias Líquidas Nocivas a Granel. In: **Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios**. Londres, Reino Unido: International Maritime Organisation, 2004b. v. 78p. 71.
55. IMO. **Formal Safety Assessment FSA—Container Vessels**. London: International Maritime Organization, 2007a.
56. IMO. **Formal Safety Assessment FSA—Liquefied Natural Gas(LNG) Carriers**. London: International Maritime Organization, 2007b.
57. IMO. **Formal Safety Assessment FSA—RoPax Ships**. London: International Maritime Organization, 2008a.
58. IMO. **Formal Safety Assessment FSA-Crude Oil Tankers**. London: International Maritime Organization, 2008b.
59. IMO. **Formal Safety Assessment FSA—Cruise Ships**. London: International Maritime Organization, 2008c.
60. IUCN. **IUCN Red List Categories: Version 3.1**. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN Species Survival Commission, 2001.
61. JORGENSEN, S. E.; PATTEN, B. C.; STRASKRABA, M. Ecosystem emerging. **Ecological Modelling**, v. 126, p. 95–99, 2000.
62. KALOS, M. H.; WHITLOCK, P. A. **Monte Carlo Methods**. Weinheim: Wiley-VCH, 2008.
63. KAREN-KOY, R. E. P. Theoretical and Experimental Ichnology of Mobile Foraging. In: MILLER, W. C. (Ed.). . **Trace fossils: concepts, problems, prospects**. [s.l.] Elsevier B.V., 2007.
64. KORB, K. B.; NICHOLSON, A. E. **Bayesian artificial intelligence**. Florida: Chapman & Hall/CRC, 2003.
65. KU, H. Notes on the use of propagation of error formulas. **J. Res. Natl. Bur. Stand., Sect. C**, v. 70C, n. 4, p. 263–273, 1966.
66. LEFKOVITCH, L. P. The study of population growth in organisms grouped by stages. **Biometrics**, v. 21, p. 1–18, 1965.
67. LESLIE, P. H. On the use of matrices in certain population mathematics. **Biometrika**, v. 33, p. 183–212, 1945.



68. LESLIE, P. H. Some further notes on the use of matrices in certain population mathematics. **Biometrika**, v. 35, p. 213–245, 1948.
69. LGL. **Lihir Gold Limited Sustainability Report 2009**, 2009. Disponível em: <<http://lihir.ice4.interactiveinvestor.com.au/lihir1002/index.php>>
70. LIVINGSTONE, D. R. Biotechnology and pollution monitoring: Use of molecular biomarkers in the aquatic environment. **J. Chem. Tech. Biotechnology**, v. 57, p. 195–211, 1993.
71. MACELREVEY, D. H.; MACELREREY, D. E. **Shiphandling for the mariner**. Atglen, PA: Schiffer Publishing, 2004.
72. MITCHELMORE, C. L.; BISHOP, C. A.; COLLIER, T. K. Toxicological estimation of mortality of oceanic sea turtles oiled during the Deepwater Horizon oil spill. **Endangered Species Research**, v. 33, n. 1, p. 39–50, 2017.
73. MOSLEH, A.; CHANG, Y. H. Model-based human reliability analysis: prospects and requirements. **Reliability Engineering & System Safety**, v. 83, p. 241–253, 2004.
74. NEWMAN, M. E. J.; PALMER, R. G. **Modeling Extinction**. Oxford: Oxford University Press, 2006.
75. NIEHS. **Biomarkers**, [s.d.]. Disponível em: <<http://www.niehs.nih.gov/health/topics/science/biomarkers/index.cfm>>
76. O'CONNOR; PATRICK, D. T. **Patrical Reliability Engineering**. New York: John Wiley & Sons, 2002. v. 4<sup>a</sup>Ed.
77. ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentals of ecology**. 5th. ed. Belmont, CA: Thomson Brooks/Cole, 2005.
78. OLIVEIRA, A. C. A. DE et al. **Preliminary Quantitative Ecological Risk Assessment of a Recent Oil Spill in the Coastal Area of Northeastern Brazil : focus on Porto de Galinhas beaches using the Hawksbill turtle ( *Eretmochelys imbricate* ) population as indicator**. Congresso ABRISCO (Aceito para publicação). **Anais...**Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Análise de Risco, Segurança de Processo e Confiabilidade (ABRISCO), 2019
79. PASTOROK, R. A. et al. **Ecological modeling in risk assessment: chemical effects on populations, ecosystems and landscapes**. [s.l.] CRC Press LLC, 2002.
80. PASTOROK, R. A.; BARTELL, S. M.; FERSON, S. **Ecological Modeling In Risk Assessment: Chemical Effects on Populations, Ecosystems and Landscapes**. [s.l: s.n.]. v. null

