COPPE/UFRJ

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO DOS DESCARTES DA ATIVIDADE DE PERFURAÇÃO DE POÇOS DE ÓLEO E GÁS EM AMBIENTES MARINHOS.

Letícia Falcão Veiga

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Orientadores: Nelson Francisco Favilla Ebecken

Jandyra Maria Guimarães Fachel

Rio de Janeiro

Março de 2010

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO DOS DESCARTES DA ATIVIDADE DE PERFURAÇÃO DE POÇOS DE ÓLEO E GÁS EM AMBIENTES MARINHOS

Letícia Falcão Veiga

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTTUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Examinada por:

Prof. Nelson Francisco Favilla Ebecken, D.Sc.

_____

Profª. Jandyra Maria Guimarães Fachel, Ph.D.

_____

Prof. Alexandre Gonçalves Evsukoff, D.Sc.

_____

Prof. Gilberto Carvalho Pereira, D.Sc.

_____

Profª. Gisela Aragão Umbuzeiro, Ph.D.

_____

Prof. Ricardo Coutinho, Ph.D.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MARÇO DE 2010

Veiga, Letícia Falcão

Avaliação de Risco Ecológico dos Descartes da Atividade de Perfuração de Poços de Óleo e Gás em Ambientes Marinhos/ Letícia Falcão Veiga. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010.

XV, 253 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Nelson Francisco Favilla Ebecken

Jandyra Maria Guimarães Fachel

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2010.

Referências Bibliográficas: p. 221-236.

1. Avaliação de Risco Ecológico. 2. Gestão de Ecossistemas. 3. Exploração e Produção de Óleo e Gás. I. Ebecken, Nelson F., *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Titulo.

Aos meus pais, em memória.

Aos Fernandos, com carinho e admiração.

É a marca de uma mente instruída, manter-se satisfeita com o grau de precisão que a natureza do sujeito admite e não exigir exatidão quando somente uma aproximação da verdade é possível.

Aristóteles (384 a.C. – 322 a.C.)

Desejamos a verdade, mas encontramos apenas incerteza.

Blaise Pascal (1623 – 1662)

Agradecimentos

- Aos meus orientadores Prof. Nelson Ebecken e Prof.ª Jandyra Fachel, pela confiança e orientações.
- À PETROBRAS pelo apoio, incentivo e fomento deste trabalho.
- Aos amigos do CENPES, das Gerências AMA, BTA, MC pelas dicas, análises e discussões que colaboraram com o meu aprendizado.
- Um agradecimento especial ao Paulo Brito, pelas muitas horas dedicadas a trabalhar e discutir comigo o uso do modelo DREAM e ao Bruno pelo empenho e parceria neste estudo e no trabalho diário.
- Aos amigos Eduardo Platte, Fábio, Gleidice, Paulão e Paulo Cesar sempre solidários no trabalho diário.
- À Fabiana pelo aprendizado que obtive nas análises de hidrocarbonetos.
- À Viviana e à Fátima Meniconi pelo especial apoio, compreensão e incentivo neste último ano dedicado ao encerramento da tese.
- À equipe de Gestão da AMA por todo apoio e infraestrutura.
- Às amigas: Antônia, Vânia, Eulália, Fátima Meniconi e Eleine pela presença sempre marcante nos momentos mais atribulados.
- Aos amigos do E&P_CORP/SMS: Anna Scofano, Claudio Ultra, Luiz Molle, Daniela Machado e Andrea Gallo, que por suas demandas criaram oportunidades motivadoras para o tema desta tese.
- À equipe da Biblioteca do CENPES pelo apoio e prontidão de resposta nas minhas demandas e buscas de documentação e orientações nas referências bibliográficas. Um especial agradecimento à Sônia Tavares, Eneida e Cláudia.

- À Thais Murce, Pedro Penido e Marco Aurélio Latgé que à época promoveram o incentivo e condições necessárias para a realização deste trabalho.
- Às equipes técnicas, gestoras e instituições fomentadoras dos projetos MAPEM e ERMS, cujos resultados serviram de alicerce para este trabalho.
- Ao Professor Elírio Toldo (UFRGS) pelo incentivo e cessão do banco de dados do projeto MAPEM que possibilitou a realização do objetivo fundamental deste trabalho.
- Ao Professor Alberto Figueiredo (UFF) pelo apoio e orientações nas análises de granulometria.
- Aos amigos de sempre Pamphili, Paulo Nogueira, Rui Passareli, Emmanuel Nogueira, Gilson Campos, Álvaro Cintra e Hélio Gama por todo aprendizado e conhecimento construído ao longo dos muitos anos de trabalho integradado nas áreas de perfuração, cimentação e completação, bem como pelo sincero apoio em todos os tempos.
- Ao Gabriel, Fátima Magalhães e Marisa Regina que pelo exemplo me ensinaram a trabalhar com responsabilidade e dedicação.

Resumo da Tese apresentada a COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (Dr.Sc.)

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO DOS DESCARTES DA ATIVIDADE DE PERFURAÇÃO DE POÇOS DE ÓLEO E GÁS EM AMBIENTES MARINHOS.

Letícia Falcão Veiga

Março/2010

Orientadores: Nelson Francisco Favilla Ebecken
Jandyra Maria Guimarães Fachel

Programa: Engenharia Civil

A perfuração de poços de óleo e gás no mar faz uso e descarta substâncias químicas e fragmentos de rocha que se depositam no assoalho oceânico, implicando na exposição de organismos bentônicos a agentes estressores de ordem química e física. A capacidade de antever e quantificar efeitos adversos para os sistemas ecológicos representa uma importante estratégia de gestão para a priorização de investimentos com vistas a prevenção e mitigação de impactos ambientais. Devido a restrições operacionais e logísticas para a adoção de práticas com descarte zero nas atividades de exploração e produção em ambientes marinhos, o uso de modelos de avaliação de risco ecológico tem sido difundido. A essência da avaliação de risco ecológico para substâncias químicas reside na comparação entre as concentrações ambientais do agente estressor e as concentrações de efeito sobre o elemento do ecossistema que se deseja proteger. As concentrações ambientais costumam ser previstas por modelagem e as de efeito, estimadas por ensaios em laboratório. Esta tese propõe um modelo de avaliação de risco ecológico para os descartes da atividade de perfuração usando dados de exposição e de efeito mensurados em campo. O modelo foi desenvolvido usando o cenário de descarte da perfuração de dois poços, em águas rasas na Bacia de Campos (Brasil – RJ), cujos impactos sobre a comunidade bentônica foram investigados em um projeto conhecido como MAPEM – "Monitoramento Ambiental da Perfuração Exploratória Marítima".

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT FOR OIL AND GAS DRILLING DISCHARGES IN MARINE ENVIRONMENTS

Letícia Falcão Veiga

March/2010

Advisor: Nelson Francisco Favilla Ebecken.
Jandyra Maria Guimarães Fachel

Department: Civil Engineering

Drilling of oil and gas wells use and discharge chemicals and cuttings that settle on the seafloor, exposing benthic organisms to chemical and physical stress. The ability to preview and evaluate adverse effects on ecological systems represents an important strategy of management in order to prioritize investments on prevention and mitigation of environmental impacts. Predictive models of environmental risks have becoming a widespread tool, due to operational and economical restrictions for adopting zero discharge practices during offshore oil and gas exploration and production. The rationale of ecological risk assessment for chemical products relies on comparisons between exposure concentration and effect responses of the ecosystem component to be protected. Generally exposure concentrations are predicted by fate models while effect concentrations are usually estimated by standardized laboratory bioassays.

The aim of this thesis is to propose an ecological risk assessment model for drilling discharge activities based on field data of exposure and effect measurements. The model was developed for a scenario of two drilled wells located in Campus Basin (Rio de Janeiro, Brazil). The impacts on benthic communities were evaluated during a research project known as MAPEM - Environmental Monitoring of Offshore Petroleum Exploration Drilling.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO 1
2. OBJETIVO 9
3. REVISÃO DA LITERATURA..... 10
3.1. A ATIVIDADE DE PERFURAÇÃO..... 10
3.1.1. Os Fluidos de Perfuração..... 13
3.1.1.1. Classificação dos fluidos 15
3.1.2. Aspectos Relacionados aos Descartes da Atividade de Perfuração no Mar 19
3.2. O CONCEITO DE RISCO E DE RISCO ECOLÓGICO 23
3.2.1. Risco Preditivo e Risco Retrospectivo 27
3.3. RISCO, INCERTEZA E VARIABILIDADE 28
3.4. RISCO E PROBABILIDADE 34
3.5. CONCEITO E ESTRUTURA DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO 40
3.5.1. Avaliação de Risco Ecológico e Avaliação de Perigo 51
3.6. AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO NA GESTÃO AMBIENTAL 54
3.7. AS BASES ECOLÓGICAS DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO 58
3.8. TESTES DE ECOTOXICIDADE NA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO 65
3.8.1. Estratégias para a determinação do PNEC 69
3.8.1.1. Fatores de extrapolação, incerteza ou segurança 72
3.8.1.2. Curva de distribuição de sensibilidade de espécies (SSD) 73
3.8.1.3. Avaliação Probabilística do Risco com Base na Razão PEC/PNEC e na SSD 79
3.9. INDICADORES DE INTEGRIDADE ECOLÓGICA …… 83
3.10. RELEVÂNCIA ECOLÓGICA DOS SEDIMENTOS PARA OS ECOSSISTEMAS MARINHOS 84
3.11. UTILIZAÇÃO DE MODELOS NA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO 87

3.11.1. Modelos de Avaliação das Relações Quantitativas da Estrutura-Atividade de Compostos Químicos 90
3.11.2. Modelos de Dispersão e Assentamento de Descartes de Efluentes em Ambientes Marinhos 91
3.11.3 O Modelo DREAM e a Filosofia de Descarte Zero na Noruega 93
3.11.4 Modelos Dose Resposta (Regressão Logística)..... 94
4. O PROJETO MAPEM 98
4.1. O Cenário de águas rasas..... 106
5. METODOLOGIA DA PESQUISA 116
5.1. Síntese da Formulação do Problema 118
5.2. LEVANTAMENTO DE DADOS DA OPERAÇÃO DOS POÇOS BO22 E BO23 E CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL DESCARTADO 120
5.2.1.Testes de Avaliação de Ecotoxicidade e Experimento de Soterramento 125
5.2.2. Avaliação do Potencial de Bioacumulação 126
5.2.3. Avaliação do Potencial de Biodegradação 127
5.2.4. Alteração Granulométrica 128
5.3. UTILIZAÇÃO DO MODELO DREAM PARA O CÁLCULO DO EIF 129
5.4. CÁLCULO DO QUOCIENTE DE RISCO OU RAZÃO PEC/PNEC 137
5.4.1. Caracterização da Exposição (Definição do PEC) 137
5.4.2. Caracterização do Efeito e Definição dos Valores de PNEC 138
5.4.3. Apresentação dos Resultados da Razão PEC/PNEC 139
5.5. MODELO DE REGRESSÃO LOGÍSTICA 140
5.5.1. Critérios para a Dicotomização das Variáveis Bióticas 141
5.5.2. Base teórica dos modelos de regressão logística 142
5.5.3. Critérios adotados na validação dos modelos 144
5.5.4. Critérios adotados no diagnóstico do modelo 145
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO 146
6.1. CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL DESCARTADO PELOS POÇOS BO22 e BO23 147
6.1.1. Granulometria 147
6.1.2. Densidade 149
6.1.3. Coeficiente de Partição Octanol/Água (LogPow) 149
6.1.4. Potencial de Biodegradabilidade 152

6.1.5. Resultado dos Testes de Toxicidade dos Fluidos de Perfuração 153
6.1.6. Resultados dos Testes de Ecotoxicidade para a n-parafina C14_C16 e para o bário. 155
6.2. PROPOSIÇÃO DE VALORES LIMIARES DE EFEITO (PNEC) 160
6.2.1. Definição do PNEC para os Fluidos de Perfuração 160
6.2.2. Definição do PNEC para a n-parafina (C14_C16) 160
6.2.3. Definição do PNEC para o Bário 162
6.2.4. Efeito de Soterramento pela Deposição de Materiais Sólidos 162
6.3. CARACTERIZAÇÃO DA EXPOSIÇÃO ……..... 165
6.4. ESTIMATIVA DO RISCO ……..... 178
6.4.1. Cálculo do EIF com uso do modelo DREAM ……. 178
6.4.2. Quociente de Risco …….. 192
6.4.3. Modelos de Regressão Logística ……. 194
7. CONCLUSÕES 216
8. RECOMENDAÇÕES 218
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 221
ANEXO 1. Componentes dos Fluidos de Perfuração e suas Respectivas Funções 237
ANEXO 2. Teores de Metais na Barita e em Sedimentos Marinhos 239
ANEXO 3. Quadros Resumo dos Testes de Toxicidade Metodologias de Preparo de Amostras Fatores de Aplicação e Valores de Referência..... 242

Lista de Símbolos e Abreviaturas

ABNT	-	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ARE	-	Avaliação de Risco Ecológico
ASA	-	*Applied Science Associates Inc.*
ASTM	-	*American Society for Testing and Materials*
BACI	-	*Before-After Control-Impact*
BO22	-	Poço Bonito 22 (7-BO-22-RJS)
BO23	-	Poço Bonito 23 (7-BO-23-RJS)
C14_C16	-	Somatório de hidrocarbonetos lineares na faixa de 14 a 16 carbonos.
C14_C20	-	Somatório de hidrocarbonetos lineares na faixa de 14 a 20 carbonos.
CDF	-	*Cumulative Distribution Curve*
CEp	-	Concentração Efetiva para uma proporção p de organismos-teste
CE50	-	Concentração Efetiva para 50% dos organismos-teste.
CENO	-	Concentração de Efeito Não Observado
CEO	-	Concentração de Efeito Observado
CG-DIC	-	Cromatografia a Gás com Detector de Ionização de Chama
CHARM	-	*Chemical Hazards Risk Management System*
CI	-	Controle-Impacto (Região da Máscara)
CLp	-	Concentração Letal para uma proporção p de organismos-teste
CL50	-	Concentração Letal para 50% dos organismos-teste.
CNRS	-	*Centre National de la Recherche Scientifique*
CONCAWE	-	*Conservation of Clean Air and Water in Europe*
DEFRA	-	*Department for Environment Food and Rural Affair*
DREAM	-	*Dose Related Risk and Effect Assessment Model*
E&P	-	Exploração e Produção
EB	-	Estímulo Basal (Região da Máscara)
EC	-	*European Commission*
ECETOC	-	*European Centre of Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals*
EIF	-	*Environmental Impact Factor* – Fator de Impacto Ambiental
ECOSAR		*Ecological Structure Activity Relationship Class*

EIF_{PW}	-	*Environmental Impact Factor for Produced Waeter*
EIF_{DD}	-	*Environmental Impact Factor Drilling Discharges*
EqP	-	*Equilibrium Partition*
ERA	-	*Ecological Risk Assessment*
ERMS	-	*Environmental Risk Management System*
EU	-	*European Union*
EUFRAM	-	*European Framework*
FAO	-	FAO
FI	-	Fator de Incerteza
GESAMP	-	*Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Environmental Protection*
HCp	-	*Hazard Concentration – concentração de perigo para uma proporção p de espécies*
HC5	-	*Hazard concentration* 5% das espécies (ou outro grupo taxonômico)
HC50	-	*Hazard concentration* 50% das espécies (ou outro grupo taxonômico)
HMCS	-	*Harmonised Chemical Management Scheme*
HOCNF	-	*Harmonised Offshore Chemical Notification Format*
HPA's	-	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
HQ	-	*Hazard Quociente* – Quociente de Perigo
ILO	-	*International Labour Organization*
IMO	-	*International Maritime Organization*
IOMC	-	*Inter-Organization Programe for the Sound Management of Chemicals*
IPCS	-	*International Programme on Chemical Safety*
ISO	-	*International Organization for Standardization*
JPC	-	*Joint Probability Curve*
Koc	-	Coeficiente de partição carbono orgânico e água
Kow	-	*Octanol-Water Partition Coefficient*
Ln	-	Logarítimo natural
Log	-	Logarítimo na base 10
MAPEM	-	Monitoramento Ambiental da Perfuração Exploratória Marítima
MCNR	-	Misturas Complexas Não Resolvidas
MCNRt	-	Total das Misturas Complexas Não Resolvidas

NAF	-	*Non Aqueous Fluids* – Fluido de Base não Aquosa.
OECD	-	*Organisation for Economic Co-operation and Development*
OGP	-	*International Association of Oil & Gas Producers*
ONU	-	Organização das Nações Unidas
OOC	-	*Offshore Operators Committee Mud and Produced Water Discharge Model*
OSPAR	-	*Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*
PBT	-	*Persistent, Bioaccumulative and Toxic Chemicals*
PAF	-	*Potentially Affected Fraction*
msPAF		*Multi-substances Potentially Affected Fraction*
PDF	-	*Probability Distribution Function*
PEC	-	*Predicted Exposure/Environmental Concentration*
PNEC	-	*Predicted No Effect Concentration*
POM	-	*Princeton Ocean Model*
(Q)SAR	-	*Quantitative Structure-Activity Relationship*
SSD	-	*Species Sensitivity Distribution*
SETAC	-	*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*
REACH	-	*Registration, Evaluation, Authorization of Chemicals*
TGD	-	*Technical Guidance Document*
THP	-	Total de Hidrocarbonetos do Petróleo
UNCED	-	*United Nations Conference on Environment and Development*
UNEP	-	*United Nations Environment Programme*
U. S. EPA	-	*United States Environmental Protection Agency*
WBF	-	*Water Base Fluid* – Fluido de Base não Aquosa
WHO	-	*World Health Organization*

INTRODUÇÃO

O petróleo tem sido a principal fonte de energia da humanidade, sendo responsável pelos modelos econômicos, sociais e culturais estabelecidos ao longo dos últimos séculos. Estima-se hoje que a indústria do petróleo proveja cerca de 60% da necessidade de energia mundial, sendo que para alguns países, este valor pode chegar a 90% (Patin, 1999).

Iniciada, em larga escala, no final do século dezenove, o histórico de desenvolvimento da indústria de óleo e gás tem sido marcada pelo seu alto dinamismo, rápido desenvolvimento tecnológico e ampla distribuição geográfica das atividades de exploração e produção (E&P).

Segundo informações da Organização das Nações Unidas (ONU), ao final da década de 60 verificou-se que as plataformas continentais dos oceanos, que anteriormente eram utilizadas principalmente para fins de navegação e pesca, tornaram-se cada vez mais a arena para a produção de óleo e gás (*United Nations*, 1993). Como conseqüência, a preocupação com os aspectos relacionados aos impactos ambientais das atividades da indústria do petróleo sobre os recursos e os ecossistemas marinhos tem sido crescente, ensejando a definição de regulamentações e acordos internacionais cada vez mais restritivos.

Dentre as atividades do ciclo de E&P de óleo e gás, a perfuração de poços tem sido alvo de regulamentação ambiental específica em diversos países, particularmente devido ao uso e descarte de inúmeros produtos químicos potencialmente tóxicos, utilizados para diversos fins (U. S. EPA, 2001 e OSPAR, 2000a, 2000b e 2003).

Na perfuração de poços de óleo e gás, os principais rejeitos lançados nos ambientes marinhos são:

- Os fragmentos da formação perfurada (coletivamente denominados como "cascalho") que são triturados pela ação da broca.

- Os fluidos de perfuração associados ao cascalho, que normalmente são lançados continuamente ao longo da operação.

- Os fluidos gastos de base aquosa, que quando não podem mais ser aproveitado, são descartados em batelada.

As características e volumes de cada um destes rejeitos dependem de inúmeros fatores operacionais.

Segundo Lam *et al*. (2001), ao se considerar a proteção dos ecossistemas marinhos contra substâncias químicas tóxicas a opção de descarte zero é raramente viável, em face dos fatores econômicos e logísticos envolvidos. Por esta razão, vários aspectos caracterizam a preocupação ambiental no que tange aos descartes dos rejeitos das operações da perfuração nos ambientes marinhos:

- Destino e persistência do material sólido e dos produtos químicos presentes nos fluidos de perfuração no assoalho oceânico.

- Toxicidade das substâncias químicas presentes nos fluidos de perfuração, para as comunidades marinhas bentônicas.

- Alteração da granulometria dos sedimentos marinhos.

- Soterramento das comunidades marinhas bentônicas.

- Depleção de oxigênio no sedimento, devido a biodegradação de compostos orgânicos presentes, notadamente nos fluidos de base não aquosa.

A abrangência e intensidade destes processos e efeitos dependem fundamentalmente das características ambientais específicas do corpo receptor, bem como das propriedades intrínsecas do material descartado.

Os sistemas de gestão normalmente adotados para contornar os impactos ambientais decorrentes de emissões, lançamentos e disposição de efluentes no meio ambiente, em geral recaem na minimização do volume de rejeitos gerados, na maximização do reuso e reciclagem dos mesmos e nos tratamentos prévios ao descarte, objetivando o enquadramento dos efluentes aos padrões de qualidade vigentes.

Medidas preventivas como seleção de insumos de baixa toxicidade e de tecnologias de tratamento mais eficientes contribuem sobremaneira para a redução de impactos ambientais decorrentes dos lançamentos de substâncias químicas tóxicas em concentrações críticas. Porém, a presença destas substâncias nos vários ecossistemas e seus respectivos compartimentos (ar, água, sedimento ou biota) representa sempre um risco aos organismos vivos, não existindo o que se poderia chamar de "risco zero" ou 100% de segurança quando da exposição dos mesmos a estes agentes de estresse.

O risco que um agente químico impõe aos ecossistemas aquáticos é avaliado pelo julgamento científico da probabilidade de ocorrência de efeitos adversos a um ou mais elementos dos ecossistemas com base nas concentrações de exposição. No âmbito da gestão de risco o conceito de segurança representa o resultado do julgamento ponderado da aceitabilidade do risco, ou seja, um agente químico será considerado seguro se seus riscos forem julgados como aceitáveis (CETESB, 1990).

A capacidade de se estimar os possíveis efeitos adversos indesejáveis, previamente aos descartes, tendo em conta as características físico-químicas e ecotoxicológicas dos rejeitos e as características bióticas e abióticas do corpo receptor possibilita o estabelecimento de sistemas de tomada de decisão compatíveis, não somente com o tipo e a magnitude dos efeitos previstos, mas também com a probabilidade de ocorrência dos mesmos.

Segundo Suter II (1990 e 2000) a avaliação de risco ecológico é o processo de coleta, organização e análise da informação para estimar a probabilidade de efeitos indesejáveis sobre indivíduos e populações não humanas, ou sobre ecossistemas. Este processo foi estabelecido em meados da década de 80 para prover uma base na tomada de decisão em assuntos ambientais, similar àquela adotada na avaliação de riscos à saúde humana.

Em 2007, Suter II redefiniu a avaliação de risco de modo sucinto como: *suporte técnico para a tomada de decisão em condições de incerteza*, ressaltando a incerteza como um aspecto inerente a este tipo de abordagem, qualquer que seja o contexto de sua aplicação.

Desde então, avaliação de risco ecológico tornou-se uma ferramenta genérica para se prever e quantificar as conseqüências da ação de agentes estressores de origem química (ex: exposição a substâncias químicas orgânicas e inorgânicas), física (ex: exposição à radiação ou material particulado) ou biológica (ex: introdução de espécies exóticas) decorrentes de atividades antropogênicas.

Nos últimos 20 anos, a avaliação de risco ecológico tem sido proposta como um instrumento para a tomada de decisão quanto à recuperação de áreas continentais degradadas objetivando a priorização de áreas de maior risco, seleção de tecnologias de tratamento mais eficientes, estabelecimento dos padrões de qualidade ambiental e definição de pontos de corte para abatimento dos contaminantes críticos. Enfim, considerando a limitação dos recursos frente a inúmeras demandas, a avaliação de risco ecológico serve ainda para a decisão quanto à alocação de investimentos.

Mais recentemente esta abordagem também passou a ser aplicada no controle, aprovação, registro, seleção, uso e descarte de produtos químicos para diversos fins. Na Europa, a avaliação de risco ecológico é usada para a gestão dos descartes das atividades *offshore*, sobretudo pelos países signatários da Convenção OSPAR (*Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-east Atlantic*), com destaque para a Noruega (OSPAR, 2003 e SETAC, 2004).

Destaca-se que o início da prática da avaliação de risco no âmbito ecológico se deu no contexto da ecotoxicologia, a partir do desdobramento do processo de avaliação de perigo de substâncias químicas. No final da década de 70, a análise de perigo era adotada com o mero propósito de prever efeitos tóxicos sobre os ecossistemas, a partir de estudos de caracterização das propriedades intrínsecas das substâncias químicas e a estimativa das concentrações ambientais destas substâncias (Bascieto *et al.,* 1994).

Uma revisão da literatura científica sobre o tema evidenciou um enorme volume de publicações nos últimos 20 anos e ainda indicou que a avaliação de risco ecológico, por ser aplicada por especialistas de diferentes áreas de formação (biólogos, químicos, engenheiros, estatísticos, geólogos, entre outros), tem tomado emprestadas terminologias de risco adotadas na engenharia, ciências atuariais e saúde humana, além de buscar elaborar termos próprios para diferentes contextos de sua aplicação, gerando desentendimentos e inconsistências.

Segundo Kaplan *et al*. (1981) e Buck (1997) a terminologia adotada na área de risco é quase sempre confusa e mal empregada, gerando a necessidade de padronização dos termos.

Este aspecto foi particularmente notado pelo *Internacional Programe on Chemical Safety* (IPCS) e pela *Organization for Economic Co-operation and Development* (OECD) que publicaram o documento intitulado *IPCS – Risk Assessment Terminology*. Este documento reflete o compromisso do IPCS em conjunto com o IOMC (*Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals*,

compreendida pela UNEP, ILO, FAO, WHO, UNDO e a OECD), objetivando assegurar a disponibilidade e adoção, sempre que possível, de terminologias e abordagens harmonizadas nas áreas de toxicologia, ecotoxicologia e avaliação de risco (IPCS, 2004).

Considerando a ampla disponibilidade de produtos químicos e a expectativa do desenvolvimento e produção de novas substâncias químicas, a harmonização da terminologia e das práticas de avaliação de risco ecológico parece importante, particularmente no que diz respeito ao controle de uso e descarte das mesmas em efluentes e resíduos, cuja destinação dependerá da legislação vigente e das tecnologias disponíveis para tratamento e disposição dos mesmos.

O termo risco costuma ser interpretado como uma combinação da probabilidade de um evento e de suas conseqüências. No entanto, diferentemente da análise de risco para acidentes cujo evento, por exemplo, a possibilidade de vazamento de um fluido, está atrelada ao rompimento de um duto, a análise de risco para descartes de efluentes industriais lida com eventos certos. Isto é, uma vez aprovado, o descarte irá ocorrer e o evento terá probabilidade um ($p = 1$) de ocorrer. Nesta situação, a avaliação de risco fica então centrado na avaliação das consequências, que deve considerar a verossimilhança e a severidade dos efeitos para ponderar sobre sua aceitabilidade.

A avaliação de risco ecológico para substâncias químicas reside na comparação entre as concentrações de exposição e as concentrações de efeito do agente estressor e o elemento do ecossistema que se deseja proteger.

Essencialmente, o risco deve ser abordado e expresso de modo probabilístico, entretanto, é comum verificar expressões de risco na forma de uma simples razão entre as concentrações previstas para a exposição (PEC – *predicted environmental concentration*) e efeito (PNEC – *predicted no effect concentration*). Estas expressões são conhecidas como razão de risco (RR – Risk Ratio) ou quociente de risco (RQ – Risk Quocient) De modo geral estas concentrações são preditas por modelagens computacionais de dispersão de contaminantes (PEC) e estimadas por testes de toxicidade em laboratório (PNEC) (Schobben e Scholten, 1993).. Apesar da prática comum, Karman e Reerink (1997) alertam que a razão PEC/PNEC fornece apenas uma medida de preocupação e deve ser adotado como uma etapa preliminar da avaliação.

Diferentemente da abordagem tradicional, o presente estudo desenvolveu uma estratégia de avaliação de risco ecológico dos descartes da atividade de perfuração de

poços de óleo e gás, com base em dados mensurados em campo. Para tanto, utilizou como cenário a perfuração de dois poços, em região rasa da Bacia de Campos (RJ), cujos descartes e conseqüentes efeitos sobre a biota foram caracterizados em um projeto conhecido como MAPEM (Monitoramento Ambiental em Atividades de Perfuração Exploratória Marítima).

A principal contribuição deste estudo consiste no desenvolvimento e na proposição de uma abordagem integrada com o uso de ferramentas analíticas de modelagem computacional e estatística. Dados gerados em campo e em laboratório foram considerados conjuntamente para compor uma visão global das evidências que contribuem para a caracterização dos riscos advindos dos descartes da atividade de perfuração em cenários específicos.

Modelos de regressão logística foram usados para modelar a relação entre a exposição da biota aos descartes da atividade de perfuração, representada pelas concentrações ambientais dos traçadores químicos da perfuração de poços de óleo e gás, com fluidos de perfuração de base aquosa (WBF – W*ater Base Fluids*) e não aquosa (NAF – *Non Aqueous Ffluids*) e as respostas observadas mensuradas pelos indicadores da estrutura da comunidade bentônica (macrofauna e da meiofauna)

A lógica que norteou o estabelecimento dos valores limiares de resposta dos indicadores da estrutura das comunidades biológicas para a dicotomização da variável resposta considerou a distribuição espaço-temporal dos traçadores na região amostral do projeto MAPEM.

Valores ambientais de referência para os traçadores químicos foram fixados com base em testes de avaliação de ecotoxicidade dos fluidos de perfuração e de seus componentes usando organismos-teste autóctones bem como em dados disponíveis na literatura.

Os modelos gerados foram então analisados para depreender os valores esperados para a probabilidade de uma amostra pertencer à classe de risco dada às concentrações ambientais dos traçadores, bem como para apontar as concentrações acima das quais efeitos adversos sobre a comunidade foram deflagrados.

Adicionalmente, este estudo também contribuiu para fomentar o desenvolvimento de metodologias de ensaios ecotoxicológicos com espécies locais da comunidade bentônica para testes com substâncias químicas ou formulações específicas.

Ressalta-se que a adoção da estrutura avaliação de risco ecológico para abordar as implicações ambientais decorrentes dos descartes de atividades de E&P é pioneira no

Brasil e possui grande potencial para a melhoria do entendimento dos fatores que contribuem para a observação de efeitos de fluidos e cascalhos sobre a biota marinha, além de fornecer subsídios para a gestão ambiental com abordagem preventiva.

O capítulo 2 destaca o objetivo geral e os objetivos específicos do presente estudo.

O capítulo 3 consiste na Revisão da Literatura e tem início com a descrição da atividade de perfuração de poços na exploração e produção de óleo e gás (E&P) em ambientes marinhos, considerando suas implicações ambientais.

Segue na seqüência uma investigação minuciosa da terminologia comumente empregada em análise de risco, primando pela adoção das definições propostas pelos autores e organizações renomadas que tiveram papel fundamental na construção e disseminação das práticas e das terminologias correntemente aplicadas no âmbito da ecotoxicologia e da avaliação de risco ecológico.

Em seguida, faz-se uma abordagem inicial da estrutura básica do processo de avaliação de risco ecológico, destacando suas principais etapas e linhas de pensamento acerca dos aspectos ecológicos e ambientais que integram esta estrutura, fazendo um contraponto entre os aspectos científicos e de gestão de problemas ambientais neste contexto. Discutem-se também temas como incerteza e variabilidade, além de abordar os aspectos qualitativos e quantitativos da análise de risco.

O capítulo 4 é dedicado a uma síntese do projeto MAPEM – Monitoramento Ambiental em Atividades de Perfuração Exploratória Marítima, do qual os dados referentes à exposição e efeito dos agentes traçadores do descarte da perfuração dos poços estudados foram extraídos.

A descrição das etapas do estudo, as metodologias analíticas e as diferentes abordagens e premissas do estudo é apresentada no capítulo 5.

O capítulo 6 apresenta os resultados do presente estudo, desde a análise exploratória da base de dados do MAPEM para a definição de valores limiares de efeito

até os resultados gerados pela análise de risco com diferentes abordagens (determinística e probabilística). Neste capítulo também são apresentados dados gerados em laboratório para subsidiar a alimentação do modelo computacional conhecido como DREAM (*Dose Related Exposure Assessment Model*). Este modelo, desenvolvido para fins de gestão ambiental com base no conceito de risco ecológico, foi usado no presente estudo para o cálculo do fator de impacto ambiental (EIF – *Environmental Impact Factor*) ilustrando uma forma de abordar o risco com o uso de um modelo especificamente desenvolvido para os descartes de atividades de E&P no Setor norueguês do Mar do Norte.

O Capítulo 7 apresenta as conclusões oriundas do estudo e as recomendações para estudos futuros, bem como as sugestões que possam ser úteis para a disseminação da técnica com o propósito de previsão de possíveis efeitos adversos para a atividade de perfuração em outras localidades.

2. OBJETIVO

O presente estudo teve por objetivo propor estratégias de modelagem de avaliação de risco ecológico para o descarte de fluidos e de cascalho da atividade de perfuração de poços de óleo e gás em ambientes marinhos, utilizando dados de exposição e de efeito que foram mensurados em campo no âmbito de um projeto conhecido como **MAPEM** (Monitoramento Ambiental em Atividades de Perfuração Exploratória Marítima) realizado na Bacia de Campos (RJ) no período de 2001 a 2004.

O foco particular foi pautado nos dados obtidos para o cenário de águas rasas do Projeto MAPEM, buscando identificar dentre os diferentes indicadores de respostas biológicas, mensurados no nível da estrutura de comunidades da macrofauna e da meiofauna, àqueles que melhor respondem aos fatores de estresse (químicos e físicos) associados aos descartes destes materiais nos ecossistemas marinhos.

Objetivos específicos:

- Apresentar diferentes abordagens para a estimativa de risco dos descartes da atividade de perfuração em ambientes marinhos.

- Aplicar pioneiramente o modelo DREAM (*Dose-Related Risk Assessment Model*), desenvolvido para o setor norueguês do mar do Norte, para avaliar o risco dos descartes da atividade de perfuração num cenário real da Bacia de Campos (BC) - Brasil.

- Propor o uso da técnica de regressão logística na modelagem de dados de exposição e efeito mensurados em campo para avaliar o risco de ocorrência de efeitos adversos dos descartes da atividade de perfuração sobre indicadores da estrutura da comunidade bentônica, dada a exposição da biota aos traçadores químicos dos fluidos de perfuração: bário e soma de hidrocarbonetos lineares na faixa de C14 a C16 (C14_C16).

3. REVISÃO DA LITERATURA

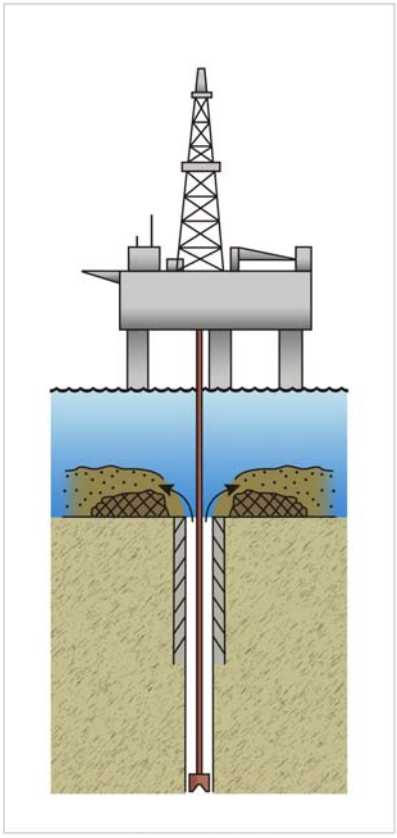
3.1. A ATIVIDADE DE PERFURAÇÃO

O petróleo é encontrado na natureza ocupando os espaços vazios de uma rocha porosa denominada rocha reservatório. O poço de petróleo é a forma de se ligar o reservatório de óleo ou gás com a superfície e assim proceder à extração dos mesmos.

Na fase exploratória, os poços são perfurados com o objetivo de se identificar a presença de óleo ou gás, delimitar a extensão da acumulação, quantificar as reservas do campo e determinar os volumes potencialmente recuperáveis. Na fase de desenvolvimento, os poços são perfurados objetivando a produção de óleo e gás.

Em todo o mundo, a perfuração de poços de óleo e gás utiliza o sistema rotativo no qual uma broca fragmenta a rocha quando comprimida e girada sobre a mesma. Este sistema consiste em transmitir, através da mesa rotativa, um movimento giratório à coluna e à broca. Na primeira etapa da construção do poço, como ilustrado pela Figura 3.1 (a), a perfuração ocorre sem *riser*, isto é sem a tubulação que conecta a cabeça do poço à sonda. Neste caso, a rocha triturada, coletivamente denominada de cascalho, independente do tamanho do grão, é lançada diretamente do assoalho oceânico para cima, (fluxo ascendente) se acumulando no entorno do poço. Após a instalação do *riser* Figura 3.1(b), o descarte ocorre da unidade operacional para dentro da coluna d'água (fluxo descendente).

A coluna de perfuração é constituída de tubos especiais de aço, que acoplam na sua extremidade inferior uma broca que efetua o corte e a trituração das rochas. Pelo interior do tubo é injetado o fluido de perfuração através de um sistema de circulação que permite o retorno do fluido à superfície, carreando a rocha triturada. Tanto o cascalho como o fluido é conduzido à superfície pelo espaço anular entre a coluna e o poço, como ilustrado na figura 3.2 (a e b).



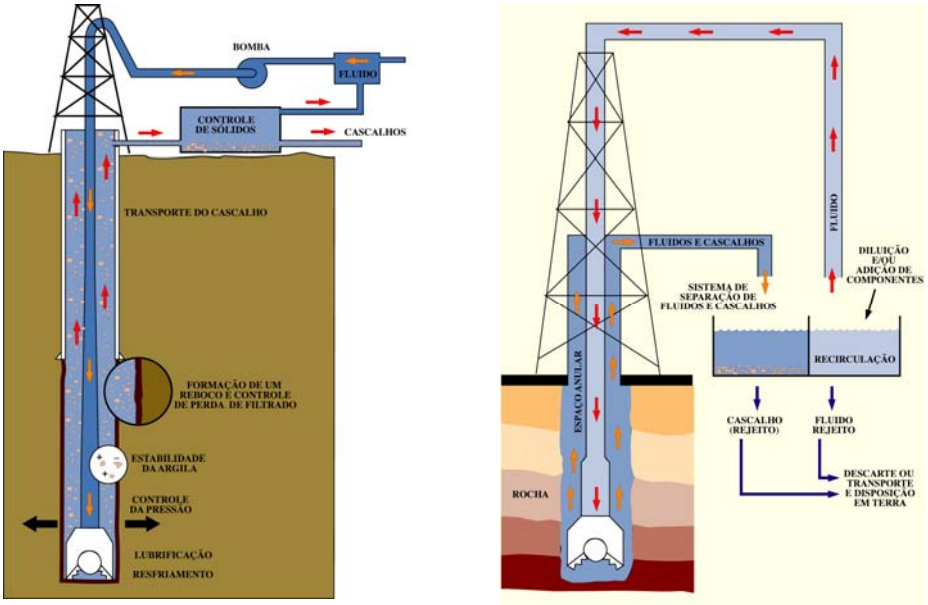
(a) Fase de perfuração sem *riser*. (b) Fase de perfuração com *riser*.

Figura 3.1. Esquema geral das fases da perfuração de um de exploração e produção de óleo e gás em ambiente marinho (Hinwood *et al*. 1994).

Observa-se que na fase inicial da perfuração, antes da instalação do *riser*, todo o cascalho gerado é lançado sobre o assoalho oceânico sem passar pelo sistema de circulação e de controle de sólidos, como ilustrado na Figura 3.2. Na fase com *riser* a mistura cascalho e fluido passa por um sistema de tratamento para a retirada de sólidos e reconstituição do fluido.

Neste aspecto, vale ressaltar que o ponto de lançamento dos rejeitos, as características hidrodinâmicas locais e as características físico-químicas das substâncias

químicas presentes nos fluidos de perfuração são determinantes para a dispersão e assentamento dos sólidos e substâncias químicas presentes nos rejeitos e, por conseguinte, pelas condições de exposição da biota.



(a) (b)

Figura 3.2. Ilustração do sistema de circulação de fluidos (indicando suas funções) (a) e do sistema de controle de sólidos (b).

A perfuração de poços marítimos é uma atividade de curta duração que se estende em média por 15 dias até três meses em situações normais. As fases do processo são definidas por aspectos operacionais tais como: presença do *riser*, diâmetro da coluna, tipo de fluido entre outros aspectos. Estima-se que ao longo da perfuração de um poço, cerca de 3000 a 6000 barris (equivalente a 480 a 960 m^3) de sólidos úmidos do sistema de separação sejam descartados, numa taxa de 1 a 10 barris/hora. A maior vazão de descarte ocorre na primeira fase do poço quando a perfuração é mais rápida e o diâmetro do poço é maior (Ayers, 1982).

Em geral, a primeira fase de um poço é perfurada utilizando somente água como fluido de perfuração, mas também podem ser utilizados fluidos de base água, conhecidos como fluido convencional, cuja formulação típica envolve apenas viscosificantes e alcalinizantes.

Na medida em que o processo evolui para outras fases, já com o *riser*, vários outros tipos de fluidos são utilizados. A função e composição destes fluidos bem como sua classificação, de acordo com suas bases, serão abordados no item 3.1.1.

A Figura 3.2 (a e b) apresenta um esquema simplificado do sistema de circulação de fluidos e separação dos sólidos, gerados pelo corte da formação. Quando chega à superfície o cascalho é separado do fluido por um sistema de peneiras, hidrociclones e centrífugas, sendo depois descartado.

Após a separação do cascalho, o fluido ainda permanece com partículas coloidais e argilas finas, perdendo aos poucos suas propriedades originais,. Dependendo do caso estes fluidos podem ser reconstituídos e reutilizados ou então estocados para uso em outras locações. Ressalta-se, porém, que os fluidos de base água quando não são mais reaproveitáveis são descartados *in situ* ou transportados para terra, dependendo da regulamentação vigente.

Da mesma forma, na reconstituição do fluido, parte dele pode ser descartada para que o mesmo seja diluído ou complementado com sua base ou aditivos especiais para a recuperação de suas propriedades. Ao final da perfuração, os fluidos podem ser transportados para uma estação de tratamento em terra para serem reaproveitados ou, quando não podem mais ser recuperado, são descartados (U. S. EPA, 1996).

Segundo Ayers (1982), os fluidos de base aquosa podem ser descartados em batelada, durante o período de perfuração, em três situações típicas: quando ocorre a diluição do fluido, quando há necessidade de se trocar o sistema para perfurar formações específicas e, ao final da perfuração, quando não se pretende reaproveitá-lo. Normalmente, a cada 1 a 3 dias cerca de 16 a 32 m^3 de fluidos podem ser descartados. Porém, quando é necessária a troca de sistema, este valor pode chegar a 160 m^3. O volume total de fluidos e cascalhos gerados na perfuração de um poço variará com o diâmetro da coluna de cada seção, profundidade e conformação do poço (vertical, horizontal, direcional ou multilateral) entre outros fatores.

3.1.1. Os Fluidos de Perfuração

Os fluidos de perfuração são formulações químicas que consistem de uma fase líquida contínua, na qual vários produtos químicos e materiais sólidos são adicionados com o objetivo de alcançar uma composição com propriedades específicas tais como densidade, viscosidade, salinidade, troca iônica dentre outras necessárias para a

perfuração de poços de óleo e gás. Uma lista dos principais componentes de um fluido de perfuração com suas respectivas funções é apresentada no Quadro A1.1 do Anexo1.

Estas formulações, anteriormente chamados de lamas de perfuração, surgiram com o advento do sistema rotatório de perfuração. A Figura 3.3 apresenta fluidos com diferentes características de cor (a) e viscosidade (b).

(a) (b)

Figura 3.3. Fluidos de perfuração com diferentes características de cor e viscosidade.

Segundo Jones, (1993), de modo geral, os fluidos de perfuração são suspensões coloidais, à base de argila, com propriedades tixotrópicas que são utilizados para diversas finalidades (como descrito na Figura 3.2 a), tais como:

- Limpar, resfriar e lubrificar a broca, minimizando o atrito desta com a rocha.
- Controlar as pressões de subsuperfície.
- Estabilizar as paredes do poço pela formação de um reboco.
- Minimizar a corrosão da coluna e dos equipamentos de perfuração.
- Carrear o cascalho à superfície.

Dentre os fatores considerados na formulação de um fluido estão: a formação geológica (profundidade do poço, temperatura e pressão), a segurança do trabalhador e os custos. Porém, a partir da década de 80, os aspectos ambientais tornaram-se um fator determinante na seleção de um fluido.

3.1.1.1. Classificação dos fluidos

Os fluidos podem ser classificados em dois tipos principais segundo sua base: fluidos aquosos e fluidos de base não aquosa.

Alinhado à nomenclatura adotada no projeto MAPEM, no presente estudo os fluidos de base aquosa foram designados pela sigla (**WBF** - *Water Base Fluid*) e os fluidos de base não aquosa foram designados como (NAF – *Non Aqueous Fluids*) (MAPEM, 2004; MAPEM 2006 e Toldo *et al.* 2009).

A. Fluidos de Base Aquosa

Os fluidos aquosos ou de base aquosa são aqueles que apresentam água como sua fase contínua, sendo os mais utilizados, tanto em terra como no mar. Estes fluidos consistem basicamente de 100% a 90% de água por volume, com a adição de componentes tais como barita, argila, lignosulfonatos, soda cáustica, polímeros e outros aditivos especiais. A água utilizada na formulação dos fluidos pode ser água industrial, água do mar ou soluções salinas saturadas.

B. Fluidos de Base não Aquosa

Os fluidos de base não aquosa são formulados usando produtos orgânicos como fase contínua e água como fase dispersa. Em geral a base orgânica apresenta baixa solubilidade em água e por esta razão são também denominados de fluidos de emulsão inversa.

Dentre as principais vantagens dos fluidos de base não aquosa destacam-se:

- Estabilidade térmica para perfuração de poços profundos com altas temperaturas;
- Tolerância a contaminações;
- Capacidade de perfurar formações solúveis em água (ex.: sal, sais complexos, anidrita, $CaSO_4$), com pouco ou nenhum problema de alargamento;

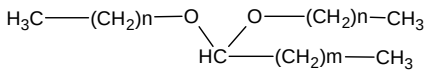
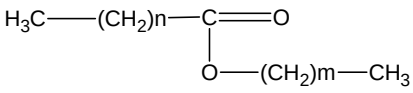
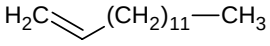
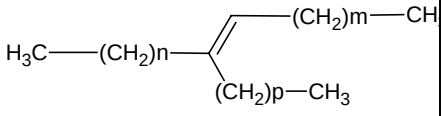
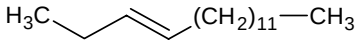
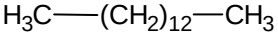
- Proteção inerente contra gases ácidos (CO_2 e H_2S) e corrosão, devido à presença de uma fase oleosa contínua e de um reagente de controle de alcalinidade;
- Melhor lubrificação, facilitando a perfuração de poços desviados e reduzindo a ocorrência de problemas de enceramento de tubulações;
- Proteção de formações produtoras contra intrusão de água, eliminando o inchamento da argila que resulta na redução da permeabilidade na zona produtora;
- Capacidade de perfurar extensas seções de argila com facilidade;
- Fácil manutenção;
- Possibilidade de reaproveitamento após tratamento adequado.

Com estas vantagens, os fluidos de base não aquosa (NAF) passaram a ser usados onde os fluidos de base água (WBF) eram tecnicamente impossíveis ou comprometiam a segurança do procedimento (Burke and Veil, 1995).

Inicialmente, o óleo cru era o carreador utilizado para estes fluidos, porém, com o tempo, outros produtos passaram a ser empregados com o objetivo de selar as formações penetradas com uma parede impermeável. Posteriormente, descobriu-se que a estabilização do folhelho poderia ser obtida por água com altas concentrações de $CaCl_2$, emulsificada no óleo. Estes sistemas de emulsão inversa foram desenvolvidos em óleo diesel, e outros óleos refinados, porém, considerando o custo e a disponibilidade, o óleo diesel, passou a ser o carreador mais amplamente utilizado nos fluidos de perfuração à época, denominados fluidos de base óleo (Clements and Hinds, 1983).

Apesar das inúmeras vantagens oferecidas, os fluidos de base óleo diesel logo se tornaram alvo de intensos estudos de avaliação quanto aos impactos ambientais devido aos altos teores de hidrocarbonetos aromáticos e policíclicos aromáticos (HPAs). A necessidade de se utilizar fluidos de alto desempenho e adequados do ponto de vista ambiental conduziu ao aparecimento dos fluidos de base óleo mineral e de outras bases não aquosas, minimizando assim o lançamento de hidrocarbonetos aromáticos e os policíclicos aromáticos (HPA) nos ecossistemas marinhos em decorrência dos descartes de cascalhos associados a fluidos de base óleo diesel. O Quadro 3.1 apresenta uma classificação das bases orgânicas utilizadas em fluidos de perfuração de base não aquosa considerando o teor de hidrocarbonetos aromáticos e HPA.

Quadro 3.1 – Classificação das bases não aquosas quanto ao teor de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (OGP, 2003).

Base	Átomos de Carbono (1,2)	Estrutura Química (2)	Teor de Aromáticos (3)	Teor de HPA's (3)
Acetal			≈ 0	< 0,001%
Ésteres	8 - 14		≈ 0	< 0,001%
Linear-alfa-olefina	14 - 18		≈ 0	< 0,001%
Poli-alfa-olefina	20 - 30		≈ 0	< 0,001%
Olefina Interna	14 - 18		≈ 0	< 0,001%
Óleos Minerais Altamente Processados (N-Parafinas)	11 – 20		≈ 0	< 0,001%
Óleo Mineral de Baixa Toxicidade			0,5 – 5%	0,35 – 0,001%
Óleo Mineral Convencional			Até 12,5%	1 – 2%
Óleo Diesel			Até 25%	2 – 4%

O termo óleo mineral melhorado, ou de baixa toxicidade, aplicado aos fluidos de perfuração, significa um destilado de petróleo, altamente purificado, que se diferencia do óleo diesel e do óleo mineral convencional por ter baixa concentração de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA). O óleo mineral convencional apresenta, tipicamente, 0,35% por peso de HPA, expresso como fenantreno, enquanto que os óleos minerais melhorados apresentam 0,001% ou menos de HPA, expresso como fenantreno. (U. S. EPA, 1996).

O termo material sintético significa um material produzido pela reação de uma substância química específica, purificada, diferentemente dos óleos diesel e óleos minerais tradicionais, que são derivados do petróleo através de processos de separação física, tais como fracionamento, destilação e/ou em menor proporção através de processos de craqueamento ou hidrotratamento. Os materiais sintéticos indicados para compor fluidos de perfuração são aqueles com concentração máxima de 0,001% de HPAs, expresso como fenantreno. Polialfaolefinas, éteres e ésteres vegetais são exemplos de materiais utilizados em fluidos de perfuração pelas indústrias de extração de óleo e gás. Estes materiais apresentam propriedades químicas diversas, bem como desempenho na perfuração e efeitos ambientais diferentes.

Outra fonte de preocupação reside nos metais associados à barita (BaSO4), usada como adensante nas formulações dos fluidos de perfuração. Como forma de regular o lançamento de metais pesados nos ecossistemas marinhos em decorrência dos descartes da perfuração, a *U.S. Environmental Protection Agency* (U.S. EPA) também limitou o teor de metais na barita com base no mineral extraído de leito, considerada como limpa, tomando como indicador o teor de cádmio (Cd) e mercúrio (Hg) limitados a 3 mg/Kg e 1 mg/Kg, respectivamente.

O Quadro A.2.1 apresentado no Anexo 2 apresenta a caracterização típica de metais na barita, de duas diferentes fontes, que serviram de base para a especificação dos limites máximos de Cd e Hg. O Quadro A.2.2 compara os teores de metais de baritas usadas nos Estados Unidos da América (EUA) e na Noruega, além de indicar valores esperados destes metais nos sedimentos marinhos.

3.1.2. Aspectos Ambientais Relacionados aos Descartes da Atividade de Perfuração no Mar.

O descarte contínuo ou em batelada de fluidos de base não aquosa (NAF) é proibido no mundo inteiro, exceto para o fluido associado ao cascalho, respeitando os limites máximos de massa de base orgânica a este aderida, definida em regulamentação específica. No Brasil, embora ainda não exista uma regulamentação específica para reger os descartes da atividade de perfuração, esta prática é adotada em consonância com os processos de licenciamento ambiental desta atividade. Dentre os critérios praticados para o controle dos descartes da atividade de perfuração no Brasil incluem:

- Limite mínimo de 60 metros de coluna d'água no ponto de descarte.
- Vazão de descarte limitada a 1000 m^3 por hora para o descarte em batelada de fluidos de perfuração de base aquosa.
- Ausência de brilho que denote a presença de óleo da formação no cascalho.
- Teor máximo de 9,6% e 6,9% de base orgânica (em massa úmida aderida ao cascalho), respectivamente ésteres e outras bases.
- Ecotoxicidade da formulação total dos fluidos limitada a 30.000 ppm da fração de sólidos suspensos (FSS), preparada a partir de um extrato na proporção de uma parte de fluido e nove partes de água do mar.
- Potencial de biodegradabilidade e bioacumulação das bases orgânicas dos fluidos não aquosos;
- Limite de máximo de metais na barita, avaliado pelo teor de mercúrio (Hg < 1 mg/Kg) e cádmio (Cd < 3 mg/Kg);

A alternativa de transporte destes rejeitos para tratamento e disposição em terra tem sido limitada, não somente pelos custos acarretados, mas também pelos riscos de acidentes envolvidos nos transportes marinhos, costeiros e terrestres, além de toda a movimentação necessária até a disposição em estações de tratamento adequadas (U. S. EPA, 1993).

Estudos de revisão da literatura indicam que os impactos ambientais decorrentes do lançamento de cascalhos da perfuração nos ambientes marinhos podem ser de ordem física ou toxicológica (OGP, 2003). Na coluna d'água, devido à alta densidade dos

cascalhos e aos processos de dispersão e diluição a que os mesmos são submetidos, é reconhecido que o tempo de residência e as concentrações esperadas deste material na massa d'água são muito baixos, impondo baixo risco as comunidades biológicas deste compartimento.

Entretanto, como ilustrado pela Figura 3.4, estudos de monitoramento ambiental indicaram que apesar dos cascalhos da perfuração com fluidos não aquosos terem breve passagem na coluna d'água, estes apresentam baixa capacidade de dispersão, devido à força de coesão dos sólidos com a base orgânica, o que leva a um rápido assentamento do material no assoalho oceânico, dentro de uma área mais restrita no entorno da plataforma, se comparada com os cascalhos gerados com perfuração com fluidos de base água (OGP, 2003).

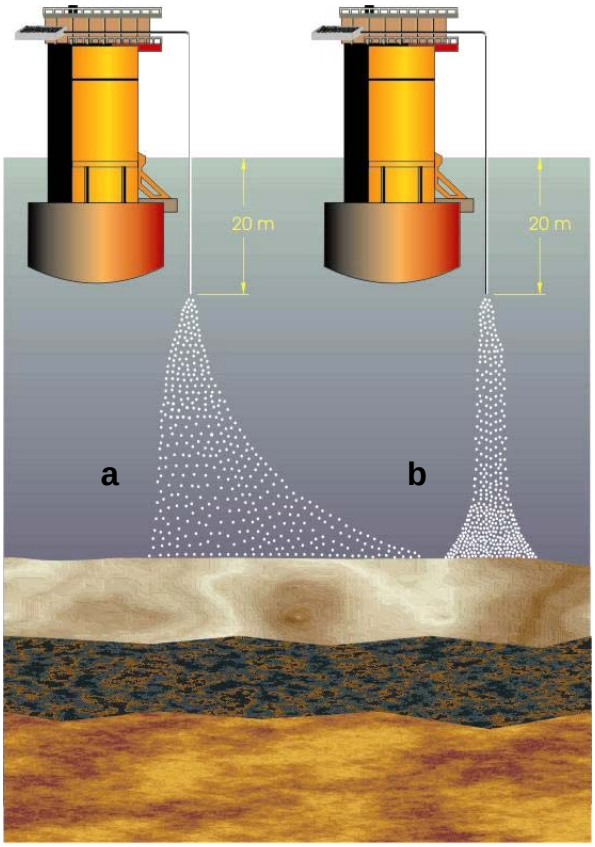


Figura 3.4. Ilustração dos padrões genéricos de assentamento do cascalho das fases de perfuração com fluidos de base água (a) e de base não aquosa (b).

Por esta razão, a preocupação em se avaliar os possíveis impactos do lançamento de cascalhos nos ambientes marinhos recaem fundamentalmente no ambiente bentônico.

A Figura 3.5 apresenta um modelo conceitual dos principais aspectos que concorrem para os impactos das atividades de perfuração nos ambientes marinhos.

A ação física do ambiente pode ser de dois tipos: soterramento da comunidade e alteração da textura do sedimento devido à introdução de sólidos de granulometria e composição distinta da originalmente encontrada na superfície dos sedimentos no ambiente local.

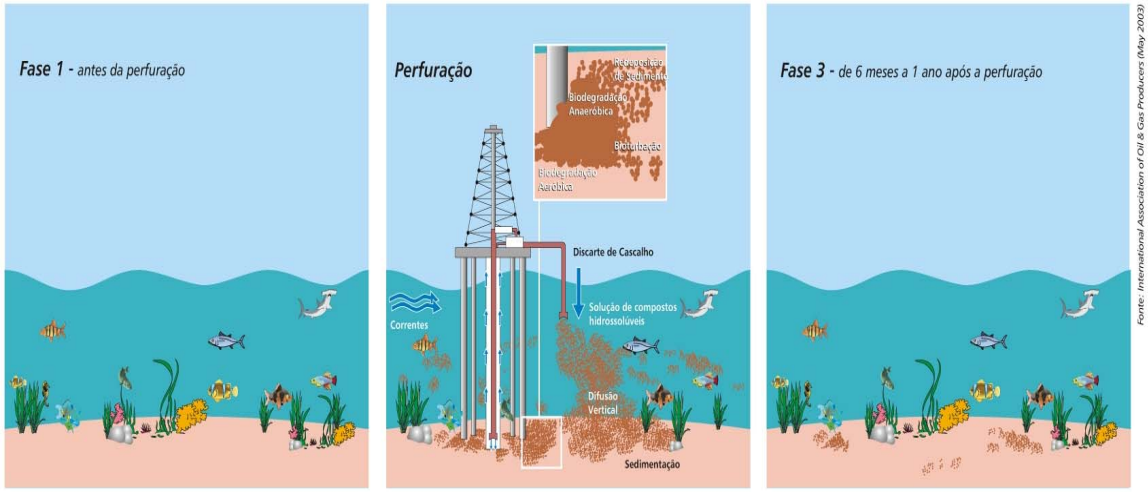


Figura 3.5. Modelo conceitual do assentamento do material descartado da atividade de perfuração (Baseado em OGP, 2003 - com modificações).

A ação ecotoxicológica está diretamente relacionada com a composição química dos fluidos de perfuração aderidos aos cascalhos e, se caracteriza pela capacidade das substâncias químicas presentes na formulação, causarem efeitos adversos para organismos vivos tais como: alterações fisiológicas, comportamentais ou em última instância, a morte.

Deve-se considerar ainda a eventual depleção de oxigênio, localmente nas regiões de deposição de cascalhos de formações perfuradas com fluidos de base não aquosa, em virtude da biodegradação da base orgânica descartada associada ao cascalho desta seção do poço (CAPP, 2001 e Gerrard *et al*. 1999).

Três atributos, conhecidos como PBT (persistência, bioacumulação e toxicidade), têm sido considerados fundamentais para a classificação relativa do grau de perigo de diferentes formulações de fluidos de perfuração e de suas bases. Estes atributos podem ser avaliados pela aplicação de ensaios em laboratório ou por modelagens, considerando o fluido integral (formulação completa incluindo o fluido básico e todos os demais aditivos) ou cada uma das substâncias químicas que compõe o fluido, isoladamente (U.S. EPA, 2001 e OSPAR, 2000).

A abordagem varia em diferentes regiões, conforme descrito no Quadro 3.2. As metodologias recomendadas estão padronizadas e descritas em normas, guias tais como as da ISO (*International Standardization Organization*), OECD (*Organisation for Economic Co-operation and Development*), ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), ou em última instância por recomendações da própria agencia de regulamentação como as da U.S. EPA (2001).

Quadro 3.2. Abordagem adotada para avaliação dos atributos dos fluidos de perfuração e de seus componentes.

Atributos	Critério da OSPAR	Critério da U.S. EPA	Brasil (1)
Ecotoxicidade	Avaliado em cada substância química de cada um dos componentes do fluido.	Avaliado na formulação integral	Avaliado na formulação integral
Potencial de biodegradabilidade	Avaliado em cada substância química orgânica de cada um dos componentes do fluido.	Avaliado na base orgânica do fluido não aquoso.	Avaliado na base orgânica do fluido não aquoso.
Potencial de bioacumulação	Avaliado em cada substância química orgânica de cada um dos componentes do fluido.	Não demandado.	Avaliado na base orgânica do fluido não aquoso.

(1) No Brasil ainda não existe uma regulamentação específica definida para regulamentar os descartes da atividade de perfuração e a prática adotada segue as recomendações do órgão ambiental fiscalizador, (IBAMA – Instituto de Meio Ambiente), demandados nos processos de licenciamento ambiental.

3.2. O CONCEITO DE RISCO E DE RISCO ECOLÓGICO

O risco é um importante aspecto a ser considerado na avaliação do curso de alternativas cujas conseqüências são incertas, como por exemplo, à escolha de uma carreira, a decisão quanto a um investimento financeiro ou a adoção de uma nova tecnologia. No entanto, a despeito da centralidade do risco na tomada de decisão, existe certa ambigüidade quanto ao seu significado, que pode ter diferentes conotações, para diferentes pessoas em diferentes situações. Apesar disso, é universalmente aceito que o risco está inversamente relacionado com a preferência, isto é, quanto maior o risco, menos favorável é a alternativa. (Ganzach, 2000).

Segundo Wilkinson (1997) o risco possui duas dimensões: a científica e a cultural ou de percepção pública. Estas duas facetas representam um desafio crescente para se lidar com a relação entre o risco real e o risco percebido. Millard (2002) corrobora com esta idéia dizendo que a avaliação de risco é um processo onde ciência, política e psicologia se interceptam, por conseguinte não é de se surpreender a existência de tanta controvérsia.

A origem do termo risco pode ser rastreada no latim, sendo inicialmente adotado no jargão dos navegadores espanhóis para indicar o perigo iminente dos cascos das embarcações serem cortados, em decorrência de choques com altos relevos das rochas do assoalho oceânico. Acredita-se também que a avaliação de risco já era realizada pelos fenícios para assegurar seus navios (Jorion, 2001).

Desenvolvida na estatística atuarial para a estimativa de risco de demandas por indenizações, se estendeu para a engenharia para a estimativa de risco de falha, na economia para a estimativa do risco de falência de negócios e perdas em investimentos financeiros, na brigada de incêndio para se estimar a perda de controle de incêndios em florestas e, mais recentemente, na estimativa de risco de produtos químicos aos seres humanos e aos ecossistemas (Suter II, 1990).

Estudos para avaliação de riscos são aplicados em diversas áreas do conhecimento, como suporte para a tomada de decisão sob condições de incerteza. No entanto, verifica-se que a grande maioria das publicações técnicas sobre avaliação de risco ecológico não define o termo **risco** de forma clara e objetiva e, quando o faz, apresenta conceitos confusos à cerca de seu caráter qualitativo ou quantitativo empregando indiscriminadamente termos como probabilidade, verossimilhança, chance, possibilidade, entre outros.

Por outro lado, a própria definição ou delimitação do emprego e significado dos termos risco, perigo, incerteza, combinados com os processos de avaliação, análise, identificação, descrição, caracterização, estimativa e gestão dos mesmos, têm contribuído para entendimentos equivocados e dificultado a aplicação desta ferramenta de modo apropriado nos contextos científico e de político.

Parte deste problema pode ser explicada pelo aspecto subjetivo do tema. Noss (2000) explica que o conceito de risco é familiar e intuitivamente simples para a grande maioria das pessoas, que normalmente pensa no mesmo de forma bastante individual. No entanto, os conceitos de incerteza e probabilidade, que estão conectados ao risco, não são tão simples assim e nem tão pouco são de conhecimento do público geral.

Weber *et. al*. (1992, *appud* Ganzach, 2000), fornece uma boa descrição do risco como a percepção individual: *"O risco parece recair na categoria de outros conceitos abstratos como o de beleza, que escapa a uma definição precisa, embora todo mundo se disponha a julgar"*.

Aven e Kristensen (2004) relatam que existem muitas perspectivas sobre a questão de risco, mas que muitas delas carecem de um nível de precisão suficiente sobre as idéias fundamentais da avaliação e gestão de risco. Além disso, estes autores destacam que as nomenclaturas e ferramentas usadas para lidar com riscos e incertezas são confusas e não provêem embasamento para facilitar a comunicação com a sociedade.

Para estes autores, os conceitos de risco, de avaliação de risco e de gestão de risco não foram ainda suficientemente desenvolvidos para o alcance dos desafios da sociedade atual, que tem demandado cada vez mais por segurança e fidedignidade, mas discutem estes temas com desconfiança e propósitos cruzados, misturando fatos objetivos com julgamentos e valores, apresentando casos de modo não sistemático.

Segundo Norton (1992), boa parte da terminologia associada à análise de risco pode ser rastreada pela definição adotada na linguagem comum: risco, a possibilidade de perda ou injúria, e perigo, o que confere risco. Para este autor, a avaliação de risco é o processo de se estimar o quão provável, um efeito adverso irá ocorrer em decorrência do perigo. O termo possibilidade na definição do risco reflete o fato de que nem sempre existe a certeza de que um efeito adverso irá ocorrer.

Ross (2004) define risco ou chance como a probabilidade de que um evento discreto irá ou não irá ocorrer. O termo risco é geralmente usado em relação a uma conseqüência negativa, enquanto que o termo chance pode ser usado quando a

conotação negativa não for necessariamente apropriada. Assim, o risco e a chance podem ser representados por uma única estimativa de probabilidade como, por exemplo, 0,2 é a chance de um poço exploratório resultar na descoberta de óleo. Em contraste, a incerteza reflete a inabilidade de se estimar um valor exato, como por exemplo, os volumes recuperáveis de óleo remanescente de um campo produtor, ou o futuro preço do petróleo.

Tanto o termo chance como o risco incorpora de modo comum, o caráter probabilístico (variável, fortuito, incerto ou acidental) da ocorrência de um evento. No entanto, no que se refere a conseqüências, o risco considera, quase sempre, os aspectos negativos e indesejáveis como perda, falhas, danos, injúrias ou outros efeitos adversos, enquanto que a chance se refere a algo desconhecido, mas também a oportunidade, sorte e fortuna.

Henley *et al*. (1992, *appud* Buck, 1997), definem risco, no contexto da engenharia, como "*a probabilidade de perda ou injúria para pessoas e ou propriedades*". A análise de risco combina o estudo da freqüência de falha de um sistema (análise de confiabilidade) com o estudo de avaliação das conseqüências (análise de perigo ou análise de segurança). No entanto, muitas vezes costuma-se adotar na literatura o uso do termo análise de risco para estudos que avaliam somente a freqüência de eventos sem considerar as conseqüências.

Para Murray e Claassen (1999) o risco resulta da existência do perigo e da incerteza de sua expressão. Esta incerteza decorre da falta de conhecimento, do caráter aleatório ou ainda da variabilidade espaço-temporal, inerente aos processos ambientais.

Entretanto, Suter II (2000) alerta que embora o conceito de risco incorpore o conceito de incerteza, pelo desconhecimento acerca dos estados correntes e futuros, na análise de risco a incerteza está associada tanto à ocorrência de um determinado evento como aos valores estimados para ocorrência dos mesmos.

Kaplan e Garrick (1981), explica o conceito de risco considerando três aspectos: incerteza, prejuízo e medidas de salvaguarda e ainda lembra que quantitativamente, o risco depende do que se sabe e do que não se sabe. Estes autores expressam a noção do risco simbolicamente como:

Risco = incerteza + prejuízo.

Risco = prejuízo/salvaguarda.

Neste contexto, o valor estimado para o risco será tanto menor, quanto maior o grau de conhecimento dos fatos que o cercam e maiores forem as medidas adotadas para minimizar os danos que possam advir de uma ação. No entanto, embora o risco possa ser pequeno ele nunca será zero.

Tradicionalmente o risco é caracterizado pela ocorrência acidental de eventos que podem ter conseqüências indesejáveis. No entanto, aplicado à avaliação de risco ecológico, o risco inclui a probabilidade de ocorrência de um evento que pode resultar numa conseqüência ou efeito indesejável (ex: o vazamento de óleo pelo rompimento de um duto) e, a probabilidade de ocorrência de um efeito adverso, dado que o evento tenha ocorrido (ex: a ocorrência de efeitos adversos sobre organismos expostos, dado que o óleo vazou). O alvo das conseqüências são os organismos vivos não humanos, mas também podem ser a qualidade dos serviços que os ecossistemas provêm (Cairns, 1992 e Newman, 2003).

A poluição marinha em decorrência do aporte direto e indireto de contaminantes químicos representa uma das principais preocupações globais da atualidade pela possibilidade de perdas na biodiversidade destes ambientes e impactos sobre os recursos economicamente exploráveis (ex: pesca) ou processos biogeoquímicos importantes como a ciclagem de nutrientes e a fotossíntese.

Neste contexto, surge a avaliação de risco ecológico como um novo procedimento de gestão para lidar com os problemas ambientais novos ou já existentes e proteger os ecossistemas de ações de origem antropogênica.

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

Speer *et al.* (1996) destacam que diferentemente da análise de risco ecológico realizada em ambientes terrestres, onde os fatores ecológicos normalmente são usados apenas como suporte para alcançar o ponto final de avaliação - que é a saúde humana, estudos de avaliação de risco para os ecossistemas marinhos têm os componentes dos

ecossistemas como objeto final de avaliação, a não ser nos casos onde a preocupação recai sobre aspectos de uso do ambiente como recreação ou pesca.

No presente estudo o termo risco ecológico foi adotado enfatizando a relevância dos ecossistemas marinhos bentônicos como alvo de estudo e proteção nos descartes das atividades de perfuração de poços de óleo e gás.

3.2.1. Risco Preditivo e Risco Retrospectivo

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

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

Tais designações contribuíram para grandes desentendimentos na literatura e por esta razão em recente publicação Suter II (2007) pôs fim ao contra-senso de se pensar na aplicação do termo risco para aludir à previsão de eventos no passado. O autor esclareceu que ao se fazer avaliação de risco para eventos em curso ou ocorridos no passado como, por exemplo, um derrame de óleo ou a disposição de resíduos tóxicos

em uma localidade, o objetivo é o de prever as conseqüências de determinadas ocorrências para o futuro próximo ou em longo prazo, com base em observações do presente e do passado. Assim, a avaliação de risco, seja para eventos novos ou aqueles já existentes, é sempre de caráter ***preditivo*** e tem por objetivo conhecer a probabilidade e a magnitude de suas conseqüências para adoção de medidas preventivas ou mitigatórias. (Suter II, 2007).

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

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

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

3.3. RISCO, INCERTEZA E VARIABILIDADE.

Suter II (2000) destaca o conceito de risco implica em incerteza porque se o conhecimento acerca da ocorrência de eventos e de suas conseqüências fosse perfeito, todos os estados correntes e futuros estariam perfeitamente especificados. Uma vez que muitos processos de tomada de decisão são baseados no risco, decisões quase sempre precisam ser tomadas mesmo quando existem incertezas acerca das conseqüências e magnitude dos efeitos que determinados agentes estressores irão causar.

No entanto, como ilustrado pela Figura 3.6 risco e incerteza não são sinônimos e dependendo da qualidade dos dados, do tipo de modelo adotado entre outros fatores, é possível desenvolver uma análise de risco com variados graus de incerteza. As

situações mais desejáveis são aquelas em que o estudo consegue prever a magnitude do risco com baixo grau de incerteza.

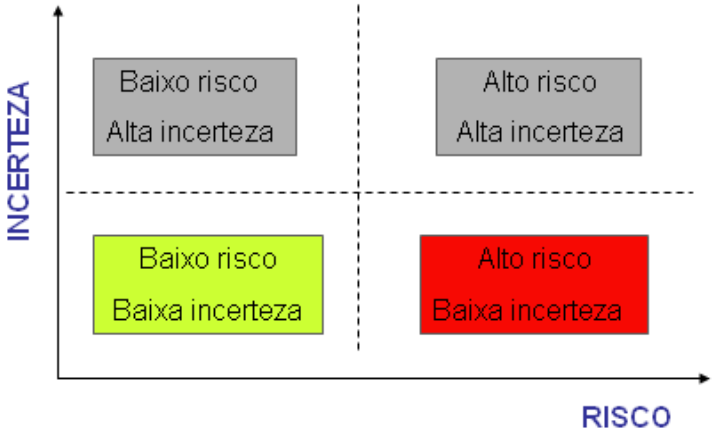


Figura 3.6. Diferença entre risco e incerteza. (DEFRA *et al*. 2007).

Em estudos de avaliação de risco a incerteza costuma ser classificada em dois tipos: incerteza aleatória e incerteza epistêmica. A incerteza aleatória está associada ao caráter randômico dos processos e apontada como uma variação natural (variabilidade). A incerteza epistêmica decorre do conhecimento imperfeito dos elementos e dos processos que envolvem a avaliação de risco.

Osemberg e Schmitt (1996) ressaltam que as incertezas associadas às atividades antropogênicas decorrem de limitações inerentes aos processos científicos adotados para lidar com sistemas tão complexos como os ecossistemas. O primeiro deles corresponde aos processos preditivos, objetivando avaliar os prováveis efeitos de uma ação proposta. O segundo reside nos processos ditos "pósditivos" em que se esperam quantificar através de estudos em campo, os reais impactos decorrentes de uma atividade.

Devido à enorme variedade de agentes estressores que potencialmente concorrem para afetar os ecossistemas, é necessário discriminar efeitos de fontes específicas. Isto envolve a adoção de medidas para isolar efeitos de atividades humanas de interesse, daquelas de origem natural ou de outras origens antropogênicas que não sejam objeto principal do estudo. Estas medidas têm por objetivo minimizar as incertezas que sublinham os efeitos documentados, além de auxiliar na solução dos problemas nas fontes específicas.

Kelly e Harwell (1989) dizem que para se alcançar à efetiva proteção dos sistemas ambientais sujeitos a atividades antropogênicas, deve haver um entendimento

de três questões fundamentais: (i) Como os diferentes componentes dos ecossistemas são expostos aos agentes estressores? (ii) Como os ecossistemas respondem a estes agentes estressores? (iii) Como os ecossistemas se recuperam ou se adaptam aos diferentes tipos de estresse?

Assim, de posse de um sólido conhecimento das relações estímulo-resposta, ou exposição-resposta (incluindo adaptação e recuperação), além das incertezas associadas, é possível se fazer um balanço racional dos riscos impostos pelos agentes estressores aos ecossistemas, com os riscos e benefícios a outros sistemas de preocupação humana, como por exemplo, os sistemas sócio-econômicos.

Embora este problema possa parecer simples, o fato é que existe uma enorme carência de informações nas três questões principais que determinam a solução do problema, para a maioria dos agentes estressores.

A avaliação de risco ecológico aplica e desenvolve modelos dos sistemas ecológicos que usa quantidades empíricas para representar as variáveis dos ecossistemas. Incertezas acerca destas variáveis e quantidades empíricas ocorrem porque: (i) os ecossistemas variam (ii) erros aleatórios e sistemáticos ocorrem quando da mensuração das propriedades destes sistemas (Hayes, 1998). A incerteza dos modelos também decorre das limitações para se considerar toda a complexidade dos processos biogeoquímicos a que os agentes estressores estão submetidos nos ecossistemas, bem como a multiplicidade de possíveis respostas dos componentes biológicos destes sistemas.

Assim, a incerteza está associada não somente à própria ocorrência do evento, mas também aos valores estimados ou calculados para o risco, por conta da qualidade do modelo adotado e das informações que serviram de base para a estimativa do risco. No entanto, uma das maiores incertezas, é a interpretação da relevância ecológica dos efeitos avaliados. Isto decorre de diferenças entre os efeitos medidos em laboratório e àqueles efeitos que a avaliação de risco ecológico tenta prever por conta de extrapolações de dados. A extrapolação de informações disponíveis para as condições que se deseja prever representa também uma fonte de incerteza (Suter II, 2000).

Verdonck (2003), no entanto salienta que no processo de avaliação de risco, incerteza e variabilidade devem ser tratados separadamente, embora ambos possam ser representados por distribuições de probabilidades. *A incerteza representa um conhecimento imperfeito de um fenômeno ou de um modelo ou a falta de um conhecimento potencialmente disponível e, por esta razão, é normalmente considerada*

como ignorância, podendo ser reduzida por estudos complementares. A variabilidade, por outro lado, reflete o aspecto aleatório de um evento ou a heterogeneidade de uma população sendo, portanto, uma propriedade inerente à natureza, que não pode ser reduzida.

A distinção entre variabilidade e incerteza tem importância prática e conceitual na avaliação de risco ambiental. Costuma-se dizer que *a variabilidade é uma propriedade do sistema (aleatoriedade – relacionada à contagem ou medição) e a incerteza uma propriedade do observador (epistêmica – relacionada com o que sabemos e como sabemos).*

A variabilidade é uma propriedade de conjuntos de elementos, entidades ou eventos que diferem de modo significativo, podendo ser observada e estimada, mas que não pode ser reduzida por ser inerente ao sistema. A observação de uma variável do atributo resulta numa distribuição de expectativas do atributo. Interessa saber, por exemplo, a faixa de respostas de diferentes espécies expostas a um determinado contaminante sob condições similares. Esta estimativa, no entanto pode ser incerta (Verdonck, 2003)..

Para Smith *et al.* (1998), a definição da incerteza como falta de certeza é prontamente interpretada no contexto da estatística ou da probabilidade como uma implicação de que a incerteza existe quando a probabilidade de ocorrência é maior do que 0 (zero) e menor do que 1 (um).

Segundo Warren-Hicks *et al.* (1998) a análise de incerteza é um processo inerentemente estatístico que adota um conjunto de ferramentas matemáticas para quantificar as incertezas nas estimativas de exposição e efeito, decorrentes do caráter estocástico das variáveis, da falta de dados, tanto quanto das incertezas das estimativas dos parâmetros dos modelos. A probabilidade serve para avaliar incertezas acerca de quantidades empíricas devidas a estocasticidade ou de erros aleatórios e sistemáticos, bem como para avaliar a credibilidade do modelo. No entanto, embora a incerteza possa ser expressa como distribuições de probabilidade, termos como, provável, razoavelmente certo ou verossímil são comumente usados para expressar qualitativamente as incertezas do risco (Hayes, 1998).

Uma série de frases desenvolvidas na linguagem verbal foi criada para associar expressões verbais e matemáticas e assim atribuir probabilidades a diferentes graus de incerteza. O Quadro 3.3 exemplifica uma classificação para expressões de verossimilhança adotada pelos autores do 3º Relatório do IPCC (*Intergovernamental*

Panel on Climate Change) para representar seus julgamentos sobre a validade das conclusões do estudo registrado neste relatório (Beer, 2006).

Quadro 3.3. Correspondência entre expressões verbais de verossimilhança e expressões matemática de probabilidades (Reproduzido por Beer, 2006).

Expressão Verbal de Certeza (indicando a verossimilhança da medida)	**Expressão Probabilística Correspondente**
Virtualmente certa	0,99 a 1,00
Muito provável	0,90 a 0,99
Provável	0,66 a 0,90
Medianamente provável	0,33 a 0,66
Improvável	0,10 a 0,33
Muito improvável	0,01 a 0,10
Excepcionalmente improvável	0,00 a 0,01

As fontes de incertezas referentes aos parâmetros da análise de risco podem ser classificadas como indicado no Quadro 3.4.

Quadro 3.4. Tipos de incerteza no processo de avaliação de risco (Baseado em Suter II, 2007).

Nenhuma	**Sabe-se a resposta e ela não varia.** Ex: Sabe-se que o contaminante não está presente na composição do efluente, pois este não entra no processo operacional do sistema.
Variabilidade	**Sabe-se a resposta, mas ela varia.** Ex: Sabe-se que o contaminante tem toxicidade, mas esta varia de acordo com a sensibilidade de diferentes organismos.
Incerteza	**Não se está seguro da resposta.** Ex: Sabe-se a toxicidade para organismos de água doce, mas não se tem dados para organismos marinhos.
Incerteza Total	**Não se está seguro da resposta e sabe que ela varia.** Ex: Uma vez descartado o efluente, não se sabe as concentrações de exposição dos organismos nos vários compartimentos dos ecossistemas, mas sabe que ela variará no tempo e no espaço.
Ignorância	**Desconhece-se a resposta ou desconhece as etapas que sublinham o processo.** Ex: Não se sabe quais serão os efeitos do contaminante sobre os ecossistemas, em longo prazo, uma vez que não conhece exatamente todos os processos que contribuem para a variação espaço- temporal de suas concentrações ambientais e todos os processos que determinam a sua biodisponibilidade, além de não existirem dados quanto à sensibilidade de todas as espécies presentes no corpo receptor.
Erro	**A resposta não reflete o verdadeiro valor da variável uma vez que foram medidas de forma inadequada.** Ex: O limite de detecção do método analítico adotado não detecta as concentrações de interesse ou as amostras foram processadas de modo incorreto.

No caso dos modelos a análise de incerteza deverá verificar se o modelo incorpora adequadamente as equações que definem os processos mais relevantes para: (i) a descrição dos agentes estressores, (ii) a caracterização das condições de exposição e (iii) a caracterização dos efeitos. Além disso, deve também avaliar se os valores dos parâmetros e a combinação dos mesmos para o cálculo do risco estão compatíveis com as premissas definidas na etapa preliminar do estudo.

Os valores dos parâmetros, em última instância dependem dos métodos adotados para gerar os dados e informações, a partir de experimentos, estudos de campo e julgamento de especialistas. (Warren-Hicks *et al*. 1998).

Devido à complexidade da estrutura e funcionamento dos ecossistemas, dos organismos e interações com o meio e a variabilidade inerente aos processos da natureza, a avaliação de risco deve incluir e evidenciar as fontes de incerteza dos elementos envolvidos na análise não somente dos modelos, mas também das metodologias e instrumentos de previsão e medição das variáveis envolvidas.

3.4. RISCO E PROBABILIDADE

Segundo Jorion (2001), a melhor forma de se mensurar o risco é em termos de funções de distribuição de probabilidade. Expressões de risco, variabilidade e incerteza costumam envolver o uso de probabilidade. No entanto, o conceito de probabilidade e de outros termos relacionados à incerteza, tais como variabilidade, verossimilhança, plausibilidade, credibilidade, dentre outros, são fontes de confusão e controvérsia o que conduz a um tipo de incerteza denominada lingüística (Suter II, 2007).

O cerne desta confusão reside no fato destes termos terem sido incorporados na linguagem coloquial como sinônimos, mas possuírem conotações diferentes quando aplicados tecnicamente (Hacking, 2001).

Para Salsburg (2002), o termo probabilidade foi criado para lidar com o senso pessoal de incerteza.

Bernstein (1997) cita que a raiz latina de "probabilidade" parece ter surgido de uma combinação de *probare* (testar, provar ou aprovar) e *ilis* (que significa capaz de ser). Neste sentido, a probabilidade seria aquilo que é passível de prova ou digno de aprovação. Por longo tempo, este foi o significado da palavra.

Para exemplificar o caráter mutante da palavra probabilidade, Bernstein (1997) faz uma citação ao filósofo canadense Ian Hacking que conta que Galileu, usando explicitamente o termo *probabilità,* referiu-se a teoria de Copérnico - de que a Terra gira em torno do Sol - como algo improvável, por contradizer aquilo que os olhos podiam ver – ou seja, o Sol girando em torno da Terra. Tal teoria seria improvável por não contar com aprovação. Como contraponto, Bernstein (1997) também relata que para Leibniz, a probabilidade é determinada pela evidência e pela razão, sendo mais bem

expressa pelo termo alemão *washrscheinlich* que captura o sentido literal do conceito traduzido como: algo "com aparência de verdade".

Historicamente então, a probabilidade teve duplo sentido, um voltado para o futuro, o outro como interpretação do passado, um preocupado com as opiniões e outro com o que se realmente se sabe. No primeiro sentido, significava o grau de crença ou a demonstrabilidade de uma opinião, representando a visão não matemática, ou epistemológica, da probabilidade. Epistemológico por estar associado aos limites não plenamente analisáveis do conhecimento humano. Referia-se à: ***quanto do que nos diziam poderíamos aceitar ou aprovar.*** No contexto de Galileu probabilidade significava o quanto daquilo que era dito poderia ser provado. Na acepção mais moderna de Leibniz passou a ter o sentido de ***quanta credibilidade poderíamos atribuir as evidências*** (Bernstein, 1997).

O tratado de Cardano intitulado "*Líber de ludo alae*", escrito em meados de 1500, parece ter sido o primeiro esforço de se desenvolver os princípios estatísticos de probabilidade aplicada a eventos aleatórios. O termo aleatório descreve eventos cujo resultado é incerto. Sua origem deriva da palavra *alae* que se refere a jogos de dados e *aleatorius* que significa jogos de azar em geral. Estes jogos, realizados com astrágalos ou com dados confeccionados em barro cozido, eram praticados pelos povos que viviam na Mesopotâmia e no Egito Antigo com objetivos de lazer, porém integrando uma dimensão mística ou psicológica do acaso (Coutinho, 2001).

Segundo Coutinho (2001) embora o raciocínio combinatório e o cálculo das proporções já fossem conhecidos há muitos séculos, foi somente no século XVI (cerca de cem anos após a escrita de "*Líber de ludo alae*") e no século XVII com Galileu, que os primeiros estudos aplicando este conhecimento na análise do resultado destes jogos foram publicados. A principal razão para este fato é a de que na Antiguidade, a idéia do acaso estava associada a intervenções divinas e sobrenaturais que não deveria ser desafiada, ou levada a sério.

Em 1654, Pascal refere-se à probabilidade denominando-a como a **"Geometria do Acaso"**, afirmando ser, a repartição do acaso (nos jogos), uma matéria até então inexplorada. O uso da expressão **"Geometria do Acaso"** tinha como propósito remeter a idéia de Platão de que a Geometria englobava as atividades matemáticas de observação do mundo sensível (imperfeito, complexo e mutante), que se desenrolam no mundo das idéias – modelos perfeitos, eternos e imutáveis (Coutinho, 1994).

Kaplan *et al.* (1981) relatam que a noção de probabilidade costuma ser abordada de modo polarizado sob dois aspectos: uma relacionada às quantidades mensuráveis do mundo real (visão objetivista ou frequentista) e outra como uma forma de se calibrar um estado mental, interno do conhecimento (visão subjetivista).

Hacking (2001) ressalta que existem duas linguagens para probabilidade: a de proposição adotada na lógica indutiva e a de eventos adotada na estatística. Proposições são falsas ou verdadeiras, enquanto que eventos ocorrem ou não ocorrem.

A avaliação quantitativa de risco pode ser classificada como dedutiva ou indutiva. A avaliação dedutiva baseia-se em dados históricos e emprega métodos freqüentistas conhecidos e bem aceitos. No entanto, quando dados pretéritos são escassos ou praticamente inexistem devido à novidade do cenário ou do agente estressor, os analistas usam métodos indutivos de avaliação e se vêem forçados a procurar interpretações de probabilidade alternativas com abordagens subjetivas.

Millard (2002) destaca que tanto a Probabilidade quanto a Estatística lidam com situações nas quais os resultados são incertos. Ambas se baseiam nos conceitos de população e amostra da população. A probabilidade lida com predições das características da amostra dado que se conhecem as características da população (a probabilidade de se retirar um às em um baralho de 52 cartas). A estatística busca fazer inferências da população dado que se conhecem as características de uma ou mais amostras.

Hayes (1998) resume que as três formas adotadas para se abordar a noção de probabilidade, mais comumente aceitas são:

- **Clássica –** se um evento ocorre de modo mutuamente exclusivo e igual, e se n_A destes eventos tiver o atributo de A, então a freqüência de A corresponde a fração n_A/n. Por exemplo, se existem 13 cartas de copa em um baralho de 52 cartas (13/52), a probabilidade de se retirar qualquer carta com o naipe de copas é 0,25. Esta definição usualmente deriva do conhecimento físico do sistema em questão. Ou seja, é preciso supor que as condições do cenário ou experimento são fixas, conhecer todos os possíveis valores ou estados do atributo para o evento que se deseja prever, e assumir que a probabilidade de se selecionar qualquer evento é igual para cada um dos possíveis valores ou estados do atributo (eventos equiprováveis). No exemplo em questão, no baralho existem

52 cartas, divididas em quatro naipes (paus, espadas, copas, e ouro) cada um com 13 cartas.

- **Frequentista** – estabelece que a probabilidade seja definida pelo número de vezes que um evento A ocorre (n_A), no total de repetições (n) de um experimento. Por exemplo, se de cem lançamentos de uma moeda a obtenção da face cara for 54 vezes, a freqüência de cara é de 54/100. Infere-se que a probabilidade é 0,54 (a freqüência normalizada para a faixa de 0-1). Esta visão é empírica, deriva de experiências passadas – dados históricos – e não do conhecimento físico do sistema em questão. Por exemplo, se a análise de dados pretéritos de uma indústria indica a produção de um item defeituoso a cada 100 itens produzidos, então a probabilidade de produzir um item com defeito é 0,01. Assim, na medida em que determinados tipos de erros possam ser identificados e expressos como variáveis discretas, estes podem ser usados para estimar probabilidades.

- **Subjetiva –** interpreta a probabilidade como uma expressão racional ou em termos de graus de crença de um indivíduo. Não recai nem na idéia de igual verossimilhança, nem depende de experimentos repetidos, embora seja baseada em experiências passadas. A expectativa de sucesso de um empreendimento, por exemplo, pode estar pautada apenas na idéia de que outro empreendimento estabelecido em condições similares foi bem sucedido. Isto não tem base experimental (observações repetidas) de modo que o que se expressa é uma crença individual.

A abordagem frequentista costuma ser amplamente aceita porque reflete a propensão humana de depreender regras gerais a partir de experiências, que por sua vez podem ser aplicadas em circunstâncias individuais. Entretanto, problemas ocorrem quando da tentativa de se atribuir probabilidades derivadas de experimentos, em eventos individuais que se desenrolam em sistemas reais com alta complexidade como é o caso dos ecossistemas. Apesar disso, segundo Hayes (1998) mesmo sem experimentos replicados, alguns parâmetros probabilísticos são derivados rotineiramente a partir de freqüências, como por exemplo, a direção de correntes marinhas ou o a vazão mínima dos rios.

Alguns autores, no entanto argumentam, que em ciências da Terra existe apenas uma única e verdadeira conseqüência que não se pode medir de antemão. Estimativas de probabilidade das condições futuras da Terra, baseada em modelagem computacional, parecem frequentista, mas na verdade são essencialmente Bayesianas, pelo fato de se apoiarem no mesmo conceito da estatística Bayesiana, ou seja, se apóiam no conhecimento prévio e em pressupostos embutidos em vários outros modelos de entrada (Beer, 2006).

A abordagem subjetiva da probabilidade é expressa como graus de plausibilidade representados por números reais. O valor numérico de qualquer probabilidade irá em geral depender do inteiro conhecimento que se tem das proposições em questão. Esta abordagem é dita subjetiva por descrever o estado de conhecimento sobre o tema ao invés de uma propriedade do mundo real. No entanto é considerada por alguns autores como objetiva, uma vez que dois ou mais analistas partindo da mesma base de conhecimento deverão chegar ao mesmo resultado (Kaplan *et al*. 1981).

Hayes (1998) ressalta que em longo prazo, graus de crença tendem a corresponder a freqüências. Por exemplo, em meio a milhões de previsões de chuva, chove em 70% dos dias e localidades para as quais se estabelecem 70% de prognostico de chuva. Na avaliação de risco, entretanto, dificilmente este tipo de observação pode ser verificado porque não são feitas muitas previsões para um mesmo tipo de evento. Além disso, os objetivos e alvos de proteção são muito diversificados.

Na teoria Bayesiana, conhecida como probabilidade pessoal, o analista inicia a análise com base em um conhecimento prévio (probabilidade *à priori*) e atribui probabilidades para um evento ocorrer ou não ocorrer. Na seqüência, observa e realiza experimentos que agrega informações, possibilitando alterar as probabilidades (probabilidade *a posterior*) inicialmente atribuídas. Quando pouco ou nada se sabe sobre as circunstâncias que envolvem a ocorrência do evento, preferencialmente inicia-se a análise com igual probabilidade (0,5) para a ocorrência ou não do evento. No entanto, se a opinião pessoal prévia do analista é muito forte para uma opção, a aquisição de dados adicionais não irá mudar muito a probabilidade posterior (Salsburg, 2002).

. Adeptos da abordagem subjetiva argumentam ainda, que mesmo quando freqüências são convertidas em probabilidades, tal conversão é baseada em crença e não

em lógica, uma vez que não se pode ter certeza de que o próximo evento se comportará do mesmo modo que os anteriores. Entretanto esta é a forma como apostamos ser.

Somados a isto, as noções clássicas e frequentistas de probabilidade na estatística demandam a adoção subjetiva da hipótese nula, do nível de significância, de simetria e iterações repetidas. A subjetividade também reside no delineamento amostral e no término do experimento. De forma geral, toda inferência baseada em probabilidade recai num modelo estatístico cuja escolha também é amplamente subjetiva (Hayes, 1998).

Em síntese, como se pode observar, a avaliação de risco para qualquer evento individual apresenta sérios problemas, não importa a abordagem estatística adotada. Analistas de risco podem interpretar a probabilidade de várias formas que não são necessariamente mutuamente exclusivas.

Porém, a definição clássica de probabilidade não tem qualquer significado prático na avaliação de risco ecológico uma vez que não se podem elencar todos os possíveis resultados de um evento em ecossistemas complexos. Por outro lado, a definição frequentista também não costuma ser aplicável porque estudos de campo dificilmente são replicáveis. Além disso, na avaliação de risco ecológico, não se está interessado em testar a hipótese de que o contaminante não tem toxicidade, mas sim em se determinar a faixa de efeitos que serão observados em determinados níveis de exposição. Do mesmo modo que não interessa provar que dois rios são idênticos, pois já se sabe que não são, mas interessa saber em quanto eles diferem (Suter II, 2007).

Assim, a idéia de que probabilidades são expressões de crença e que esta envolve um estado de incerteza da mente é claramente mais flexível do que o conceito frequentista (Kaplan e Garrick, 1981).

O fato é que nenhuma interpretação científica do termo probabilidade é amplamente aceita por todos, estatísticos, filósofos ou outras autoridades. Entretanto entender as diferentes visões sobre o tema é uma etapa importante para o correto entendimento da aplicação do processo de avaliação de risco, julgamento do mérito e tomada de decisão.

3.5. CONCEITO E ESTRUTURA DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO

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

Risco = (Evento/tempo) x (Conseqüência/Evento) = (Conseqüência/Tempo)

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

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

Risco = Probabilidade do evento x Conseqüência

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

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

Van Sraalen (2002) defende a idéia de que quando a definição de risco é entendida desta forma, o problema da avaliação de risco se resume a especificar o

evento indesejável e definir sua freqüência. A especificação do evento indesejável deve considerar o elemento do ecossistema que se deseja proteger.

A abordagem proposta por Kaplan e Garrick. (1981), adota uma definição para risco pautada em três perguntas:

- O que pode acontecer? (*Baseada na análise de perigo*)
- Com que freqüência pode acontecer? (*Baseada no cálculo de freqüência*)
- Se acontecer quais são as conseqüências? (*Baseada na análise de conseqüências*).

Segundo Hayes (1998) esta abordagem encoraja uma interpretação do risco de modo mais amplo sendo, portanto, mais adequada para a avaliação do risco ecológico onde eventos em questão podem não ser do tipo acidental e os alvos não são necessariamente injúrias ou fatalidades humanas, mas sim a estrutura e função dos ecossistemas.

O objetivo da avaliação de risco ecológico é o de estimar o risco de efeitos adversos para comunidades de espécies, potencialmente expostas a substâncias químicas em determinadas em uma dada localidade (Solomon *et al*. 2002).

Wentsel *et. al.* (2008), no entanto, ressaltam que os agentes estressores podem ser de origem química (ex; o descarte de substâncias químicas), física (ex: soterramento por material de dragagem) ou biológica (ex: introdução de espécies exóticas) ou ainda da ação conjunta de um ou mais fatores.

Segundo a U.S. EPA (1992), a avaliação de risco ecológico (ARE) é o processo usado para se estabelecer a verossimilhança de que efeitos adversos possam ocorrer ou estejam ocorrendo como resultado da exposição de um ou mais componentes ecológicos (organismos, populações, comunidades ou ecossistemas) a um ou mais agentes estressores.

A ocorrência (incidência e severidade) de efeitos adversos então, é uma função da exposição de um ou mais componentes de um ecossistema (ex: espécies ou grupo de espécies) a um ou mais agentes estressores, em função da concentração ou nível do agente estressor (ECETOC, 2001).

A avaliação de risco ecológico (ARE) em geral é demandada sempre que se supõe que uma ação, sob determinadas circunstâncias, pode impor consequências adversas a um elemento do ecossistema que se deseja proteger. A essência do processo consiste na análise de um cenário de exposição onde um ou mais agentes estressores co-ocorrem ou interagem com um ou mais componentes do ecossistema (U.S. EPA,1992).

O estudo é conduzido com o objetivo de transformar dados científicos em informação com significado acerca dos riscos da atividade humana sobre o meio ambiente. Seu propósito é habilitar os gestores de risco a tomar decisões com base em informações consistentemente organizadas. A tomada de decisão pode envolver a permissão para o descarte ou disposição de efluentes e resíduos, a dragagem de uma região portuária, a importação de um produto agrícola exótico, a expansão ou estabelecimento de uma nova indústria, o registro de um produto químico, a alteração da paisagem para construção de uma nova estrada ou ainda a avaliação de tecnologias alternativas e de limites de tratamento de uma área impactada por resíduos tóxicos.

Suposições, incertezas e hipóteses são descritas e estabelecidas, dados são coletados, investigados e analisados para determinar a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos resultantes da ação de um ou mais agentes estressores sobre os ecossistemas ou outros sistemas biológicos de interesse. O objetivo final é verificar o quão provável é a ocorrência de efeitos ecológicos indesejáveis, estimando se possível quantitativamente, a freqüência e magnitude destes efeitos (U.S. EPA,1992).

O risco ecológico é estimado pela integração das informações quanto à exposição e ao efeito. Isto é, pela interação dos agentes estressores com os receptores ecológicos de interesse, e o efeito (representado pelas respostas destes receptores decorrentes da ação dos agentes estressores).

Como ilustrado na Figura 3.7, o risco existe quando: (i) um ou mais agentes estressores têm a capacidade inerente de causar um ou vários efeitos adversos e (ii) quando os agentes estressores co-ocorrem ou entram em contato com os componentes ecológicos em questão (os agentes receptores), num determinado cenário. O cenário de exposição deve considerar aspectos como a biodisponibilidade dos contaminantes químicos bem como as escalas espaciais e temporais para a indução dos efeitos adversos específicos. A exposição é caracterizada pela concentração ou nível de intensidade de ação do agente estressor, que pode variar no tempo e no espaço. Na avaliação de risco ecológico de substâncias químicas, a exposição é comumente representada pelas concentrações ambientais esperadas ou previstas do agente estressor numa dada região.

Estas concentrações são normalmente conhecidas como PEC – *predicted environmental or exposue concentrations*. Na abordagem determinística de avaliação de risco ecológica, PEC é representada pela maior concentração ambiental, de modo representar o pior cenário. Dados referentes aos níveis de exposição são normalmente derivados de estudos de modelagem ou mais raramente, mensurados em campo.