81. PASTOROK, R. A.; BEHUM, M. E.; PREZIOSI, D. V. Estimating Population-Level Risks for Wildlife from a Landscape Perspective: a Framework for Assessments at Wind Energy Facilities. **National Wind Coordinating Collaborative (NWCC)**, 2010.
82. PAUWELS, S. J. Fish Population Modeling: Data Needs and Case Study. In: PASTOROK, R. A. et al. (Eds.). . **Ecological modeling in risk assessment: chemical effects on populations, ecosystems and landscapes**. Boca Raton, FL: CRC Press LLC, 2002. p. 245–266.
83. PEAKALL, D. B. The role of biomarkers in environmental assessment (1). Introduction. **Ecotoxicology**, v. 3, n. 3, p. 157–160, 1994.
84. PEAKALL, D. B.; WALKER, C. H. The role of biomarkers in environmental assessment (3). Vertebrates. **Ecotoxicology**, v. 3, n. 3, p. 173–179, 1994.
85. PETROBRÁS. **Terminal Suape: principais operações**. Disponível em: <<http://www.petrobras.com.br/pt/nossas-atividades/principais-operacoes/terminais-e-oleodutos/terminal-suape.htm>>.
86. RAUSAND, M.; HOYLAND, A. **System Reliability Theory; Models, Statistical Methods and Applications**. 2. ed. New York: Wiley, 2004.
87. RICKER, W. . Stock and Recruitment. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 11, n. 5, p. 559–623, 1954.
88. SHAFIR, A.; VAN-RIJN, J.; RINKEVICH, B. Short and long term toxicity of crude oil and oil dispersants to two representative coral species. **Environ. Sci. Technol.**, v. 41, p. 5571–5574, 2007.
89. SIQUEIRA, P. G. et al. **Quantifying Risk of Cattle Egrets ( *Bubulcus ibis* ) to aviation in Fernando de Noronha , Brazil : a preliminary assessment**. Congresso ABRISCO (Aceito para publicação). **Anais...**Rio de Janeiro, Brasil: Associação Brasileira de Análise de Risco, Segurança de Processo e Confiabilidade (ABRISCO), 2019
90. SJÖGREN-GULVE, P.; RAY, C. Using logistic regression to model metapopulation dynamics: large-scale forestry extirpates the pool frog. In: MCCULLOUGH, D. R. (Ed.). . **Metapopulations and wildlife conservation**. Washington, DC: Island Press, 1996. p. 111–137.
91. STAMATELATOS et al. **Probabilistic risk assessment procedures guide for NASA managers and practitioners**. Washington, DC: Office of Safety and Mission Assurance, NASA Headquarters, 2002. v. Version 1.

92. SUTER, G. W. **Ecological Risk Assessment**. Boca, Raton, FL: Lewis Publisher, 1993.
93. SUTER, G. W. **Ecological Risk Assessment and Implications for Environmental Management**. International Symposium on Environmental and Health Risk Assessment. **Anais...**Quy Nhon, Vietnã: 2017
94. SWAIN, A. D.; GUTTMANN, H. E. **Handbook of Human Reliability Analysis with Emphasis on Nuclear Power Plant Applications**. Washington, DC: US Nuclear Regulatory Commission, 1983.
95. TAYLOR, B. L. et al. Incorporating uncertainty in population viability analyses for the purpose of classifying species by risk. In: BEISSINGER, S. R.; MCCULLOUGH, D. R. (Eds.). . **Population viability analysis**. Chicago: University of Chicago Press, 2002.
96. TRUHAUT, R. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 1, p. 151–173, 1977.
97. ZAGATTO, P. A. Ecotoxicologia. In: ZAGATTO, P. A. (Ed.). . **Ecotoxicologia Aquática: princípios e aplicações**. 2ª ed. São Paulo: RiMa, 2008.
98. ZHANG, Y. et al. Control of neglected tropical diseases needs a long-term commitment. **BMC Med**, v. 8, p. 67, 2010.