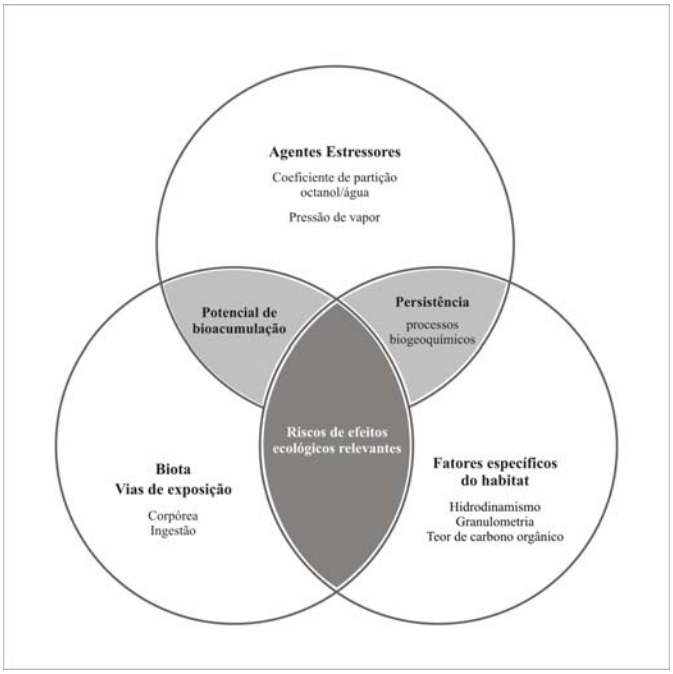


Figura 3.7. Elementos que compõem a avaliação de risco (agente estressor, biota, cenário de exposição) e algumas de suas características a serem consideradas no processo (Baseado em Brown *et al* 1992).

A caracterização do efeito é representada por uma concentração ou nível do agente estressor, abaixo da qual não se prevê a ocorrência de um efeito adverso específico sobre o elemento ecológico de interesse. Esta concentração é conhecida como PNEC (*predicted no effect concentration*) e representa a sensibilidade do ecossistema ao agente estressor. Tradicionalmente, o PNEC é estimado a partir de dados gerados em testes de ecotoxicidade em laboratório sendo o menor valor dentre pelo menos três testes de ecotoxicidade realizados com organismos de diferentes níveis tróficos (algas, microcrustáceos e peixes). Embora menos freqüente, o PNEC também pode ser gerado de estudos de campo.

Objetivando minimizar incertezas acerca do valor gerado nestes testes o PNEC pode ser calculado pela aplicação de fatores de segurança aos resultados derivados dos testes de toxicidade de laboratório, ou depreendido de uma curva de sensibilidade de espécies (SSD), gerada para o agente estressor de interesse (E.U.TGD, 2004).

Os resultados podem ser expressos como uma medida da probabilidade de ocorrência do efeito esperado em virtude de uma exposição específica, ou alternativamente por outros indicadores que possam ser usados como uma medida de preocupação quanto à possibilidade de ocorrência de efeitos adversos em decorrência da exposição ao agente estressor, num cenário em geral conservador.

Segundo a U.S. EPA (1992), os riscos ecológicos podem ser expressos tanto de forma probabilística como determinística uma combinação das mesmas ou ainda de forma qualitativa. Como ilustrado pela figura 3.8, PEC e PNEC podem representados por valores pontuais (a) ou por distribuições de probabilidades (d), ou ainda por uma combinação de ambos (b e d) (E.U. TGD, 2003).

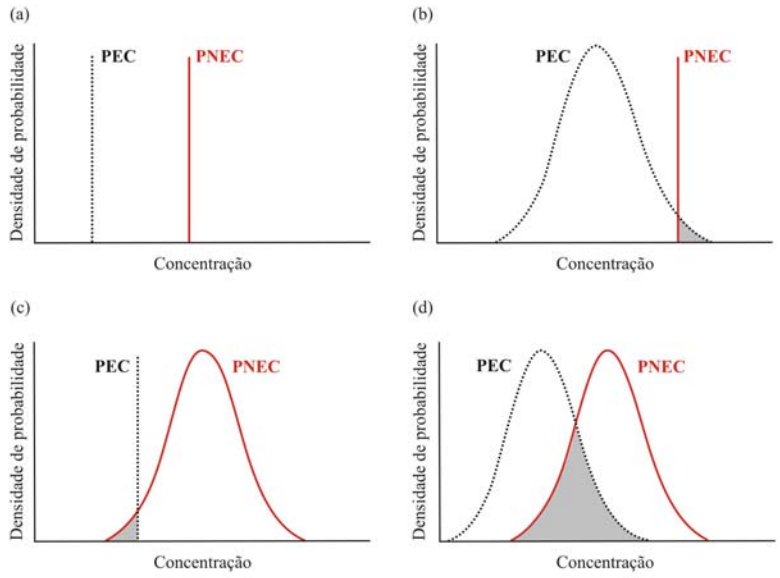


Figura 3.8. Estimativa de risco pela comparação entre os valores de PEC e PNEC apresentados como valores fixos (a), por curvas de distribuição (d) ou uma combinação entre valores fixos e curvas de distribuição (b e c). A área sob a curva fornece uma indicação do risco. (EU. TGD, 2003).

Parkust (2000) sugere uma abordagem seqüencial para avaliação de risco, por etapas nas quais se aumenta gradativamente o esforço de coleta de dados e a complexidade de análise dos mesmos.

A abordagem mais comumente adotada tem sido o uso de dados gerados em testes de toxicidade monoespecíficos, como substitutivos das espécies de campo, como forma de gerar o PNEC que é então comparada ao valor de PEC (Figura 3.8a). Mais recentemente, curvas de distribuição tem sido propostas para expressar uma ampla faixa de possíveis valores tanto para exposição como para efeito, gerando inúmeras possibilidades para abordar estimativas de risco (3.8b, c e d).

A avaliação seqüencial permite que já na primeira fase substâncias ou situações que de fato não representem ameaça sejam eliminadas do processo, possibilitando então a priorização e o foco de investimentos nos casos mais críticos.

Como mostra o Quadro 3.5, a razão gerada entre PEC e PNEC pode ser usada tanto para a avaliação preliminar de risco ou perigo como para determinar a margem de segurança (Solomon *et al*. 2002).

Quadro 3.5. Utilização das concentrações de exposição e de efeito para a avaliação preliminar de perigo ou determinação da margem de segurança desejada para a substância no ambiente.

Razão de Risco (RR) **Quociente de Perigo (HQ)** **Quociente de Risco**	**Margem de Segurança**
Risco existe: $\frac{PEC}{PNEC} > 1$ **Risco improvável**: $\frac{PEC}{PNEC} < 1$	$\frac{PNEC}{PEC}$

A razão de risco (RR) também chamado de quociente de perigo (HQ - *Hazard Quocient*) ou quociente de risco fornece uma estimativa preliminar do grau de preocupação da exposição dos elementos do ecossistema ao agente estressor e em geral é adotado com base no pior cenário, ou seja, considerando o maior valor para PEC e o menor valor para PNEC.

Nos EUA, a publicação dos documentos ***Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*** pelo *National Research Council* (NCR, 1983) e ***"Framework for Ecological Risk Assessment"*** pela *U.S. Environmental Protection Agency* (U.S. EPA, 1992) descreveram os fundamentos da aplicação da avaliação de risco como instrumentos de gestão para a proteção da saúde humana e dos ecossistemas, respectivamente. Este último documento, notadamente inaugurou um amplo programa de desenvolvimento de metodologias para a avaliação do risco de efeitos adversos, decorrentes de ações humanas, sobre os ecossistemas e seus componentes não humanos.

Na Europa, a publicação do *Technical Guidance Document on Risk Assessment* (E.U. TGD) em 1996 e em segunda edição em 2003 também contribuíram para a consolidação das bases e premissas que sustentam e norteiam as atuais metodologias, práticas e desenvolvimento de modelos de estimativa de risco de produtos químicos para os sistemas ecológicos.

A estrutura desenvolvida para a avaliação de risco ecológico guarda muitas similaridades com aquela adotada para a saúde humana, mas também faz distinções fundamentais no que tange aos valores a serem protegidos e efeitos a serem observados. Enquanto que na avaliação de risco à saúde humana, o foco se volta para os efeitos sobre a saúde de cada indivíduo numa população relativamente bem conhecida, a avaliação de risco ecológico pode abranger diferentes níveis de organização biológica, incluindo as comunidades, além de processos biológicos relevantes à manutenção dos ecossistemas (U.S. EPA, 1992).

Neste sentido, Cairns *et al*. (1992) definiram a avaliação de risco ecológico como o processo científico da estimativa, com reconhecido grau de certeza, da probabilidade de ocorrência de efeitos adversos de origem antropogênica ou natural, sobre a integridade de ecossistemas naturais e dos serviços que estes provêem. Por integridade ecológica entende-se a manutenção da estrutura e função dos ecossistemas, ressaltando que do ponto de vista da sociedade a razão mais persuasiva para a sua manutenção é a garantia da sustentabilidade dos serviços prestados pelos ecossistemas em benefício da humanidade.

Apesar deste apelo, o uso do "termo integridade ecológica" foi bastante criticado por outros autores pelo fato do conceito ser um tanto vago para ser submetido a uma análise quantitativa.

Estes autores, entretanto justificaram seus pontos de vista, argumentando que o conceito envolve muitos atributos importantes, que podem ser quantificados desde que seja feita uma seleção apropriada de indicadores mensuráveis, além de ressaltar que a integridade ecológica deva ser um objetivo maior da avaliação de risco ecológico e não necessariamente um fim em si mesmo. Assim defenderam que a avaliação de risco ecológico deve ser desenvolvida para estimar a probabilidade de efeitos adversos a três importantes atributos dos sistemas naturais: auto-sustentabilidade ou automanutenção, proteção do capital natural e proteção de espécies de valor comercial, recreacional ou estético (Cairns *et al*. 1992).

O processo de avaliação de risco ecológico (ARE) proposto pela Agência de Proteção Ambiental Americana (U.S. EPA, 1998), está representado na Figura 3.9 e consiste de quatro fases fundamentais:

- Formulação do problema;
- Análise de risco (caracterização da exposição e dos efeitos);
- Caracterização de risco
- Gestão de risco

A formulação do problema representa a primeira fase de todo o processo e têm como propósito fundamental delimitar o foco da avaliação. Para tanto, adota-se um planejamento sistemático de identificação dos principais fatores a serem considerados no processo, tomando por base aspectos regulamentadores, científicos, sócio-econômicos, dentre outros fatores. É nesta etapa que se identifica o agente estressor (aquilo que pode impõe o risco), que se declara os sistemas ecológicos que se deseja proteger ("*assessment end point*" – traduzido neste estudo como objeto final de avaliação), bem como se definem os atributos ou características associados a estes sistemas, que serão mensurados ("*measurement end point*").

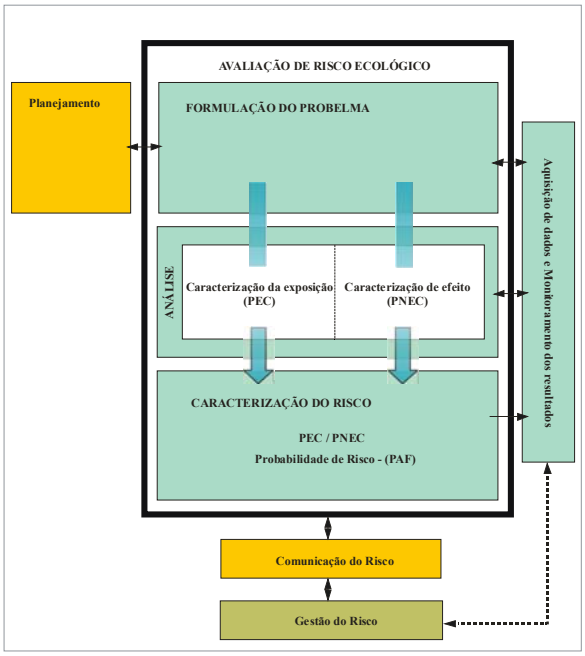


Figura 3.9. Estrutura da avaliação de risco ecológico proposto pela U.S. (1998).

As principais informações dos agentes estressores (ex: uma substância química presente no descarte de um efluente industrial) a serem levantadas são: toxicidade, concentração no efluente, persistência (potencial de biodegradabilidade e de bioacumulação), freqüência do descarte, distribuição espaço-temporal na água e sedimento do corpo receptor. Estes aspectos, juntamente com as características intrínsecas ao ambiente em questão (ex: hidrodinamismo), são fundamentais para se definir o cenário de exposição e apontar os principais componentes do sistema ecológico que mais provavelmente poderão ser afetados.

Os **objetos finais de avaliação** (*assessment end-point*) devem ser selecionados levando em conta preferencialmente aspectos como relevância ecológica, valores e preferências sócio-econômicas (ex: o estoque pesqueiro de uma espécie economicamente importante ou uma espécie ameaçada de extinção). Quanto aos **atributos mensuráveis** (*measurement end-point*), estes devem estar relacionados direta ou indiretamente aos objetos finais, considerando ainda aspectos como sensibilidade, especificidade e prontidão de resposta ao agente estressor. Estes atributos são selecionados para se medir e expressar a extensão dos prováveis efeitos do agente estressor sobre o valor que se deseja proteger. Por exemplo, ensaios de toxicidade com organismos-teste padronizados podem ser utilizados como substitutivos para se estimar

a concentração letal para uma determinada parcela da população de uma espécie de peixe de interesse ecológico ou econômico.

O produto a ser gerado nesta fase é um modelo conceitual que descreve como um dado agente estressor interage e afeta, direta ou indiretamente, determinados componentes ecológicos do ambiente e que relações existem entre os atributos que serão mensurados com os componentes dos ecossistemas a serem protegidos.

Na segunda etapa do processo, a análise de risco, faz-se uma caracterização das condições de exposição e de efeito, onde dados dos agentes estressores são confrontados com dados dos componentes ecológicos de interesse, num contexto ou cenário de exposição para se determinar os prováveis efeitos e se estabelecer um perfil de (causalidade).

Desenvolve-se um perfil de interação entre o agente estressor e o componente ecológico envolvido para possibilitar a determinação da magnitude e da distribuição espaço-temporal da exposição. A exposição pode ser entendida como co-ocorrência ou como efetivo contato e pode ser representada como concentração ambiental ou como uma concentração interna (carga corpórea). No caso de produtos químicos, por exemplo, concentrações ambientais ou de exposição podem ser medidas em amostras obtidas em estudos de campo ou preditas por modelos de transporte e destino, considerando inclusive processos de intemperismo ou transferência de contaminantes de um compartimento para outro (água/sedimento ou água/ar) na região de interesse.

Os efeitos a serem avaliados na etapa de caracterização de efeitos dependem amplamente da natureza dos agentes estressores e dos componentes ecológicos a serem preservados. Os efeitos deflagrados podem ser desde letalidade até alterações enzimáticas ou comportamentais. Os danos podem ser avaliados nos organismos, mas também sobre populações e comunidades. Nestes casos, os atributos a serem mensurados também devem refletir o nível hierárquico avaliado. Informações quanto aos efeitos ecológicos podem ser obtidas em experimentos de laboratório ou em estudos de monitoramento em campo (Suter II, 2007)

A caracterização do risco é a etapa onde os dados de exposição e de efeito são integrados de forma que se possa estabelecer se o risco é provável e se possível quantificá-lo em termos probabilísticos.

Na seqüência, os resultados são incorporados ao processo decisório gerencial e avaliados junto com aspectos, políticos, legais, econômicos, de viabilidade operacional e balanço de custo/benefício para se chegar à decisão (Suter II, 1990).

Uma comparação dos termos adotados, nos Estados Unidos da América (U.S. EPA) e na Comunidade Européia (CE), para descrever cada uma das etapas do processo de avaliação de risco ecológico é apresentada no Quadro 3.7. Observa-se, que o emprego indiscriminado dos termos avaliação, análise, caracterização e estimativa de risco representa uma outra fonte de confusão dentro do processo.

Quadro 3.6. Comparação dos termos usados para descrever as etapas do processo de avaliação de risco, empregados nos EUA e EU. (Baseado em: U.S.EPA, 1998, E.U. TGD, 2003 e IPCS, 2004).

Estados Unidos da América (U.S. EPA)	**União Européia (EU)**
Formulação do Problema	**Definição do problema**
Análise	**Análise de risco**
• Caracterização dos Efeitos Ecológicos [1,2]	• Identificação de perigo [1]
• Caracterização da Exposição [3]	• Caracterização de perigo [2]
	• Avaliação da exposição [3]
Caracterização do Risco[4]	**Caracterização de risco [4]**
Comunicação dos Resultados ao Gestor do Risco	
	Gestão de risco [5]
Gestão [5] e comunicação [6] do risco às partes interessadas	**Comunicação do risco [6]**

(1) Etapa que consiste na identificação e descrição dos tipos de efeitos adversos ou indesejáveis que um agente estressor, uma ação proposta ou uma situação estabelecida pode acarretar.
(2) Etapa onde se verifica a capacidade do agente estressor causar efeitos adversos sob condições específicas e se estabelecem as relações de causalidade (dose-efeito ou de concentração-efeito), bem como as circunstâncias nas quais o perigo se configura.
(3) Etapa onde se descreve o cenário e as condições de exposição do organismo ou sistema ecológico alvo do estudo e se define os pressupostos quanto às fontes, vias de exposição, intensidade e concentrações do agente estressor. A exposição pode ser caracterizada como co-ocorrência ou efetivo contato.
(4) Etapa onde as informações quanto às condições de exposição e os perfis de respostas dos sistemas ecológicos de interesse são integradas, para se estabelecer os prováveis efeitos adversos. Nesta fase se determina qualitativamente ou quantitativamente a probabilidade (e as incertezas associadas) de ocorrência de efeitos adversos indesejáveis, conhecidos ou potenciais, aos sistemas ecológicos que se deseja proteger, sob condições de exposição definidas.
(5) Etapa que consiste de um processo de tomada de decisão considerando fatores científicos, tecnológicos, econômicos, sociais, ambientais e políticos e compara possíveis opções para a seleção e implementação da melhor alternativa para a resolução do problema.
(6) Etapas onde as informações obtidas nas diversas fases do processo são trocadas entre os diferentes atores ou partes interessadas, incluindo o público leigo.

Na Figura 3.9, as etapas da avaliação de risco ecológico, destacadas pelas atividades distribuídas nos compartimentos azuis, são geralmente reconhecidas como de cunho científico. Por outro lado, a gestão de risco refere-se às atividades de identificação, avaliação e seleção de alternativas, num processo de tomada de decisão que, em geral, envolve balanços de custo/eficiência, risco/benefício ou custo/benefício. Nesta etapa, questões mais amplas no âmbito social, ético, cultural, político e econômico são reunidas às informações científicas levantadas na etapa de avaliação de risco para a conclusão do processo decisório (Biddinger *et al*. 2008).

3.5.1. Avaliação de Risco Ecológico e Avaliação de Perigo

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

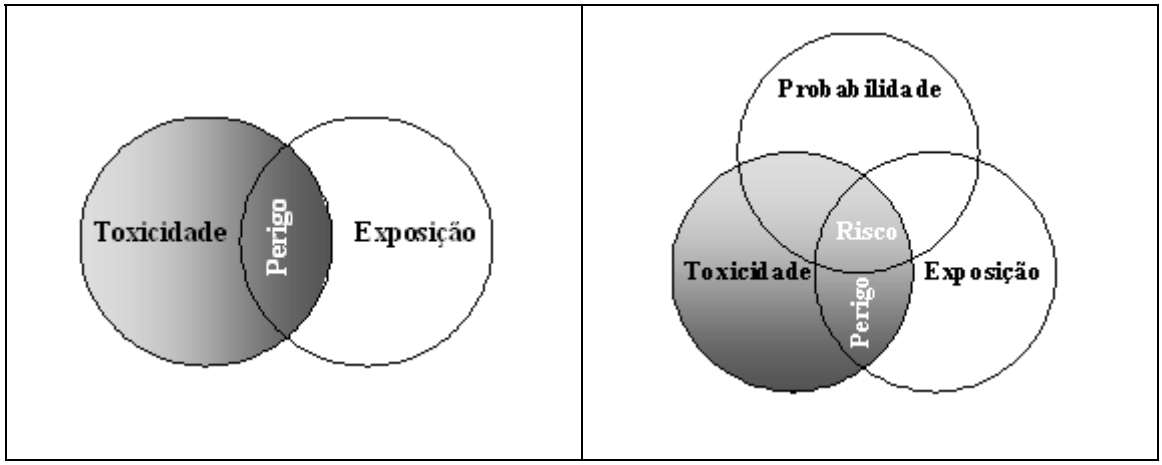
As bases para a avaliação de perigo de substâncias químicas a organismos aquáticos foram definidas nos Estados Unidos da América em um encontro técnico de especialistas e publicado pela *American Society for Testing and Materials* (ASTM) no final da década de 70 (ASTM, STP 657, 1978) e basicamente se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

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

Newman (2003) ressalta que a simples existência do perigo intrínseco a um agente estressor não representa uma base adequada para a tomada de decisão.

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

A Figura 3.10 ilustra as relações entre os principais elementos que compõem a avaliação de perigo e a avaliação de risco. A adversidade do agente estressor (ex: toxicidade) e as características da exposição determinam a condição de perigo. A probabilidade com que a condição de perigo se estabelece, somada a magnitude e severidade das conseqüências definem o risco. Chapman (2007) então resume que o perigo expressa a possibilidade do dano e o risco descreve a probabilidade do dano.



(a) (b)

Figura 3.10. Diferença entre avaliação de perigo e avaliação de risco. (Solomon *et al.* 2002).

O Quadro 3.7 apresenta as características que distinguem a avaliação de risco e a avaliação de perigo estão destacadas.

Quanto ao critério de decisão e base para regulamentação, a **avaliação de perigo** assume que *considerando a existência de resultados de muitos testes, a aceitabilidade da liberação do produto químico se tornará aparente, com base puramente científica, pela comparação da concentração de exposição com a concentração tóxica. Ou seja, a*

aceitabilidade está implícita no dado, e é possível se fazer uma distinção entre o que é seguro ou inseguro.

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

Quadro 3.7 Características que distinguem a avaliação de perigo ambiental da avaliação de risco ambiental.

Característica	Avaliação de Perigo	Avaliação de risco
Definição do valor ecológico a ser estimado e protegido	Indefinido Normalmente baseado em testes de toxicidade	Declarado Ex: Uma espécie em extinção ou a estrutura da comunidade bentônica.
Expressão da Contaminação	Maior Concentração Ambiental Esperada.	Diferentes condições exposição
Avaliação Seqüencial	Necessária	Desnecessária
Uso de modelos	Modelo determinístico de avaliação do destino de contaminantes	Modelo probabilístico de exposição e efeitos
Escala de resultado	Dicotômica (O perigo existe ou o perigo não existe)	Contínua Normalmente expressa em probabilidade de ocorrência do efeito indesejável. (Varia de 0 – 1 ou de 0 – 100%)
Incerteza	Reconhece, mas não expressa em termos probabilísticos. Determina a execução de mais testes e utiliza fatores de segurança.	Reconhece, incorpora e expressa a incerteza em termos probabilísticos.
Resultado expresso em probabilidade	Não	Sim
Critério de decisão	"Julgamento Científico do assessor." (Implícito no dado)	Critérios formais (Modelos estatísticos e Conselho Consultivo de especialistas)
Base para Regulamentação	Limites de segurança.	Gestão do risco.
Balanço de risco/benefício/custo	Não	Sim

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

ambiental (ARA) devem ser entendidas como paradigmas ou modelos conceituais para avaliar os efeitos de substâncias químicas e outras fontes de perigo sobre o meio ambiente.

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

3.6. AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO NA GESTÃO AMBIENTAL

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

Como conseqüência, o julgamento dos casos muitas vezes tende a ser norteado pelo princípio da precaução que normalmente apontam para medidas extremamente restritivas com alto custo para a sociedade (Kelly *et al.* 1989).

O princípio da precaução é um princípio de gestão, que determina que para que uma ação seja adotada é preciso demonstrar um mínimo de segurança com relativo grau de confiança (Newman, 2003). No entanto, como ressalta Harwell *et al.* (1989), o reconhecimento das inevitáveis incertezas em se prever como os ecossistemas irão responder a um fator de estresse não resulta na incapacidade de se tomar decisões apropriadas para o gerenciamento ambiental.

Ferson *et al.* (1998) acentua que existem sérias considerações éticas na avaliação de risco envolvendo questões ambientais e citando Rabinovich (1993), descreve:

- *Subestimar a incerteza é mentir*.
- *Superestimar a incerteza é covardia.*
- *Dar prioridade ao bem público é uma obrigação ética.*

Produzir resultados realísticos que reflitam as incertezas existentes representa o cerne da avaliação de risco enquanto que o julgamento de valores é incorporado como

matéria para direcionar a gestão de risco (Farrow, 2001). Quase sempre, valores conservativos são usados para simplificar certas questões, implicando que o risco efetivamente esperado é muito menor do que o calculado.

Por conta disso, a avaliação de risco ecológico tem sido sujeita a vários cepticismos não somente quanto à validade de sua aplicação, mas também quanto aos aspectos metodológicos adotados e outras premissas que sustentam o papel da ciência na tomada de decisão. Algumas destas questões estão centradas no tratamento das incertezas enquanto que outras envolvem discussões quanto à forma de lidar com os aspectos científicos e políticos (U.S. EPA, 2003).

Pelo esquema apresentado na Figura 3.10 é possível depreender que o risco pode ser minimizado por medidas de proteção dos elementos dos ecossistemas que estejam sob ameaça, pela alteração, substituição ou restrição dos agentes estressores ou, por alterações nas condições do cenário de exposição. Estas ações consistem na aplicação de inúmeras tecnologias ou envolvem restrições, impostas por regulamentações ambientais e outros meios de controle que em última instância implicam em investimentos e custos (gastar ou deixar de ganhar) que precisam ser ponderados quanto à eficácia das mesmas. Isto é, o risco precisa ser dimensionado para que na tomada de decisão sejam avaliadas as alternativas disponíveis para evitar, minimizar ou mitigar suas conseqüências, tendo em conta uma estimativa da relação custo/benefício econômico e ambiental.

Funtowicz *et al.* (1994 e 1997) argumentam que os sistemas naturais são reconhecidos como complexos e dinâmicos e que os problemas atuais de saúde ao nível individual, comunitário e ambiental têm características comuns que distinguem dos problemas científicos tradicionais. Sua escala é planetária e seu impacto de longa duração. Os fenômenos são novos, complexos e variáveis, e com freqüência, mal compreendidos. Dados sobre seus efeitos bem como dados para se determinar as linhas de base de sistemas "não perturbados" mostram-se totalmente inadequados. No entanto, apesar de aportes científicos tão incertos, decisões devem ser tomadas, envolvendo prognósticos de estados futuros do ambiente, dos recursos e da sociedade.

Cairns *et al.* (1992) argumentam que os protocolos de avaliação de risco ecológico devem prover informações cientificamente justificáveis para responder questões quanto aos potenciais perigos impostos por problemas ambientais aos ecossistemas naturais. Além disso, devem indicar que tipos de medidas preventivas necessárias para evitar danos indesejáveis e manter os ecossistemas auto-sustentáveis e

capazes de prover serviços essenciais à sociedade. Estes autores ainda destacam que as informações obtidas na avaliação de risco ecológico devem ser relevantes no processo de gestão de risco, considerando também aspectos e preocupações de ordem sócio-econômicas e políticas na decisão quanto à aceitabilidade do risco pela sociedade.

Outros autores ainda ressaltam que a avaliação de risco ecológico e a tomada de decisão deve ser um processo com base científica, uma vez que a sub-estimativa dos efeitos de contaminantes químicos no meio ambiente pode acarretar sérios efeitos adversos à saúde dos ecossistemas, mas por outro lado, prognósticos que superestimam efeitos adversos potenciais podem implicar em restrições econômicas e sociais (Benson, 1995 e SETAC, 1999).

Tanta ênfase em se adotar uma base científica nos estudos de avaliação de risco ecológico pode ser justificada pelo relato de Funtowicz *et al.* (1997): "*... por uma tradição que deriva do iluminismo do século XVIII, a racionalidade subjacente às decisões públicas deve se apresentar como científica"*. A partir de então, *"disseminou-se universalmente a suposição de que a excelência científica é o componente crucial da tomada de decisões concernentes quer à natureza quer à sociedade"*.

No entanto, Funtowicz *et al.* (1997) ressaltam que as questões relativas ao meio ambiente requerem não apenas a descoberta e aplicação de fatos científicos, mas também realizações destinadas a remediar as patologias desenvolvidas pelos sistemas industriais. A avaliação de risco, portanto, não pode fornecer mais do que prover aos tomadores de decisão com opções a serem consideradas no gerenciamento de risco. A opção que será mais ou menos aceitável dependerá de vários aspectos sociais, difíceis de serem incluídas em avaliações de risco quantitativo.

Lévêque (2001) comenta que na medida em que a ecologia é uma ciência que parece acessível a qualquer um, por estar muito próxima do quotidiano de numerosos cidadãos - dos caminhantes aos pescadores - existe uma impressão de legitimidade do saber ecológico naturalmente incorporado a todo indivíduo. Decorre que devido a uma formação insuficiente, muitas questões podem vir a ser tratada sem o rigor científico necessário.

Neste sentido, a Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental (SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry) chama atenção para que se questione a origem dos fatos, a confiabilidade dos dados e o cuidado com a interpretação dos mesmos. Deste modo, torna-se imperativo que regulamentadores, a mídia e o público geral tenham a capacidade de distinguir fatos, de meras interpretações

de origem viesada. Por sua vez, os tomadores de decisão precisam ser criteriosos para julgar a qualidade da ciência e das razões que sustentaram as suas decisões (Benson, 1995, Murrau *et al.* 1999 e SETAC, 1999).

Lévêque (2001) ainda destaca que "*desde há muito tempo, que se faz uma grande confusão entre a* ***ecologia*** *científica e as* ***ciências do ambiente****, de tal forma que se espera que a ecologia disponha de respostas concretas às questões, cuja origem e solução devem ser procuradas no comportamento das sociedades. A ciência elabora um saber e sugere determinadas orientações, no entanto, são os homens que em última instância fazem as escolhas que conduzem às decisões*".

Assim, o conceito de **antropossistema** foi desenvolvido pelo programa "Ambiente, Vida e Sociedades" do CNRS (*Centre National de la Recherche Scientifique*) para designar o sistema interativo composto pelos ecossistemas e pelas sociedades que neles vivem e deles se utilizam. A ciência dos antropossistemas difere da dos ecossistemas, na medida em que incorpora uma dimensão social, onde a percepção e as expectativas da sociedade implicam em motivações de ordem econômica, ética, cultural, dentre outros fatores determinantes para a evolução e dinâmica dos meios naturais.

Entretanto, embora a percepção do risco seja reconhecida como importante, as decisões ainda são normalmente tomadas com poucos dados sobre a opinião pública e pouco conhecimento sobre como esta muda ao longo do tempo.

À medida que os custos para o alcance dos critérios estabelecidos nas regulamentações ambientais aumentam, tanto os regulamentadores como as comunidades regulamentadas têm buscado envidar esforços, os mais efetivos possíveis, para utilizar os fundos destinados à redução de impactos ao meio ambiente. Gestores e regulamentadores ambientais vêm utilizando a avaliação de risco ecológico com o objetivo de priorizar problemas que implicam em maiores riscos ecológicos e focar os investimentos em pesquisas nos temas relevantes, que contribuam para a redução de incertezas (Benson, 1985 e Hugett, 1996).

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

O grande destaque da adoção da avaliação de risco ecológico na gestão ambiental é que este instrumento auxilia a organização da informação que contribuem

para a tomada de decisão, ressaltando os focos de perigo que necessitam de ações prioritárias e investimento de recursos. Além disso, auxilia na avaliação e seleção de tecnologias e vias alternativas para execução de projetos e tomada de decisão, permitindo identificar lacunas de conhecimento que apontam para necessidades de investimentos em pesquisas científicas (SETAC, 2004).

3.7. AS BASES ECOLÓGICAS DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO.

Karr (2001) cita que as civilizações humanas se desenvolveram e prosperaram pela exploração dos recursos naturais, fenecendo quando estes recursos se extinguiram ou protelando o inevitável pela expansão geográfica. Inicialmente as ameaças à saúde eram observadas como locais e temporárias atuando sobre o indivíduo, sendo o tratamento focado no âmbito da medicina. Juntas, a tecnologia e a medicina tornaram a natureza previsível e em parte controlável, permitindo a uma boa parcela da humanidade, desfrutar de uma vida com mais conforto e segurança do que outrora. Ao longo do tempo, no entanto, o foco no indivíduo acabou conduzindo uma visão dissociada do homem com o sistema que sustenta a vida em nosso planeta.

Atualmente, as possíveis ameaças decorrentes da presença de determinadas substâncias químicas nos ecossistemas, notadamente devido a ações antropogênicas, tem motivado fortes demandas da sociedade pela definição de concentrações ou níveis seguros para diversos agentes estressores bem como métodos de avaliação de risco, ambos com base científica.

Vários autores argumentam que na prática a avaliação de risco ecológico ainda tem sido muito mais voltada para seres humanos do que para as espécies não humanas, e ressaltam que os efeitos da perda de *habitats* particulares, da degradação de ecossistemas, e da extinção de certas espécies sobre a sociedade humana, de modo geral, ainda são desconhecidos e somente podem ser conjeturados, sendo normalmente inseridos na categoria de efeitos indiretos ao homem. Além disso, evidencia-se que as ações de intervenção e mitigação de impactos ambientais costumam ser muito mais enérgicas quando relacionadas a efeitos diretos sobre o homem (Karr, 2001; Norton *et al*. 1992; Noss, 2000 e Verdonck, 2003).

Historicamente a avaliação de risco ambiental teve início pela avaliação da exposição de seres humanos a substâncias químicas - reconhecidas como perigosas - presentes no meio ambiente como resultado da disposição intencional ou vazamentos

acidentais de produtos químicos em determinadas regiões. Estes estudos começaram a ser realizados com vistas à seleção de metodologias e priorização de localidades para a aplicação de tecnologias de limpeza e remediação de áreas impactadas. Somente mais tarde, estes estudos passaram a incluir a proteção de espécies não humanas e outros agentes estressores tais como fatores físicos (radiação, partículas) e biológicos (introdução de espécies exóticas) passando a assumir um caráter mais fundamentalmente ecológico (Cairns *et al*. 1978 e 1992).

Porém, enquanto a avaliação de risco a saúde humana se ocupa de uma única espécie já bastante estudada e conhecida, a avaliação de risco ecológico implica na consideração de milhões de espécies, com diferentes características morfológicas e fisiológicas. Uma vez que o número de ecossistemas é praticamente infinito em suas características, funções e fluxos de energia, quando se fala em avaliação de risco ecológico torna-se impraticável assumir a proteção de todas as espécies, populações, comunidades e ecossistemas.

Alguns autores chegam a argumentar que o termo ecológico costuma ser mal empregado porque normalmente os efeitos considerados na avaliação de risco ecológico recaem apenas na avaliação da letalidade de algumas espécies (Forbes *et al.* 2001).

Para Levin *et al*. (1989) qualquer discussão que tenha como propósito a avaliação do risco da liberação de substâncias químicas (ou outros agentes estressores) no meio ambiente, tem início com a organização de dados e informações acerca não somente das propriedades intrínsecas às substâncias químicas em questão, mas também quanto aos mecanismos de transporte, transformações, destino final e efeitos destas substâncias no corpo receptor. Os quatro últimos grupos de informações são obviamente contingentes aos ecossistemas nos quais as substâncias químicas serão introduzidas.

Assim sendo, "nada pode ser adequadamente resolvido ou gerido sem a adoção da perspectiva que considere os ecossistemas como o cenário nos quais ocorrem as interações entre fatores físicos, químicos e biológicos que concorrem para o resultado líquido final dos efeitos adversos expressos pelos organismos vivos, isolados, em populações ou em comunidades".

No entanto, em se tratando de sistemas ecológicos, devido à ampla diversidade e complexidade biológica de seus componentes, existe a dificuldade de se identificar o que deve ser medido quando da exposição destes sistemas a fatores de estresse. Além disso, outras dificuldades existem para se monitorar a integridade dos ecossistemas. Primeiro porque diferentes componentes dos ecossistemas estão expostos de modo

variado a um dado estressor e, portanto tenderão a responder de modo distinto. Segundo porque a sensibilidade dos ecossistemas e seus componentes variarão com a freqüência e severidade de exposições prévias ao estressor.

Uma vez que não é possível avaliar todos os componentes biológicos em seus diversos níveis hierárquicos de organização (sub-organismos, indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas) para avaliar a integridade dos ecossistemas é necessário fazer uma seleção cuidadosa de respostas relevantes para se alcançar o objetivo de se verificar efeitos dos agentes estressores sobre a estrutura e função dos ecossistemas (Lam e Gray, 2001).

A palavra ecologia foi primeiramente adotada por Ernest Haeckel em 1869 para definir o estudo científico das interações dos organismos vivos com o meio ambiente. Posteriormente Krebs definiu a ecologia como o estudo científico das interações que determinam a distribuição e a abundancia dos organismos, deixando implícito no termo interação, as ações entre os fatores bióticos com os fatores abióticos, controlando e sendo controlados pelos organismos (Begon *et al*. 1996).

A Ecologia lida em três níveis de organização biológica: a dos organismos, a dos organismos em populações e o das populações em comunidades.

No nível dos organismos a ecologia busca entender como os organismos afetam e são afetados pelos componentes bióticos e abióticos do ambiente, e isto obviamente incluem os contaminantes e outros fatores de estresse.

No nível das populações, a ecologia foca seu interesse no entendimento do por que certas espécies estão presentes ou ausentes, pela sua abundância e raridade em determinados ambientes e ainda busca verificar que fatores contribuem para as flutuações em seu número de indivíduos ou unidades de biomassa. Neste contexto, uma linha de estudo busca focar nos atributos individuais dos organismos e entender como estes atributos se combinam para determinar as características das populações. A outra linha de pesquisa avalia as características das populações e tenta correlacioná-las com aspectos do ambiente.

Já a ecologia das comunidades lida com a estrutura das comunidades, isto é suas composições, fluxo de energia e ciclagem de nutrientes e de outras substâncias químicas, através de processos funcionais desempenhados pelas diversas espécies ou grupos taxonômicos que as compõem (Begon *et al*. 1996).

Ao se inserir os organismos em um contexto espacial ou *habitat* e considerar as inter-relações dos organismos em populações ou em comunidades, há que se considerar

também, a exposição destes organismos a fatores de estresse como, por exemplo, os contaminantes químicos de origem antropogênica, também denominados como poluentes químicos ou xenobióticos.

O termo ecotoxicologia expressa à junção da ecologia e a da toxicologia. Sua aplicação surgiu no final da década de 70 e sua definição é geralmente atribuída à Truhaut para o qual, a ecotoxicologia seria o ramo da toxicologia que se preocupa com o estudo dos efeitos tóxicos causados por poluentes naturais ou sintéticos aos constituintes dos ecossistemas (animais, vegetais e microbianos) num contexto integrado (Newman, 2003 e Calow, 1998).

Um aspecto comum às duas abordagens é o conceito clássico de ecossistemas, cunhado por Tansley em 1935, como unidade funcional que integra um conjunto de organismos vivos, interagindo entre eles e com o meio ambiente, gerando um fluxo de energia e a ciclagem de materiais em uma determinada área – esta em última instância definida arbitrariamente pelo pesquisador - considerando ainda um ambiente de entrada e um ambiente de saída destes fatores i.e: energia (absorção e dissipação), matéria (aporte, ciclagem, decomposição e exportação), organismos vivos (recrutamento, assentamento, desenvolvimento, fixação, reprodução dispersão e migração) (Odum, 1988).

Os cientistas em geral organizam o universo em termos de níveis hierárquicos de organização. Aqueles de maior relevância para estudos de avaliação de risco ecológico são os ecossistemas, populações e organismos, além de um conjunto de elementos alocados em um nível menor denominado sub-organismos (ex: órgãos - fígado, tecidos – tecido adiposo, células - neurônios, organelas – mitocôndria e biomoléculas - enzima).

Com base na definição de ecossistema e nas idéias de Levin (1989) e Forbes *et al.* (1994) a melhor definição de ecotoxicologia seria a proposta por Burton (1990), que a entende como o estudo dos destinos, ciclagem e efeitos dos poluentes nos ecossistemas. Neste contexto a Ecotoxicologia pode ser abordada com foco e desdobramentos nos diversos níveis ou sistemas hierárquicos que compõem o espectro de organização biológica proposto por Odum (1988), como representado na Figura 3.11.

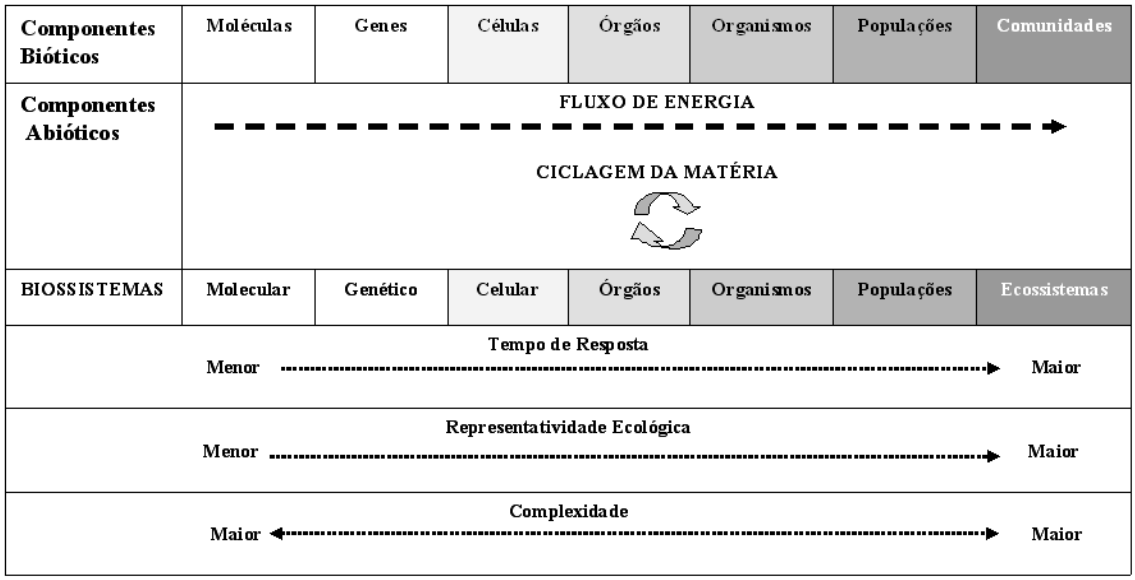


Figura 3.11. Estrutura hierárquica dos sistemas biológicos indicando a magnitude do tempo de resposta dos organismos frente à ação de agentes químicos, a representatividade ecológica e a complexidade dos estudos observados em diferentes níveis dos ecossistemas.

Uma conseqüência importante da organização hierárquica é que à medida que os componentes ou subconjuntos se combinam para produzir sistemas funcionais maiores, emergem novas propriedades que não estavam presentes nos níveis hierárquicos inferiores – são as chamadas propriedades emergentes. Tais propriedades diferem das propriedades coletivas por abrangerem características novas e distintas, resultantes do funcionamento da unidade de forma integrada. Um exemplo de uma propriedade coletiva é a taxa de natalidade ou de mortalidade observada em estudos com foco nos sistemas populacionais. Um exemplo de uma propriedade emergente é a produtividade e a diversidade em recifes de corais, alcançada pela alta eficiência na ciclagem de nutrientes devido à interação de diferentes espécies nestas comunidades (Odum, 1989).

À medida que se percorre os níveis hierárquicos da esquerda para a direita, alguns atributos tornam-se mais complexos e variáveis enquanto que outros não. Isto ocorre porque mecanismos homeostáticos atuam para reduzir a amplitude das oscilações das unidades menores, quando observadas dentro das unidades maiores, por exemplo: variações na estrutura de comunidades. Por conseguinte, cada nível hierárquico possui além da soma dos atributos dos seus componentes sub-sistêmicos, propriedades emergentes que em geral contribuem para minimizar variâncias.

Estudos de efeitos antropogênicos sobre elementos dos ecossistemas são mais relevantes quando tem como foco os ecossistemas, no entanto, os efeitos são mais prontamente detectáveis nos níveis celulares ou abaixo destes, o de biomoléculas.

A ecotoxicologia, portanto, ao lidar com efeitos potenciais de agentes estressores sobre os organismos vivos, deve necessariamente adotar uma visão holística e reducionista simultaneamente e não alternadamente no sentido de atender aos problemas da poluição já evidenciados nos ecossistemas de alto valor ecológico, econômico e científico, bem como para entender os mecanismos que geraram estes sintomas nos níveis hierárquicos inferiores (Forbes *et al.* 1994).

Este conhecimento representa a chave para se prever efeitos adversos nos ecossistemas, a partir de efeitos adversos observados em níveis hierárquicos mais básicos. De se prever impactos que só se expressam em longo prazo, devido aos mecanismos homeostáticos já mencionados, a partir de alterações que se expressam mais prontamente. E ainda de se prever efeitos decorrentes da ação crônica da exposição de organismos às baixas concentrações de contaminantes por longo tempo (todo o ciclo de vida do organismo ou por várias gerações).

Em testes de toxicidade usualmente a unidade de resposta são os indivíduos expostos, denominados organismos-teste, e a expressão mensurável do efeito pode ser, dentre outros, a proporção de organismos mortos ou que tiveram o movimento natatório alterado. É importante ressaltar que em testes de ecotoxicidade mono-específicos, ainda que com um grande número de organismos expostos, as respostas observadas não refletem atributos de uma população, mas sim dos organismos individualmente.

Respostas de outras entidades tais como populações e comunidades em experimentos do tipo microcosmos e mesocosmos ou de populações e comunidades em estudos de campo também podem ser relacionadas com seus níveis de exposição como, por exemplo, abundância e riqueza de espécies (Suter II, 2005).

Maltby (1999) e Bremner (2008) defendem que não existe um nível de hierarquia de organização biológica que possa ser tido como certo para se estudar os efeitos de agentes estressores sobre os ecossistemas. Pelo contrário, a adoção de múltiplos valores a serem protegidos e atributos mensuráveis em diferentes níveis de organização biológica fornece informações específicas que em conjunto ampliam o entendimento dos modos de ação dos contaminantes sobre os organismos e das conseqüências ecológicas e evolucionárias em longo prazo.

Embora os principais níveis de preocupação da ecotoxicologia sejam o dos ecossistemas, comunidades e populações, a ação direta das substâncias químicas afeta inicialmente os organismos individualmente, porém, as conseqüências deste estresse podem se manifestar nos níveis subseqüentes. Estudos centrados no nível de sistemas moleculares são importantes para prover detalhes de como as substâncias químicas interagem nos sítios ativos e deflagram os efeitos nos indivíduos enquanto que estudos sobre populações podem fornecer informações sobre riscos de extinção, mas não conseguem explicar como os efeitos são causados.

Maltby (1999) defende a idéia de que o entendimento das respostas fisiológicas individuais a um dado fator de estresse pode, por exemplo, prover informações relevantes para explicar as diferenças de suscetibilidade de diferentes espécies bem como o desenvolvimento de mecanismos de tolerância de determinadas espécies a um contaminante. Este conhecimento por sua vez é fundamental para a construção de modelos preditivos para a estimativa de efeitos de determinadas substancias químicas em populações, a partir de efeitos desta substancia sobre organismos.

Esta abordagem tem sido adotada por pesquisadores em estudos mais recentes, que vem avaliando as respostas dos organismos a agentes estressores tomando por base seus traços ecológicos, ou seja, suas características morfológicas, fisiológicas, bem como atributos ecológicos (nicho ecológico, hábitos alimentares e papel funcional nos ecossistemas) como uma forma de agregar informações funcionais a avaliações que anteriormente se baseava somente na taxonomia dos organismos (Baird, 2008).

Outro aspecto importante diz respeito às escalas espaço-temporal que refletem o grau e a forma (aguda ou crônica, eventual ou sistemática) de exposição dos organismos vivos aos contaminantes, além do período necessário para a expressão de sintomas indicativos e mensuráveis dos efeitos decorrentes da ação dos contaminantes de interesse sobre os elementos intrínsecos ao nível hierárquico escolhido (molecular, celular, histológico, sistema de órgãos, organismo-específico, organismo-populacional, comunidades e serviços dos ecossistemas).

A Figura 3.11 ilustra que existe um balanço entre o nível hierárquico adotado para estudo, o tempo de resposta para expressão de efeitos mensuráveis, a representatividade ecológica de tais efeitos e a possibilidade de adotar medidas preventivas e corretivas para os efeitos adversos em níveis hierárquicos subseqüentes aos de detecção. Em suma, este conhecimento também representa a base para uma

gestão eficiente que permite não somente antever problemas, mas também de buscar tecnologias preventivas ou mitigadoras para problemas inevitáveis.

3.8. TESTES DE ECOTOXICIDADE NA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO.

Tipicamente o risco ecológico é caracterizado com base na razão entre a concentração de exposição (PEC – *predicted environmental concentration*) do elemento de ecossistema que se deseja proteger ao agente estressor, e uma concentração de efeito limiar (PNEC – *predicted no effect concentration*), decorrente desta exposição.

O PNEC é entendido como a concentração que se não excedida no ambiente, assegura a proteção de todo ecossistema (EU. TGD, 2003).

Segundo Lackey (1997) os bioensaios representam a ferramenta mais comumente adotada para gerar dados básicos para a avaliação de risco ecológico decorrente da exposição da biota a substâncias químicas. A toxicidade representa uma característica intrínseca a uma substância química e reflete seu potencial para induzir efeitos adversos a organismos vivos em seus diversos níveis de organização.

Nos países signatários da OSPAR as concentrações de efeito crítico (PNEC) são tradicionalmente derivadas de ensaios ecotoxicológicos laboratoriais utilizando protocolos bem definidos em um número limitado de espécies (Lam *et al.* 2001).

Entretanto, a ausência de dados empíricos acerca dos tipos e da magnitude de efeitos ecotoxicológicos de diversas substâncias para a grande maioria das espécies existentes, confere alta incerteza aos processos de avaliação de risco ecológico. Embora testes de ecotoxicidade possam algumas vezes ser feitos com espécies ameaçadas, nem sempre isto é factível. Por conseguinte, avaliadores de risco pautam os estudos em organismos-testes, adotados como substitutivos da espécie ou grupo de espécies que se deseja proteger efetivamente (Raimondo *et al.* 2008).

A análise experimental de substâncias químicas isoladas ou em misturas representa uma área onde a ciência interage fortemente com as preocupações da sociedade quanto à segurança pública e ambiental. Resultados de testes de ecotoxicidade são freqüentemente usados diretamente na tomada de decisão e em regulamentação governamental. Exemplos disso são os padrões numéricos de qualidade

ambiental, classificação e rotulagem de produtos químicos, entre outras aplicações (Forbes e Forbes, 1994).

Os ensaios de avaliação de toxicidade consistem na exposição de organismos-teste a diversas concentrações da amostra sob condições rigorosamente padronizadas, seguida da observação de um efeito adverso específico sobre os indivíduos expostos (Figura 3.12). Em geral, o tempo de exposição é fixo e o ensaio tem por objetivo verificar as concentrações efetivas para uma parcela (*p*) dos organismos expostos.

Testes de avaliação de ecotoxicidade são baseados na relação entre a dose (ou concentração) do agente tóxico e a resposta biológica.

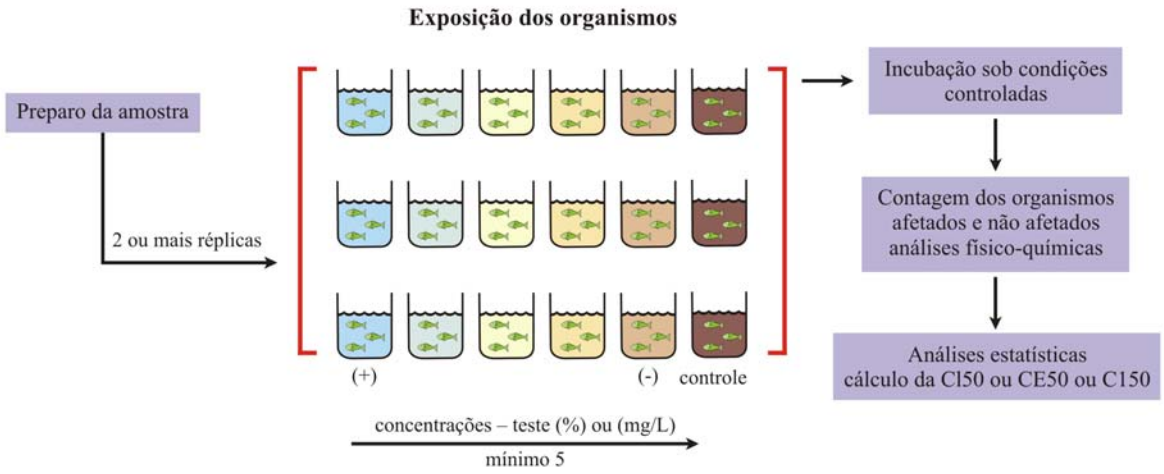


Figura 3.12. Esquema genérico de um teste de ecotoxicidade.

As diferenças entre os testes residem nas variáveis respostas especificadas como alvos de mensuração (letalidade, inibição de crescimento, alterações no desenvolvimento embrio-larval, entre outras). Estes testes podem ser classificados como agudos ou crônicos, dependendo do tempo de exposição dos organismos-teste à amostra, quando comparado ao ciclo de vida deste organismo. Segundo a maioria das metodologias padronizadas, os testes agudos têm a duração que varia de cerca de minutos até cerca de 96 horas e os crônicos que podem variar de uma a três ou mais semanas, exceto para os crônicos de curta duração onde o tempo de exposição pode ser reduzido a 4 ou no máximo 7 dias, ou nos testes de desenvolvimento embrio-larval que duram cerca de 48 horas.

Conforme as Figuras 3.12 e 3.13, o resultado dos testes agudos costuma ser expresso como a concentração letal (CL) ou concentração efetiva (CE) para um percentual "*p*" dos organismos expostos, normalmente 50% da população, no tempo especificado pelo método (por exemplo: CL50 48 horas, CE50 96 horas).

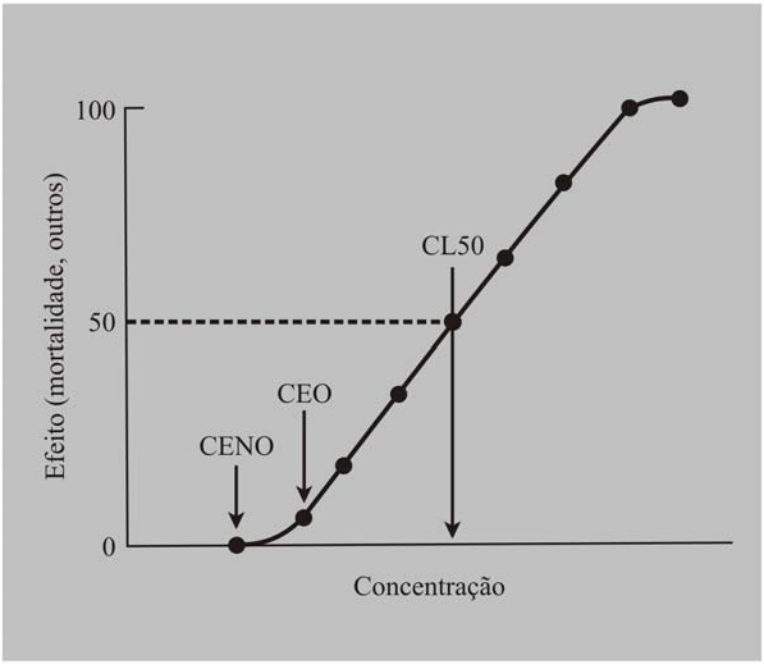


Figura 3.13. Esquema ilustrando a seqüência crescente dos valores das estatísticas que expressam os resultados de um teste de ecotoxicidade. Concentração de efeito não observado (CENO), concentração de efeito observado (CEO) e a concentração letal 50% (CL50).

O resultado gerado em testes de avaliação da toxicidade crônica por outro lado, é normalmente expresso pela maior concentração de exposição, onde efeitos estatisticamente diferentes do controle não são observados. Esta concentração é traduzida simplesmente como a concentração de efeito não observado (CENO) e, a menor concentração de efeito observado (CEO) que representa a concentração imediatamente superior à do CENO na faixa de concentrações testadas. Em alguns

casos, também se aplica a média geométrica dos valores de CENO e de CEO, resultando no que se denomina de valor crônico (VC) (Khun *et al*. 2000).

A CLp ou CE p são estimadas por modelos de regressão, enquanto que o CENO e o CEO são identificados por testes de hipótese onde se verifica a menor concentração-teste, cujos efeitos diferem estatisticamente dos efeitos observados no controle (ISO, 2006).

Em geral estes testes buscam usar espécies ecologicamente representativas do ambiente regional e que apresentam o melhor desempenho em testes de laboratório determinados segundo critérios de sensibilidade, repetibilidade, reprodutibilidade, poder discriminatório, facilidade e custo de execução.

Para a maioria dos compostos ou substâncias químicas, supõe-se que seu caráter tóxico somente será expresso a partir de uma concentração limiar (Figura 3.14) e que os efeitos se acentuarão, à medida que a concentração aumenta até uma concentração máxima, gerando uma curva dose-resposta monotônica, do tipo sigmóide (ou seja, não linear).

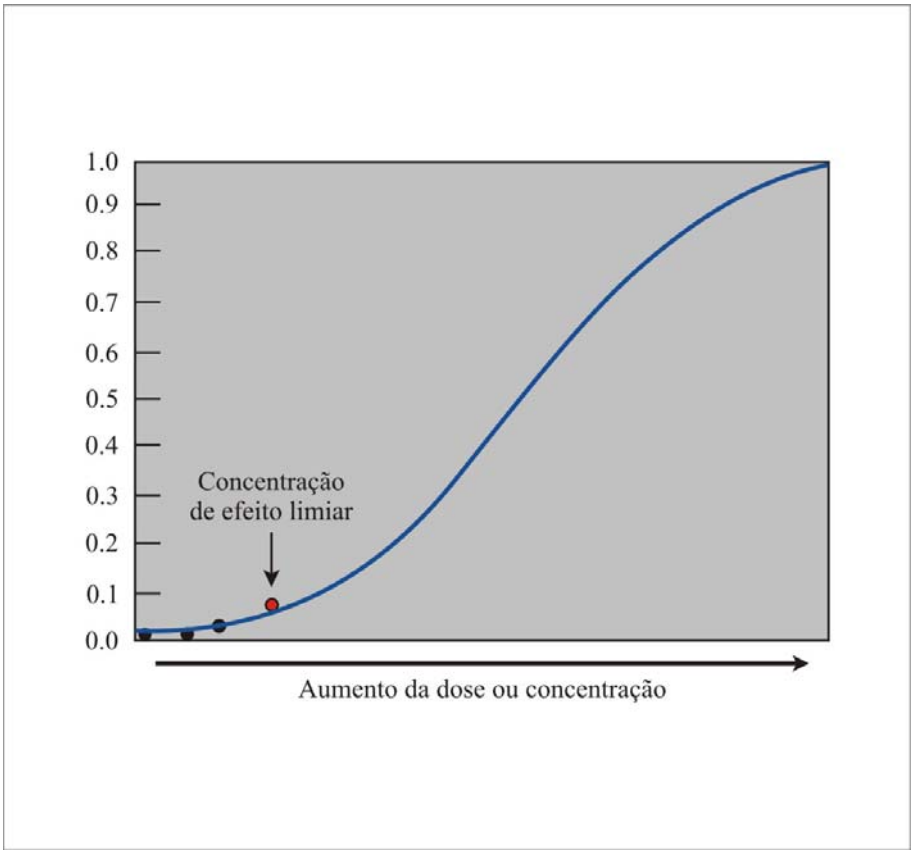


Figura 3.14. Curva sigmóide da relação dose-resposta

Abaixo da concentração limiar, efeitos tóxicos crônicos muito provavelmente não são induzidos, implicando no fato desta concentração ser comumente tomada como segura para a exposição de um organismo ao longo do seu ciclo de vida (Kleijans, 2003).

3.8.1. Estratégias para a determinação do PNEC

Os organismos vivos constituem um conjunto com ampla diversidade taxonômica, que encerram diferentes histórias de vida, fisiologia, morfologia, comportamento e distribuição geográfica. A presença e distribuição espacial e temporal dos organismos nos diferentes ambientes são determinadas e controladas por inúmeros fatores abióticos, bem como por fatores decorrentes da interação entre diferentes espécies isto é, os fatores bióticos. Toda esta diversidade resulta em uma ampla variação na sensibilidade das diferentes espécies à ação de diferentes agentes estressores, sejam eles de ordem química ou física – de origem natural ou antropogênica. Sob o ponto de vista ecotoxicológico, isto implica que diferentes espécies expostas à ação de um mesmo agente estressor apresentarão respostas diferentes entre si (Posthuma *et al.* 2002).

Avaliar a sensibilidade de diferentes espécies em seus ambientes naturais, organizadas em populações e estas conjuntamente em comunidades tem sido o maior desafio na busca de se estabelecer padrões de qualidade ambiental que possibilite a proteção dos ecossistemas, tanto em termos de estrutura – composição e distribuição das espécies – como das funções que estas espécies desempenham, nos diferentes *habitats*.

Muitos autores também argumentaram que os testes de toxicidade monoespecíficos, não seriam suficientes para isoladamente prever os efeitos da ação dos contaminantes no nível dos ecossistemas (Cairns, 1986 e Cairns *et al*. 1992).

No entanto, a idéia de que a proteção da espécie mais sensível, por conseqüência resultaria no sucesso de se proteger todas as demais espécies de menor sensibilidade, governou por algumas décadas as pesquisas em ecotoxicologia, no sentido de se desenvolver metodologias de testes de avaliação de toxicidade em laboratório para aquela que seria a espécie mais sensível. Assim surgiu o mito da *espécie mais sensível*, que posteriormente já em meados da década de 80 foi fortemente combatido por Cairns (1986) uma vez que a sensibilidade de cada espécie depende do agente estressor em

estudo, do modo de exposição da espécie a este agente, do estágio de vida do organismo, do efeito biológico mensurado entre outros fatores.

Sloff *et al*. (1984), por exemplo, investigou e comparou a sensibilidade de 22 espécies de organismos aquáticos (incluindo bactéria, algas, crustáceos, insetos, peixes e anfíbios) para 15 substâncias químicas e observou que a diferença entre os valores da CL50 entre espécies pode ser considerável, variando de 30 a 8970 vezes, dependendo da substância.

Apesar de toda esta problemática, os testes de toxicidade, particularmente aqueles desenvolvidos em laboratório, ainda representam ferramentas fundamentais na avaliação da resposta de organismos vivos a agentes químicos fornecendo informações quanto à natureza dos efeitos em diferentes níveis de organização biológica e sobre as condições de exposição que deflagram estes efeitos. Como já mencionado estes testes permitem o estabelecimento de relações de causa-efeito descritas por uma curva dose-resposta que fornece informações relevantes para a estimativa de risco aos ecossistemas e aos seus componentes (Cairns *et al.* 1990; Monk, 1983 e U. S. EPA, 1994).

No entanto, embora o objetivo último de testes de laboratório seja o de proteger espécies de populações reais, infelizmente, a compatibilidade da sensibilidade de organismos-testes à ampla diversidade de espécies presentes no ecossistema em estudo é quase sempre desconhecida. Por esta razão, estratégias para a extrapolação de dados gerados em laboratório para a estimativa de efeitos em campo devem ser adotadas (Suter II, 2007).

A extrapolação consiste no uso da informação existente para prever eventos em outra situação que seja biologicamente, temporalmente ou espacialmente diferente daquela sobre as quais os dados disponíveis foram gerados. A extrapolação é parte integrante do processo de avaliação de risco ecológico e do estabelecimento de padrões de qualidade ambiental uma vez que não se podem testar todas as possíveis combinações e circunstâncias possíveis de ocorrer.

A falta de dados relevantes ou específicos em uma avaliação de risco para um determinado agente estressor, cenário de exposição ou alvo de proteção, pode ser devida a dificuldades de coleta por questões econômicas, logísticas, éticas e etc. Na avaliação de risco extrapolações são feitas para contornar várias situações como apresentado no Quadro 3.8.

Segundo Suter II (2007), muitos resultados de testes de ecotoxicidade gerados em laboratório com organismos-teste padrão são usados como substitutivos para indicar

efeitos sobre organismos que não podem ser efetivamente testados. Estas extrapolações podem ocorrer entre espécies de mesmo gênero ou família, mas também entre uma ampla gama de grupos taxonômicos e funcionais. Além disso, extrapolações podem ser adotadas para prever efeitos em organismos de diferentes compartimentos (ex: água e sedimento).

Quadro 3.8. Exemplo de situações que demandam extrapolações em estudos de avaliação de risco ecológico.

De	**Para**
Exposição de curto prazo (48 horas)	Exposição de longo prazo (21 dias)
Uma via de exposição (ex: cutânea)	Outras vias (Ex: trato digestivo)
Efeitos agudos	Efeitos crônicos
Efeitos letais	Efeitos subletais (Ex: retardo na reprodução)
Um estágio do ciclo vital (Ex: náuplios)	Todo o ciclo de vida da espécie
Uma espécie-teste	Uma espécie ameaçada
Uma espécie-teste	Muitas espécies
Experimentos em microcosmo de laboratório	Situação real em campo
Um compartimento do ecossistema (Ex: água)	Outro compartimento (Ex: sedimento)
Um tipo de ambiente (Ex: águas rasas)	Outro tipo de ambiente (Ex: águas profundas)

A extrapolação de dados em ecotoxicologia normalmente está pautada no melhor julgamento, análise de dados empíricos, ou no entendimento mecanístico dos mecanismos de ação dos contaminantes.

Para o cálculo do PNEC, dois pressupostos (embora incertos) são adotados para uso de resultados de testes de ecotoxicidade monoespecíficos em estimativas de risco para os ecossistemas (EU. TGD, 2003).

- A sensibilidade dos ecossistemas depende da espécie mais sensível.
- A proteção da estrutura protege a função dos ecossistemas.

Fatores de segurança e modelos estatísticos de distribuição de sensibilidade de espécies (SSD – *Sensitive Species Distribution*) são as principais estratégias para

incorporar as incertezas decorrentes de extrapolações de dados no cálculo do PNEC (EU. TGD, 2003).

3.8.1.1. Fatores de extrapolação, incerteza ou segurança

As possíveis ameaças representadas pela presença de agentes tóxicos no ambiente incentivaram demandas por concentrações ambientais seguras para sustentar a vida do homem e proteger os ecossistemas.

O termo fator de segurança refere-se a valores numéricos que são aplicados aos dados gerados empiricamente nos testes de toxicidade (ex: CL50 ou CENO) e assim derivar valores para situações nas quais não se têm condições de obtê-los por medidas diretas em campo ou em laboratório. Basicamente, estes fatores são expressões conservativas para lidar com incertezas e por isso são também conhecidos como fatores de incerteza ou fatores de aplicação (Chapman, 1998, Lam *et al*. 2001).

Fatores de segurança têm sido usados desde a década de 50, para estabelecer quantidades seguras de ingestão de aditivos químicos e contaminantes em alimentos, baseados em testes de toxicidade realizados em animais e em seres humanos. Tradicionalmente, a magnitude destes fatores tem sido 10, embora as bases científicas para a escolha deste valor não sejam claras (Duke *et al*. 2000). Em estudos humanos e de mamíferos, o fator 10 é rotineiramente empregado na extrapolação entre indivíduos e entre espécies. Já um fator de 100 vezes passou a ser usado na extrapolação de resultados obtidos em testes crônicos de alimentação de ratos para seres humanos (Renwick, 1999).

As metodologias de avaliação de risco ecológico, tipicamente estão pautadas na identificação do CENO pelo uso de ensaios laboratoriais ditos de longo-termo e na aplicação de fatores de segurança sobre estes. A aplicação destes fatores tem por princípio a intenção de reduzir o valor do CENO em 10 ou mais vezes, e assim derivar uma concentração abaixo da qual, efeitos adversos *muito provavelmente* não seriam esperados de ocorrer no ambiente (PNEC), acomodando as incertezas quanto às diferenças de sensibilidade entre organismos de diferentes grupos taxonômicos (E.U. TGD, 2003).

Diferentes abordagens podem ser adotadas para a aplicação de fatores que acomodem as incertezas decorrentes de testes agudos para crônicos e de laboratório para campo.

Ressalta-se, porém que quando não se dispõe de valores de CENO gerados em testes crônicos, valores de CL50 ou CE50 são igualmente utilizados para derivar o PNEC. Então os fatores de avaliação ou incerteza serão tanto maiores quanto menos dados estiverem disponíveis para uma estimativa aceitável do PNEC.

No presente estudo, fatores de incerteza foram aplicados aos resultados gerados em testes de toxicidade realizados em laboratório, para derivar PNEC, para os fluidos de perfuração usados na perfuração dos poços estudados, considerando a disponibilidade dos resultados.

3.8.1.2. Curva de distribuição de sensibilidade de espécies (SSD)

Quando se dispõe de um amplo conjunto de dados ecotoxicológicos, gerados em testes laboratoriais para a substância química de interesse, a variação da sensibilidade de espécies a esta substância pode ser representada por funções estatísticas de distribuição, conhecida como curva de sensibilidade de espécies (SSD - S*ensitivy Species Distribution*) como ilustrado pela Figura 3.15 (Aldenberg *et al.* 2002).

Estas distribuições são modelos do tipo dose-resposta, fixados para as respostas de múltiplas espécies, ao invés da resposta de grupos de organismos-teste monoespecíficos, como os modelos usados nos testes de toxicidade.

Embora desenvolvida originalmente para espécies, outros grupos taxonômicos (entidades) tais como gêneros e famílias também têm sido propostos. Além disso, outros agentes estressores, além de substâncias químicas, também têm sido analisados com o uso destas curvas (Aldenberg *et al.* 2002, Raimondo *et al*. 2008 e Smit *et al*. 2008).

Preferencialmente a SSD deve ser definida com valores de CENO de ensaios de longo termo, com organismos sensíveis de diferentes grupos taxonômicos. No entanto, estes dados nem sempre estão disponíveis e neste caso, resultados de testes de toxicidade aguda também são adotados (Karman e Reerink, 1997).

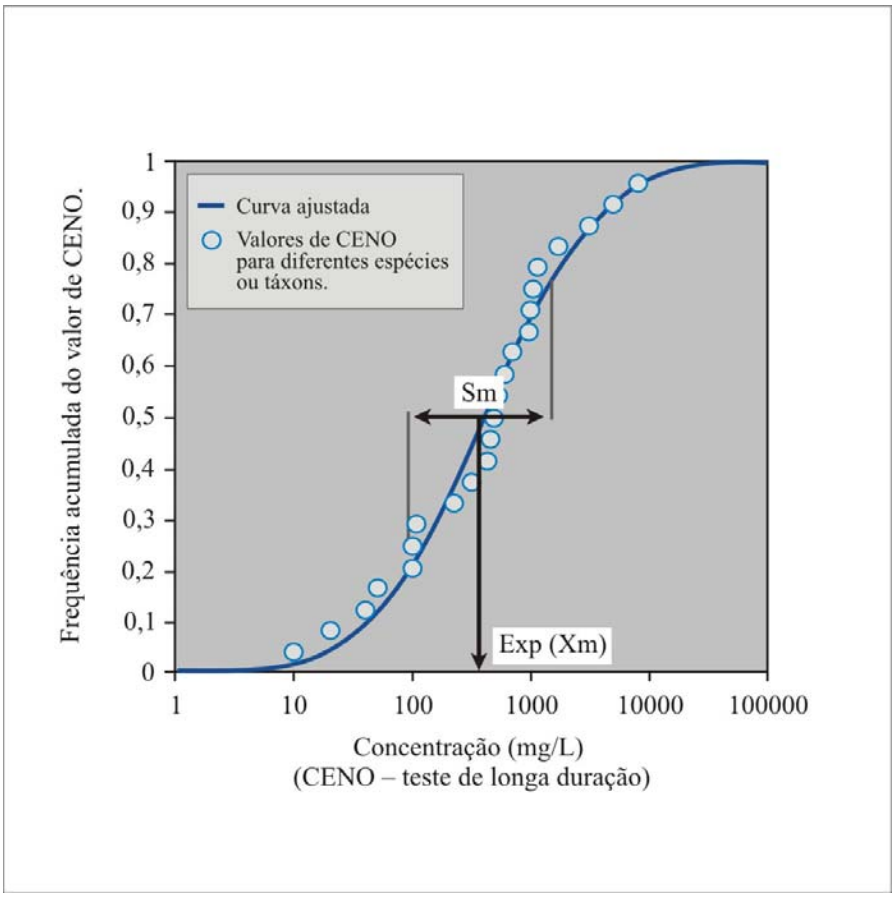


Figura 3.15. Ilustração da distribuição log normal da sensibilidade de espécies (SSD – S*ensitive Species Distribution*), gerada por valores de CENO. A média (X) indica a posição da curva no eixo x e o desvio padrão (Sm) indica a inclinação da curva.

Para a descrição destas curvas várias funções de distribuição já foram propostas, tais como: log-logística, log-normal, log-triangular, entre outras. A seleção de uma ou outra costuma ser feita pela de melhor ajuste (Forbes *et al*. 2001).

No modelo log-normal, a média (X) destas concentrações indica a posição da curva no eixo, enquanto que o desvio padrão (Sm) determina a inclinação da curva e representa a faixa de variação da sensibilidade das espécies testadas para uma substância em questão (Figura 3.15).

A SSD, portanto, expressa a proporção (%) de espécies cujas concentrações de efeito não observado (CENO) foram excedidas, em função da variação (no tempo ou no espaço) da concentração ou intensidade do agente estressor em questão.

Estas curvas são usadas na extrapolação de resultados laboratoriais para situações de campo e assim indicar uma concentração ambiental baseada em um percentil (*p*) da distribuição de espécies que então implicará na proteção da proporção (1-p) das espécies. Por razões pragmáticas, p = 5 tem sido convencionalmente adotado como critério para definir o PNEC (Figura 3.16). . Um intervalo de confiança (IC50%) costuma ser adotado para o PNEC, se um número mínimo de 10 a 15 dados estiver disponível, para a construção da SSD (Van Straalen *et al.* 2002; EU. TGD, 2003; Smit *et al.* 2005 e Smit *et al.* 2008).

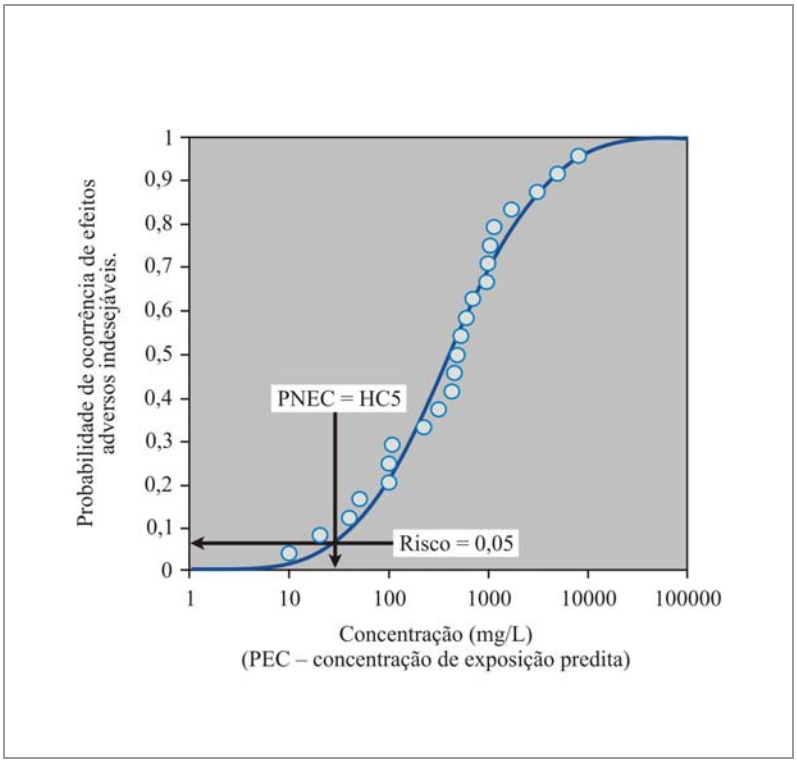


Figura 3.16. Cálculo do PNEC por modelos estatísticos de distribuição de sensibilidade de espécies.

O principal pressuposto da SSD na avaliação de risco (e definição de padrões de qualidade ambiental) é de que as distribuições baseadas em uma seleção de espécies, testadas em laboratório, podem ser usadas para representar um conjunto de espécies de interesse, para as quais se deseja estabelecer limites máximos de concentração ambiental de determinadas substâncias para garantir a proteção das espécies mais sensíveis (Posthuma *et al*. 2002).

Então, a freqüência de espécies afetadas (y) para uma determinada concentração (x) também pode ser entendida como a probabilidade, ou o risco de que espécies em campo possam ser afetadas se as concentrações ambientais em campo (PEC) forem iguais ou maiores que suas CL50, CE50 ou CENO (Smit *et al*. 2005).

A Equação (3.1) explica a relação entre a concentração de exposição (PEC) e o risco (expresso em probabilidade) das espécies serem expostas a concentrações superiores aos seus CENO's.

$$R = \int_{y=0}^{\ln PEC} \left\{ \frac{1}{S_m * \sqrt{2 * \pi}} * e^{\frac{-(\ln PEC - X_m)^2}{2 * S_m^2}} \right\} \qquad \text{Equação (3.1)}$$

$R =$ Risco (risco de que uma determinada proporção das espécies será afetada)

$Xm =$ Média dos dados transformados em escala logarítimica .

$Sm =$ Desvio padrão dos dados transformado em escala logarítimica.

$PEC =$ Concentração de exposição.

Observa-se, com base na Figura 3.16, que uma vez que o PNEC representa uma concentração que não protege 5% das espécies, ela também é conhecida como a concentração de perigo (HCp – *hazard concentration,* onde p= 5%).

Posthuma *et al*. (2002) então ressalta que a SSD pode ser usada tanto para estimar níveis de efeito, dado um nível de exposição, obtendo a fração de espécies potencialmente afetada (PAF – *potentially afected fraction*), mas também para estimar os níveis de exposição, dado um nível de efeito, obtendo o que se chama de concentração de perigo (HC – hazardous concentration).

O uso direto (estimar PAF) ou inverso (estimar HCp) como são conhecidos permitem a estimativa de risco ou a definição de padrões de qualidade ambiental, respectivamente (Figura 3.17).

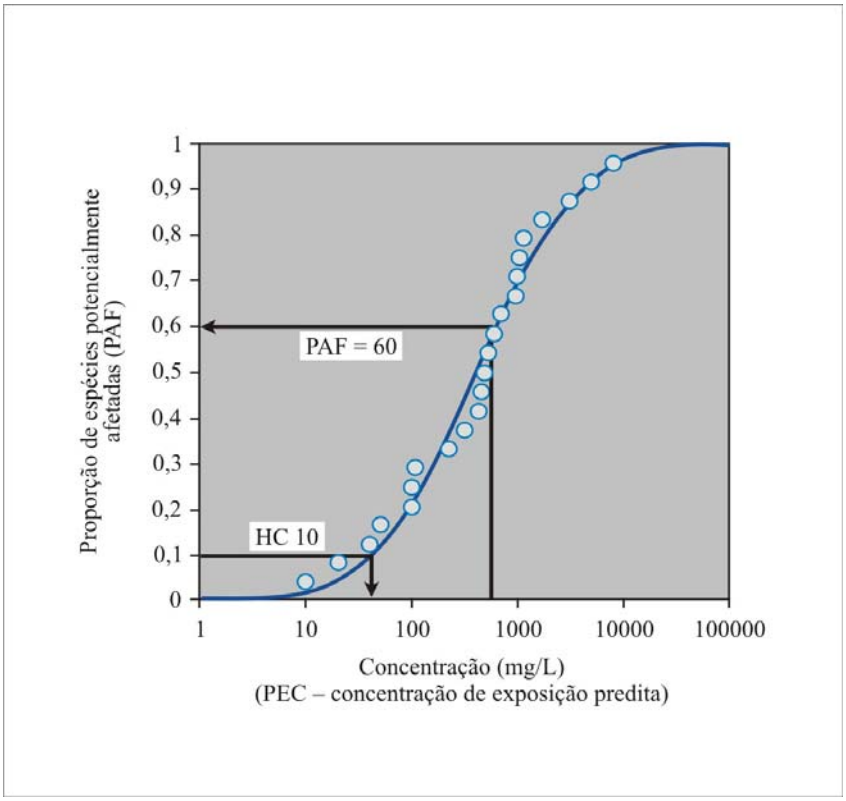


Figura 3.17. Aplicação direta e inversa da SSD respectivamente para a estimativa da proporção de espécies potencialmente afetadas (PAF – *potencially affected fraction*) com base numa concentração de exposição esperada e da concentração de perigo (HC – *hazard concentration*) com base no limite máximo de efeito aceitável para PAF.

Verifica-se, portanto que a SSD além de representar uma estratégia para a extrapolação de dados e assim predizer uma concentração limiar (PNEC), também fornece uma base para a estimativa de risco, se o objetivo da avaliação for o de determinar a probabilidade de uma espécie selecionada aleatoriamente, se expor a concentrações ambientais superiores àquela que num teste de ecotoxicidade represente a concentração de efeito não observado (CENO) (Van Straleen 2002 e Posthuma *et al*. 2002).

A Figura 3.18 ilustra a aplicação das curvas de distribuição acumulada para as concentrações ambientais (representando escalas espaciais ou temporais) e de sensibilidade de espécies (SSD) para o cálculo probabilístico, do risco das espécies em campo terem seus CENO's excedidos.

Diferentes formas de calculo do risco com base em SSD foram discutidas por Verdonck (2000) e EUFRAM (2005).

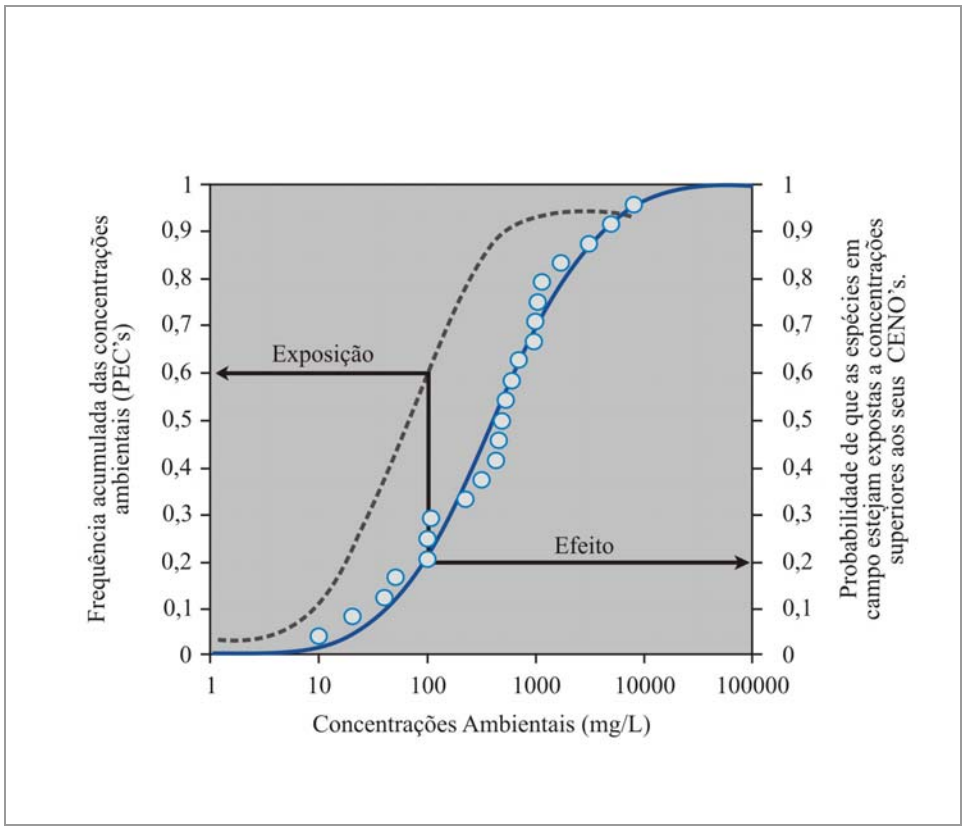


Figura 3.18. Exemplo hipotético de uso da curva de distribuição de sensibilidade de espécies (SSD) e da curva de distribuições de concentrações ambientais representando (PEC), para a estimativa da probabilidade ocorrência de efeito sobre uma proporção y de espécies em função de uma concentração ambiental predita (PEC).

No exemplo ilustrado pela Figura 3.18, valores de concentração ambiental (PEC) de até 100 mg/L ocorrem em aproximadamente 85% dos casos, implicando na exposição de cerca de 35% das espécies, a concentrações superiores a de seus CENO's.

Críticas quanto à aplicação da SSD para a estimativa de risco alertam que a SSD é na verdade uma interpretação puramente estatística de resultados de testes de ecotoxicidade monoespecíficos, gerados em laboratório, e por esta razão não agrega nenhuma informação ecológica de sítios específicos, caracterizados, por exemplo, pelas interações entre os organismos do ecossistema de interesse.

Assim, monitoramentos em campo ainda são reivindicados como necessários para se estabelecer a magnitude da distribuição espacial e temporal de impactos decorrentes da ação antropogênica nos ecossistemas receptores (Bilyard, 1987).

3.8.1.3. Avaliação Probabilística do Risco com Base na Razão PEC/PNEC e na SSD

Com o objetivo de traduzir a razão PEC/PNEC em uma medida real expressa em probabilidade de ocorrência de efeito sobre a biota Karman e Reerink (1997) propuseram que a escala de concentração (x), que representa as concentrações de exposição da curva de sensibilidade de espécies (SSD) fosse transformada numa escala de razão PEC/PNEC.

Além disso, sugeriram que quando PEC = PNEC, ou seja, quando a razão PEC/PNEC for igual a um o risco seria equivalente a 5%. Matematicamente, a movimentação da curva no eixo x implicará numa mudança do valor da média (X), mas a inclinação da curva (Sm) permanecerá a mesma. Por conseguinte, para todos os demais valores da razão PEC/PNEC, o risco poderia ser extraído da pela projeção do valor da variável x, razão PEC/PNEC, na curva para encontrar o valor de y, representado pela proporção de espécies potencialmente afetadas (PAF). Esta curva ficou conhecida como curva de risco (Figura 3.19).

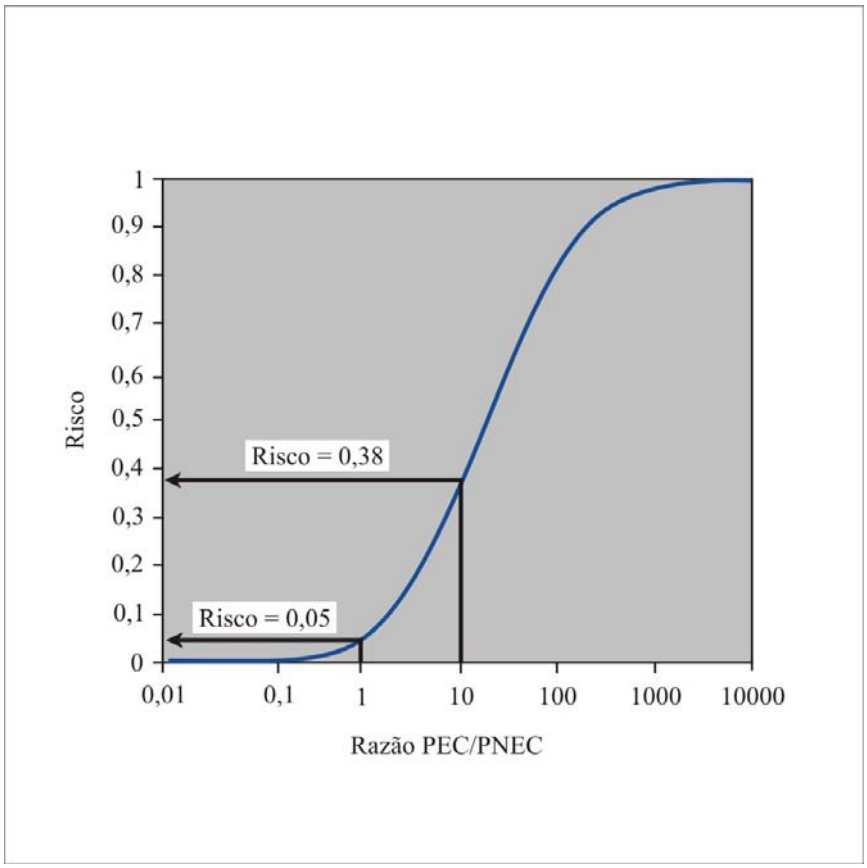


Figura 3. 19. Ilustração de uma curva de risco padrão, para estabelecer a relação entre PEC/PNEC e risco, conforme sugerido por Karman e Reerink (1997).

Então, com base em dados pretéritos de um projeto conhecido como MEDUSA's Head, os autores propuseram curvas normais acumuladas para a distribuição de sensibilidade de espécies (SSD) de 17 substâncias químicas, considerando valores de CL50 e CE50, gerados em testes de ecotoxicidade com diferentes alvos de avaliação (mortalidade, crescimento e reprodução). Dentre as substâncias químicas avaliadas estavam metais, hidrocarbonetos aromáticos, fenóis alquilados, normalmente presentes em efluentes de água produzida de operações de produção de óleo e gás (Karman e Reerink, 1997). Finalmente os autores propuseram uma curva de risco única relacionando o risco à razão PEC/PNEC para as 17 substâncias. E, para abranger a variância na inclinação das curvas, os autores também sugeriram que uma faixa de distribuição poderia ainda ser apresentada, usando os desvios padrões da curva para representar a incerteza da medida do risco. A faixa de possíveis distribuições pode ser quantificada pela determinação do 5º e 95º percentis (limite inferior e superior do intervalo).

Segundo Karman e Reerink (1997 e 1998) esta curva foi gerada para refletir o risco de diferentes substâncias químicas presentes na água produzida nas atividades de produção de óleo e gás e podem ser usadas para substâncias ainda não bem caracterizadas quanto a sua composição e toxicidade. Porém quando da disponibilidade de um número suficiente de dados ecotoxicológicos, curvas substâncias-específicas relacionando risco a razão PEC/PNEC devem ser propostas.

A relação entre a razão PEC/PNEC e o risco, definida pela curva padrão proposta por Karman e Reerink (1997) é expressa conforme a fórmula descrita na Equação (3.2).

$$R = \int_{y=0}^{\ln \frac{PEC}{PNEC}} \left\{ \frac{1}{S_m * \sqrt{2 * \pi}} * e^{\frac{-(y - X_m)^2}{2 * S_m^2}} \right\} \qquad \text{Equação (3.2)}$$

onde,

$R =$ Risco (risco de que uma determinada proporção das espécies será afetada)

$Xm =$ Média dos dados transformados em escala logarítimica na base 10, calibrada para **2, 8497**

$Sm =$ Desvio padrão dos dados transformado em escala logarítimica na base 10, calibrada para **1,7356**

$y =$ Variável que descreve a função de densidade de probabilidade (normal) de 0 a 1 para o ln PEC/PNEC.

Baseado no trabalho de Karman e Reerink (1997), Smit *et al*. (2005) propuseram que conhecendo os desvios padrões (Sm) de curvas de distribuição de sensibilidade, definidas para determinados compostos, estas poderiam ser usadas para representar classes de substâncias químicas com modo de ação tóxica similar.

Além disso, Smit *et al*. (2005) reforçou a proposta de Karman e Reerink (1997) argumentando que "tendo em vista que o EU. TGD (2003) propõe uma única definição para PNEC e duas formas de calculá-lo, presume-se que o resultado obtido pelas duas alternativas deva ser o mesmo. Assim, se o PNEC derivado pela SSD é equiparado à concentração de perigo HC5, e se o risco ocorre quando a razão PEC/PNEC > 1, então, quando PEC é igual ao PNEC o risco ou a probabilidade das espécies serem afetadas é 0,05 ou 5%. Para todas as demais concentrações, a probabilidade das espécies serem

afetadas será equiparada à freqüência ou fração de espécies potencialmente afetadas (PAF) com base na SSD".

Então, para uma dada substância ainda pouco conhecida, definindo um valor de PNEC, por exemplo, baseado na aplicação de fatores de segurança, é possível gerar uma curva de risco PEC/PNEC e extrair o risco associado para cada concentração ambiental, tomando por base uma SSD ajustada para classe de composto químico de ação similar.

A relação entre a razão PEC/PNEC e o risco é calculada conforme a fórmula descrita na Equação (3.3).

$$R = \int_{y=0}^{\ln \frac{PEC}{PNEC}} \left\{ \frac{1}{S_m * \sqrt{2 * \pi}} * e^{\frac{-(\ln (PEC / PNEC) - Xm)^2}{2 * S_m^2}} \right\}$$ Equação (3.3).

onde,

$R =$ Risco (probabilidade de que uma determinada proporção das espécies seja afetada)

$Xm =$ Média da distribuição para a qual a razão PEC/PNEC = 1 confere um risco igual 5%.

$Sm =$ Desvio padrão dos dados transformados em escala logarítimica.

$PEC =$ concentração de exposição.

Toda esta lógica foi adotada na construção da estrutura de cálculo de risco usada no modelo DREAM (*Dose Related Risk and Effect Assessment Model*) que será apresentado no item 3.9.3. Os parâmetros da curva padrão de risco e razão PEC/PNEC, propostos por Karman e Reerink (1997) foram usados como base para o cálculo de do risco decorrente da ação tóxica de substâncias químicas. Para outros agentes estressores não tóxicos, como alteração granulométrica, soterramento e depleção de oxigênio, SSD's (Smit *et al.* 2008) específicas foram desenvolvidas no âmbito do projeto ERMS (*Environmental Risk Management*) que também será abordado no item 3.9.3.

3.9. INDICADORES DE INTEGRIDADE ECOLÓGICA

O problema geral de todas as análises ecológicas e da aplicação de resultados de estudos ambientais em processos de tomada de decisão na gestão ambiental, reside na enorme complexidade dos padrões dos ecossistemas e das paisagens. Para se construir uma projeção que evidencie e represente as características mais importantes dos estados do ambiente, conjuntos de elementos dos ecossistemas, com suas múltiplas cadeias de ações, interações e reações devem ser condensadas em um padrão aplicável. Uma das formas mais adotadas para lidar com a complexidade dos ecossistemas é a de eleição de indicadores. Estes indicadores são variáveis ou índices que representam, integram e caracterizam informações, incorporadas em conjuntos de dados de modo compreensivo, que não são freqüentemente mensuradas diretamente (Muller *et al*. 2000 e Muller, 2006).

Segundo a U.S. EPA (2000), os indicadores são sinais ou símbolos desenvolvidos para prover informação de modo rápido e fácil acerca de algo de interesse e são necessários porque os sistemas ecológicos são complexos e não se pode medir tudo.

Indicadores ecológicos, por exemplo, representam uma medida, um índice de medidas ou um modelo que caracteriza um ecossistema ou um de seus componentes críticos, podendo refletir atributos físicos, químicos ou biológicos de condições ecológicas.

Estes indicadores têm a função de descrever os ecossistemas de modo simplificado e prover informação sumarizada das condições atuais e de tendências ao longo do tempo além de identificar principais fatores de estresse nos ecossistemas.

No presente estudo, indicadores biológicos da estrutura das comunidades bentônicas (macrofauna e meiofauna) adotados no projeto MAPEM foram testados no desenvolvimento de modelos de regressão logística para a estimativa da probabilidade dos casos pertencerem à classe de risco, dada as concentrações dos traçadores químicos da deposição do material descartado. O projeto MAPEM e os indicadores adotados serão discutidos no Capítulo 4.

3.10. RELEVÂNCIA ECOLÓGICA DOS SEDIMENTOS PARA OS ECOSSISTEMAS MARINHOS

Sedimentos marinhos não consolidados representam cerca de 70% da superfície terrestre e são amplamente reconhecidos por possuírem papel fundamental na ciclagem de carbono orgânico e de nutrientes, bem como nos processos biogeoquímicos de diversos elementos químicos, abrigando ainda uma enorme parcela da biodiversidade (Olsgard *et al*. 2008).

A matéria orgânica que é produzida no ambiente pelágico ou nas zonas bentônicas rasas e ainda aquela aportada por lixiviação terrestre é depositada na superfície dos sedimentos. Uma vez assentada estas partículas serão remineralizadas e transportadas como solutos pela interface água sedimento para a coluna d'água, ou soterrada no sedimento.

Ambientes marinhos costeiros e oceânicos recebem o aporte de particulados e de contaminantes de origem continental, atmosférica, ou de rejeitos e efluentes descartados localmente, estando sujeitos à ação de inúmeros agentes estressores de origem antropogênica. Os sedimentos destes ambientes representam um grande repositório de contaminantes, mantendo um registro histórico de contribuições de fontes pontuais e não pontuais (Cosentino *et al.* 2008; Olsgard *et al.* 2008; Bremner, 2008).

Um importante aspecto do risco causado pelos contaminantes químicos associados aos sedimentos é a extensão da exposição dos organismos bentônicos, principalmente àqueles da infauna com hábito de revolver e ingerir os sedimentos (Chapman, 2007).

Embora apenas uma pequena parcela dos organismos bentônicos da microfauna, meiofauna e macrofauna, que reside sobre e dentro dos sedimentos, tenha sido descrita, e que ainda exista uma grande carência de conhecimento sobre o número total de espécies e de seus padrões de distribuição, existem informações suficientes para sugerir que os organismos de ambientes sedimentares marinhos possuem papel significativo nos processos ecológicos. Em termos de serviços aos ecossistemas, a maior importância das atividades dos organismos bentônicos está relacionada com os efeitos diretos e indiretos da bioturbação, em decorrência dos esforços destes organismos na obtenção de alimento. Particularmente, os organismos maiores atuam nos primeiros dois centímetros, onde o oxigênio e a matéria orgânica são mais abundantes (Snelgrove, 1997).

Assim, organismos da macrofauna exercem um importante papel no acoplamento bentônico-pelágico em termos de transporte e troca de sólidos e solutos na interface água e sedimento nos processos de deposição e recirculação. A remineralização da matéria orgânica é realizada nos sedimentos marinhos, notadamente pelos microorganismos, tanto nas camadas oxidadas quanto nas anóxicas, porém organismos bentônicos influenciam estes processos, que altera o habitat, pelo retrabalhamento do sedimento. Hábitos alimentares, sistemas de locomoção e ventilação e outras estratégias de revolvimento dos sedimentos adotados por organismos da infauna bêntica, influenciam sobremaneira processos biogeoquímicos e diagênicos na água intersticial, promovendo a redistribuição de partículas do sedimento, lateral e vertical, acima e abaixo da interface sedimento-água.

A bioturbação desempenhada pela macrofauna representa uma importante função reguladora na mineralização da matéria orgânica e na conseqüente mobilização e desmobilização de contaminantes associadas ao material particulado, especialmente argilas e matéria orgânica, que compõem os sedimentos. Neste caso, o compartimento bentônico também pode agir como uma fonte de contaminantes para o compartimento pelágico (Besten *et al*. 2003 e Alvarez-Guerra *et al*. 2008).

Nenhum destes processos opera de modo independente entre os grupos citados. As bactérias são fonte de alimento para protozoários, e tanto a meio como a macrofauna se alimentam de bactéria. A macrofauna pode predar a meiofauna e por sua vez a meiofauna pode predar jovens da macrofauna (Snelgrove, 1997).

Organismos marinhos bentônicos estão organizados em comunidades distribuídas espacialmente e temporalmente compondo uma rede complexa de fluxos de energia e matéria. Por serem sedentários, organismos da infauna bêntica precisam se adaptar às condições locais do ambiente sob estresse ou perecerão. Suas respostas aos sedimentos contaminados facilitam a definição espacial do impacto. Além disso, a evolução de métodos de posicionamento geográfico e de coleta de sedimentos permite a obtenção de amostras ao longo do tempo, que podem ser consideradas do mesmo habitat e da mesma comunidade. Esta facilidade possibilita um estudo de avaliação espaço-temporal para detectar tendências de incremento ou redução da magnitude dos efeitos da poluição (Bilyard, 1987).

Historicamente, a qualidade dos sedimentos tem sido avaliada pela comparação das concentrações ambientais de contaminantes químicos, com padrões numéricos de proteção ambiental (*Sediment Quality Guidelines* – SQG). No entanto, organismos da

infauna bêntica apresentam características ímpares que os fazem adequados para avaliações de efeitos adversos de agentes estressores de diversas naturezas provendo informações quanto à biodisponibilidade de contaminantes e respostas à ação integrada dos mesmos (Besten *et al*. 2003).

A meiofauna (organismos multicelulares de tamanho entre 0,42 μm e 500 μm) e macrofauna (organismos multicelulares de tamanho maiores que 0,5 μm) são grupos morfológicos que reúnem organismos extremamente sensíveis a perturbações do habitat, incluindo enriquecimento orgânico, alteração granulométrica e contaminação dos sedimentos por substâncias tóxicas. Por esta razão, testes de avaliação de toxicidade com organismos marinhos bentônicos estão sendo amplamente desenvolvidos, tanto na Europa, Estados Unidos e Austrália com o com organismos bentônicos (Tsvetnenko *et al.* 2000).

Uma vez que a sensibilidade dos organismos varia amplamente frente a diferentes agentes estressores, as comunidades bentônicas podem apresentar alterações significativas em sua estrutura. A ação aguda destes agentes pode induzir à mortalidade de espécies sensíveis que simplesmente desaparecem das comunidades, enquanto que efeitos decorrentes da ação crônica são muito menos intenso, mas podem se manifestar, por exemplo, na taxa de recrutamento de larvas e jovens, retardo no crescimento, maturação e diminuição da fecundidade (Leung *et al.* 2005).

Estudos de monitoramento ambiental são adotados para avaliar a magnitude da concentração de contaminantes presentes nos sedimentos associando os níveis de contaminantes mensurados às alterações observadas em indicadores das comunidades bentônicas. Enquanto que ensaios de laboratório com organismos bentônicos são realizados de forma controlada como alternativa ou de modo complementar aos estudos de campo para avaliação da ecotoxicidade de substâncias químicas sobre organismos-teste conhecidos.

Em resumo, os sedimentos representam um recurso de alto valor sócio-ambiental e relevância ecológica que requer proteção e processos de gestão apropriados.

No presente estudo, os sedimentos marinhos bentônicos foram considerados como foco principal para a avaliação de risco ecológico dos descartes das atividades de perfuração. Testes de ecotoxicidade com organismos bentônicos e respostas observadas em estudos de campo em indicadores da estrutura da comunidade da macrofauna e da meiofauna foram explorados para caracterizar as condições de efeito de agentes

estressores físicos e químicos no sentido de gerar estimativas de risco para as diferentes áreas de deposição do material assentado no entorno de poços perfurados.

3.11. UTILIZAÇÃO DE MODELOS NA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO

Segundo Haeefner (2005), *um modelo é uma descrição de um sistema. Um sistema é uma coleção de objetos intercorrelacionados. Um objeto é uma unidade elementar sobre os quais, observações são feitas, mas cuja estrutura interna, ou não existe ou é ignorada. Finalmente uma descrição é um sinal que pode ser decodificado ou interpretado pelo homem. Em suma, sistema é qualquer coisa que o homem deseja discutir e os modelos são ferramentas usadas para facilitar esta discussão. Desta forma, modelos são usados para comunicar uma visão do mundo.*

Existem basicamente três usos de cunho científico para os modelos:

- **Para entender:** o mundo real, um sistema físico.
- **Para prever o estado futuro ou o estado que não é conhecido atualmente.**
- **Para controle,** objetivando restringir ou manipular um sistema e produzir uma condição específica.

Modelos podem ser aplicados na gestão ambiental com os seguintes propósitos:

- Como uma estrutura conceitual para organizar ou coordenar pesquisas empíricas (ex: delineamento experimental e estudos amostrais).
- Como mecanismo para sumarizar grandes quantidades de dados (ex: uma equação de regressão linear)
- Para a comparação entre objetos ou alternativas (ex: verificar se $A \neq B$).
- Para prover entendimento, através de simulações, sobre o que acontece se um ou mais objetos do sistema se este for alterado.

Os modelos podem ser conceituais (ex: descrições verbais ou ilustrações), diagramáticos (ex: diagramas ou fluxogramas), físicos (ex: um microcosmo) ou matemáticos (ex: uma equação algébrica).

A modelagem numérica de sistemas e processos ambientais cada vez mais vem ocupando um papel central no desenvolvimento de projetos de pesquisas, permitindo testar hipóteses, identificar lacunas de conhecimento, e ampliar o conhecimento de fenômenos naturais. Verifica-se que ao longo do tempo a complexidade destes modelos tem aumentado pela incorporação da interação de processos em diferentes compartimentos (ar, água, sedimento) dos ecossistemas e também envolvendo sistemas sócio-econômicos, direcionando para uma abordagem verdadeiramente holística (Reed, 2005).

Segundo Reed (2005), a modelagem numérica aplicada aos ambientes marinhos ainda pode ser considerada uma área do conhecimento relativamente recente, mas que vem crescendo rapidamente, impulsionada pelo avanço nas áreas da computação e de sensoriamento remoto, bem como pela coleta de dados *in situ*.

Na avaliação de risco ecológico os sistemas objeto de estudo são os ecossistemas, representados por cenários caracterizados por seus objetos, em geral processos biogeoquímicos e espécies de animais ou vegetais presentes no ambiente que são os principais alvos de proteção. Neste contexto os modelos são usados para prever os destinos de contaminantes, estimar concentrações ambientais, extrapolar dados conhecidos para situações não conhecidas, avaliar experimentalmente os efeitos dos agentes estressores, calcular efeitos para diferentes cenários, identificar processos ou impactos prioritários, etc... Além disso, muitos pesquisadores reconhecem o uso da modelagem na avaliação de risco ecológico para traduzir efeitos ecotoxicológicos em estimativas de efeito para populações, ecossistemas e paisagens (Pastorok, 2002).

Os destinos e efeitos de poluentes no meio ambiente são resultantes de uma ampla e complexa rede de relações entre variáveis físicas, químicas e biológicas, algumas das quais são bem conhecidas enquanto que outras ainda permanecem incertas.

Neste contexto, tanto a indústria como a autoridades de regulamentação podem se beneficiar do uso advindo da aplicação da modelagem numérica para melhor entender estes processos e assim atuar orientado para a adoção de políticas e práticas custo-efetivas de proteção ambiental (Reed, 2005).

Modelos para uso em estudos de avaliação de risco ecológico têm sido desenvolvidos especialmente na Europa para o atendimento de exigências legais na regulamentação para registro e uso de produtos químicos novos e existentes, bem como para atender aos padrões de qualidade de água. De modo geral, os procedimentos para a condução da avaliação de risco de substâncias químicas incorporados nestes modelos estão descritos no "*Technical Guidence Document*" (EU. TGD, 2003) e baseiam-se na razão PEC/PNEC. Modelos computacionais podem ser usados em diferentes etapas do processo, tanto para o cálculo da exposição (PEC) como para o cálculo do PNEC.

Baseado neste guia, métodos de modelagens computacionais podem ser adotados inclusive para estimar a toxicidade de substâncias químicas a organismos aquáticos, a partir da estrutura química do composto e das propriedades físico-químicas a ela relacionadas. Estes métodos, conhecidos como QSAR ou SAR ((*Quantitative) Structure-Activity Relationships*) são amplamente adotados na toxicologia clássica e farmacologia e recentemente, vem sendo apontado como uma alternativa para a geração de dados para a rotulagem e avaliação de risco de produtos químicos, sem que seja necessária a realização de experimentos (testes *in vivo*) em laboratório.

Para fins de avaliação de risco ecológico, a modelagem reside principalmente nas características físico-químicas das substâncias químicas, tais como: persistência, hidrofobicidade, ecotoxicidade, que são usados para determinar os destinos e efeitos dos contaminantes nos diferentes compartimentos (ex: água, sedimento, ar), baseado em cenários genéricos ou específicos, em escalas locais e regionais.

Alguns modelos calculam apenas a dispersão e o destino final dos contaminantes (por ex: OOC - *Offshore Committee Mud and Produced Water Discharge Model*), enquanto que outros (por ex: DREAM - *Dose Related Risk and Effect Assessment Model*) também incorporam cálculos que envolvem a intemperização dos contaminantes e fazem a caracterização do risco para a biota, fundamentado na estimativa das concentrações ou níveis de exposição a que os organismos estarão expostos em campo (Brandsma, 1999 e Singaas *et al,* 2008).

Uma revisão feita pelo "*European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals"*, apresenta uma síntese dos modelos matemáticos desenvolvidos para computadores pessoais, disponíveis para uso na avaliação de risco ecológico de contaminantes no meio ambiente marinho (ECETOC, 2001).

3.11.1. Modelos de Avaliação das Relações Quantitativas da Estrutura-Atividade de Compostos Químicos.

A idéia de que as propriedades físico-químicas e atividades das substâncias sobre a biota podem ser descritas pelas características da estrutura molecular, por modelos de avaliação das relações quantitativas e não quantitativas da estrutura-atividade, conhecidos pela sigla QSAR (*Quantitative Structure-Activity Relationships*) ou SAR (*Structure-Activity Relationships*) existe, registrada na literatura, há mais de cem anos, representando uma área interdisciplinar entre a química, biologia e estatística (Schultz *et al.* 2003).

A base dos modelos do tipo (Q)SAR reside no entendimento de que a atividade biológica de uma substancia nova ou existente, mas ainda não testada, pode ser inferida pela estrutura ou propriedades da molécula de compostos similares, que tenham sido testados. No âmbito da toxicologia, estes modelos são usados para representar, explicar e mais importante, prever fenômenos de interesse (Schultz *et al.* 2003).

A ação tóxica ou terapêutica de substãncias químicas sobre os organismos vivos (biosistemas) depende de fatores associados à estrutura química e, por conseguinte das propriedades físico-químicas destas substâncias. Estes fatores determinam a distribuição da substância no meio externo, a interação dos compostos diretamente com os organismos, e do meio ambiente com os sistemas biológicos, e finalmente, uma vez incorporados nestes sistemas, a distribuição nos compartimentos internos do organismo.

A duração, as vias de exposição (dérmica, alimentar, inalação) e a biodisponibilidade da substância são aspectos importantes na deflagração de uma resposta decorrente da exposição de um organismo a uma substância química. A toxicocinética governa a probabilidade do agente xenobiótico alcançar o sítio de ação. Uma vez absorvida a substância é transportada dentro do organismo, onde é metabolizada, levando a detoxificação ou ativação da toxicidade. Uma vez que o agente químico alcance o órgão alvo, a toxicodinâmica controla a interação. Esta fase governa a probabilidade de interação entre o agente químico e o sítio molecular de ação. Esta interação conduz uma resposta bioquímica num nível molecular, produzindo uma cascata de respostas fisiológicas e em última instância, em todo o organismo. É a natureza desta interação que determina o modo de ação tóxica do contaminante e, por conseguinte, a resposta geral do organismo frente á exposição (Ex: morte) (Schultz *et al.* 2003).

Suter II (2007) lembra que a distinção entre o modo de ação e o mecanismo de ação (MoAs – *Mecanism of Action*) é de que o modo de ação representa a resposta geral da ação toxicológica (ex: letalidade aguda, feminilização, teratogênese) que pode ocorrer por diferentes mecanismos de ação, tais como narcose, inibição da absorção de cálcio, entre outros. No entanto, o autor alerta que não existe um consenso na literatura para a aplicação destes termos que os adotam muitas vezes sem uma distinção tão precisa. Segundo o mesmo, é o mecanismo de ação (MoAs) que é relevante na avaliação de risco pelo fato de que substâncias químicas que tenham o mesmo mecanismo de ação devem se comportar de forma similar, podendo ainda serem ajustadas pelos mesmos modelos QSARs.

O pressuposto fundamental dos modelos QSAR é de que a toxicidade e as propriedades físico-químicas da substâncias químicas são manifestações da estrutura tridimensional da molécula.

Na área ambiental, os modelos (Q)SAR vem sendo adotado para predizer propriedades químicas, destinos dos contaminantes e ecotoxicidade, sendo recomendado como alternativa a dados derivados experimentalmente. Nos Estados Unidos (EUA) estes modelos vem sendo usados para estimar os perigos de substâncias novas ou existentes, objetivando atender a Lei de Controle de Substâncias Tóxicas. Na Europa, os modelos QSAR são usados para fins de triagens e preenchimento de lacunas de informação, mas sua aplicação vem ganhando vulto, pela entrada em vigor da nova regulamentação de produtos químicos da união européia (REACH – *Registration, Evaluation, Authorization of Chemicals*) (Schultz *et al.* 2003).

No presente estudo, modelos QSAR foram adotados para gerar informações das propriedades físico-químicas da n-parafina (C14_C20), usada como base orgânica dos fluidos não aquosos (NAF) de perfuração.

3.11.2. Modelos de Dispersão e Assentamento de Descartes de Efluentes em Ambientes Marinhos.

Modelos matemáticos para o cálculo da dispersão e assentamento de descargas de efluente e outros materiais nos ambientes marinhos, geralmente adotam equações de transporte por advecção. Estas equações determinam a variação da concentração no tempo e no espaço e servem de base para os modelos de partículas também conhecidos como lagrangianos (Rye *et al*. 2006).

Estes modelos geram partículas no ponto de descarte, que então são transportadas por correntes e por turbulência. As partículas movem devido a processos advectivos e dispersivos. No entanto, as partículas não são "verdadeiras partículas" no mar, mas representam as propriedades das descargas, como por exemplo, a concentração de compostos dissolvidos, gotas de óleo ou bolhas de gases presentes no efluente descartado. No caso dos descartes da atividade de perfuração, partículas sólidas e dissolvidas são de especial interesse (Rye *et al.* 2006). De modo geral, modelos de partícula consideram três estágios na simulação para o cálculo do deslocamento das partículas, como apresentado no Quadro 3.9.

Quadro 3.9 – Estágios utilizados para a simulação do transporte e dispersão do material descartado, do modelo MUDMAP.

ESTÁGIO	DESCRIÇÃO
1	**Convectivo dinâmico (descendente ou ascendente)** Simula a diluição e o espalhamento iniciais do material na vizinhança imediata do local do despejo. Assume que o descarte tem início na forma de um jato com flutuabilidade e quantidade de movimento inicial. O material afunda sob a influência da gravidade e a quantidade de movimento inicial é impulsionada pelo movimento da gravidade.
2	**Colapso Dinâmico** Estima o crescimento e diluição da pluma e como esta impacta à superfície ou o fundo, ou ainda, se a pluma se mantém aprisionada devido ao intenso gradiente de densidade na coluna dágua. A advecção, diferença de densidade e contraste de gradientes de densidade são as forças primárias que direcionam o transporte dos materiais.
3	**Dispersivo (campo afastado)** Onde o modelo simula o transporte e dispersão do material devido a correntes locais e aos campos de turbulência. Caracterizado pelo movimento passivo, no qual a pluma descartada já perdeu qualquer característica dinâmica própria ou de fenômenos difusivos, e a advecção é o principal mecanismo de transporte.

As partículas sólidas (e também as gotas de componentes líquidos dispersos) são distribuídas em classes, e caracterizados por sua densidade específica, velocidade de assentamento e a fração de volume que cada uma ocupa no volume total do material descartado.

No desenvolvimento do projeto MAPEM, o modelo OOC foi usado com o propósito de prever as regiões de assentamento do material descartado, validando os resultados preditos com os dados mensurados em campo. (Pivel *et al.* 2009).

No desenvolvimento do presente estudo o modelo DREAM foi usado com o objetivo de ilustrar uma forma de abordagem do risco ecológico, baseada na relação PEC/PNEC, expresso na forma de um indicador de gestão ambiental, conhecido como

(EIF – *Environmental Impact Factor*). A metodologia adotada para o cálculo do EIF que será descrita Capítulo 5.

3.11.3 O Modelo DREAM e a Filosofia de Descarte Zero na Noruega.

O programa computacional conhecido como modelo DREAM (*Dose Related Risk and Effect Assessment Model*) foi desenvolvido pelo SINTEF (Trondheim - Noruega), por iniciativa das indústrias de petróleo - atuantes no setor norueguês do Mar do Norte - em reposta à demanda do governo deste país, para o alcance da meta de ***Descarte Zero.*** Esta meta foi declarada em 1997, no documento *White Paper* nº 58 e no Relatório de Descarte Zero, como uma exigência específica para esta região com previsão de entrada em vigor em 2005 (Durell *et al*. 2006).

Seu efetivo cumprimento exigiu, no entanto, que a mesma fosse interpretada não como uma obrigação para estancar todo e qualquer descarte nesta região, mas como um ideal a ser perseguido em um processo de melhoria contínua na gestão ambiental dos lançamentos e disposição de rejeitos da exploração e produção de óleo e gás na região, objetivando minimizar efeitos adversos ou indesejáveis sobre a biota. Este refinamento no entendimento da meta levou a indústria a propor ações com a meta de "*Descarte com Efeito Adverso Zero"* (Singaas *et al*. 2008).

Com esta motivação, foi desenvolvida a idéia de se criar uma ferramenta de gestão baseada no conceito de risco ecológico, preconizada pela União Européia para o controle de produtos químicos, que pudesse ser aplicada como suporte técnico na tomada de decisões custo-efetiva, para seleção de tecnologias com vistas à minimização de efeitos ambientais adversos, decorrentes dos descartes de operações de exploração e produção de óleo e gás no mar (Neff *et al.* 2006).

A primeira etapa do estudo consistiu no desenvolvimento de um indicador que ficou conhecido como EIF - *Environmental Impact Factor*, inicialmente aplicado somente para água produzida (EIF_{PW} – *produced water*). O projeto multicliente denominado ERMS – *Environmental Risk Management System*, foi desenvolvido para estender a aplicação do EIF_{PW}, para os descartes da atividade de perfuração (EIF_{DD}), considerando as especificidades desta atividade, notadamente a inclusão de agentes estressores de ordem física (cascalho e materiais sólidos dos fluidos) e o sedimento como destino final do material descarte. Nesta etapa, buscou-se ainda incorporar

demandas atualizadas para a avaliação de risco ecológico, propostas pela União Européia EU. TGD (2003).

O DREAM é, portanto, um modelo computacional que incorpora o conhecimento desenvolvido cientificamente para a avaliação de risco ecológico e condensa estas informações em um fator que serve de indicador para a priorização de ações. Quanto maior o valor do fator de impacto ambiental (EIF), maior a preocupação do gestor em deflagrar ações para identificar as causas e, se necessário propor medidas para a redução do mesmo para a unidade operacional avaliada (Singaas *et al*. 2008).

O projeto ERMS para a perfuração foi desenvolvido no período entre 2002 e 2006 sob a coordenação do SINTEF, adotando as bases conceituais e a estrutura computacional do modelo que já havia sido estabelecido com o mesmo propósito para água produzida. Este projeto contou com a participação das seguintes indústrias: Statoil, Hydro, Eni, Total, ConocoPhillips, Shell e Petrobras (Singaas *et al*. 2008).

Vale lembrar que a filosofia de "Descarte com Efeito Adverso Zero", como ficou conhecida, é uma exigência exclusiva do Setor Norueguês do Mar do Norte, sendo que os demais países que atuam em atividades de E&P, em outros Setores do Mar do Norte, adotam as regras da Convenção OSPAR - Convenção para a Proteção Ambiental Marinha do Setor Noroeste do Atlântico, e as metodologias analíticas da OECD - *Organisation for Economic Co-operation and Development.*

Os relatórios gerados no projeto ERMS estão disponíveis na *internet* no endereço: http://www.sintef.com/Projectweb/ERMS/Reports/.

A aplicação do modelo DREAM para o cálculo do EIF, no cenário da perfuração do poço BO23, será descrita no Capítulo 5 que trata de material e métodos.

3.11.4 Modelos Dose Resposta (Regressão Logística)

Modelos do tipo dose-resposta são modelos matemáticos que têm por objetivo prover uma análise quantitativa do incremento da dose de substâncias químicas na ocorrência e magnitude de um efeito específico sobre uma entidade exposta. Porém, como ressalta Motulsky *et al.* (2003) e Fobes *et al*. (1994), o termo "dose" não deve ser interpretado de modo restrito, uma vez que estes modelos podem ser adotados em estudos onde a substância química não é necessariamente administrada ao animal, mas apenas se conhece a concentração de exposição. Assim, o termo "curva concentração-resposta" seria mais apropriado para rotular a análise de dados destes experimentos. No

entanto, ocasionalmente, o termo "curva dose-resposta" pode ser também adotado em experimentos onde a variável de exposição não é uma substância química, mas sim outro tipo de agente estressor de ação não tóxica, como por exemplo, a temperatura. Nestes casos, o termo nível ou intensidade seria então mais apropriado para se reportar a estes modelos.

Segundo Suter II (2007) a análise da resposta de organismos vivos em decorrência da ação de agentes estressores deve resultar no desenvolvimento de modelos que descrevam como as respostas da biota mudam com a alteração nas condições de exposição da biota a estes agentes. Um dos aspectos importantes desta análise advém do pressuposto de que pela modelagem quantitativa da associação entre a exposição e a resposta é possível fazer generalizações para outros casos nos quais a causa e a entidade afetada estejam associadas.

A capacidade de fazer extrapolações e prever cenários futuros a partir de dados disponíveis para casos similares representa o cerne da avaliação de risco. Por esta razão, ao se estabelecer uma relação de concentração-resposta é preciso definir que expressão da associação - observada entre o agente causal e o efeito de interesse - possibilitará a adequada previsão de efeitos futuros.

De modo geral, modelos dose-resposta são aplicados a dados gerados em ensaios ecotoxicológicos, que adotam organismos-teste padronizados como substitutos das espécies que se deseja proteger em campo. No entanto, respostas de outras entidades, tais como populações experimentais (ex: testes com algas), comunidades experimentais (ex: microcosmos), populações e comunidades de campo, também podem ser relacionadas aos seus níveis de exposição. Desta forma, como ressaltado Suter II, (2007) a associação pode ser estabelecida em testes de toxicidade ou em outros estudos experimentais e observacionais.

Forbes *et al.* (1994) também lembra que em (eco) toxicologia a clássica relação dose-resposta, que geralmente associa um nível de um agente estressor a uma medida de resposta específica do elemento exposto (efeito), após um período fixo de tempo, também pode ser traçada fixando as concentrações e variando o tempo de exposição. Esta abordagem permite avaliar, por exemplo, o tempo que o agente tóxico leva para induzir a reposta.

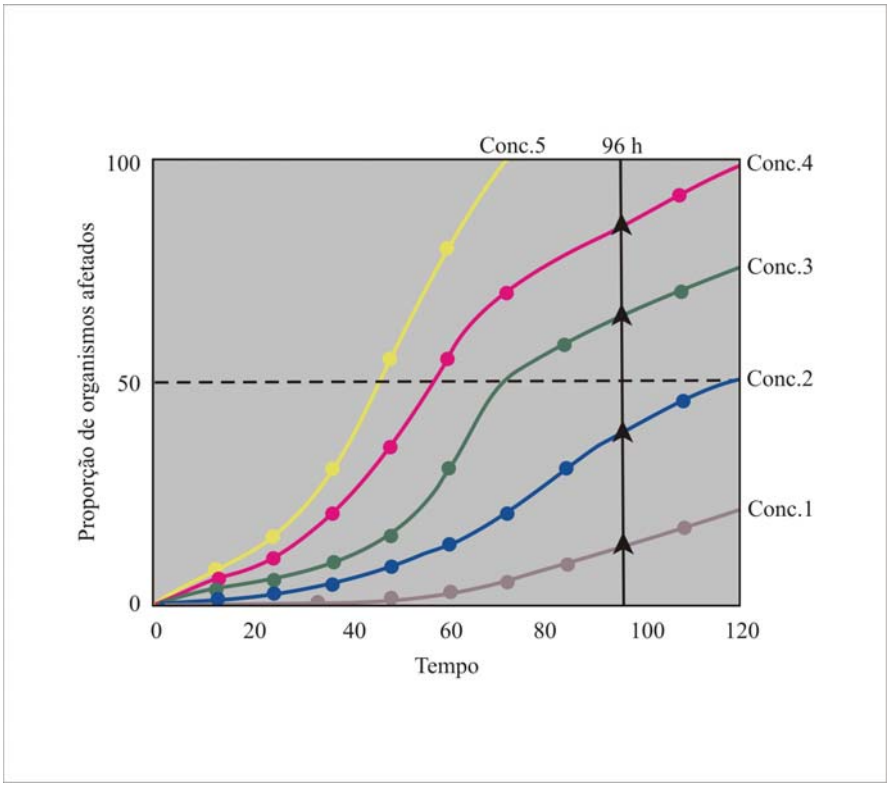


Figura 3.20. Ilustração da relação tempo-resposta, comparando diferentes concentrações. Observa-se que quanto maior o tempo de exposição, menor a concentração que promove efeito sobre uma proporção fixa (CL50) dos organismos-teste.

É importante enfatizar que embora a relação exposição resposta seja tradicionalmente expressa como valores pontuais, a expressão em múltiplas dimensões (tempo, espaço, tipo e proporção de resposta) fornece informações mais relevantes para a análise de risco.

Modelos de regressão têm se tornado uma abordagem padrão para tratar estudos que tem por objetivo estabelecer a relação entre uma variável resposta e uma ou mais variáveis explanatórias. Tais modelos têm como propósito, caracterizar a relação entre variáveis, determinando a direção, extensão e força de associação com vistas a explicar uma relação de causalidade. Estudos ambientais, cujo objeto fundamental seja o de estabelecer como variáveis abióticas influenciam a resposta da biota, exposta a diferentes níveis de um fator, representam um bom exemplo de aplicação destes modelos. (Hosmer *et al*. 2000).

A análise que adota modelos de regressão, tal como outras técnicas de construção de modelos, buscam descrever aquele que melhor se ajusta à relação existente entre as variáveis dependente (resposta) e independente (concentração).

A principal distinção entre os modelos de regressão logística e os modelos de regressão linear reside no fato de que no primeiro caso a variável resposta é binária, isto é dicotômica (sim/não) ou politômica (mais do que duas classes), enquanto que no segundo caso a variável é contínua.

No presente estudo o projeto MAPEM (Monitoramento Ambiental em Atividades de Perfuração Exploratória Marítima), cujo escopo será apresentado no Capítulo 4, serviu de base para a estimativa de parâmetros de modelos de regressão logística para estimar o risco de uma unidade amostral apresentar efeitos adversos sobre a estrutura da comunidade bentônica, dado que os organismos foram expostos ao material descartado pela atividade de perfuração.

4. O PROJETO MAPEM

Estudos de avaliação de impacto decorrentes dos descartes das atividades de perfuração de poços de óleo e gás em ambientes marinhos têm sido realizados em diversas regiões do mundo desde o final da década de 80 (Neff *et al*. (1989) e Currie *et al.* (2005)). Em todos os casos, o principal foco reside na avaliação de efeitos do empilhamento de cascalho e do acúmulo de substâncias químicas nos sedimentos, com conseqüências sobre as comunidades bentônicas (macrofauna e meiofauna).

No Brasil, o projeto conhecido como MAPEM - "Monitoramento Ambiental em Atividades de Perfuração Exploratória Marítima", teve início em 2001, e foi concebido com o objetivo geral de avaliar o impacto ambiental decorrente do descarte de cascalho associado a fluidos de perfuração de base não aquosa (NAF – *non aqueous fluid*) sobre os ecossistemas marinhos bentônicos em dois cenários, na Bacia de Campos, um em águas profundas (900 m) e outro em águas rasas (200 m), conforme ilustrado na figura 4.1 e os dados apresentados no Quadro 4.1. (Toldo, E.E. Jr., Ayup Zouain, R.N., 2008).

Considerando que o presente estudo se propôs a abordar o risco ecológico dos descartes da atividade de perfuração, usando dados reais referentes às condições operacionais de descartes, bem como valores mensurados quanto aos níveis de exposição e de efeito de fluidos e cascalhos, sobre a estrutura de comunidades marinhas bentônicas, o banco de dados do projeto MAPEM foi usado como fonte de dados para o cálculo da razão de risco (RR) e para a estimativa de parâmetros de modelos de regressão logística.

Por esta razão, o presente capítulo tem como propósito apresentar uma síntese do escopo do projeto MAPEM, com ênfase no cenário de águas rasas, ressaltando particularmente a definição das diferentes áreas de deposição do material descartado no assoalho oceânico, que viabilizou o entendimento da heterogeneidade espaço-temporal da exposição da biota a diferentes níveis dos fatores de risco. Este entendimento representa a base da etapa denominada de "Caracterização da Exposição" no processo de avaliação de risco ecológico, como ilustrado pela figura 3.9 no Capítulo 3.

Além disso, neste capítulo também estão elencados os principais indicadores biológicos da estrutura da comunidade bentônica que foram avaliados no âmbito do projeto MAPEM e que foram testados no presente estudo para a estimativa de parâmetros dos modelos de regressão logística, selecionando aqueles que forneceram o melhor ajuste. A identificação dos melhores indicadores de resposta da biota aos efeitos decorrentes da exposição desta aos fatores de estresse representa a etapa de "Caracterização de Efeito" no processo de avaliação de risco ecológico, como ilustrado pela figura 3.9 no Capítulo 3.

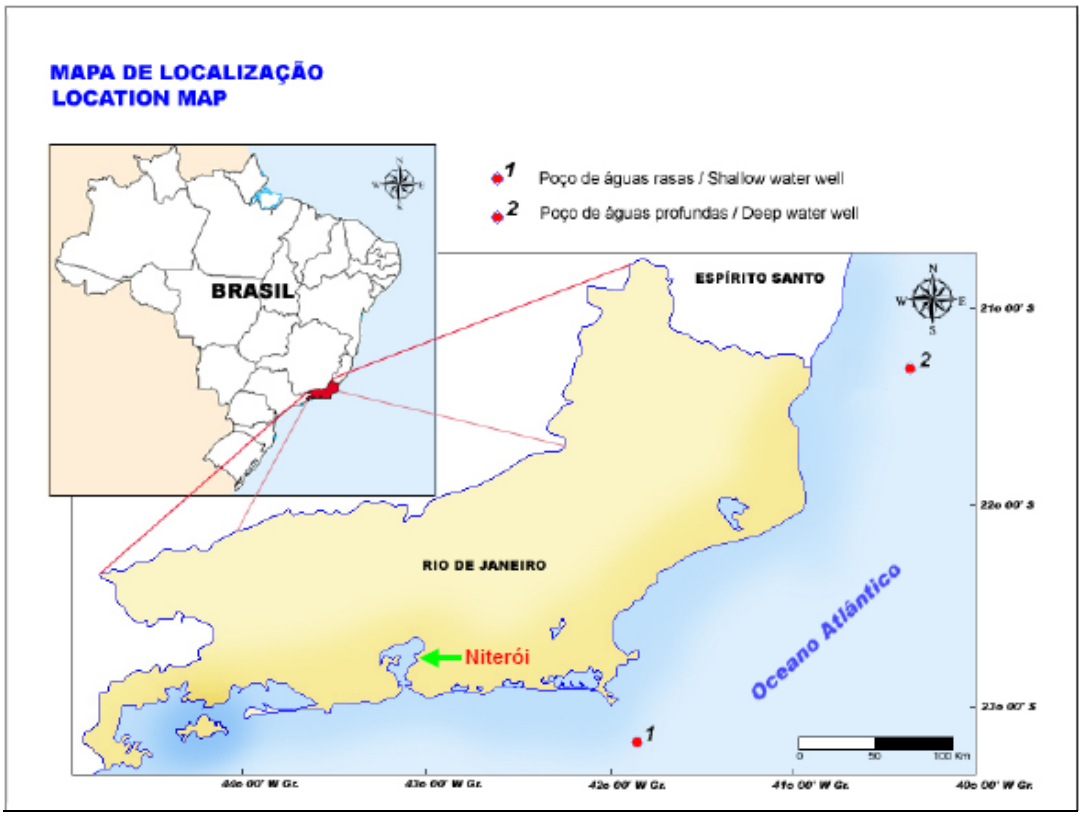


Figura 4.1 – Localização dos cenários de estudos de águas rasas (1) e águas profundas (2) na Bacia de Campos (RJ).

Quadro 4.1. Características dos cenários avaliados.

Cenário	Águas Profundas	Águas Rasas	
Lâmina dàgua	- 900 m	- 200 m	
Operadora	UNOCAL	PETROBRAS	
Bloco	BC9	Campo de Bonito	
Tipo de Poço	Exploratório	Desenvolvimento	
Denominação	Eagle	BO22H	BO23H
Posição Geográfica	Lat: - 21º 08' 20.2 S Log: 40º 10' 16.1 W	Lat: 22º 41' 37.7" S Log: 40º 37' 47.54 W	Lat: 22º 41' 32.06" S Log: 40º 37' 54.51 W
Período da Operação		Fevereiro – Abril/2002	Maio – Junho/2002
Tipo de Fluido de Perfuração de base não aquosa.	N-parafina (C11_C19)	N- parafina (C14_C20)	
Cruzeiros		MS1: 28 – 31/07/2001 MS2: 16 – 24/09/2002 MS3: 16 – 19/04/2004	

Tanto no estudo de águas profundas como no de águas rasas os poços foram perfurados utilizando água ou fluidos de base água (WBF – *water base fluid*) na etapa sem *riser* e fluidos de base aquosa e não-aquosa (NAF – *non aqueous fluid*) na etapa com *riser*.

Conforme a figura 4.2, a malha amostral do estudo foi concebida com base em 54 estações ou pontos amostrais. Estas estações foram distribuídas na forma de uma malha concêntrica ao poço, formando cinco círculos distribuídos em radiais a 50, 100, 150, 300 e 500 metros de distância do poço. Seis estações foram dispostas nos círculos a 50 e 100 m a partir do poço de perfuração e 12 estações foram alocadas em

cada um dos círculos a distâncias de 150, 300 e 500 m. Adicionalmente, 06 estações amostrais foram posicionadas a uma distância de 2.500 m da área de perfuração.

Amostras de sedimento foram coletadas com o auxílio de um Box-*core*, em três cruzeiros, um antes e dois após o descarte e encerramento de todas as operações da atividade de perfuração. Os cruzeiros foram identificados pela sigla **MD** (MAPEM *Deep Water*) e **MS** (MAPEM *Shallow Water*) seguidas dos números 1, 2 e 3, para designar respectivamente os 1º , 2º , e 3º, cruzeiros realizados em águas profundas e águas rasas.

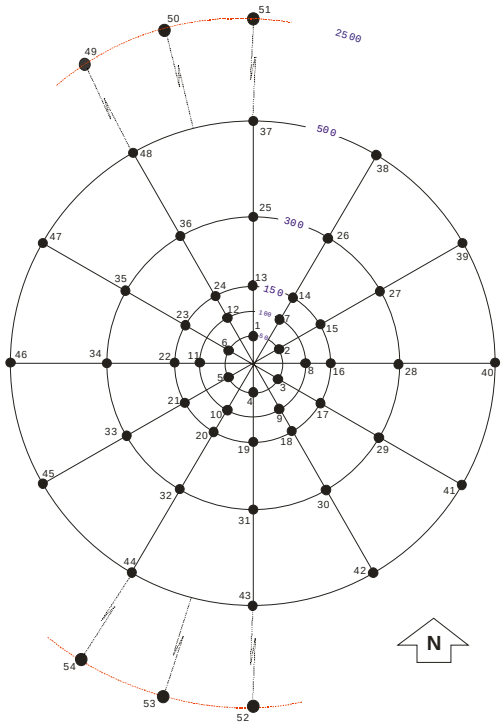


Figura 4.2 – Malha amostral originalmente concebida para os cenários de águas profundas e de águas rasas do projeto do MAPEM.

Na superfície foram feitos registros fotográficos de cada tomada do coletor e validação das amostras com base na integridade das mesmas, considerando a possibilidade de lavagem do sedimento e perda da estratificação original.

Foram ainda realizados registros de imagens de fundo com sonar de varredura lateral, coleta de água e perfilagem da coluna de água com CTD e, correntometria com ADCP. O estudo contou com uma grande densidade de amostras para ter robustez estatística adequada.

Em ambos cenários, o delineamento amostral espacial foi elaborado com o intuito de mapear a distribuição do material descartado, no assoalho oceânico e identificar as regiões de efetiva exposição da biota aos cascalhos e fluidos de base aquosa e de base não aquosa, utilizados nas diferentes fases de perfuração dos poços.

As variáveis monitoradas nas amostras de sedimento para ambos cenários do projeto MAPEM estão apresentadas no Quadro 4.2.

Quadro 4.2 – Relação das variáveis monitoradas no projeto MAPEM

Grupo de Estudo	Variáveis Monitoradas
Química	Metais e Metalóides Al, As, Ba, Cd , Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn, Hidrocarbonetos lineares (n-parafinas). Misturas complexas não resolvidas (MCNR). Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA).
Biologia	Indicadores da estrutura da comunidade de meiofauna Indicadores da estrutura da comunidade de macrofauna
Geologia	Granulometria

Bário e hidrocarbonetos lineares (n-parafinas representadas pela faixa de C14_C20) foram adotados como traçadores químicos da deposição de fluidos de

perfuração de base aquosa e não aquosa em função da presença dos mesmos em grandes quantidades na grande maioria das formulações dos fluidos de perfuração.

O bário representa quase que 60% da barita (BaSO4), que é usada como adensante para dar peso aos fluidos de perfuração. Os hidrocarbonetos lineares na faixa de C14 a C20 são, dentre outras opções de bases orgânicas, usados como fase contínua dos fluidos não aquosos. Embora biodegradável a identificação desta faixa de hidrocarbonetos, em concentrações relativamente altas após o descarte da atividade de perfuração, quando comparadas a concentrações anteriores ao descarte, fornecem um registro importante para distinguir as zonas de deposição de cascalho das fases perfuradas com fluidos de base não aquosa.

Considerando as concentrações destes traçadores nas amostras de sedimento do entorno dos poços perfurados, modelos geoestatísticos bayesianos foram usados para mapear e distinguir as regiões de deposição do material descartado das fases perfuradas com fluidos de base aquosa e não aquosa, na área definida pela malha amostral.

A resposta das comunidades bentônicas foi avaliada por meio de indicadores específicos da estrutura da comunidade da meiofauna e da macrofauna, como apresentado no Quadro 4.3. Uma vez definidas as regiões que receberam e não receberam o aporte do material descartado em virtude da perfuração dos poços, a abordagem conhecida como BACI (*Before-After Control_Impact*) foi adotada considerando as condições de exposição da biota ao longo dos três cruzeiros. Isto é, antes (*Before*) e depois (*After*) da perfuração, tanto nas regiões que receberam (*Impact*) e que não receberam (*Control*) o material descartado.

A análise integrada dos dados químicos e biológicos, gerados no projeto MAPEM permitiu avaliar os efeitos de interação espaço-temporal e as alterações observadas na estrutura das comunidades de meiofauna e macrofauna, fazendo a distinção da variabilidade natural daquela atribuível aos descartes da perfuração, objeto do estudo.

Quadro 4.3 – Descritores biológicos das comunidades da macrofauna e meiofauna

Descritores Biológicos da Macrofauna	**Descritores Biológicos da Meiofauna**
MA_N – Densidade da macrofauna	**ME_N** - Densidade
MA_NCR - Densidade de Crustacea	**ME_NNE** - Densidade de Nematoda
MA_NPO – densidade de *Polychaeta*	**ME_SG** - Número de Gêneros
MA_SF - Número de taxa	**ME_SF** - Número de Famílias
VA_CAR - vágeis carnívoros	**SHIGHER** - Número de Grupos Meiofaunais
VA_DET- Vágeis detritívoros	**NHIGHER** - Densidade da Meiofauna
SED_CAR – sedentários carnívoros	**COPEPODE** - Densidade de Copepoda
SED_FILT – sedentários filtradores	**1A** - Densidade de detritívoros não seletivos
SED_DET – sedentários detritívoros	**1B** – Densidade de detritívoros seletivos
Razão NPO/NCRP - Razão da Densidade de *Polychaeta* por *Crustacea*	**2A** – Densidade de Comedores de Epistrato
DIVERSIT – diversidade	**2B** – Densidade de Predadores Onívoros
	1ª (%) - Densidade relativa de detritívoros não seletivos
	1B (%) – Densidade relativa de detritívoros seletivos
	2A (%) – Densidade relativa de Comedores de Epistrato
	2B (%) – Densidade relativa de Predadores Onívoros
	N/CRATIO - Razão da Densidade de Nemátoda por Crustacea
	H(LOG2) - diversidade

Este projeto foi desenvolvido por iniciativa das Universidades Federais do Rio Grande do Sul (UFRGS) e de Santa Catarina (UFSC) representadas pela Fundação Universitária do Rio Grande do Sul (FAURGS) em parceria com 20 operadoras de

petróleo representadas pelo Instituto Brasileiro de Petróleo (IBP). O projeto teve como instituição concedente a FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos, a Agência Nacional Executiva dos Recursos do Fundo Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – FNDCT e do Plano Nacional de Ciência e Tecnologia do Setor Petróleo e Gás Natural – CTPETRO. A instituição interveniente foi o Instituto Brasileiro do Petróleo e Gás – IBP e a instituição proponente a Fundação de Apoio da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – FAURGS.

O consórcio de empresas de petróleo e gás que contribuiu financeiramente para um fundo administrado pelo Instituto Brasileiro de Petróleo e Gás - IBP, no desenvolvimento do Projeto MAPEM, foi constituído pelas seguintes companhias: (1) ***Amerada Hess*****,** (2) ***British Petroleum*****,** (3) ***ChevronTexaco*****,** (4) ***Devon*****,** (5) ***El Paso***, (6) ***ENCANA*****,** (7) ***Eni Oil do Brasil*****,** (8) ***ExxonMobil*****,** (9) ***Ipiranga*****,** (10) ***Kerr-McGee*****,** (11) ***Maersk*****,** (12) ***Newfield***, (13) ***Petrobras*****,** (14) ***Phillips Petroleum*****,** (15) ***Repsol YPF*****,** (16) ***Shell*****,** (17) ***Statoil***, (18) ***Totalfinaelf*****,** (19) ***Unocal*****,** (20) ***Wintershall***.

Detalhes da concepção geral, justificativa e relevância do projeto MAPEM, bem como a descrição dos protocolos de coleta e análise das amostras, para os cenários de águas profundas e de águas rasas, estão descritas em relatórios, disponíveis em meio digital : *http://www.ufrgs.br/ceco/mapem/arquivos/Apresentacao.htm*.

O estudo completo do cenário de águas profundas foi publicado em um volume especial do Deep Sea Research II (Toldo *et al.* 2009).

Considerando que o presente estudo está pautado no cenário de águas rasas o presente capítulo se restringirá à descrição dos aspectos mais relevantes desta etapa.

Resultados do projeto MAPEM não serão abordados neste capítulo, mas servirão de base para a discussão dos resultados gerados no âmbito do presente estudo.

4.1. O Cenário de águas rasas

O estudo realizado no cenário de águas rasas do projeto MAPEM foi particularmente notável pelo fato de terem sido perfurados dois poços (designados como BO22 e BO23) ao invés de apenas um poço como inicialmente planejado (Figura 4.3). Além disso, contrariamente à proposta inicial do projeto, o cenário de águas rasas, se destacou por estar em um campo já em desenvolvimento implicando em um plano amostral de maior complexidade devido a regiões de exclusão de amostragem na malha amostral originalmente proposta.

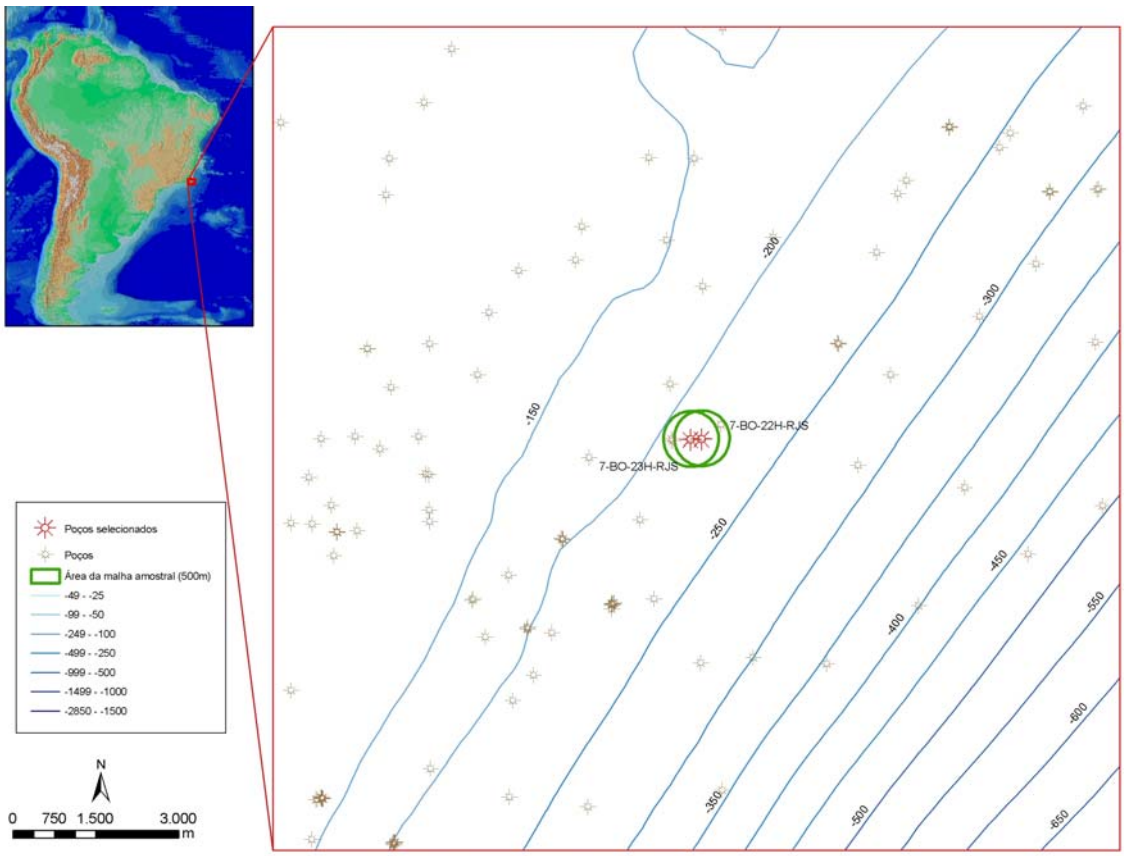


Figura 4.3. Localização dos poços 7-BO-22H-RJS e 7-BO23H-RJS na Bacia de Campos. Os círculos verdes demarcam a região amostral de 500 metros no entorno dos poços. Os pontos de controle não estão apresentados na figura.

O ambiente sedimentar da Bacia de Campos, associado ao bordo da plataforma continental, na área do Campo de Bonito é dominado por baixas taxas de deposição e pelo retrabalhamento dos sedimentos por correntes de fundo e fluxos gravitacionais de sedimentos. Os sedimentos de fundo são dominados por areias carbonáticas.

A área de estudo apresentava um histórico de atividades de perfurações iniciadas na década de 70. A última atividade desenvolvida pela Petrobrás, antes da realização do primeiro Cruzeiro Oceanográfico do Projeto MAPEM, foi no ano de 1998, com uma perfuração localizada a uma distância de 348 m a Oeste do Poço BO-23.

Como mencionado no item 4.1 e ilustrado pela figura 4.2, o plano de amostragem do primeiro cruzeiro oceanográfico de águas rasas (MS1), foi concebido com base em 54 pontos amostrais em uma malha concêntrica às coordenadas do poço BO22, com estações distribuídas em cinco círculos distantes em radiais a 50, 100, 150, 300 e 500 metros, além de seis estações de referência a 2.500 metros da área de perfuração. Destaca-se, porém que entre o primeiro e o segundo cruzeiro, foram perfurados não um, mas dois poços: o BO-22 (fevereiro a abril de 2002) e o BO-23 (maio a junho de 2002), este situado a 199 m a Leste do Poço BO-22. Assim, para os segundo e terceiro cruzeiros (MS2 e MS3) foi necessário realizar adaptações à malha inicial.

Buscando manter a estrutura inicialmente proposta, novos pontos amostrais foram alocados de modo formar uma malha concêntrica ao poço BO22, maximizando a coincidência dos pontos amostrais com a malha amostral do primeiro cruzeiro centrada no poço BO23. A nova malha amostral, como apresentada na figura 4.4, foi redefinida contemplando 74 estações (MAPEM, 2006).

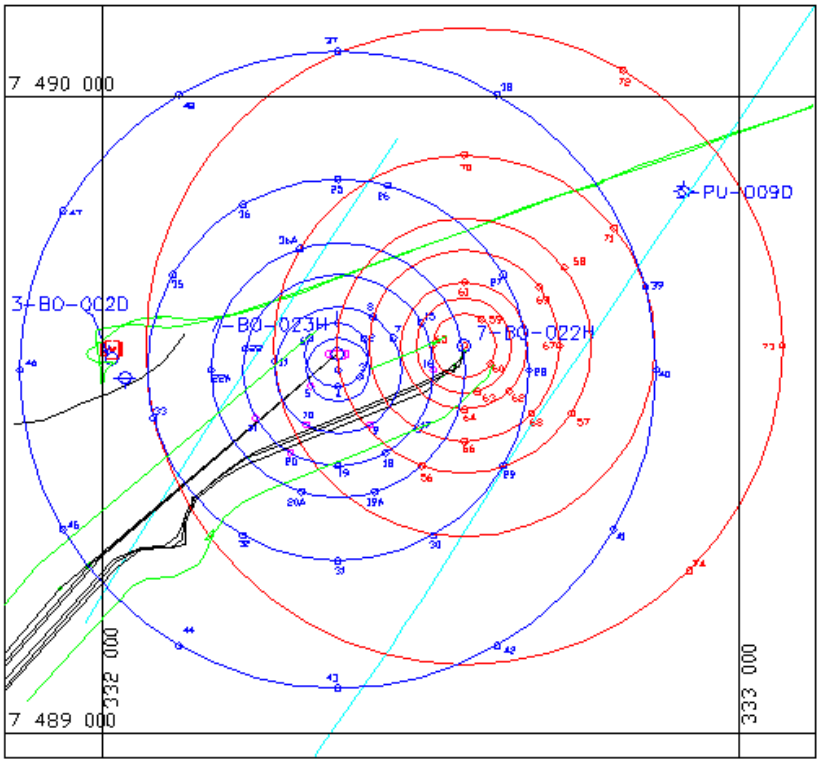


Figura 4.4. Malha Amostral para os segundo e terceiro cruzeiros considerando o descarte dos dois poços BO22 e BO 23 (MAPEM, 2006).

Entretanto, por questões de segurança, devido à presença de dutos e outras instalações na região da malha amostral, foi necessário estabelecer uma zona de exclusão. Assim, do total de 74 estações planejadas foram amostradas apenas 48 estações em MS1, 61 estações em MS2 e 54 estações em MS3. O Quadro 4.4 resume os cruzeiros, períodos de coleta e prazos em relação a perfuração dos poços perfurados.

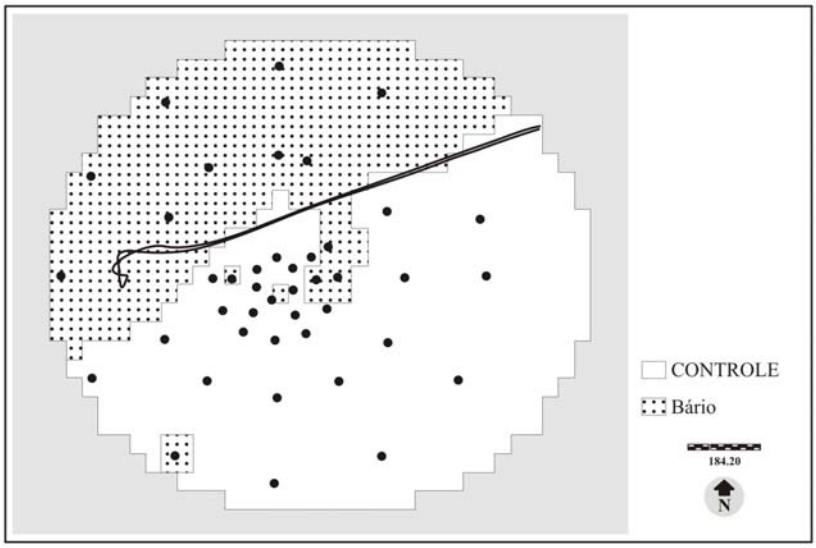
O primeiro cruzeiro (MS1) ocorreu antes da atividade de perfuração e teve como objetivo principal investigar as características ecológicas da área antes da atividade antrópica de interesse. O segundo cruzeiro (MS2), após a perfuração dos referidos poços, teve por objetivo geral investigar possíveis mudanças no ambiente em face dos parâmetros de avaliação adotados no presente estudo. E, finalmente o terceiro cruzeiro, vinte e dois meses após a atividade de perfuração dos poços BO-22 e BO-23, teve como propósito acompanhar a evolução das mudanças.

Quadro 4.4. Cruzeiros realizados no cenário de águas rasas, indicando períodos de coleta e tempo decorrido após o fim da perfuração.

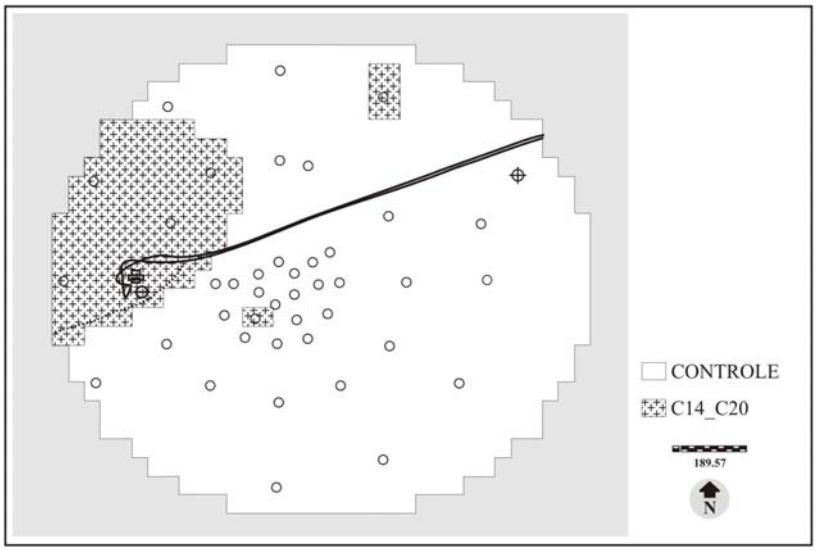
Cruzeiro	Denominação do Cruzeiro	Período de Coleta	Número de Estações Amostradas	Tempo em Relação à Perfuração.
1	MS1	28 – 31/07/2001	48	Pré-perfuração
2	MS2	16 – 24/09/2002	61	4 meses após a perfuração dos poços
3	MS3	16 – 19/04/2004	54	22 meses após a perfuração dos poços

A análise das concentrações dos traçadores químicos, bário e soma dos hidrocarbonetos lineares (C14_C20), nas amostras de sedimentos coletadas no primeiro cruzeiro – ou seja, previamente a perfuração dos poços BO22 e BO23 - permitiu identificar duas regiões distintas caracterizadas pelo agrupamento das estações amostrais quanto aos níveis destes traçadores.

A Figura 4.5 indica as regiões que agrupam as estações onde as concentrações de bário (4.5 a) e C14_C20 (4.5 b) foram significativamente diferentes ($p<0,05$) da região denominada Controle. Estas regiões foram demarcadas pela área pontilhada (valores relativamente mais altos de bário e C14_C20) e a região Branca (valores relativamente menores). As áreas pontilhadas foram então sobrepostas (4.6 a) e integradas (4.6 b) para constituir uma região que foi denominada de Estímulo Basal (EB) em contraste com a Região Controle (Controle) conforme a nomenclatura definida no Quadro 4.5.

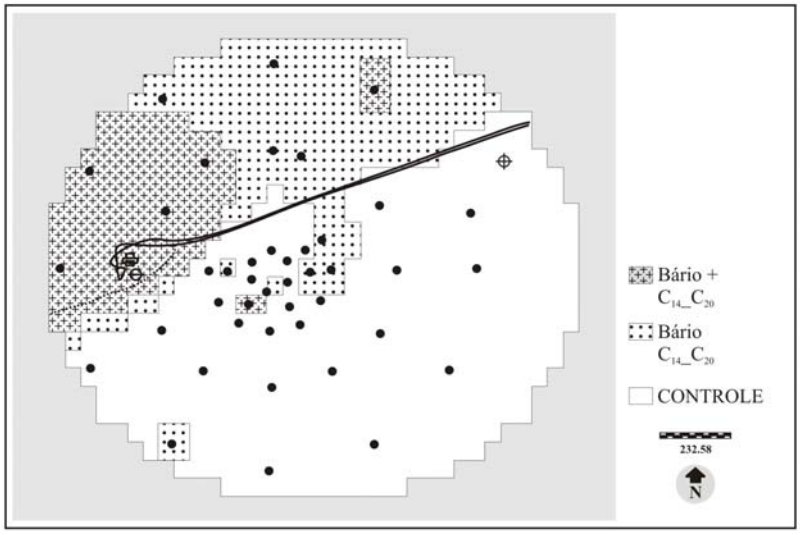


(a) Bário

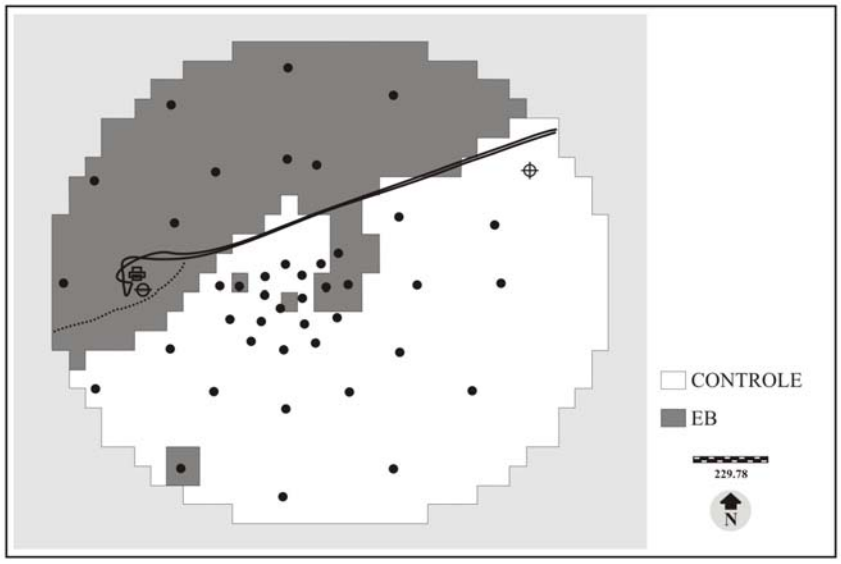


(b) Hidrocarbonetos lineares C14_C20

Figura 4.5. Regiões estatisticamente diferentes no MS1, definidas a partir dos traçadores químicos da deposição do material descartado, Bário (a) e Soma de Lineares C_{14} a C_{20} (b). Baseado em MAPEM (2006). Os círculos pretos e vazados, respectivamente nas figuras a e b, representam as estações amostrais inicialmente definidas para um poço.



(a) Regiões que integram as estações onde as concentrações de Bário e C14_C20 foram significativamente (p < 0, 005) maiores do que as demais.



(b) Integração das regiões de deposição dos traçadores químicos bário e C14_C20, decorrentes de atividades pretéritas à perfuração dos poços BO22 e BO23, constituindo a Região de Estímulo Basal (EB) em contraste com a Região Controle.

Figura 4.6. Delimitação entre as regiões Controle e de Estímulo Basal (EB), face aos traçadores químicos bário e C14_C20, no primeiro cruzeiro. Baseado em MAPEM (2006).

Após a perfuração dos poços e conseqüente descarte de fluidos e cascalho, os resultados das análises dos traçadores químicos (bário e C14_C20) nas amostras de sedimento coletadas nas diferentes estações amostrais, indicaram que ambas as regiões Estímulo Basal (EB) e Controle receberam o aporte do material descartado pela perfuração dos poços BO22 e BO23, criando um mosaico espaço temporal para a exposição da biota a diferentes níveis dos fatores de risco.

Por esta razão, de posse dos dados gerados nos três cruzeiros, a estratégia de análise consistiu em identificar regiões alteradas por atividades pretéritas e regiões alteradas pelas atividades de perfuração dos poços BO-22 e BO-23 definindo uma máscara espaço-temporal para as regiões de assentamento do material descartado, como ilustrado pela Figura 4.7 (a, b e_c), gerando o conceito de "Máscara Espaço_Temporal" desenvolvido por Pulgati (2009) para a determinação de efeitos ambientais decorrentes do descarte de atividades de E&P.

Estas regiões foram identificadas e demarcadas tomando por base a concentração dos traçadores (bário e somatório de hidrocarbonetos lineares C14_C20 e misturas complexas não resolvidas - MCNR).

Conforme o Quadro 4.5, a classificação das regiões com base em fatores e seus níveis, permitiu o agrupamento das estações amostrais considerando critérios espaciais e temporais para a presença dos traçadores químicos selecionados (bário e C14_C20), no sedimento, tendo em conta o estado da região previamente aos descartes dos poços BO22 e BO23.

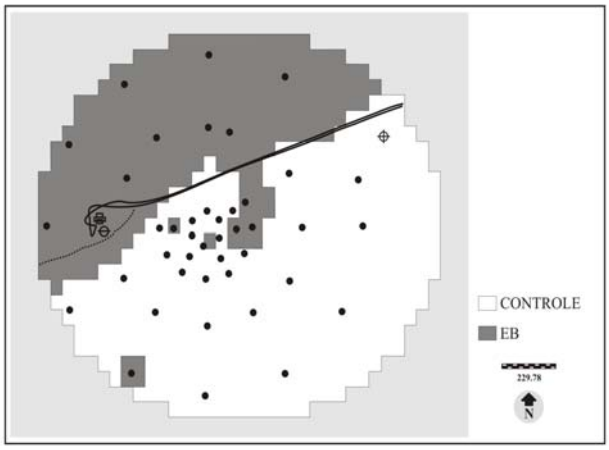


Figura 4.7 (a)

Primeiro Cruzeiro (MS1)

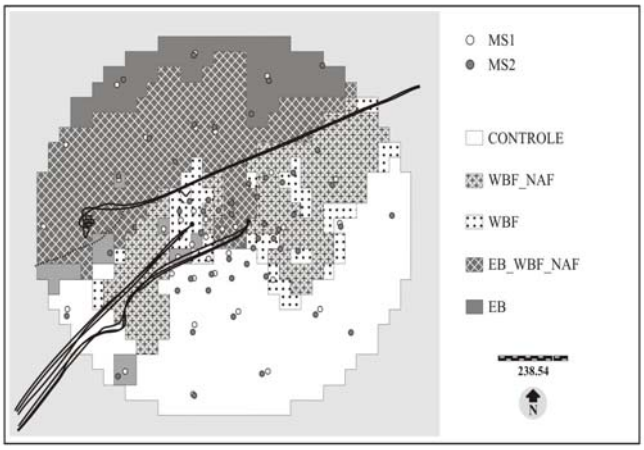


Figura 4.7 (b)

Segundo Cruzeiro (MS2)

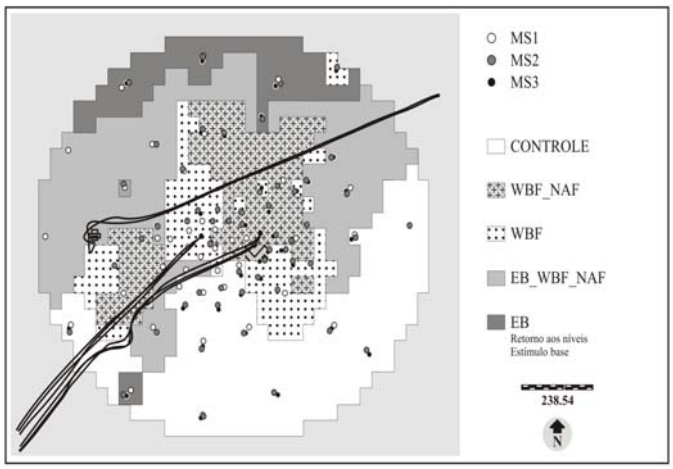


Figura 4.7 (c)

Terceiro Cruzeiro (MS3)

Figura 4.7. Evolução da distribuição espaço-temporal das regiões de deposição dos traçadores químicos (bário e C14_C20 + MCNR) dos descartes da perfuração dos poços BO22 e BO23, nos três cruzeiros. Baseado em MAPEM (2006).

Quadro 4.5. Descrição das regiões da máscara (MAPEM, 2006).

Fatores do Modelo e seus respectivos níveis.	Observação
Fator Cruzeiro - **MS1**: antes da perfuração; - **MS2**: 3 a 7 meses apos a perfuração; - **MS3**: 22 meses apos a perfuração.	O fator Cruzeiro representa o componente temporal do modelo, e é descrito pelos períodos de amostragem, sendo o primeiro antes, e o segundo e terceiro depois da atividade de perfuração dos poços BO-22 e BO-23.
Fator C_I (Controle-Impacto) - **CONTROLE**: região que, ao longo dos cruzeiros, permaneceu na condição de ausência do estímulo Fluido; - **EB (Estímulo de Base)**: região que apresentou evidências da presença de Ba e/ou C14_C20 antes da atividade de perfuração e que não recebeu aporte de WBF ou NAF após a perfuração de BO-22 e BO-23; - **IMPACTO**: região que recebeu aporte de Ba e NAF após a perfuração de BO-22 e BO-23 em regiões com ou sem evidência da presença pretérita desses estímulos em relação à perfuração dos poços.	O fator C_I representa o componente espacial do modelo, representado pelas regiões da malha amostral, que mantiveram características comparáveis entre si ao longo do tempo (MS1, MS2 e MS3), em face do aporte de fluidos de base água e não-aquosos após a atividade de perfuração dos poços BO-22 e BO-23.
Fator Fluido - **CONTROLE**: ausência de fluido; - **EB**: estímulo de base; - **WBF**: fluido base água; - **WBF_NAF**: fluido base água e não-aquoso; - **EB_WBF_NAF**: estímulo de base + contribuição de fluido base água e/ou não-aquoso.	O fator Fluido representa o componente de estímulo decorrente da atividade monitorada, evidenciada pelos elementos traçadores das diferentes fases de perfuração. Nesse fator, destacam-se 5 níveis: **CONTROLE** – caracterizado pela ausência de estímulo; **EB** – definido pela presença pretérita de Ba e/ou Lin1 no MS1; **WBF** – definido pela evidência do aporte de Ba em regiões que não apresentavam estímulo de base no MS1; **WBF_NAF** – definido pela evidência do aporte de Ba e C14_C20 em regiões que não apresentavam estímulo de base no MS1; **EB_WBF_NAF** – definido pela evidência do aporte de Ba ou C14_C20 em regiões que apresentavam estímulo de base no MS1;

A modelagem desenvolvida permitiu controlar diferentes componentes de variações das três operações de amostragem, caracterizando as condições de exposição da comunidade bentônica aos descartes da atividade de perfuração.

A área total estudada, predita pela modelagem geoestatística, representada pela malha amostral, até o limite do raio de 500 metros do poço, considerando, os dois poços, BO22 e BO23, foi de 1.170.833,40 m^2. Esta área não inclui as estações de referência, posicionadas aproximadamente a 2.500 m dos poços BO22 e BO23.

Na seqüência, com base na análise dos indicadores biológicos descritos no Quadro 4.3, foi possível com o uso da estratégia conhecida como BACI (*Before-After*

Control-Impact), avaliar mudanças na macrofauna e meiofauna bêntica entre os grupos definidos por diferentes estímulos, descritos pelos traçadores dos fluidos (Fator Fluido), comparando-as simultaneamente com variações espaço-temporais naturais ao ambiente estudado, balizadas pelo grupo Controle.

A estratégia adotada para o mapeamento das regiões alteradas pelos fluidos de perfuração com os dados obtidos no estudo de águas profundas, conduzido na porção norte da bacia de Campos, podem ser encontrados em Pulgati, (2009).

Os resultados do estudo de águas rasas estão disponíveis em relatórios em meio digital registrado sob o registro CDU 551.468.3, editado pelo Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica, Instituto de Geociências - Universidade Federal do Rio Grande do Sul (CECO - IG – UFRGS), e disponível no endereço eletrônico - *http://www.ufrgs.br/ceco/mapem/arquivos/Apresentacao.htm*. (MAPEM, 2006).

5. METODOLOGIA DA PESQUISA

O presente estudo tratou o tema avaliação de risco ecológico (ARE) para os descartes da atividade de perfuração de poços de óleo e gás em ambientes marinhos fundamentado na estrutura geral proposta pela U.S. EPA (1998) e nos procedimentos preconizados pelo Guia Técnico Europeu (TGD, 2003). Três diferentes abordagens foram adotadas:

- **O cálculo do EIF (*Environmental Impact Factor*)**

O fator de impacto ambiental (EIF – *Environmental Impact Factor*) é calculado com o programa computacional conhecido como DREAM *(Dose-Related Risk Assessment Model*) desenvolvido na Noruega pela empresa SINTEF, tendo sido fomentado por um projeto multi-cliente representado por várias empresas de petróleo. O modelo foi desenvolvido como uma ferramenta de gestão ambiental baseada no conceito de risco e tem por objetivo prover suporte técnico na tomada de decisão para a seleção de tecnologias de prevenção e mitigação de impactos. A motivação e origem do modelo DREAM foi apresentada no item 3.9.3 do Capítulo 3.

O modelo DREAM considera os principais fatores de risco (FR) associados aos descartes da atividade de perfuração como soterramento, toxicidade, alteração granulométrica e depleção de oxigênio. Com base nos dados operacionais do descarte e nas propriedades físico-químicas do material descartado, o modelo prediz os destinos e as concentrações dos contaminantes químicos nos dois compartimentos do ambiente (a água e o sedimento). Além disso, o modelo também indica as espessuras de soterramento do sedimento natural (devido ao acúmulo do material depositado), a alteração da granulometria (devido ao descarte de materiais sólidos) e os percentuais de alterações na concentração de oxigênio do sedimento (devido a biodegradação dos compostos orgânicos). Para cada fator de risco (FR), o modelo compara os níveis ambientais preditos com valores limiares de efeito, estes baseados em curvas de sensibilidade de espécies (SSD – *Species Sensitive Distribution*) embutidas no referido programa computacional.

O valor calculado para o EIF está pautado na área total onde os níveis de alteração dos agentes estressores superam os valores limiares de efeito. Como resultado, o modelo indica a parcela de contribuição de cada um dos fatores de estresse para o risco calculado.

A aplicação do modelo demandou informações operacionais dos descartes somadas a dados específicos referentes às propriedades físico-químicas e ecotoxicológicas de cada um dos componentes dos fluidos de perfuração usados na perfuração do poço considerado. Estas informações estão listadas no item 5.2. Os procedimentos adotados para o cálculo do EIF com o modelo DREAM serão detalhados no item 5.3.

- **Quociente de Risco**

O método de quociente de risco é também conhecido como o método da razão PEC/PNEC, onde PEC (*Predicted Environmental Concentration*) representa a maior concentração ambiental do contaminante de interesse e PNEC (*Predicted no Effect Concentration*) representa uma concentração onde, com um relativo grau de segurança, não se espera a observação de efeitos adversos sobre os organismos vivos que se deseja proteger.

No presente estudo, a definição do PEC demandou a análise exploratória do banco de dados do projeto MAPEM (Monitoramento Ambiental em Atividades de Perfuração Exploratória Marítima) que teve por objetivo verificar as concentrações ambientais de exposição da biota ao material descartado pela perfuração dos poços BO22 e BO23. O principal desafio desta abordagem foi propor valores limiares de efeito (PNEC) baseado em testes de ecotoxicidade com organismos marinhos bentônicos de ocorrência no Brasil considerando para isto, diferentes componentes dos materiais descartados pela atividade de perfuração dos poços BO22 e BO23. Os procedimentos adotados para a aplicação do quociente de risco serão detalhados no item 5.4.

- **A aplicação de técnicas de regressão logística**

Técnicas de regressão logística foram aplicadas aos dados efetivamente mensurados em campo objetivando propor modelos para avaliação do risco da

exposição de organismos bentônicos ao material descartado pela atividade de perfuração e depositado no assoalho oceânico. O banco de dados do projeto MAPEM forneceu os elementos necessários para a seleção das variáveis respostas (indicadores biológicos da estrutura da comunidade bentônica) e variáveis explanatórias (traçadores químicos da deposição do material descartado), objetivando alcançar o bom ajuste do modelo aliado à relevância ecológica esperada. A aplicação dos modelos propostos fornece como resultado duas importantes informações que podem ser usadas como subsídio para o entendimento dos efeitos esperados: (1) a probabilidade de uma unidade amostral apresentar efeitos adversos (risco) como função das concentrações dos traçadores químicos do material descartado (e depositado) no assoalho oceânico, (2) a estimativa da razão de chances para o aporte nas concentrações dos traçadores químicos. Ambas as informações podem ser consideradas no processo de gestão ambiental.

Com o intuito de seguir a ordenação lógica da avaliação de risco ecológico, o item 5.1, sumarizado no Quadro 5.1, apresenta uma síntese geral do problema que foi amplamente exposto no Capitulo 3. O item 5.2 indica os dados referentes à operação da perfuração de um poço utilizados para rodar o modelo DREAM, e as informações dos poços BO22 e BO23 que foram reunidas para atender este propósito. Ainda neste item, estão descritas as metodologias usadas para caracterizar o material descartado. Os itens 5.3, 5.4 e 5.5 discorrem sobre como o risco foi avaliado, respectivamente pelo cálculo do EIF, pelo quociente de risco e pela regressão logística.

5.1. Síntese da Formulação do Problema

O risco ecológico dos descartes da atividade de perfuração em ambientes marinhos foi considerado como sendo uma função da exposição dos organismos da infauna bêntica (macrofauna e meiofauna) aos agentes estressores associados ao material descartado, neste caso, fluidos de perfuração de base aquosas (WBF), fluidos de perfuração de base não aquosa (NAF) e fragmentos de rocha (genericamente denominado de cascalho). As premissas adotadas para formulação do problema foram tomadas a partir de estudos de monitoramento de operações de perfuração realizadas em diversas regiões do mundo, sumarizadas pela OGP (2003). A justificativa e relevância dos sedimentos marinhos como principal foco de avaliação quanto aos riscos decorrentes dos descartes da atividade de perfuração, foram apresentadas no Capítulo 3.

Quadro 5.1. Síntese da Formulação do Problema

Hipótese de Risco	
Os descartes das atividades de perfuração de poços de óleo e gás, lançados nos ambientes marinhos se depositam no assoalho oceânico podendo causar efeitos adversos sobre as comunidades bentônicas. Os principais efeitos esperados são: • Toxicidade para os organismos da macrofauna e meiofauna. • Depleção de oxigênio devido a biodegradação de compostos orgânicos presentes na formulação dos fluidos. • Soterramento da biota devido à deposição do material particulado. • Alteração granulométrica do sedimento natural local.	
Agentes estressores potenciais	Produtos químicos e materiais sólidos presentes na formulação dos fluidos de perfuração. Fragmentos da formação perfurada genericamente denominado cascalho.
Valor ou Alvo Ecológico a ser Protegido **(***Assessment Endpoint***)**	As comunidades marinhas bentônicas da meiofauna e da macrofauna exercem um papel fundamental na cadeia alimentar, ciclagem de nutrientes e trocas gasosas na interface água-sedimento (bioturbação), sendo de relevante interesse ecológico. A proteção da estrutura destas comunidades é de fundamental importância para a garantia destes processos.
Medidas de Exposição (PEC)	O assentamento do material descartado não ocorre de modo uniforme no entorno da unidade de operação (sonda ou plataforma). A exposição das comunidades bentônicas aos agentes estressores foi caracterizada pelos valores da concentração dos traçadores químicos dos fluidos de perfuração (bário e hidrocarbonetos lineares) medidos em amostras de sedimento coletadas no entorno dos poços perfurados. Os níveis de exposição foram descritos pelos dados disponíveis na base de dados do projeto MAPEM, ao longo de 3 cruzeiros.
Alvo de Mensuração (PNEC)	A resposta dos organismos bentônicos à exposição do material descartado foi avaliada pela análise das variáveis indicadoras da estrutura das comunidades da macrofauna e da meiofauna, disponíveis na base de dados do projeto MAPEM relativos à perfuração dos poços BO22 e BO23. De modo complementar, testes de ecotoxicidade monoespecíficos foram realizados em amostras de fluidos de perfuração com formulações similares àquelas usadas na perfuração dos poços BO22 e BO23, cujo objetivo foi definir valores limiares de efeito sobre a biota (PNEC) para subsidiar a análise final dos resultados. O modelo DREAM foi usado para calcular o fator de impacto ambiental (EIF) e para avaliar a contribuição dos diferentes agentes de estresse (toxicidade, soterramento, depleção de oxigênio e alteração granulométrica).
Cálculo do Risco	Cálculo do EIF. Quociente de Risco. Modelos de Regressão Logística.

5.2. LEVANTAMENTO DE DADOS DA OPERAÇÃO DOS POÇOS BO22 E BO23 E CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL DESCARTADO

O estudo teve início com o levantamento de dados operacionais da perfuração dos poços 7-BO22-RJS e 7-BO23-RJS (referenciados no presente estudo como BO22 e BO23) através da verificação dos tipos e volumes de fluidos usados e descartados e volume de cascalho gerado em cada fase da perfuração dos poços.

O Quadro 5.2 lista as informações operacionais de descarte de um poço, essenciais para subsidiar a aplicação do modelo DREAM. Os Quadros 5.3 e 5.4 apresentam as informações operacionais dos poços BO22 e BO23 levantadas junto a PETROBRAS. De posse destas informações, amostras de fluidos de perfuração com formulações similares às utilizadas na perfuração destes poços foram preparadas em laboratório e submetidas a testes de ecotoxicidade.

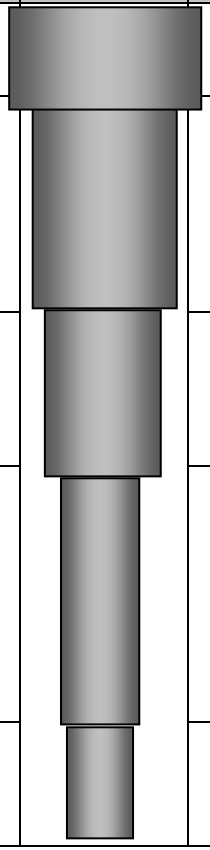
Informações quanto à biodegradabilidade, coeficiente de partição octanol-água da base orgânica (n-parafina C14_C16) dos fluidos não aquosos (BRMUL), granulometria e a densidade dos sólidos, dentre outras necessárias para caracterizar o material descartado, foram medidas em laboratório no âmbito do presente estudo ou levantadas na literatura. O Quadro 5.3 sumariza as informações necessárias para a caracterização do material descartado pelos poços BO22 e BO23 e as metodologias adotadas nesta etapa do estudo. A descrição da metodologias de preparo e das amostras e condições de exposição dos organismos-teste nos testes de toxicidade encontram-se no Anexo 3.

Os itens de 5.2 a 5.4 fornecem maiores detalhamentos sobre os métodos usados nos testes de ecotoxicidade e experimentos de soterramento, na avaliação do potencial de bioacumulação, e na avaliação do potencial de biodegradabilidade e granulometria.

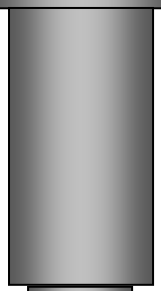
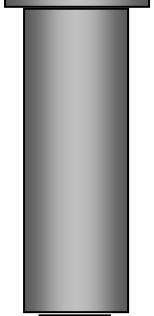
Quadro 5.2. Informações Relevantes sobre as Condições Operacionais da Perfuração Demandadas para a Simulação de um Cenário com o Modelo DREAM (Reed, 1995).

Característica	**Observação**
Coordenadas Geográficas	Latitude e longitude em graus, minutos e segundos.
Fases	Etapas que caracterizam a construção de um poço e fases de descarte.
Diâmetro da seção	Caracterizado pelo diâmetro da coluna.
Comprimento da seção	Comprimento em metros da seção perfurada.
Tipo de descarte	Continuo ou em batelada.
Materiais Descartados	Cascalho, tipo e constituintes dos fluidos. (Caracterizados quanto à densidade, granulometria, pressão de vapor, CENO ou CL50, potencial de biodegradabilidade (28 dias) e Log Pow)
Volumes descartados	Volumes em m^3 de cada constituinte declarado.
Fator de alargamento	Fator aplicado para compensar a diferença entre o diâmetro da coluna e o diâmetro do poço efetivamente perfurado.
Posição de descarte (Retorno à superfície)	Acima do assoalho oceânico; para as fases sem *riser* (fase sem retorno). Abaixo da superfície para a fase com *riser* (fase com retorno).
Profundidade de descarte	Distância em metros acima do assoalho oceânico ou abaixo da superfície da coluna d'água onde ocorre o descarte.
Direção da tubulação de descarte. Ângulo do norte	0 = norte, 90 = leste, 180 = sul, 270 = oeste. Direção do relógio.
Temperatura	Temperatura no ponto de descarte.
Salinidade	Salinidade no ponto de descarte.

Quadro 5.3. Condições de Descarte do Poço7- BO-22H-RJS.

FASE	Φ Fase (1")	Coluna	Extensão da fase (m)	Retorno	Profundidade de Descarte	Cascalho Descartado (m3)	Fluido Descartado (m3)	Fluido Classe Nome Genérico (Tipo)	Sólidos do fluido	Descarte de Constituintes Sólidos do Fluido (kg/m3)
1	36		71	Não	5 m Acima do fundo do mar.	56	Água do Mar (não pertinente)	Água do Mar	0	0
2	17 ½		1195	Não	5 m Acima do fundo do mar.	235	Água do Mar (não pertinente)	Água do Mar	0	0
3	12 ¼		1241	Sim	14.5 m Abaixo da superfície	106	9.2 (somente aderido ao cascalho da fase)	Não Aquoso BRMUL (n-parafina)	Barita Carbonato de Cálcio	489 49
4	8 ½		133	Sim	14.5 m Abaixo da superfície	5	0.43 (somente aderido ao cascalho da fase)	Não Aquoso BRMUL (n-parafina)	Barita Carbonato de Cálcio	478 71
5	6 ½		917	Sim	14.5 m Abaixo da superfície	24	418 (contínuo)	Polimérico BRCARB (WBF)	Carbonato de Cálcio	41

Quadro 5.4. Condições de Descarte do Poço 7-BO-23H-RJS.

FASE	Φ Fase (1")	Coluna	Extensão da Fase (m)	Retorno	Profundidade de Descarte	Cascalho Descartado (m3)	Fluido Descartado (m3)	Fluido Classe Nome Genérico (Tipo)	Sólidos do fluido	Descarte de Constituintes Sólidos do Fluido (Kg/m3)
1	36		71	Não	5 m Acima do fundo do mar.	56	29 (contínuo)	Argiloso Convencional (WBF)	Bentonita	80
2	17 ½		1239	Não	5 m Acima do fundo do mar.	244	491 (contínuo)	Argiloso Convencional (WBF)	Bentonita	80
						0	390 (Batelada)	Argiloso STA (WBF)	Barita Bentonita	439 97
3	12 ¼		1250	Sim	14.5 m Abaixo da superfície	107	9.27 (somente aderido ao cascalho da fase)	Não Aquoso BRMUL (n-parafina)	Barita Bentonita Carbonato de Cálcio	844 6 60
4	8 ½		988	Sim	14.5 m Abaixo da superfície	41	169 (contínuo)	Polimérico BRCARB (WBF)	Carbonato de Cálcio	93

Quadro 5.5. Metodologias adotadas para a caracterização do material descartado na operação dos poços BO22 e BO23.

Característica	Matriz avaliada	Metodologia Adotada
Ecotoxicidade **Organismos da coluna d'água.**	Fração de particulados suspensos (FPS) da formulação integral dos fluidos de perfuração e de alguns de seus componentes. Fração solúvel em água (FSA) da n-parafina. Fração Dispersa em Água (FDA) da n-parafina. Lixiviado da barita.	**Aguda:** *Mysidopsis juniae* (ABNT- NBR 15308, 2005) **Crônica**: *Lytechnus variegatus* (ABNT - NBR 15350, 2006) **Preparo da amostra:** (ABNT-NBR 15469, 2007).
Ecotoxicidade **Organismos do Sedimento.**	Base orgânica dos fluidos não aquosos. (n-parafina C14_C16) Barita, bentonita e calcáreo em teste de soterramento e de mistura. Formulação integral dos fluidos em teste de soterramento.	**Aguda:** *Grandidierella bonnieroides* *Tiburonella viscana* (ABNT- NBR 15638, 2008) (ISO 16712, 2005)
Potencial de Bioacumulação Coeficiente de partição octanol-água	Base orgânica dos fluidos não aquosos. (n-parafina: C_{14}_C_{16})	Predita pelo coeficiente de partição octanol-água (Log Pow). (OECD: 117, 1995). Obtida por modelagem do tipo QSAR com o uso do modelo ECOSAR. (Mayo-Bean *et al*. 2009).
Potencial de Biodegradabilidade	Base orgânica dos fluidos não aquosos. (n-parafina : C_{14}_C16)	Teste Marine BODIS – Baseado em ISO 10708 (1997)
Perfil cromatográfico da base orgânica do fluido não aquoso.	n-parafina (C14_C16)	Cromatografia à gás com detector de ionização de chama (CG_DIC). (U.S. EPA 8015B)
Granulometria	Sólidos presentes nas formulações dos fluidos de perfuração. (barita, bentonita, calcário) Sedimentos do entorno dos poços BO22 e BO23	Analisador de partículas a laser, Master Sizer - Modelo APA 2000, acoplado a Cuba de dispersão Hydro G Modelo AWA 2000. Ambos da Malvern Instruments. A classificação da distribuição granulométrica foi realizada pelo programa computacional GRADSTAT (Blott e Platt, 2001). Para o sedimento local foram utilizados os dados disponíveis na base de dados do projeto MAPEM, referentes ao primeiro cruzeiro.

5.2.1. Testes de Avaliação de Ecotoxicidade e Experimentos de Soterramento da Biota

Experimentos em laboratório foram realizados adotando metodologias padronizadas e não padronizadas, objetivando investigar o efeito de toxicidade e de soterramento sobre os organismos-teste em decorrência do lançamento de fluidos de perfuração e materiais sólidos

Os testes de toxicidade com organismos da coluna d'água e de sedimento bem como os experimentos de soterramento foram realizados no Laboratório LABTOX (RJ) usando as metodologias indicadas no Quadro 5.5.

Os Quadros de A3.1 a A3.4 do Anexo 3, apresentam a lista dos requisitos essenciais para a execução de todos os testes de avaliação de ecotoxicidade adotados no presente estudo, tanto para a coluna d'água como para o sedimento. Neste anexo estão descritas as metodologias de preparo das amostras para a obtenção dos extratos aquosos para os testes com organismos da coluna d'água, procedimentos adotados para a contaminação intencional dos sedimentos, e as estratégias específicas aplicadas para o desenvolvimento dos experimentos de soterramento usando organismos-teste bentônicos.

Observa-se que os testes de ecotoxicidade com organismos de sedimento refletiram o esforço envidado em um projeto fomentado e desenvolvido em parceria entre a PETROBRAS/CENPES e o LABTOX no período de 2005 a 2007. Como meta, buscou-se através de seleção uma espécie autóctone a ser adotada como organismo padrão para testes de toxicidade de sedimentos intencionalmente contaminados com amostras de bases orgânicas e demais componentes presentes nos fluidos de perfuração. A metodologia geral de ensaio foi desenvolvida com base em normas internacionais estabelecidas em outros países (ISO 14669, 1999) que foram incorporadas a Norma ABNT - NBR 15638: (ABNT. 2008). Ressalta-se que os métodos de contaminação intencional de sedimentos (dopagem) ainda não estão padronizados.

5.2.2. Potencial de Bioacumulação

A bioacumulação é o processo pelo qual, organismos vivos expostos a determinadas substâncias, por um determinado período de tempo, as incorporam em seus tecidos em condições tais que a taxa de absorção desta substância supera a de metabolização e eliminação da mesma. A bioacumulação é um processo de partição que pode ou não levar à deflagração de efeitos tóxicos no organismo que bioacumula a substância, ou mesmo, induzir efeitos em organismos de níveis tróficos superiores ao longo da cadeia trófica (biomagnificação). Neste sentido, ensaios de avaliação da bioacumulação são úteis para demonstrar a biodisponibilidade do composto indicando, simultaneamente, a condição de exposição (Chapman, 1997).

O potencial de bioacumulação de substâncias orgânicas pode ser inferido pelo coeficiente de partição octanol-água (Kow ou Pow) cujo resultado é expresso pelo logaritmo deste coeficiente na forma de (Log Kow ou Log Pow) (OECD 117, 1995).

O Pow é uma medida físico-química que exprime a tendência de partição da substância ao octanol em relação à água, indicando a afinidade da substância a lipídios. Por esta razão, o valor de log Pow é adotado como um indicativo da propensão de substâncias orgânicas se bioacumularem, sendo caracterizado como uma medida indireta do fator de bioconcentração. Este coeficiente pode ser medido, estimado ou calculado através de modelos matemáticos do tipo QSAR – *Quantitative Structure-Activity Relationship* (Newman e Unger, 2003).

Devido à carência de dados para todas as substâncias químicas orgânicas presentes na formulação dos fluidos descartados, optou-se por considerar apenas o valor do coeficiente de partição octanol-água dos hidrocarbonetos que compõem a n-parafina usada como base do fluido não aquoso (NAF) denominado BRMUL.

No presente estudo, o potencial de bioacumulação da base orgânica dos fluidos não aquosos utilizados em BO22 e BO23 foi calculado por modelos matemáticos segundo recomendações dos protocolos da OECD 117 (OECD, 1995). O método adotado e disponível no programa ECOSAR (*Ecological Structure Relationship* -versão 1, MS-Windows) foi o KOWIN, este desenvolvido pela U.S. EPA (Mayo-Bean *et al.* 2009). Porém, outros métodos foram usados para fins de comparação de resultados.

Dados gerados pelo programa computacional ECOSAR para a solubilidade em água e pressão de vapor de cada um dos compostos da n-parafina, foram reunidos para alimentar o modelo DREAM. No DREAM o valor de Pow é usado para predizer o

coeficiente de partição da substância entre a água e o carbono orgânico (**KOC**) e assim prever a partição de substâncias químicas orgânicas entre a fração orgânica dos sedimentos depositados e a água intersticial, este, o principal meio de exposição da biota às substâncias químicas.

5.2.3. Potencial de Biodegradação

O descarte de cascalho associado a fluidos de perfuração de base não aquosa contribui com uma carga de matéria orgânica suplementar àquela naturalmente presente nos sedimentos marinhos, deflagrando desta forma, processos de degradação mediados por microorganismos. Embora este processo seja uma via natural de remoção de compostos orgânicos lançados nos ambientes aquáticos, a biodegradabilidade é um processo que pode levar à depleção de oxigênio na água intersticial dos sedimentos reduzindo os teores de oxigênio para as comunidades bentônicas presentes nas regiões de assentamento do material descartado (Neff *et al*. 2000).

A propensão de uma substância para se biodegradar reflete o grau com que organismos vivos (notadamente os microorganismos) são capazes de a utilizarem como fonte de energia em processos metabólicos, aeróbicos ou anaeróbicos.

Desta forma, a biodegradabilidade fornece um indicativo sobre a persistência da substância química no ambiente. Baseado no critério da OSPAR (*Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atantic*), são consideradas biodegradáveis as substâncias cujos percentuais de biodegradabilidade são superiores a 60% quando submetidas aos testes em condições aeróbicas ao longo de 28 dias de exposição em meio aquoso. Valores inferiores a 60% classificam as substâncias como não biodegradáveis (OSPAR, 2000a e 2000b).

Neste trabalho, a contribuição da depleção de oxigênio para o risco da atividade de perfuração foi avaliada pelo modelo DREAM com base em dados da biodegradabilidade da base orgânica (C14_C16).

O método adotado no presente estudo foi o teste de consumo de oxigênio, como descrito pelo procedimento OECD 306 (OECD, 1995) modificado pela ISO 10708 (1997) conhecido como Marine BODIS (*Biochemical Oxigen Demand Insoluble Chemicals*). Os testes de biodegradabilidade foram realizados no laboratório OPUS no Reino Unido.

5.2.4. Alteração Granulométrica

A deposição do material descartado (cascalho e fluido) ao longo do processo de perfuração de um poço é governada por diversos fatores tais como densidade, tamanho e forma das partículas sólidas, bem como de fatores do meio tais como hidrodinamismo (correntes), densidade da massa d'água, somado a fatores operacionais relacionados com o ponto e a direção de lançamento do material (referentes às fases de descartes das com *riser* ou sem *riser*).

Dados da literatura são escassos e normalmente a aplicação de modelos de dispersão e assentamento de contaminantes adota valores padronizados para a granulometria de inúmeros materiais. No presente estudo, a distribuição granulométrica dos principais materiais sólidos usados na formulação dos fluidos de perfuração como, adensantes, viscosificantes e obturantes (barita, bentonita e calcário), foi avaliada segundo a metodologia indicada no Quadro 5.3. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Geologia Marinha da Universidade Federal Fluminense (LAGEMAR/UFF/RJ).

Para o cascalho foram feitas consultas a profissionais especialistas em operações de perfuração para especificar valores limites (mínimo e máximo) de uma faixa de possíveis valores. A partir dos limites sugeridos, foram propostas classes granulométricas com diferentes contribuições.

A contribuição da alteração da granulometria do sedimento natural para o risco dos descartes da atividade de perfuração foi avaliada pelo modelo DREAM tendo como base, dados da granulometria dos materiais sólidos dos fluidos usados na perfuração dos poços BO22 e BO23 e da granulometria do cascalho gerado.

5.3. UTILIZAÇÃO DO MODELO DREAM PARA O CÁLCULO DO EIF

O modelo DREAM é um modelo numérico que calcula o destino de substâncias químicas e partículas descartadas no mar pelas operações de perfuração e produção. Definido o ponto de descarte e as características do material descartado (granulometria, densidade, solubilidade, potencial de biodegradabilidade e pressão de vapor coeficiente de partição octanol-água), os destinos dos contaminantes são preditos pelos processos prioritários a que os mesmos estão submetidos (dissolução, dispersão, volatilização, agregação a partículas e conseqüente assentamento).

O modelo calcula as concentrações ambientais (PEC) dos componentes dos descartes em uma escala tridimensional com variação temporal na coluna d'água e no sedimento, tanto para os agentes estressores tóxicos (substâncias químicas) como para os não tóxicos (materiais particulados como barita, bentonita e cascalho) (Rye *et al*. 2008). O campo de correntes oceânicas é importado de modelos hidrodinâmicos 3D, variáveis no tempo.

A concentração dos compostos descartados é estimada pela densidade de partículas presentes nas três dimensões previstas: condições de ventos e correntes variáveis no tempo. Dados reais de volumes, características físico-químicas e ecotoxicológicas das substâncias químicas, materiais sólidos descartados e dados hidrodinâmicos locais ou regionais, são usados para predizer os destinos e as concentrações dos contaminantes nos oceanos, definindo desta forma, uma concentração ambiental predita (PEC) para o compartimento água e uma para o compartimento sedimento. As concentrações ambientais das substâncias químicas orgânicas e inorgânicas passíveis de promover efeitos sobre os organismos da infauna bêntica, são expressas como concentrações ambientais na água intersticial. O modelo prediz a concentração do contaminante na água intersticial com base na concentração inicial do contaminante no sedimento, usando o conceito de equilíbrio de partição.

Para o compartimento sedimento, o modelo assume quatro tipos de agentes estressores ou fatores de estresse: soterramento, alteração granulométrica, depleção de oxigênio e toxicidade.

Quanto à toxicidade, o modelo assume que a principal via de exposição dos organismos da comunidade bentônica às substâncias químicas ocorre via água intersticial. Substâncias que apresentam Log Pow < 3, tem como destino final o compartimento da coluna dágua e, para Log Pow >3, o destino final será o sedimento. O

conceito de equilíbrio de partição (EqP) é usado para definir as concentrações químicas dos contaminantes entre a água intersticial, sedimento e os tecidos dos organismos. É suposto pelo modelo que apenas as formas biodisponíveis das substâncias químicas (isto é, aquelas que podem se mover para dentro das membranas, ou a elas se ligarem) são tóxicas para os organismos. Neste sentido, a informação do coeficiente de partição octanol-água é de extrema relevância para definir a toxicidade da substância (Rye *et al*. 2008).

O modelo demanda que o analista indique uma concentração de efeito não previsto (PNEC crônico). Porém, considerando que as curvas de distribuição de sensibilidade de espécies (SSD) para a grande maioria das substâncias químicas não existem ou não se encontram disponíveis, o valor de PNEC das substâncias químicas presentes no cenário a ser simulado é calculado com base no menor valor de CENO, CL50 ou CE50 disponível, ponderado por um fator de avaliação como preconizado pelo EU. TGD (2003), descrito nos Quadros A3.5 e A3.6 do Anexo 3.

O PNEC atribuído aos diferentes fluidos de perfuração usados na operação de BO22 e BO23, foi definido pela razão entre o valor do limite inferior do intervalo de confiança da $CL50_{96h}$ (teste agudo) e o fator de incerteza mais restritivo (10.000).

Finalmente, com base nos valores de PEC preditos pelo modelo e no valor de PNEC fornecido como dado de entrada, o modelo calcula a razão PEC/PNEC para cada um dos componentes presentes no material descartado. A cada *time-step*, para cada célula do *grid*, o modelo calcula a razão PEC/PNEC para cada um dos componentes do descarte e associa o resultado desta razão a uma medida de risco representada pela proporção de espécies potencialmente afetadas (PAF). A função que relaciona a razão PEC/PNEC ao risco (PAF) decorrente da contribuição dos agentes químicos tóxicos, foi definida por Karman e Reerink (1997) com base numa curva padrão normal acumulada ($Xm = 2{,}85$ e $Sm = 1{,}74$), cujas bases teóricas foram descritas por Smit *et al*. (2008) e apresentadas no item 3.8.1.3 do Capítulo 3.

No modelo DREAM a caracterização PEC/PNEC para os descartes da perfuração é feita tanto para os agentes químicos (produtos químicos) como para os físicos (materiais sólidos: barita, bentonita, aragonita, entre outros) presentes nas formulações dos fluidos. Para agentes estressores não químicos como alteração granulométrica, depleção de oxigênio e soterramento, o PEC/PNEC é avaliado pelo gradiente de mudança de um nível ótimo do agente para um nível que pode resultar em efeitos à biota, ou seja, o "C" (da sigla PNEC) de ***concentration*** passa a representar

change (Smit *et al*. 2005 e 2008). Para os agentes não tóxicos, curvas de SSD que relacionam intensidade de mudança versus proporção de espécies potencialmente afetadas (PAF – *Potencially Affected Fraction*), foram desenvolvidas no âmbito do projeto ERMS. Os valores de PNEC adotados pelo modelo para agentes estressores químicos e não químicos estão descritos no Quadro 5.6 (Rye *et al*. 2006).

Quadro 5.6. Valores de PNEC para agentes estressores de ação tóxica e não tóxica (Rye *et al.* 2006)

Fator de Estresse	**PNEC (*predicted no effect change*)** Valor limiar de efeito
Toxicidade	Específica para cada substância
Soterramento	**0,65 cm** de espessura da camada de deposição do material descartado sobre o sedimento natural
Depleção de oxigênio	Redução de **20%** do teor de oxigênio livre na água intersticial (mg O_2/m^2 do sedimento superficial).
Alteração Granulométrica	Alteração de **0,0527 mm** no diâmetro médio do grão do sedimento natural (nos primeiros 3 centímetros).

A correspondência estabelecida entre a razão PEC/PNEC e o nível de risco expresso em percentagem (%) de espécies afetadas é:

- Quando PEC/PNEC = 1, o risco é igual a 5%.
- Quando PEC/PNEC < 1, o risco é menor do que 5%.
- Quando PEC/PNEC > 1 o risco é maior que 5%.

Com base na idéia de risco expresso como a fração de espécies potencialmente afetadas (PAF), ou mais especificamente, fração de espécies potencialmente expostas a concentrações superiores a de seus CENO, De Zwart *et al.* (2005) propuseram que o risco decorrente da ação conjunta de múltiplas substâncias poderia ser somada e expressa por um indicador global (msPAF – *multiple substances Potencially Affected Fraction*) representado pela contribuição dos PAFs individuais de cada substância.

Então, no modelo DREAM, para o cálculo do risco total decorrente da contribuição dos riscos de diferentes agentes estressores, o modelo considera a resposta aditiva da ação independente de cada um dos componentes (agentes químicos e físicos) presentes no descarte. Ou seja, o modelo não considera ações sinérgicas e antagônicas da mistura dos agentes estressores no material descartado.

As bases para a estimativa integrada do risco decorrente da exposição a múltiplos agentes estressores (químicos e físicos) com diferentes modos de ação, pode ser encontradas em Smit *et al.* (2008a e 2008b).

A cada *time-step*, para cada célula do *grid*, o risco total é calculado pela soma dos riscos de cada componente do descarte. Apenas são computadas na quantificação do EIF, as áreas das células onde a soma dos riscos para os diferentes agentes estressores tenha sido maior do que 5%. O modelo fornece como resultado uma tabela listando para cada *time-step*, o volume (Km^3) ou área (Km2) do *grid* definido para o estudo, em que PEC/PNEC >1 (ou o risco foi > 5%).

O EIF representa o número de unidades de volume (para o compartimento água) ou área, (para o compartimento sedimento) onde a um dado instante a concentração ambiental predita (PEC) resultou maior que a concentração de referência para efeito (PNEC). O Quadro 5.7 informa as unidades de área e volume discretizadas para quantificar o valor de EIF.

Quadro 5.7. Unidades de volume ou área adotadas para a quantificação do EIF na coluna d'água e no sedimento.

Compartimento	Discretização	Total
Coluna d'água	100 m x 100 m x 10 m	100.000 m^3
Sedimento	100 m x 100 m	10.000 m^2

O EIF total momentâneo reflete o maior volume calculado para a coluna d'água e a maior área calculada para o sedimento, considerando para isto, a contribuição de todos os componentes do descarte associados os (toxicidade, depleção de oxigênio, soterramento e alteração granulométrica). Além disto, para o sedimento o modelo calcula em separado o EIF atribuído somente à ação tóxica dos componentes.

Além do cálculo do EIF, o modelo permite avaliar a contribuição percentual para os diferentes componentes do material descartado que concorrem na quantificação do risco final.

O Quadro 5.8 apresenta uma síntese da relação estabelecida entre a avaliação de risco ecológico e as bases de cálculo do fator de impacto ambiental (EIF).

Quadro 5.8. Elementos da Avaliação de Risco Ecológico Envolvidos no Cálculo do EIF_DD.

Elemento da Avaliação de Risco	**Aspecto do risco envolvidos no cálculo do EIF_DD**
Probabilidade da exposição	Igual a 1. O descarte irá ocorrer implicando na entrada de agentes estressores no ambiente. Níveis de exposição são preditos por modelo 3D de dispersão e assentamento de partícula que integra processos de intemperização (volatilização, biodegradabilidade e adsorção a partículas para o cálculo das concentrações ambientais ao longo do tempo.
Alvo de Avaliação	Organismos marinhos não especificados (Genérico) **Compartimento Água:** organismos pelágicos **Compartimento Sedimento:** organismos bentônicos
Tipo de Efeito	Toxicidade (não específica) Efeitos Físicos (soterramento, alteração granulométrica e depleção de oxigênio)
Severidade do Efeito	Proporção de espécies potencialmente afetadas pela ação de múltiplos agentes estressores (msPAF).
Extensão	**Compartimento Água:** Volume Número de volumes no *grid,* discretizadas nas dimensões (100x100x10 m) onde a razão PEC/PNEC >1 (ou o risco >5%). **Compartimento Sedimento:** Área Número de áreas no *grid*, discretizadas nas dimensões 100x100 m) onde a razão PEC/PNEC >1 (ou o risco >5%).
Duração	Na perfuração o descarte é intermitente (contínuo ou em batelada) **Compartimento Água:** Exposição de curto período (Agudo: horas, dias ou semanas). **Compartimento Sedimento:** Exposição de longo termo (meses ou anos)
Expressão do resultado	**Valor do EIF momentâne**o: Maior número de volumes (compartimento água) ou de áreas (sedimento) em que a um dado instante no período de simulação verificou-se a razão PEC/PNEC >1 (ou o risco >5). **Mapa de risco máximo:** Ilustra a distribuição de todos os locais preditos com risco máximo para todos os elementos que compõem o descarte.

Com base na análise dos Quadros 5.3 e 5.4, descritos anteriormente, observa-se que o poço BO22 teve as duas primeiras fases perfuradas com a própria água do mar

não havendo neste caso o lançamento de substâncias químicas ou outros componentes sólidos no ambiente. Já, na perfuração das duas primeiras fases do poço BO23, foi empregado o fluido Convencional que resultou no lançamento de bentonita no ambiente. Além disso, na operação do poço BO23 ocorreu o uso e o descarte, em batelada, do fluido salgado tratado com polímeros (STA), fato este não registrado na perfuração do poço BO22. Finalmente, os resultados de toxicidade dos fluidos utilizados nas diferentes fases de BO22 e BO23 indicaram maior toxicidade dos fluidos BRCARB e BRMUL com formulações adotadas na perfuração do poço BO23 quando comparadas àquelas usadas na perfuração do poço BO22.

Então, pela diversidade de detalhes operacionais, o poço BO23 foi escolhido para exemplificar o cálculo do o EIF considerando diferentes cenários proporcionados pela variação na distribuição granulométrica do cascalho descartado, potencial de biodegradabilidade e coeficiente de partição da base orgânica.

Foram testadas três variações quanto aos percentuais de contribuição do cascalho gerado pela perfuração do poço BO23. As diferentes classes definidas pelo tamanho médio do grão consideraram o limite mínimo (10 μm) e máximo (25.000 μm). As faixas de distribuição granulométrica (DG) testadas estão apresentadas no Quadro 5.9.

Quadro 5.9. Distribuições granulométricas adotadas para caracterizar o cascalho descartado na perfuração do poço BO23, consideradas na composição de diferentes cenários para o cálculo dos EIFs.

Classes Granulométricas (μm)							
10-50	**50 - 100**	**100 - 500**	**500 - 1000**	**1000 - 2500**	**2500 - 5000**	**5000 - 10000**	**10.000 - 25.000**
25	50						25
12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5
5	5	5	15	25	25	15	5

Quanto à porosidade, o manual do modelo DREAM recomenda o uso fixo de (0,6 ou 60%) para a porosidade do sedimento, independente da granulometria do sedimento. Porém, Brandsma (1996, apud Sadiq, 2001) sugere o valor de 0,40, para a porosidade de sedimentos representados por uma mistura de areia média e grossa. Já Sleath (1984, apud Sadiq, 2001) sugere a faixa de 0,35 a 0,5, para sedimentos

caracterizados pela mistura de areia e silte. Com isto, para avaliar o efeito da porosidade no resultado do EIF, foram investigados presente estudo os valores 0,40 e 0,60.

Para testar o efeito do atributo "potencial de biodegradabilidade" da base orgânica não aquosa do fluido BRMUL usado na fase 3 da perfuração do poço BO23, sobre o resultado do EIF, os valores de 40% e 70% de biodegradabilidade foram avaliados nos três diferentes cenários de granulometria.

Finalmente, para avaliar o efeito do log Pow na biodisponibilidade da substância e sua influência no resultado do cálculo do EIF, diferentes valores foram testados (Log Pow = 7,3, Log Pow = 6 e Log Pow = 5).

Considerando os volumes relativamente baixos de diferentes aditivos (isto é, diferentes substâncias químicas) na formulação total do fluido comparado aos volumes da base orgânica e dos materiais sólidos (adensantes e agentes de peso), e buscando contornar a carência de dados específicos quanto às características de cada uma das substâncias que compõem os fluidos de perfuração, a seguinte estratégia foi adotada:

- A formulação integral do fluido foi usada para representar a toxicidade total resultante da combinação de todas as substâncias químicas presentes no fluido.
- A biodegradabilidade da base orgânica (n-parafina C14_C16) foi adotada para representar a biodegradabilidade total de todas as substâncias orgânicas do fluido.
- O coeficiente de partição octanol-água (Pow) da base orgânica (n-parafina C14_C16) foi adotado para representar o grau de afinidade desta ao material particulado em suspensão. O alto valor do log Pow implicou que toda base orgânica do fluido não aquoso (NAF), descartado associado ao cascalho teve o sedimento como destino final. Os fluidos de base água foram dispersos na coluna dágua.
- Para a pressão de vapor, adotou-se um valor baixo pressupondo que não houve evaporação, ou seja, não houve perdas para a atmosfera e toda a substância descartada ficou no compartimento água ou no sedimento.

Uma vez que o alvo do presente estudo é o sedimento e as comunidades da macrofauna e da meiofauna, somente foram explorados os resultados gerados pelo modelo para o compartimento sedimento.

Quadro 5.10. Especificação dos parâmetros do modelo para o caso BO23.

Parâmetros do Modelo	**BO23**
Tamanho aproximado do *Grid*	4000 x 4000
Número Aproximado de Células no G*rid*	160x160
Tamanho Aproximado das Células	25 x 25 metros
Profundidade do *Grid* de Concentração	100 metros
Número de partículas sólidas e líquidas	3000
Duração da Simulação – Curto prazo (1)	45 dias
Duração da simulação – Longo Prazo (2)	5 anos
Time Step – Água (3)	15 minutos
Time Step – Sedimento (4)	12 horas
Intervalo de Saída - Água (5)	2 horas
Intervalo de Saída - Sedimento (6)	30 dias
Granulometria do Sedimento Natural Local	0,95 mm
Teor de Carbono Orgânico	0,6%
Temperatura próxima ao assoalho oceânico	7 ^{o}C
Teor de oxigênio no Sedimento.	9 mg/L
Porosidade	0,6

(1) Período ao longo do qual ocorreu o descarte durante a perfuração do início ao fim da operação de perfuração do poço.

(2) Período (em anos) especificado para o modelo simular os destinos e concentrações do descarte, em longo prazo, no sedimento. Processos envolvidos: biodegradabilidade e bioturbação.

(3) Tempo (em dias) especificado para o modelo calcular o destino do descarte na coluna d'água.

(4) Tempo especificado para cálculo do destino do material descartado em longo prazo.

(5) Tempo especificado para determinar a freqüência de exportação dos resultados da coluna d'água, para gravação em arquivo.

(6) Tempo especificado para determinar a freqüência de exportação dos resultados do sedimento para gravação em arquivo.

5.4. CÁLCULO DO QUOCIENTE DE RISCO OU RAZÃO PEC/PNEC

O método de cálculo da razão de risco tomou por base a comparação de valores de exposição e de efeito para avaliar a possibilidade da razão PEC/PNEC ser maior do que 1 (um). A base desta abordagem consiste em verificar se os organismos do entorno dos poços BO22 e BO23 foram expostos a concentrações ambientais de bário (Ba) e n-parafina (C14_C16) superiores as suas concentrações de efeito não observado (CENO).

Sendo uma razão entre valores de concentração, a razão PEC/PNEC é um valor adimensional que varia de 0 a + ∞, e,portanto, não e uma medida de probabilidade, e sim uma magnitude para o grau de preocupação quanto à possibilidade de ocorrência de efeitos adversos.

Para cada estação amostral e em cada um dos cruzeiros, o quociente de risco para a n-parafina (C14_C16) e para o bário foi calculado relacionando a concentração ambiental (PEC) destes traçadores mensuradas em campo com a concentração limiar de efeito gerada nos testes de ecotoxicidade, considerando para o cálculo o uso de fatores de segurança ou incerteza segundo as recomendações do guia técnico europeu (TGD, 2003).

5.4.1. Caracterização da Exposição (Definição do PEC)

A exposição (PEC) foi representada pelas concentrações ambientais dos traçadores químicos da deposição do material descartado pela perfuração dos poços BO22 e BO23 mensuradas nos sedimentos marinhos do entorno destes poços. Os traçadores químicos prioritariamente adotados no presente estudo foram o bário (Ba) e n-parafinas (na faixa de C14 a C16).

O bário foi escolhido por estar presente em grandes quantidades na forma de barita ($BaSO_4$), que é empregada como adensante nos fluidos de perfuração. Considerando sua alta densidade e baixa solubilidade em água, a barita tende a se sedimentar rapidamente no assoalho oceânico formando depósitos que possibilita o registro das regiões de assentamento predominante do material descartado (Hartley, 1996).

A mistura de n-parafinas na faixa de C14_C16 é usada como fase contínua dos fluidos não aquosos, possuindo um perfil cromatográfico característico. Embora potencialmente biodegradável, as n-parafinas da faixa de C14 a C16 puderam ser

rastreadas ao longo dos três cruzeiros realizados pelo projeto MAPEM (4 e 22 meses após o término da operação de perfuração dos poços) fornecendo, com fortes evidências, uma estimativa da deposição dos descartes de cascalho da fase de perfuração com fluidos não aquosos (Toldo *et al*. 2006 e Pozebon *et al.* 2009).

Considerando que a presença de bário e de C14_C16, em altas concentrações nos sedimentos marinhos é incomum em ambientes pristinos, a detecção dos mesmos na região amostrada em concentrações significativamente superiores àquelas observadas previamente as operações dos referidos poços, representaram indicadores inequívocos para o mapeamento das regiões de deposição do material descartado pela atividade de perfuração.

Para a definição das concentrações de exposição, foi realizada uma análise exploratória do banco de dados do projeto MAPEM que consistiu na determinação das estatísticas descritivas (média, mediana, desvio padrão e valores mínimo e máximo) das concentrações de bário, C14 (tetradecano), C15 (pentadecano), C16 (hexadecano) e soma de C14_C16. Para fins de discussão complementar, as variáveis químicas, soma de C14_C20, THP (total de hidrocarbonetos do petróleo) e MCNR (misturas complexas não resolvidas) também foram investigadas para avaliar a distribuição espaço-temporal destes traçadores químicos nas diferentes regiões de deposição do material descartado pelos poços BO22 e BO23, conforme o conceito de "Máscara" espaço temporal proposto por Pulgati (2009).

Dados levantados na literatura para estas variáveis químicas, tanto para regiões não poluídas (prístinas) como para regiões sob influência de atividades antropogênicas, foram usados para subsidiar a discussão dos resultados e promover uma base para a proposição de valores de referência alinhados a padrões de qualidade ambiental em regiões com atividades de E&P onde estes valores estão sendo propostos (Altin *et al*. 2008).

5.4.2. Caracterização do Efeito e Definição dos Valores de PNEC

A concentração abaixo da qual efeitos adversos sobre a biota não são esperados, representa uma concentração limiar de efeito que normalmente se espera conhecer como forma de estabelecer padrões de qualidade ambiental para substâncias químicas em diferentes compartimentos dos ecossistemas. Esta concentração é conhecida como PNEC (P*redicted no Effect Concentration*). De modo geral, o PNEC é obtido pela razão

entre o valor gerado em teste de ecotoxicidade e um fator chamado de fator de avaliação (ou de incerteza) que reflete o grau de incerteza na extrapolação de dados disponíveis para um número limitado para substâncias químicas é calculado para o ambiente real.

No presente estudo, foram realizados testes de ecotoxicidade com o bário e a soma de n-parafinas C14_C16 com o intuito de definir um valor de PNEC para estes traçadores. Os fatores de avaliação adotados estão descritos nos Quadros A3.5 e A3.6 do Anexo 3, em conformidade com o Guia Técnico Europeu (E.U. TGD, 2003).

A aplicação do fator de incerteza aos resultados gerados nos testes de ecotoxicidade levou em consideração o critério de não propor um valor de PNEC abaixo dos níveis basais dos traçadores no sedimento da região Controle registrado no projeto MAPEM.

Para discutir os PNEC propostos, foram usados valores disponíveis na literatura referentes a concentrações de bário, n-parafinas e total de hidrocarbonetos do petróleo (THP) em sedimentos marinhos de áreas referenciais da Bacia de Campos e de outras regiões do mundo. De modo complementar, foram investigados dados disponíveis na literatura quanto a valores de CL50 (concentração letal para 50% dos organismos–teste) e/ou outras medidas geradas em experimentos similares, além de valores propostos como padrões de qualidade ambiental.

5.4.3. Apresentação dos Resultados da Razão PEC/PNEC

As concentrações dos diferentes traçadores químicos nas diferentes regiões da malha amostral foram apresentados em gráficos *box-plot* com a indicação dos valores propostos como referência ou limiar de efeito (PNEC).

Os resultados da razão PEC/PNEC foram apresentados em mapas da razão de risco que descrevem as regiões com quocientes variando desde 1 até 10.000 Foram definidas cinco classes (verde, amarelo, laranja, vermelho e roxo) como função da criticidade da situação imposta pela possibilidade das comunidades marinhas bentônicas terem sido expostas a concentrações ambientais superiores aos valores de PNEC propostos para os dois traçadores da perfuração (bário e C14_C16).

5.5. MODELO DE REGRESSÃO LOGÍSTICA

No presente estudo, o método estatístico de regressão logística foi empregado para modelar a relação entre diferentes indicadores da estrutura da comunidade bentônica (variável dependente ou resposta) e um ou mais traçadores do material descartado pela atividade de perfuração (variáveis explanatórias, independentes ou coovariáveis). Modelos de regressão logística cuja variável resposta é dicotômica são freqüentemente usados na área de Epidemiologia em estudos caso-controle para verificar quais fatores de risco (FR) são significativos na ocorrência de um determinado evento ou resposta de interesse (morte - risco de mortalidade, ter a doença - risco de doença específica, etc).

As variáveis respostas de interesse para o presente estudo, descritas no Quadro 5.11, foram selecionadas dentre os indicadores biológicos adotados no âmbito do projeto MAPEM como aquelas que melhor responderam à exposição da biota aos traçadores químicos da atividade de perfuração. Para atender os pressupostos do modelo de regressão logística, as variáveis respostas listadas no Quadro 5.9 foram dicotomizadas segundo critérios definidos no item 5.4.3.1.

Quadro 5.11. Indicadores da estrutura da comunidade da meiofauna e macrofauna, adotadas no projeto MAPEM e avaliadas no presente estudo.

Descritores Biológicos da Meiofauna	Descritores Biológicos da Macrofauna
ME_N - Densidade da Meiofauna (indivíduos. $10cm^{-2}$)	**MA_N** – Densidade da macrofauna (indivíduos/ $0,1m^2$)
ME_SG - Número de Gêneros	**MA_NPO –** Densidade de *Polychaeta*
ME_SF - Número de Famílias	**DIVERSIT** – diversidade
COPEPODE - Densidade de Copepoda (indivíduos. $10cm^{-2}$)	**SED_CAR** – sedentários carnívoros
1B – Densidade de Detritívoros Seletivos (indivíduos. $10cm^{-2}$)	**SED_FILT** – sedentários filtradores
2B – Densidade de Predadores Onívoros (indivíduos. $10cm^{-2}$)	**VA_DET**- Vágeis detritívoros
H(LOG2) – Índice de Diversidade de Shannon	**NPO/NCRP** – Razão *Polychaeta* por *Crustácea*

No Quadro 5.12 estão descritas as variáveis independentes (covariáveis) selecionadas para a modelagem, face as suas características traçadoras do material descartado na perfuração dos poços BO22 e BO23.

Quadro 5.12. Lista das variáveis químicas que foram avaliadas na modelagem.

Representação	Descrição
C14_C16	Soma dos hidrocarbonetos lineares na faixa de 14 a 16 carbonos.
C14_C20	Soma dos hidrocarbonetos lineares na faixa de 14 a 20 carbonos.
C16	Hexadecano
Ba	Bário.
MCNRt	Total das Misturas Complexas Não Resolvidas (MCNR)
THP	Total de hidrocarbonetos do petróleo (THP)

Embora as misturas complexas não resolvidas não façam parte da composição dos fluidos de perfuração, dada a sua presença nos sedimentos da região de estudo, esta variável foi testada na modelagem de regressão logística para verificar sua relação com os indicadores da biota.

5.5.1. Critérios para a Dicotomização das Variáveis Bióticas

Valores limiares de resposta (ponto de corte) foram definidos para cada um dos indicadores da estrutura da comunidade bentônica, que foram avaliados no projeto MAPEM (ver Quadro 4.4 do Capítulo 4) objetivando alocar as observações quanto aos efeitos decorrentes da exposição da comunidade bentônica aos traçadores químicos (bário e n-parafina) em duas classes de risco (0 – ausência de efeito e 1 – presença de efeito).

A Classe zero (0) correspondeu aos casos que em situação de não exposição ou de exposição a baixos níveis dos traçadores e reflete a condição de não observância de efeitos decorrentes dos descartes de BO22 e BO23 sobre a biota. Em contrapartida, a Classe um (1) incluiu os casos que refletem a condição de efeito decorrente da exposição dos organismos aos descartes da perfuração dos poços BO22 e BO23.

Inicialmente, com base na análise das variáveis biológicas observadas entre o primeiro e o segundo cruzeiro para a Região de Impacto da "Máscara", ou seja, antes e depois da exposição da biota aos descartes da perfuração, verificou-se a tendência de aumento ou diminuição nos valores dos indicadores da estrutura da comunidade da meiofauna e da macrofauna.

Na seqüência, observou-se a flutuação dos valores destes indicadores na região Controle ao longo dos três cruzeiros, ou seja, verificou-se a variabilidade esperada para cada uma das potenciais variáveis resposta, dado que os organismos não foram expostos aos fatores de risco (FR) de interesse, neste caso, os descartes da perfuração dos poços BO22 e BO23.

O valor de ponto de corte foi então definido considerando os valores máximos dos mínimos ou mínimos dos máximos. A adoção deste critério teve a intenção de acomodar a variabilidade natural dos possíveis valores esperados para estes indicadores, sem contudo considerar valores extremos minimizando resultados falsos negativos, ou seja, supor ausência de efeito dado que a biota foi exposta a níveis críticos dos traçadores.

Vale ressaltar, que uma vez que o cenário adotado no presente estudo se desenvolveu numa região de produção de óleo e gás, e que por esta razão, já registrava a presença de bário (Ba) e n-parafinas (C14_C16) resultante da contribuição de atividade pretéritas no local, a condição de não exposição aos descartes da perfuração dos poços BO22 e BO23 considerou os níveis basais destes traçadores no local definido no Capítulo 4 como Estímulo de Base (Região EB).

Para prover uma base para a discussão quanto a concentrações de bário e n-parafinas esperadas para regiões prístinas (não poluídas) e regiões sob a influência de atividades antropogênicas, dados da literatura foram levantados para identificar concentrações ambientais tomadas como padrões de qualidade ambiental para sedimentos marinhos em diferentes regiões do mundo. Valores registrados na literatura para o bário estão descritos nos Quadros A2.2 e A2.3 no Anexo2.

5.5.2. Base teórica dos modelos de regressão logística

Em geral, nos modelos de regressão denota-se $E(Y \mid x)$ o valor esperado de Y dado um valor para x onde Y é a variável resposta (dependente) e x é a variável

preditora (independente). A média condicional de Y dado um valor de x será definida como a probabilidade logística, representada por $\pi(x) = E(Y \mid x)$.

Segundo Hosmer e Lemeshow (2000), a forma específica do modelo de regressão logística é:

$$\pi(x) = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 x}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 x}}. \qquad \text{Equação 5.1}$$

A transformação de $\pi(x)$, denominada *transformação logit*, é definida em termos de $\pi(x)$ como:

$$g(x) = \ln\left[\frac{\pi(x)}{1 - \pi(x)}\right] \qquad \text{Equação 5.2}$$

$$= \beta_0 + \beta_1 x$$

Como visto, $g(x)$ é linear em seus parâmetros e a expressão $\pi(x) = E(Y \mid x)$ pode ser reescrita como

$$\pi(x) = \frac{e^{g(x)}}{1 + e^{g(x)}}. \qquad \text{Equação 5.3}$$

onde

$g(x)$ pode ser função de uma única variável independente ou de um vetor de p variáveis independentes $x' = (x_1, x_2, \ldots, x_p)$.

Sob a suposição de que o logit é linear em seus parâmetros e dependente de apenas uma variável independente x, a equação para o logit será $g(x) = \beta_0 + \beta_1 x$, onde β_0 é uma constante e β_1, o coeficiente que determina a mudança no logaritmo da chance para o aumento de 1 unidade em x, isto é, $\beta_1 = g(x+1) - g(x)$ para algum valor de x. Ressalta-se que no presente estudo foram empregados modelos univariáveis

(uma variável independente) e multivariáveis (duas ou mais variáveis independentes), e que a base teórica aqui apresentada fundamenta ambas as estruturas.

Em geral, para a interpretação da escala de uma variável independente contínua, emprega-se uma metodologia cujo objetivo será obter a estimativa pontual e por intervalo para uma mudança arbitrária de "c" unidades na covariável. O logaritmo natural da razão de chance (*Odds Ratio*) para uma mudança de "c" unidades na covariável x, é obtido da diferença $\beta_1 = g(x+c) - g(x) = c\beta_1$, e a razão de chance ($RC$) é obtida pela aplicação da exponencial na diferença dos logit, isto é, $RC(c) = RC(x+c, x) = \exp(c\beta_1)$.

No presente estudo o valor esperado para β_1 foi obtido pelo estimador de máxima verossimilhança $\hat{\beta}_1$.

Nos casos em que o logit foi não linear na covariável, foram aplicadas transformações nas variáveis independentes, como por exemplo, $\ln(x)$, $\ln(x+1)$ entre outras.

5.5.3. Critérios adotados na validação dos modelos

A validação dos modelos propostos foi realizada através da avaliação das medidas de distância entre valores observados em campo e valores preditos pelo modelo além da avaliação da contribuição individual de cada par de valores (observado e predito) na estrutura de erro, verificado através da inspeção a cerca da presença de padrões sistemáticos. Ainda, foram avaliadas as medidas globais de ajuste e análise das estatísticas para as componentes individuais do modelo.

As estatísticas de ajuste do modelo empregadas no presente estudo foram qui-quadrado de Pearson residual e o desvio residual (*deviance*) ou teste da razão de verossimilhança. Complementarmente, foi avaliada a adequação através do teste proposto por Hosmer e Lemeshow (2000) que emprega a estatística χ^2 (qui-quadrado) modificada, cujo objetivo é contornar o problema estabelecido quando o número de padrões de covariáveis é igual ou aproximadamente o mesmo número de observações.

Na sequência, foi avaliada a curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*) que considera duas medidas: a sensibilidade e a especificidade. A sensibilidade expressa a probabilidade do modelo alocar um caso observado na condição de efeito, na Classe de Efeito (Classe 1) e a especificidade expressa a probabilidade do modelo alocar um caso observado na condição de não efeito, na Classe de Não Efeito (Classe 0).

A curva ROC estabelece a relação entre a medida de sensibilidade e (1 – especificidade), isto é, a probabilidade da classificação incorreta de um caso na condição de não efeito na Classe 1 (falsos positivos). A área sob a curva ROC, que varia de 0 a 1, fornece uma medida da capacidade do modelo discriminar o efeito de interesse.

O gráfico das curvas de sensibilidade e especificidade versus as probabilidades logísticas estimadas, registra na intersecção das curvas, o ponto que maximiza ambas as medidas. A este ponto de intersecção, associa-se uma probabilidade logística adotada no presente estudo para classificar os casos em dois grupos: não risco (0) e risco (1).

O resultado obtido nesta etapa foi apresentado em uma tabela que apresenta a classificação cruzada da variável dependente observada e predita, cada uma em seus dois grupos, risco e não risco, segundo o ponto de corte.

5.5.4. Critérios adotados no diagnóstico do modelo

As estatísticas descritas anteriormente descrevem o ajuste do modelo através de uma medida global. Para concluir a respeito do ajuste do modelo, outras medidas foram avaliadas, estas relacionadas aos padrões de covariáveis. Para tal, foram avaliados os efeitos que a exclusão do padrão de covariável associado ao caso tem no valor do coeficiente estimado bem como nas mediadas de ajuste global, X^2 e D.

A exclusão da observação e por conseqüência, do seu padrão de covariável, produz para cada observação inclusa no modelo, três medidas de diagnóstico, $\Delta\widehat{\beta}$, ΔX^2 e ΔD que foram empregadas para identificar aqueles padrões de covariáveis que apresentaram ajuste fraco.

Para a avaliação dos resultados, empregou-se o critério descrito em Hosmer e Lemeshow (2000) na qual sobre condições assintóticas, as quantidades ΔX^2 e ΔD devem seguir distribuição χ^2_1 onde $\chi^2_{1;\,0,95} = 3{,}84$, isto é, o valor que determina a região crítica $\alpha = 0{,}05$ de uma distribuição qui-quadrado com 1 grau de liberdade.

Para $\Delta\widehat{\beta}$, o diagnóstico da influência considerou que o valor observado deve ser maior que 1,0 para que o padrão das covariáveis individual tenha um efeito sobre o coeficiente estimado.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo apresenta os resultados gerados na avaliação de risco ecológico pela aplicação das metodologias descritas no Capítulo 5. Primeiramente, o cálculo do EIF com o uso do modelo DREAM, na seqüência, o quociente de risco PEC/PNEC e finalmente, as estimativas das probabilidades de risco e razão de chances obtidas a partir da aplicação dos modelos de regressão logística.

O item 6.1 apresenta os resultados da caracterização do material descartado pelos poços BO22 e BO23 quanto à granulometria, densidade, coeficiente de partição octanol-água e biodegradabilidade, necessários para alimentar o modelo DREAM. Resultados dos testes de ecotoxicidade também são apresentados como base para a proposição de valores de PNEC que foram usados no cálculo do EIF e no cálculo do quociente de risco.

O item 6.2 discute e tece considerações gerais para fundamentar a proposição de valores de PNEC para os fluidos de perfuração e traçadores químicos da perfuração (bário e n-parafinas C14_C16).

O item 6.3 apresenta os resultados da análise exploratória do projeto MAPEM que subsidiaram a definição das concentrações ambientais (PEC) dos traçadores químicos (bário e n-parafinas C14_C16 oriundos da deposição dos descartes dos poços BO22 e BO23) empregados no cálculo dos quocientes de risco.

O item 6.4 apresenta os resultados da estimativa de risco pela aplicação do modelo DREAM para o cálculo do EIF, pelo quociente de risco e resultados da aplicação das técnicas de regressão logística para a modelagem dos dados de campo referentes às concentrações ambientais dos traçadores químicos da perfuração e dos indicadores da estrutura da comunidade bentônica fornecidos pelo projeto MAPEM.

6.1. CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL DESCARTADO PELOS POÇOS BO22 e BO23

6.1.1. Granulometria

Os resultados das análises de granulometria da barita, bentonita e carbonato de cálcio estão apresentados no Quadro 6.1. A distribuição granulométrica destes materiais encontra-se predominante na faixa de silte e areia, exceto para a barita muito fina que se encontra na faixa de argila. Os valores apresentados aqui foram tomados como referência para especificar a faixa de distribuição granulométrica destes materiais e compor o banco de dados do modelo DREAM.

Quadro 6.1. Granulometria dos principais sólidos usados na formulação dos fluidos de perfuração para os poços BO22 e BO23.

AMOSTRA	Percentual de Contribuição nas Classes (%)																TOTAL (%)
	CASCALHO (mm)					AREIA (mm)					SILT (μm)					ARGILA (μm)	
	Muito Grosso	Grosso	Médio	Fino	Muito Fino	Muito Grosso	Grosso	Médio	Fino	Muito Fino	Muito Grosso	Grosso	Médio	Fino	Muito Fino		
	64	32	16	8	4	2	1	0.5	0.25	0.125	63	31	16	8	4	2	
Aragonita 2/44	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**4,0**	**21,3**	**29,0**	**19,3**	**11,8**	**7,6**	**7,0**	**100**
Aragonita 44/74	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**3,4**	**21,0**	**30,0**	**21,0**	**12,8**	**6,7**	**2,2**	**2,9**	**100**
Aragonita 77/194	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0.0	**0,8**	**12,6**	**25,1**	**22,3**	**15,1**	**10,3**	**6,9**	**3,8**	**1,5**	**1,6**	**100**
Carbonato de Cálcio 2.44	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0.0	0,0	0,0	0,0	**4,1**	**25,0**	**31,2**	**18,2**	**9,6**	**5,6**	**6,3**	**100**
Carbonato de Cálcio Fino	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**1.3**	**17.1**	**31,2**	**22,5**	**11,9**	**6,9**	**4,2**	**4,9**	**100**
Carbonato de Cálcio Médio	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	**34,4**	**35,2**	**15,7**	**6,6**	**3,1**	**1,6**	**0,9**	**0,5**	**0,3**	0,0	0,0	**100**
Barita Muito Fina	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**0,7**	**2,9**	**7,0**	**10,3**	**13,5**	**18,8**	**46,8**	**100**
Barita Fina	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**0,2**	**0,4**	**2,6**	**10,7**	**21,0**	**24,0**	**17,5**	**11,2**	**6,9**	**5,5**	**100**
Bentonita Sódica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**1,8**	**1,6**	**0,8**	**1,7**	**3,2**	**6,2**	**12,6**	**19,5**	**23,0**	**18,1**	**11,5**	**100**
Bentonita	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	**0,2**	**7,3**	**17,5**	**23,1**	**22,2**	**16,3**	**8,7**	**4,7**	**100**

6.1.2. Densidade

As densidades dos principais componentes dos fluidos de perfuração foram medidas e levantadas na literatura. Os resultados estão apresentados no Quadro 6.2, onde os valores destacados em negrito e referenciados por (pe) , foram gerados no âmbito do presente estudo, e os demais, referenciados quanto a sua fonte.

Quadro 6.2. Densidade dos compostos mais comumente utilizados nos fluidos de perfuração.

Material	**g/cm3**	Fonte
Água (1atm, 4 - 25^{o} C)	1,00	Darley *et. al*. 1988
Óleos e bases orgânicas não aquosas (Acetal, Ester, n-parafina, Olefina Interna)	**0,78** (pe) – 0,85	Darley *et. al*. 1988 (pe) Presente estudo. CAPP, 2001
Barita	4,20 – 4,50	Darley *et. al*. 1988 Swan *et al*. 1994
Argilas Argila Ativada Argila Organofílica Bentonita	**1,70** (pe) **- 2,50** (pe)	(pe) Presente estudo.
Carbonato de Cálcio Aragonita e Calcário	**2,60** (pe) **– 2,90** (pe)	(pe) Presente estudo.
Sal	2,20	Darley *et. al*. 1988
Sedimentos	2,00 – 2,64	Sadiq, 2001

CAPP – Canadian Association of Petroleum Producers, 2001
(pe) **Presente estudo**

6.1.3. Coeficiente de Partição Octanol/Água (LogPow)

O Quadro 6.3 apresenta os resultados do cálculo do coeficiente de partição octanol-água para cada um dos hidrocarbonetos lineares que compõe a base orgânica do fluido BRMUL. O cromatograma, apresentado na Figura 6.1, registra a faixa entre C12 e C20. A proporção de cada um dos hidrocarbonetos lineares desta faixa para a composição global da base orgânica do referido fluido também está indicada neste

mesmo quadro. O cálculo do LogPow foi feito pelo modelo KOWWIN, usando o programa ECOSAR. Dados complementares gerados pelo programa, quanto ao peso molecular, solubilidade em água e pressão de vapor, também, estão apresentados no Quadro 6.3. Resultados do cálculo do Log Pow usando outros modelos do tipo QSAR, foram incluídos para fins de comparação, também estão descritos no Quadro 6.3

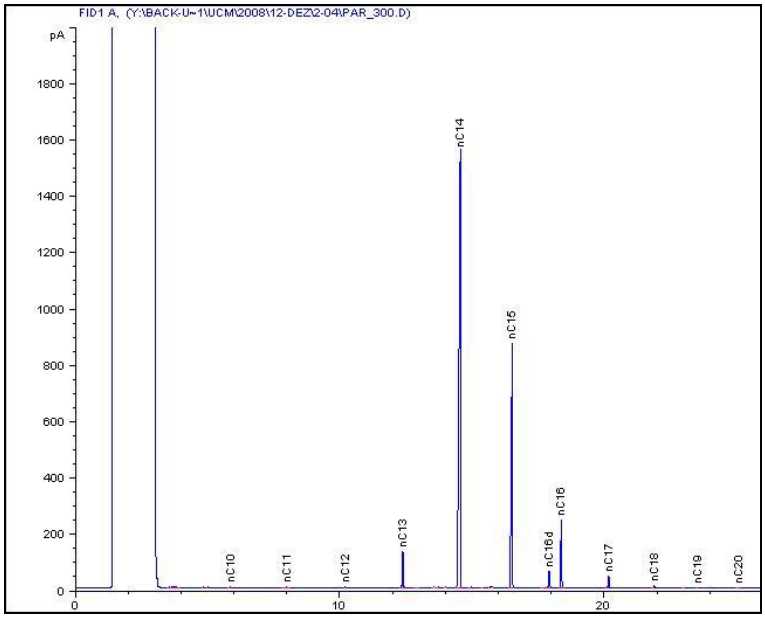


Figura 6.1. Cromatograma da n-parafina usada como base orgânica para os fluidos de perfuração de base não aquosa (NAF), na perfuração dos poços BO22 e BO23 (CG_DIC - Cromatografia à Gás com Detector de Ionização de Chama).

Quadro 6.3. Coeficiente de Partição Octanol/Água (Log Pow) para hidrocarbonetos lineares na faixa de 12 a 20 carbonos com as respectivas contribuições para a composição da n-parafina. Resultado obtido por diferentes modelos numéricos.

Molécula	C12	C13	C14	C15	C16	C17	C18	C19	C20
% (A)	0,17	2,13	**63,67**	**24,30**	**5,80**	1,33	0,27	0,07	0,02
Fórmula	C12H26	$C_{13}H_{28}$	$C_{14}H_{30}$	$C_{15}H_{32}$	$C_{16}H_{34}$	$C_{17}H_{36}$	$C_{18}H_{38}$	$C_{19}H_{40}$	$C_{20}H_{42}$
Peso molecular	170,34	184.41	198.44	212.47	226.50	240.53	254.56	268.59	282.62
Pressão de Vapor (B)	0,2360	0,0921	0,0369	0,0153	0,00696	0,00324	0,00146	0,00067	0,0003
Solubilidade em água (B)	0,1099	0,0274	0,0092	0,0028	0,0092	0,0003	0,000093	0,00003	0,000009
Solubilidade em água (C)	0,0037	0,0047	0,0022	0,00007	0,0009	-	0,006	-	0,0019
Métodos de Cálculo (D)	**Coeficiente de Partição Octanol-Água (Log Pow)**								
logP(exp)	6.10	-	**7.20**	**-**	-	-	-	-	-
ALOGPs	6.42	6.85	**7.70**	**8.17**	**8.63**	9.01	9.31	9.55	9.78
AC_logP	6.02	6.48	**6.95**	**7.41**	**7.87**	8.34	8.80	9.27	9.73
AB/LoP	6.20	6.68	**7.17**	**7.65**	**8.14**	8.62	9.11	9.59	10.00
COSMOFrag	-	7.17	**7.68**	**8.19**	**8.70**	9.21	9.72	10.23	10.75
miLogP	6.69	7.19	**7.70**	**8.19**	**8.54**	8.80	9.00	9.17	9.32
KowWIN (E)	6.23	6.73	**7.22**	**7.71**	**8.20**	8.69	9.18	9.67	10.16
XLOGP	5.90	6.26	**6.83**	**7.19**	**7.76**	8.11	8.68	9.04	9.61
PrologP (F)	-	-	**7,63**	**8,15**	-	-	-	-	-
Média	6.22	6.77	**7.32**	**7.79**	**8.26**	8.68	9.11	9.50	9.91
Desvio	0.26	0.34	0.37	0.41	0.37	0.38	0.34	0.40	0.46

(A) Contribuição do composto para a composição do produto (n-parafina) adotado para a formulação dos fluidos de base não aquosa.

(B) Calculada por modelagem (WSKOW v.141) – Valor obtido pelo modelo ECOSAR (Mayo-Bean, *et al*. 2009).

(C) Dado gerado por experimentação – Valor obtido pelo modelo ECOSAR (Mayo-Bean, *et al*. 2009).

(D) htt://www.velab.org/lab/alogps

(E) Calculado pelo modelo ECOSAR (Mayo-Bean, *et al*. 2009).

(F) Cálculo de Reker (Modelo Prolog P, versão 6, Módulo em Pallas 3. CompuDrug International – San Francisco, CA. EUA). Cálculo realizado pelo Laboratório NOTOX, Holanda, em 2007.

Observa-se que mais de 90% da composição da n-parafina usada como base orgânica dos fluidos BRMUL está representada pelos hidrocarbonetos lineares da faixa C14 a C16. Por esta razão, a soma de hidrocarbonetos lineares da faixa de C14 a C16 foi usada no presente estudo para compor os mapas de risco da razão PEC/PNEC, bem como na modelagem do risco através das técnicas de regressão logística.

Nesta faixa, os valores calculados para os coeficientes de partição octanol-água variaram entre 5.90 (método XLOGP, para o C12) a 10,75 (método COSMOFrag, para o C20). Para a faixa preponderante da n-parafina usada como base orgânica do fluido BRMUL, os valores variaram entre 6,83 a 8,70, para ambos os métodos.. Comparado a n-parafina C14_C16 com outras bases orgânicas (Quadro 6.4), a n-parafina C14_C16 apresenta valores de Log Pow intermediários entre a olefina linear e a olefina interna.

Os baixos valores de solubilidade em água apresentados por estes compostos, e reportados pelo modelo ECOSAR, corroboram a hidrofobicidade dos mesmos.

O valor 7,30, referente a média do log Pow para o C14, foi adotado para a caracterização do fluido BRMUL no modelo DREAM. Considerando que este modelo adota o pressuposto de que todas as substâncias químicas com Log Pow >3 presentes na formulação do fluido irão aderir ao cascalho ou às partículas sólidas do fluido, o destino final da n-parafina descartada associada ao cascalho perfurado com o fluido BRMUL foi o assoalho oceânico.

Finalmente, os valores de pressão de vapor (0,0369 a 0,00696) indicaram que a base orgânica do fluido BRMUL, representada pela n-parafina C14_C16, não sofreu perdas por volatilização.

6.1.4. Potencial de Biodegradabilidade

A n-parafina usada no fluido BRMUL mostrou ser biodegradável (70%) no teste de 28 dias em meio marinho aeróbico. Como pode ser observado pelo Quadro 6.4, este valor é compatível com dados reportados na literatura para ésteres e olefina interna. Os dados destacados em negrito e referenciados por **(pe)**, foram realizados no âmbito do presente estudo.

Quadro 6.4. Comparação das propriedades de bases orgânicas comumente adotadas na formulação de fluidos de perfuração. Coeficiente de partição octanol-água (Log Pow) e potencial de biodegradabilidade.

Base	**Log Pow (A,B)**	**Biodegradabilidade (%)**		
		OECD306 (A, C, D)	**Marine (BODIS) (B, C, D)**	**NIVA (B,E)**
Acetal	11,80	14	14	39
Ésteres	1,70	15 - 93	55 - 96	97
Linear-alfa-olefina	> 6,43	71	66	38
Poli-alfa-olefina	11,20 – 15,70	1 - 55	44 - 70	43
Olefina Interna	8,57 - > 9,00	50 - 80	73 - 80	66
Óleos Minerais Altamente Processados (n-parafinas)		58 - 64		
n-parafina (C14_C16)	**7,30$^{(pe)}$ (F)**		**70 $^{(pe)}$ (G)**	

(A) Sadiq, 2001

(B) MMS, 2000

(C) Percentual de redução na concentração de oxigênio. Teste de 28 dias de incubação.

(D) American Chemistry Council (2006)

(E) Percentual de desaparecimento da amostra do frasco-teste. Teste de 160 dias de incubação.

(F) Presente estudo. Valor referente à média calculada para o composto C14, transcrito do Quadro 6.3.

(G) Presente estudo. Valor medido em ensaio de biodegradabilidade aeróbico, 28 dias, com a n-parafina (C14_C20).

$^{(pe)}$ Presente estudo.

6.1.5. Resultado dos Testes de Toxicidade dos Fluidos de Perfuração

O Quadro 6.8 apresenta os resultados dos testes de ecotoxicidade aguda e crônica realizados em amostras com formulações similares àquelas dos fluidos de perfuração usados na perfuração dos poços BO22 e BO23.

Quadro 6.5. Resultados dos testes de toxicidade aguda (CL50 96h) e crônica (CENO) expressos como partes por milhão (ppm – v/v) da fração de particulados suspensos (FPS) dos fluidos utilizados na perfuração dos poços BO22 e BO23.

Poço	Fase	Fluido	*Mysidopsis juniae* Microcrustáceo marinho/estuarino		*Lythechnus variegatus* (Equinodermata)		
			CL50 96h[1] e (IC 95%)[2] (ppm - v/v da FPS)	Sobrevivência no Controle[3] e Faixa de Sensibilidade[4]	CENO (ppm – v/v da FPS)	CEO (ppm – v/v da FPS)	Desenvolvimento no Controle[5] e Faixa de Sensibilidade[6]
BO22	1	**Água do Mar**					
	2	**Água do Mar**					
	3	**BR_Mul**	419.263 (345.264 – 509.122	100% 0,24 (0,23-0,25)	300.000	1.000.000	90% 1,70 (1,65-1,74)
	4	**BR_Mul**	173.205 (NC)	90% 0,24 (0,23-0,25)	100.000	300.000	1,68 (1,51-1,76)
	5	**BR_Carb**	2.019 (1.697 – 24.030)	100% 0,35 (0,32-0,40)	100	300	84,8% 1,45 (1,36 - 1,50)
BO23	1	**Convencional**	> 1.000.000	100% 0,24 (0,23-0,25)	> 1.000.000	NC	82,7% 2,23 (2,08 - 2,37)
	2	**Convencional**	> 1.000.000	100% 0,24 (0,23-0,25)	> 1.000.000	NC	82,7% 2,23 (2,08 - 2,37)
	2	**STA**	> 1.000.000	100% 0,33 (0,30-0,37)	100.000	300.000	84% 1,43 (1,21 - 1,58)
	3	**BR_Mul**	63.860 (48.251 – 84.517)	100% 0,24 (0,23-0,25)	300.000	1.000.000	84% 1,43 (1,21 - 1,58)
	4	**BR_Carb**	1.180 (953 – 1.460)	100% 0,33 (0,30 - 0,37)	3.000	10.000	85,2% 1,87 (1,85 - 1,87)

(1) Concentração letal para 50% dos organismos-teste, expressa em percentagem da fração particulada de sólidos suspensos do fluido de perfuração.

(2) Intervalo de 95% de confiança para a CL50.

(3) Percentual de sobrevivência dos organismos nos frascos Controle.

(4) Faixa de sensibilidade do organismo a substância tóxica de referência (Cloreto de zinco)

(5) Percentual de sucesso no desenvolvimento embrionário.

(6) Faixa de sensibilidade do organismo a substância tóxica de referência (DSS - Dodecilsulfato de sódio).

NC – Não Calculado.

Os valores da CL50 (concentração letal para 50% dos organismos-teste) variaram de 1.180 ppm (v/v) para a fração de particulados suspensos (FPS) do fluido BRCARB usado na fase 4 do poço BO23, a concentrações maiores que 1.000.000 de ppm (v/v) para os fluidos Convencionais empregados nas fases 1 e 2 deste mesmo poço.

Baseado no sistema de classificação da toxicidade relativa de fluidos de perfuração adotado na Austrália (Swan *et al.*1994) estes fluidos seriam classificados como "levemente tóxicos" a "não tóxicos". Segundo o critério de classificação da toxicidade de substâncias químicas adotado pelo GESAMP (2002) estes fluidos seriam considerados "praticamente não tóxicos" a "não tóxicos". Os referidos sistemas de classificação estão apresentados nos quadros A3.7 e A3.8 do Anexo 3.

6.1.6. Resultados dos Testes de Ecotoxicidade para a n-parafina C14_C16 e para o bário.

A n-parafina, representada pela fração C14-C16, foi avaliada em testes de toxicidade aguda e crônica na forma de extratos aquosos denominados como fração solúvel (FSA) e fração dispersa em água (FDA). As metodologias de preparo das mesmas estão padronizadas no Brasil (ABNT, 2007) e são amplamente conhecidas e aplicadas no mundo. Os resultados destes testes usando organismos-teste da coluna d'água estão apresentados no Quadro 6.6.

Segundo procedimentos padronizados, por se tratar de um material sólido insolúvel em água, a barita (BaSO4) também foi testada na forma de extrato aquoso tradicionalmente referido como elutriato,. No presente estudo, o cloreto de bário ($BaCl_2$) foi usado como referência para avaliar o efeito do bário na forma solúvel do elemento. Os resultados estão apresentados no Quadro 6.7.

Testes agudos com organismos de sedimento também foram realizados com a n-parafina C14_C16, a barita, e a bentonita, usando metodologias de dopagem (contaminação intencional do sedimento). Os resultados estão apresentados no Quadro 6.8.

Em todos os casos, o objetivo foi o de propor um valor de PNEC pela aplicação de fatores de avaliação (ou fatores de incerteza) aos resultados obtidos nos testes realizados com organismos de ocorrência no Brasil.

Quadro 6.6. Resultados dos testes de toxicidade aguda (CL50 96h) e crônica realizados com a fração solúvel em água (FSA) e da fração dispersa em água (FDA) da n-parafina C14_C16 usada na composição do fluido BRMUL.

Fração Testada	Tipo de Teste Organismo-teste	Efeito	Efeito Observado na Fração Integral
FSA Extração lenta 1:9 v/v, da n-parafina em água do mar. (20 horas)	Agudo *Mysidopsis juniae*	A FSA não apresentou efeito agudo para *Mysidopsis juniae* CL50 > 100% da FSA	10% dos organismos testados foram afetados pela FSA
	Crônico *Lytechinus variegatus*	A FSA não apresentou efeito crônico para *Lytechinus variegatus* CEO > 100% da FSA	
FDA Agitação mecânica rápida (5 segundos) de 1000 µL da n-parafina dispersa em 1000 mL de água do mar.	Agudo *Mysidopsis juniae*	$CL50_{96h}$ = 82% da FDA (71% – 95%) ou 820 µL/L(1) (708 µL/L – 950 µL/L) da n-parafina dispersa em água do mar	65% dos organismos testados foram afetados pela FDA.
	Crônico *Lytechinus variegatus*	CEO > 1000 ppm	

(1) Correspondente a 640 mg/L, ajustado pela densidade do produto (d = 0,78)..

Observa-se que a fração solúvel (FSA) da n-parafina C14_C16 não apresentou efeito tóxico agudo para o microcrustáceo *Mysidopsis juniae* (CL50 > 100% da FSA). O percentual máximo de efeito (letalidade) foi de 10% na porção integral do extrato aquoso. A FSA também não promoveu efeito sobre o organismo *Lytechinus variegatus* em teste de toxicidade crônica de curta duração que avaliou efeito sobre o desenvolvimento embrio-larval. Estes resultados estão em conformidade com a baixa solubilidade em água das n-parafinas C14_C16 apresentados no Quadro 6.3.

A fração dispersa (FDA) da n-parafina C14_C16 promoveu efeito agudo para *Mysidopsis juniae* (CL50 82% da FDA) correspondente a 820 µL/L do produto disperso na água. A FDA não promoveu efeito sobre o desenvolvimento embrio-larval do organismo *Lytechinus variegatus* no teste de toxicidade crônica de curta duração.

Quadro 6.7. Resultados dos testes de toxicidade aguda (CL50 96h) e crônico realizado com elutriato da barita comparado ao Cloreto de Bário.

Fração Testada	Tipo de Teste	Efeito
Elutriato da Barita 1:4	Agudo *Mysidopsis juniae*	CL50 > 100% do Elutriato da Barita
	Crônico *Lytechinus variegatus*	CEO > 100% do Elutriato da Barita
Cloreto de Bário	Agudo *Mysidopsis juniae*	CL50 = 4.061 mg/L(1) (3.670 – 4.494)
	Crônico *Lytechinus variegatus*	CENO = 500 mg/L (2) CEO = 1.000 mg/L VC = 707 mg/L

(1) Referente a 2676 mg/L de bário.
(2) Referente a 329 mg/L

O extrato aquoso da barita não promoveu efeito nos ensaios agudo e crônico realizados com os organismos-teste *Mysidopsis juniae* e *Lytechinus variegatus*, respectivamente. Em contrapartida, na forma solúvel como cloreto de bário ($BaCl_2$), a CL50 foi de 2.676 mg/L e 329 mg/L.

Estudos reportados na literatura para testes de 48 horas de exposição em laboratório realizados com bário na forma de acetato de bário, indicaram efeitos sobre a morfologia e desenvolvimento de larvas de embriões de mexilhões (*Mytilus californianus*) em concentrações na faixa de 200 e 800 µg/L. No entanto, estes efeitos não foram observados para concentrações superiores a 900 µg/L, sendo que concentrações de bário igual ou superior a 1.000 µg/L foram associadas a presença de um precipitado branco presumivelmente sulfato de bário (BaSO4) (Spangenberg, *et al.* 1996).

Os dados apresentados no Quadro 6.8 indicam que a barita, misturada ao sedimento na proporção de 15.400 mg/kg de sedimento seco não apresentou efeito em testes de toxicidade aguda sobre os organismos *Tiburonella viscana* e *Grandidirella bonnieroides*. A bentonita foi usada para avaliar o efeito da mistura de um material sólido do fluido de perfuração ao sedimento sem a presença do bário. Evidenciou-se da mesma forma, a ausência de efeitos agudos decorrentes da presença destes materiais misturados ao sedimento.

Em seu conjunto, os dados apontam para o fato de que o bário na forma de barita não contribui com efeito tóxico para as respostas dos organismos na água e no sedimento.

Quadro 6.8. Resultados de testes de toxicidade da n-parafina, barita e bentonita usando o sistema *Roller* de preparo da amostra e 10 dias de equilíbrio. Comparação entre dois organismos-teste *Tiburonella viscana* e *Grandidirella bonnieroides*, usando o sedimento Jabaquara.

Tipo de Sedimento **Método de Contaminação Intencional**	**Organismo-Teste**	**Amostra**	**Sobrevivência no Controle** **(%)**	**CL50** **10 dias** **mg/kg de sedimento seco**
Jabaquara **Roller (10 dias de equilíbrio)**	*Tiburonella viscana*	Barita	83,3	> 15.400 (A, B)
		Bentonita	73,3	> 15.400
		n-parafina	76,7	3.890 (3.030 – 4.980)
	Grandidirella bonnieroides	Barita	80	> 15.400 (A, B)
		Bentonita	76,6	> 15.400
		n-parafina	80	6.720 (4.150 – 10.910)

(A) Massa de barita em gramas por quilograma de sedimento seco, correspondente a uma concentração de cerca de 8.000 – 9.000 mg/kg de bário/sedimento seco.

(B) A concentração de bário no sedimento do entorno dos poços BO22 e BO23 no Cruzeiro 2, após o descarte: média (4.964 mg/kg), mínimo (1.040 mg/kg) e máximo (12.759 mg/kg).

A n-parafina C14_C16 apresentou efeito agudo nos testes realizados com ambos organismos. Os valores 3.890 mg/kg e 6.720 mg/kg, referem-se às concentrações nominais do produto que promoveram efeito em 50% dos organismos-testes, respectivamente a *Tiburonella viscana* e *Grandidirella bonnieroides.*

A relação entre da concentração nominal do produto e a concentração medida no sedimento foi modelada para obter concentração de efetiva exposição esperada dos organismos aos compostos C14_C16. A Figura 6.2 apresenta o gráfico de dispersão entre concentração nominal e concentração medida descrevendo a curva ajustada pelo modelo de regressão linear. A equação 6.1 explica a relação estabelecida entre a concentração medida e a concentração nominal, definida a seguir como

$$VM = \beta_0 + \beta_1(VN) + \beta_2(VN^2)$$ Equação 6.1

onde

$VM = Valor\ medido$

$VN = Valor\ no\ \min al$

$\beta_0 = 12{,}95693$

$\beta_1 = 0{,}11626$

$\beta_2 = 0{,}00002571$

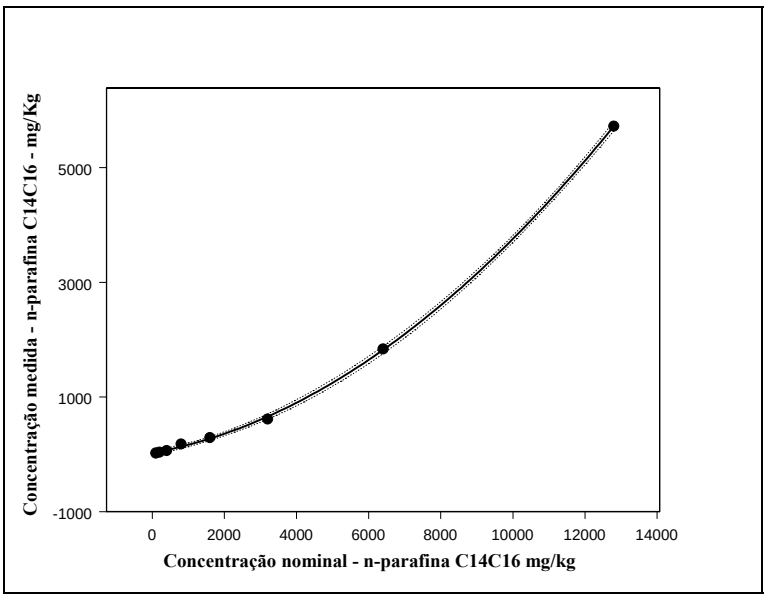


Figura 6.2. Gráfico de dispersão entre concentração nominal e concentração medida descrevendo a curva ajustada pelo modelo de regressão linear.

O Quadro 6.9. Lista os valores nominais e valores estimados, com intervalos de confiança 95% para os valores de CL50 esperados nos testes de ecotoxicidade.

Quadro 6.9. Valores nominais e medidos para a CL50 da n-parafina C14_C16.

CL50 (nominal) mg/kg	CL50 medida (esperado) mg/kg	Intervalo de confiança 95% mg/kg
3030	601	557 - 645
3890	854	803 – 906
4150	938	884 – 992
4980	1230	1170 – 1289
6720	1955	1890 – 2020
10910	4342	4280 - 4403

A CL50 557,6 mg/kg, por ser o menor valor gerado nos testes de ecotoxicidade no escopo do presente estudo, foi selecionado como valor de referência para o cálculo do PNEC como será discutido no item 6.2.

6.2. PROPOSIÇÃO DE VALORES LIMIARES DE EFEITO (PNEC)

6.2.1. Definição do PNEC para os Fluidos de Perfuração

O critério adotado para a definição dos valores de PNEC para os fluidos de perfuração aquosos e não aquosos listados no Quadro 5.3 e 5.4 considerou a recomendação de se tomar o menor valor disponível e dividir pelo fator de avaliação ou de incerteza conforme apresentado nos Quadros A3.5 e A3.6 do Anexo 3.

No presente estudo, o valor de 10.000 foi aplicado ao limite inferior dos valores da CL50 usados no poço BO23 uma vez que as formulações dos fluidos BRMUL e BRCARB deste poço apresentaram valores de CL50 menores do que a dos mesmos fluidos usados no poço BO22. O resultado obtido foi usado para alimentar o banco de dados do modelo DREAM para o cálculo do EIF.

6.2.2. Definição do PNEC para a n-parafina (C14_C16)

No presente estudo, o PNEC proposto para n-parafinas C14_C16 foi de 0,56 mg/Kg de sedimento seco, que corresponde ao valor medido do limite inferior da

$CL50_{10\ dias}$ do ensaio realizado com *Tiburonella viscana* dividido por 1.000, conforme o fator de aplicação recomendado pelo Guia Técnico Europeu (E.U. TGD, 2003).

Testes de ecotoxicidade realizados por Verbruggen (2004) com n-parafinas C14_C16, indicaram $CL50_{10d}$ de 242 mg/Kg em peso seco do sedimento usando o organismo-teste *Corophium volutator*. No entanto, o autor ressaltou que a estimativa da concentração interna na membrana para este bloco de hidrocarbonetos (predominantemente n-pentadecano) foi muito baixa (< 1mM), indicando que o efeito adverso observado provavelmente não decorre de toxicidade por narcose, mas sim por efeito físico de recobrimento da superfície corpórea. O autor também aventou a possibilidade de efeito de depleção de oxigênio associado à biodegradação deste composto.

Efeitos de recobrimento da superfície corpórea ocorreram para concentrações ainda menores de misturas de petróleo em experimentos em sedimentos com baixos teores de carbono orgânico 10 -100 mg/kg em peso seco (para sedimento com 0,22% COT) e de 100 – 1000 mg/kg (para sedimento seco com 0,94% COT), indicando desta forma, que o efeito físico também pode estar associado a variações no teor de carbono orgânico do sedimento (Verbruggen, 2004).

A aplicação de uma razão da ordem de 1000 sobre o valor encontrado por este autor resultaria num PNEC de 0,242 mg/kg, valor este, inferior a maior concentração de C14_C16 registrada na Região Controle do projeto MAPEM.

Tentativas visando estabelecer valores que possam ser adotados como orientadores na avaliação da qualidade ambiental têm sido também pautadas em valores registrados para ambientes pristinos comparados a ambientes impactados por ação antropogênica.. Por exemplo, Readman *et al.* (2002) sugerem que ambientes limpos são caracterizados por valores de total de hidrocarbonetos (THP) menores que 10mg/kg em peso seco, enquanto que valores superiores a 100 mg/kg já seriam característicos de regiões poluídas. Guerra-Garcia, *et al.* (2003), no entanto alertam que sedimentos marinhos ricos em matéria orgânica podem conter naturalmente concentrações de hidrocarbonetos totais de até 100 ppm. Valores acima disto já caracterizariam regiões influenciadas pelo aporte de hidrocarbonetos do petróleo.

6.2.3. Definição do PNEC para o Bário

Considerando o caráter praticamente atóxico da barita, o PNEC proposto em 750 mg/kg de sedimento seco para o bário na forma de barita, foi baseado no maior valor de bário registrado para a região Controle no primeiro Cruzeiro de águas rasas do projeto MAPEM.

Estudos na tentativa de estabelecer padrões de qualidade de água e sedimento para as atividades de perfuração na Noruega sugeriram o valor de 2286 mg/Kg (Altin, *et al*. 2008). No entanto, este valor revela-se alto se comparado aos valores encontrados para as regiões Controle e de Estímulo Basal (EB) para o projeto MAPEM, tanto para o cenário de águas profundas como para o de águas rasas.

Segundo Neff (2000), concentrações de bário em sedimentos marinhos para regiões não expostas diretamente a atividades de petróleo podem variar de 2 a 2066 mg/kg de sedimento seco conforme o Quadro A2.2 do Anexo 2.

6.2.4 Efeito de Soterramento pela Deposição de Materiais Sólidos.

Segundo Henrik (1999) estudos de revisão da literatura para o projeto DREAM indicaram que as comunidades bentônicas são sensíveis ao efeito de soterramento, sugerindo neste caso, o valor de 6,5 mm a partir do qual efeitos significativos podem ser observados para organismos da meiofauna e da macrofauna.

Com base neste valor, ensaios em laboratório foram realizados com os três principais materiais sólidos presentes na composição dos fluidos de perfuração: barita, bentonita (argila) e calcáreo ($CaCO_3$), cujo objetivo foi avaliar o efeito de soterramento frente ao anfípoda *Grandidirella bonnieroide*. Paralelamente, ensaios foram realizados com estes mesmos materiais misturados manualmente ao sedimento cujo o objetivo foi avaliar eventual efeito de alteração textural do sedimento natural com o qual se realiza o ensaio. Os resultados estão apresentados no Quadro 6.10.

No presente estudo, a barita não causou efeitos adversos significativos quando comparado ao controle, em ambos os ensaios, de soterramento ou de mistura para teste de 10 dias de exposição com o anfípoda *Grandidirella bonnieroides*. Já a bentonita e o calcário apresentaram efeito significativo em testes de soterramento, mas não nos testes de mistura. Embora estes materiais sólidos não sejam deliberadamente descartados no meio ambiente, estes testes foram realizados para fins de comparação com a barita. A

razão mais provável para a observância de efeito nos testes de soterramento com a bentonita e o calcário, reside nas características plásticas destes materiais que em contato direto com a água formam uma camada sólida na superfície do sedimento. Este cenário pode implicar na redução das trocas gasosas e no trânsito dos organismos na interface água/sedimento. Ressalta-se que o fluido Convencional, que possui bentonita em sua composição, não causou efeitos significativamente diferentes frente ao Controle do ensaio. Estes resultados apontam para o fato de que o valor limiar da espessura de recobrimento para a observação de efeito por soterramento da biota depende do tipo de material considerado.

Quadro 6.10. Resultados do experimento de soterramento comparado ao de mistura das amostras de barita, bentonita e calcário e de soterramento com a formulação completa dos fluidos de perfuração. Organismo-teste adotado foi *Grandidirella bonnieroides*, usando o sedimento Jabaquara.

Amostra	Exposição	Mortalidade (%) Após 10 dias de Exposição	Sobrevivência no Controle (%)	Diferença Significativa frente ao Controle
Barita	Soterramento	20	85	Não
	Mistura Manual	21,7	81,7	Não
Bentonita	Soterramento	30	85	**Sim**
	Mistura Manual	20	81,7	Não
Calcário	Soterramento	43,3	85	**Sim**
	Mistura Manual	11,7	81,7	
Sedimento Seco	Soterramento	18,4	85	Não
Fluido Convencional	Soterramento	16,7	85	Não
Fluido STA	Soterramento	31,7	85	**Sim**
Fluido BRMUL	Soterramento	100	85	**Sim**
Fluido BRCARB	Soterramento	100	83,3	**Sim**

No teste de soterramento, os fluidos, STA, BRMUL e BRCARB apresentaram efeitos significativamente diferentes frente ao Controle,. No entanto, outras razões como a presença de biocida no fluido BRCARB, amido no fluido STA, e n-parafina no fluido BRMUL, podem ter contribuído para este resultado. Vale enfatizar, que pelo fato destes fluidos serem lançados da plataforma, a deposição dos mesmos nas condições testadas em laboratório é pouco provável, pois em condições de campo, os mesmos estarão submetidos à dispersão na coluna d'água.

A toxicidade e/ou depleção de oxigênio podem ser elencados como prováveis fatores que contribuíram para o efeito de soterramento. Ressalta-se, porém, que estas são apenas suposições que ainda carecem de ser testadas uma vez que nem no MAPEM nem nos estudos realizados em laboratório foram feitas medidas para verificar as concentrações de oxigênio no sedimento.

Apesar disto, a presença de manchas negras no sedimento coletado no segundo cruzeiro associadas a fortes odores de sulfetos reforçam a hipótese de depleção de oxigênio pelo aumento da carga orgânica no sedimento.

Estudos de modelagem da deposição do material descartado usando o modelo MUDMAP, realizados pela ASA *Applied Science*, indicaram que a extensão máxima alcançada até o limite de 6,5 mm de cobertura pela deposição do material descartado nas fases dos poços BO22 e BO 23 perfuradas com o fluido não aquoso, foi de 130 m e 98 m respectivamente. As extensões das áreas recobertas por espessuras maiores que 6,5 mm nestas fases foram 3.276 m^2 e 6.313 m^2 para os poços BO22 e BO23 respectivamente. A área total recoberta por espessuras maiores que 6,5 mm, representada pela soma das áreas de cobertura de todas as fases dos poços perfuradas com fluidos de base aquosa e não aquosa, foi de 11.746 m^2 e 17.052 m^2 para os poços BO22 e BO23, correspondendo a 1% e 1,46% da área estudada.

6.3. CARACTERIZAÇÃO DA EXPOSIÇÃO

As condições de exposição da comunidade bentônica aos descartes da atividade de perfuração foram definidas com base nos níveis dos fatores de risco observados nos sedimentos do entorno dos poços BO22 e BO23 avaliados no projeto MAPEM. As concentrações de Bário e C14_C16 foram usadas como traçadores químicos da deposição do material descartado nas diferentes fases de perfuração com fluidos de base aquosa e não aquosa.

Os resultados aqui apresentados foram tomados do banco de dados do referido projeto com o propósito de definir a faixa de concentrações (menor valor, média e maior valor) para estes traçadores. A Figura 6.3 e os quadros 6.11 e 6.12 apresentam as diferentes Regiões de deposição delimitadas pela presença de bário e C14_C20, bem como a evolução das dimensões de suas áreas em metros quadrados, ao longo dos três cruzeiros (MAPEM, 2006).

As regiões Controle, EB, EB_WBF_NAF e WBF_NAF foram delimitadas como regiões da deposição diferenciada do material descartado ao longo das diferentes fases da perfuração dos poços BO22 e BO23 e definem condições variadas de exposição da biota frente aos diferentes agentes estressores, físicos e químicos dos descartes da atividade de perfuração.

No presente estudo outros traçadores químicos (total de hidrocarbonetos do petróleo – THP, C14, C15, C16 e misturas complexas não resolvidas – MCNR) também foram avaliados com o propósito de testá-los como variáveis explanatórias nos modelos de regressão logística.

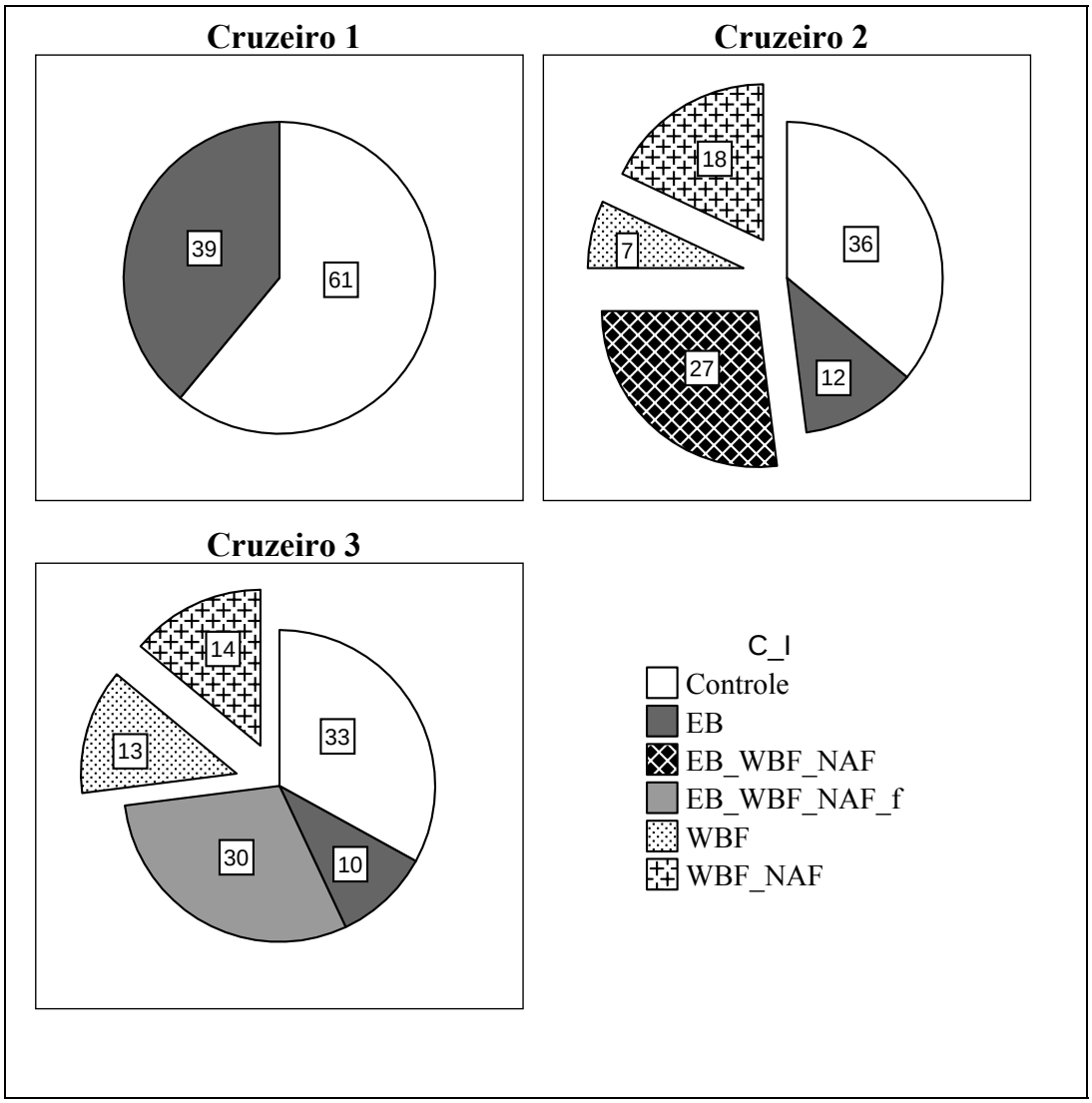


Figura 6.3. Representação das diferentes regiões de deposição do material descartado na perfuração dos poços BO22 e BO23. Os valores em cada setor representam os percentuais de cada área em relação à área total estudada. Estes valores não incluem as estações amostrais de referência, distantes 2500 metros dos referidos poços.

Observa-se que no primeiro cruzeiro (MS1) a região amostral está representada por duas regiões distintas (Controle e EB) diferenciadas pelos níveis basais das concentrações dos traçadores químicos dos descartes da atividade de perfuração, bário (Ba) e as n-parafinas C14_C20. Estas duas regiões estabelecem duas condições distintas de exposição prévia das comunidades bentônicas aos agentes estressores para o ponto de partida da avaliação do risco.

Após a perfuração dos poços BO22 e BO23 tanto a região Controle como a região EB recebeu o material descartado. Por esta razão foi definida uma nova região denominada conjuntamente como "Impacto", em virtude do aumento dos níveis dos traçadores químicos (Bário e C14_C20) frente ao primeiro cruzeiro. A região denominada de "Impacto" é representada pelos setores destacados do gráfico como pode ser observado na Figura 6.3. O Quadro 6.11 apresenta a extensão das áreas (m^2) correspondentes a cada uma destas regiões, ao longo dos três cruzeiros, enquanto que o Quadro 6.12 apresenta os percentuais de cobertura referente à área total estudada.

No presente estudo, a avaliação de risco procurou considerar os aspectos espaciais e temporais para avaliar o risco de ocorrência de efeitos adversos decorrentes da exposição da comunidade bentônica aos descartes da atividade de perfuração e o potencial para a recuperação, considerando para isto, duas condições observadas a partir do segundo cruzeiro:

- **Primaridade da exposição**: para os casos da região controle onde a comunidade bentônica não estava previamente exposta, mas recebeu o material descartado da perfuração dos poços BO22 e BO23. Esta situação ocorreu para as estações situadas nas regiões da malha amostral designadas como WBF e WBF_NAF.

- **Reincidência da exposição**: para os casos da região basal (EB), que apresentavam indicativos de exposição pretérita a descartes da perfuração e que receberam uma carga adicional após a perfuração dos poços BO22 e BO23. Esta situação ocorreu para as estações amostrais designadas como EB_WBF_NAF em MS2 e MS3.

Quadro 6.11. Área das regiões definidas para a máscara definida no âmbito do projeto MAPEM, nos três cruzeiros observados, MS1, MS2 e MS3. Extensão das áreas em m^2.

Fator Controle-Impacto (Região da Máscara)	**Fator Fluido**	**Fator Cruzeiro**		
		MS1	**MS2**	**MS3**
Controle	Controle	714.348,06	417.427,56	386.884,08
EB	EB	456.455,34	142.536,24	117.083,34
Impacto	EB_WBF_NAF	Região inexistente em MS1.	84.843,00	351.250,02*
	WBF_NAF		212.107,50	167.989,14
	WBF		313.919,10	147.626,82
Área Total Predita (m^2)		**1.170.833,40**		

A área total estudada e predita pela modelagem geoestatística foi de 1.170.833,40 m^2. Esta área, representada pela malha amostral até o limite do raio de 500 metros do poço (considerando a distância dos dois poços (BO22 e BO23)), não inclui as estações de referência posicionadas aproximadamente a 2.500 m dos poços BO22 e BO23.

Quadro 6.12. Percentual de extensão das regiões de deposição.

Região da Máscara	**Fator Fluido**	**MS1**	**MS2**	**MS3**
Controle	Controle	61%	36%	33%
EB	EB	39%	12%	10%
Impacto	WBF	0%	7%	13%
	WBF_NAF		18%	14%
	EB_WBF_NAF		27%	30%

As regiões Controle e EB foram aquelas que não apresentaram aumento das concentrações dos traçadores químicos e, portanto, não apresentaram evidências de ter recebido o aporte dos descartes dos poços BO22 e BO23. Desta forma, esta região não estariam sob risco do material descartado pela atividade de perfuração dos poços monitorados.

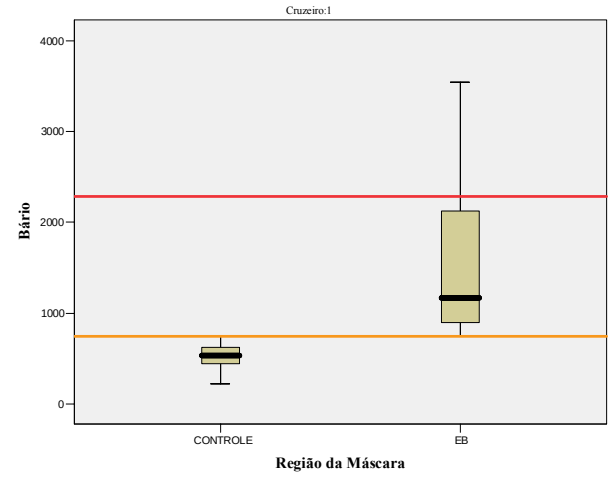
As regiões definidas como WBF e WBF_NAF foram formadas pelo conjunto de estações que inicialmente pertenciam à região Controle e que receberam os descartes da perfuração dos dois poços. Esta região caracterizou-se pelo aumento das concentrações de bário (WBF) e de bário e de n-parafinas C14_C20 (WBF_NAF).

A região definida como EB_WBF_NAF foi formada pelo conjunto de estações que inicialmente pertenciam à região EB e que receberam os descartes da perfuração dos dois poços, registrando desta forma, aumento nas concentrações de bário e de C14_C20.

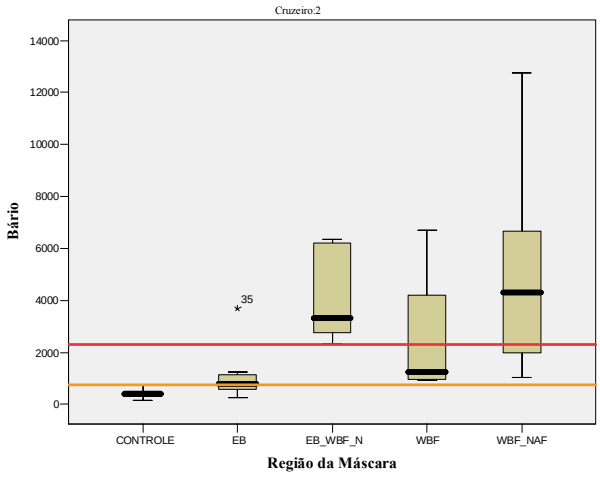
A região definida como EB_WBF_NAF no terceiro cruzeiro (Figura 6.1), indica o local onde ocorreu o assentamento de uma parcela do material descartado durante as atividades de perfuração e que, na observação do terceiro cruzeiro, demonstrou ter retornado as condições de exposição similares àquelas do primeiro cruzeiro,ou seja, aquelas observadas antes do descarte. Assim sendo, no gráfico do terceiro cruzeiro ela aparece como um setor anexado aos setores que representam as regiões Controle e EB, indicando não pertencer mais à região de "Impacto", em termos de concentração dos traçadores químicos.

As Figuras 6.4 a 6.11 e os Quadros 6.13 a 6.20, apresentam a média, mediana, mínimo e máximo para as concentrações das variáveis químicas investigadas no presente estudo, e que caracterizaram as condições de exposição da biota aos descartes da perfuração dos poços BO22 e BO23.

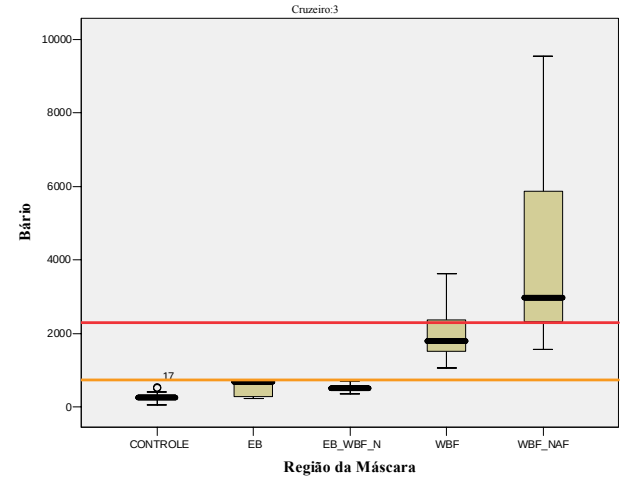
Nestes gráficos também foram plotados os valores limiares efeitos, detalhados a seguir no item 6.4.



(a)



(b)



(c)

Figura 6.4 (a, b, c). Concentração do total de bário nas regiões da máscara, nos cruzeiros 1, 2 e 3 respectivamente. Valores em miligrama por kilograma de sedimento seco. Valores *outliers* estão destacados fazendo referência às estações amostrais. A linha laranja indica o valor de referência (750 mg/kg) para ambientes não diretamente influenciados por atividades de petróleo, segundo Neff (2002). A linha vermelha indica o valor para PNEC de campo (2286 mg/kg. sed seco) proposto por Altin *et al*. (2008).

Quadro 6.13. Estatísticas descritivas da variável bário (Ba). Valores em mg/kg de sedimento seco.

Cruzeiro	Região da Máscara	N	Média	Mediana	Menor Valor	Maior Valor
1	**Controle**	31	532,44	533,20	224,00	746,00
	EB	15	1538,74	1170,00	751,00	3540,00
2	**Controle**	23	402,20	384,60	135,00	748,00
	EB	8	1122,13	780,00	262,00	3690,00
	EB_WBF_NAF	8	4164,63	3334,00	2319,00	6355,00
	WBF	9	2653,43	1235,00	920,00	6687,00
	WBF_NAF	13	4964,05	4313,02	1040,00	12759,00
3	**Controle**	20	286,83	261,52	53,00	541,00
	EB	5	526,44	689,37	234,00	720,00
	EB_WBF_NAF	9	525,42	505,70	349,00	706,00
	WBF	13	2043,80	1796,66	1056,00	3630,00
	WBF_NAF	8	4180,62	2980,00	1577,00	9524,00

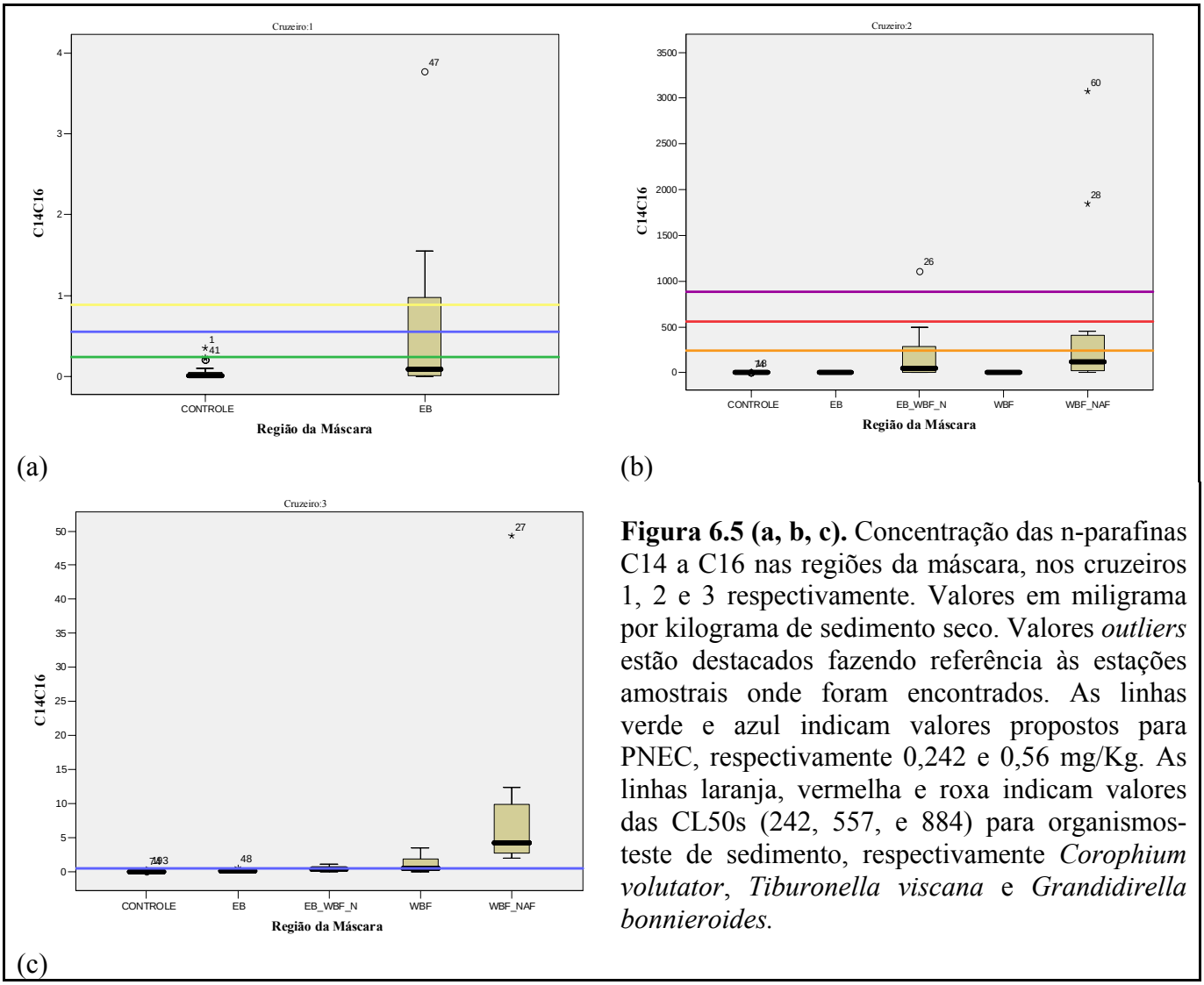
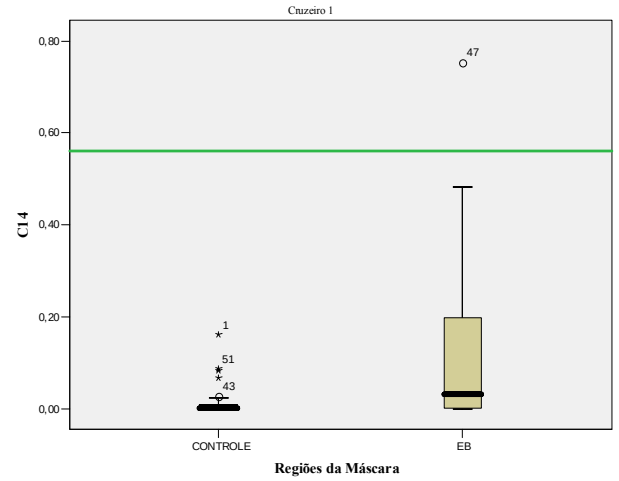


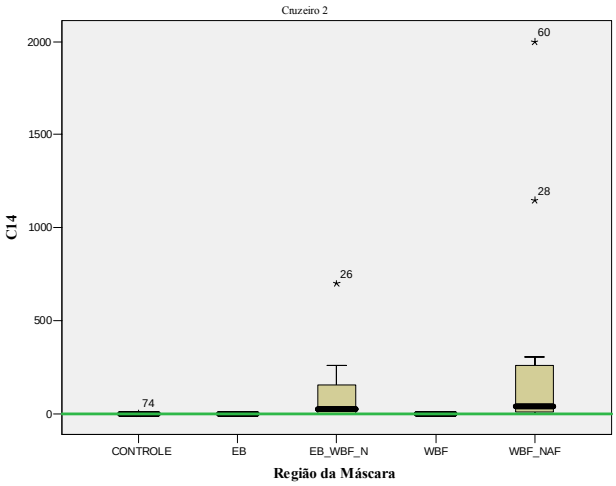
Figura 6.5 (a, b, c). Concentração das n-parafinas C14 a C16 nas regiões da máscara, nos cruzeiros 1, 2 e 3 respectivamente. Valores em miligrama por kilograma de sedimento seco. Valores *outliers* estão destacados fazendo referência às estações amostrais onde foram encontrados. As linhas verde e azul indicam valores propostos para PNEC, respectivamente 0,242 e 0,56 mg/Kg. As linhas laranja, vermelha e roxa indicam valores das CL50s (242, 557, e 884) para organismos-teste de sedimento, respectivamente *Corophium volutator*, *Tiburonella viscana* e *Grandidirella bonnieroides.*

Quadro 6.14. Estatísticas descritivas da variável somatório de hidrocarbonetos lineares na faixa de C14 a C16. Valores em mg/kg de sedimento seco.

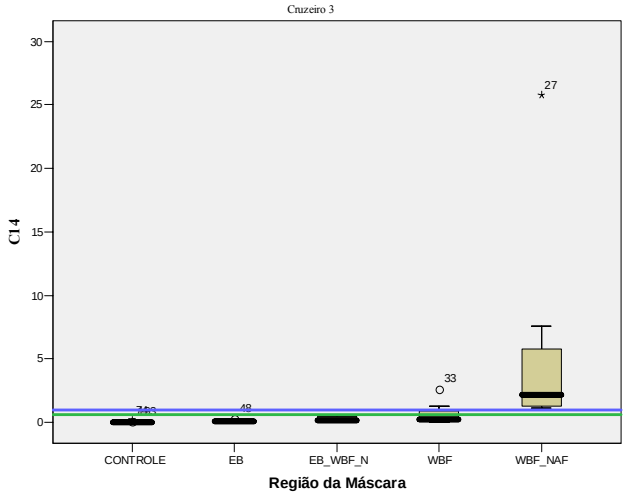
Cruzeiro	Região da Máscara	N	Média	Mediana	Menor Valor	Maior Valor
1	**Controle**	32	0,06	0,02	0,00	0,36
	EB	16	0,61	0,09	0,01	3,77
2	**Controle**	21	0,34	0,13	0,01	1,69
	EB	8	2,60	1,65	0,11	6,51
	EB_WBF_NAF	8	222,08	50,52	0,34	1104,29
	WBF	9	1,05	1,05	0,00	2,13
	WBF_NAF	13	510,17	120,43	6,17	3075,01
3	**Controle**	20	0,05	0,03	0,00	0,23
	EB	5	0,18	0,11	0,04	0,56
	EB_WBF_NAF	8	0,44	0,31	0,03	1,15
	WBF	13	1,08	0,52	0,02	3,47
	WBF_NAF	8	10,61	4,19	2,00	49,29



(a)



(b)



(c)

Figura 6.6. (a, b, c). Concentração de da n-parafina (C14) nas regiões da máscara, nos cruzeiros 1, 2 e 3 respectivamente. Valores em miligrama por kilograma de sedimento seco. Valores *outliers* estão destacados fazendo referência às estações amostrais onde foram encontrados. A linha verde indica o valor de 0,56 mg/L e a linha azul o valor de 1 mg/kg.

Quadro 6.15. Estatísticas descritivas da variável tetradecano (C14). Valores em mg/kg de sedimento seco.

Cruzeiro	Região da Máscara	N	Média	Mediana	Menor Valor	Maior Valor
1	**Controle**	32	0,02	0,00	0,00	0,16
	EB	16	0,14	0,03	0,00	0,75
2	**Controle**	21	0,06	0,02	0,00	0,50
	EB	8	0,62	0,41	0,00	1,90
	EB_WBF_NAF	8	131,62	23,63	0,09	699,36
	WBF	9	0,26	0,25	0,00	0,66
	WBF_NAF	13	301,42	39,05	1,00	1997,41
3	**Controle**	20	0,02	0,01	0,00	0,19
	EB	5	0,08	0,04	0,02	0,25
	EB_WBF_NAF	9	0,22	0,14	0,01	0,55
	WBF	13	0,57	0,22	0,01	2,60
	WBF_NAF	8	5,66	2,18	1,09	25,78

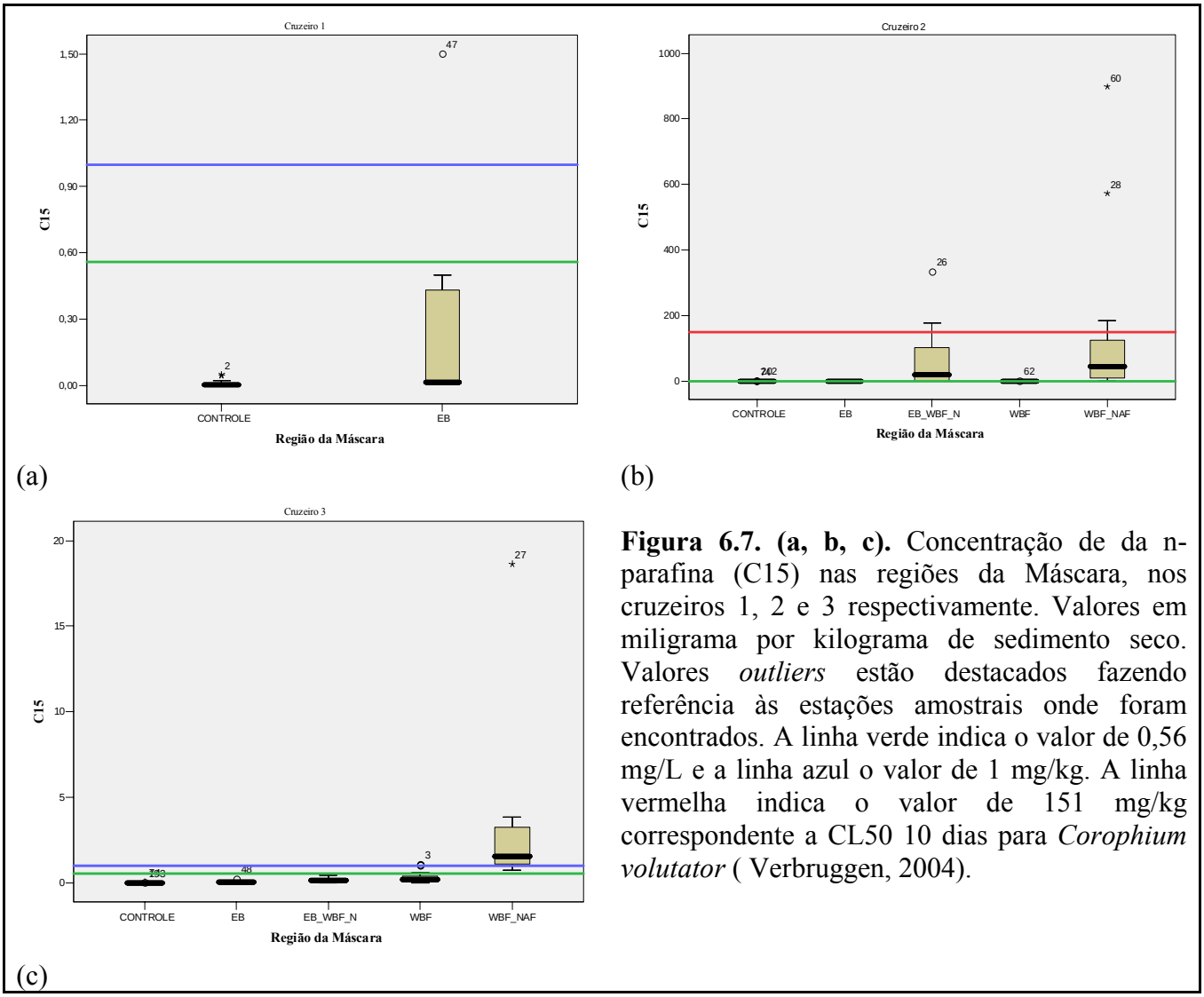
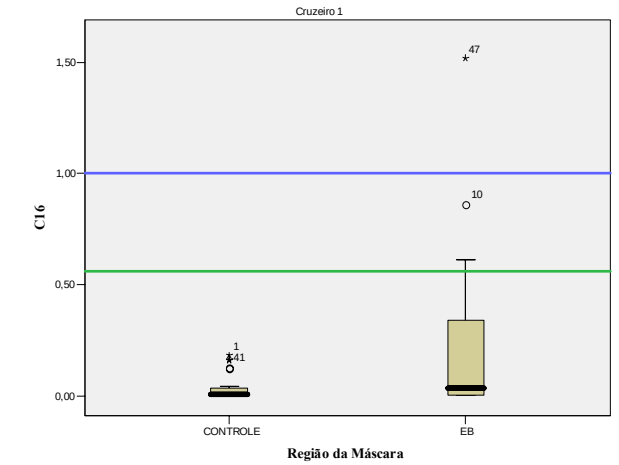


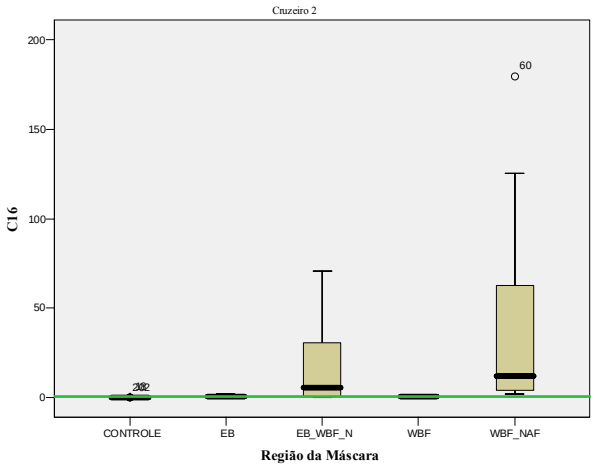
Figura 6.7. (a, b, c). Concentração de da n-parafina (C15) nas regiões da Máscara, nos cruzeiros 1, 2 e 3 respectivamente. Valores em miligrama por kilograma de sedimento seco. Valores *outliers* estão destacados fazendo referência às estações amostrais onde foram encontrados. A linha verde indica o valor de 0,56 mg/L e a linha azul o valor de 1 mg/kg. A linha vermelha indica o valor de 151 mg/kg correspondente a CL50 10 dias para *Corophium volutator* (Verbruggen, 2004).

Quadro 6.16. Estatísticas descritivas da variável pentadecano (C15). Valores em mg/kg de sedimento seco.

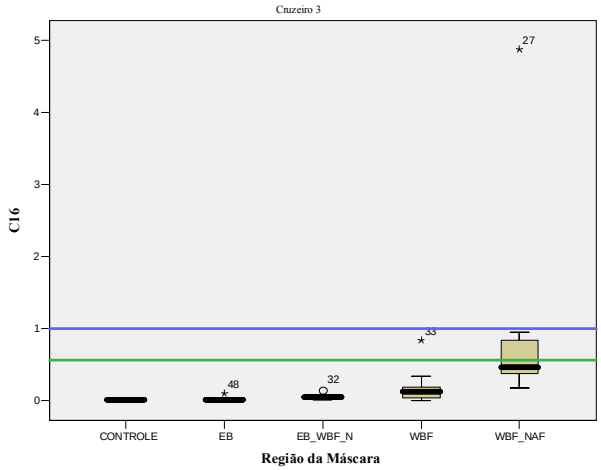
Cruzeiro	Região da Máscara	N	Média	Mediana	Menor Valor	Maior Valor
1	**Controle**	32	0,01	0,00	0,00	0,05
	EB	16	0,22	0,02	0,00	1,5
2	**Controle**	21	0,18	0,08	0,00	0,89
	EB	8	1,26	0,81	0,05	3,51
	EB_WBF_NAF	8	72,52	20,90	0,17	334,07
	WBF	9	0,47	0,50	0,00	1,01
	WBF_NAF	13	164,15	43,99	3,89	897,79
3	**Controle**	20	0,01	0,01	0,00	0,05
	EB	5	0,07	0,05	0,02	0,21
	EB_WBF_NAF	9	0,17	0,12	0,01	0,46
	WBF	13	0,33	0,18	0,01	1,07
	WBF_NAF	8	3,90	1,56	0,74	18,64



(a)



(b)

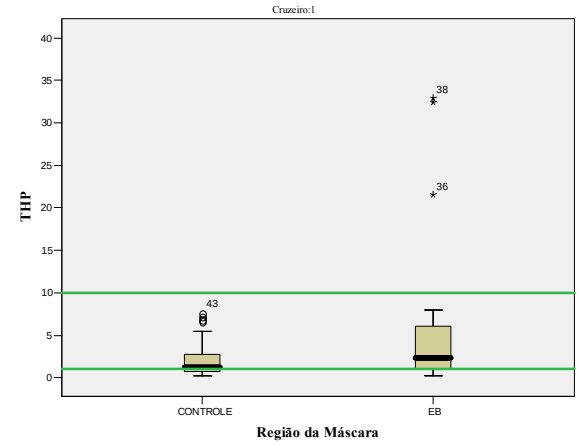


(c)

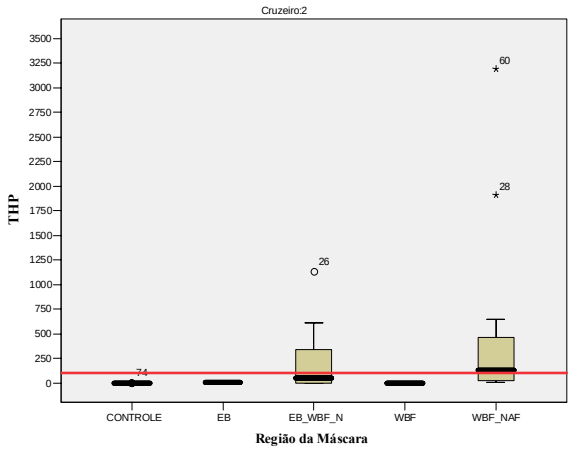
Figura 6.8. (a, b, c). Concentração de da n-parafina (C16) nas regiões da máscara, nos cruzeiros 1, 2 e 3 respectivamente. Valores em miligrama por kilograma de sedimento seco. Valores *outliers* estão destacados fazendo referência às estações amostrais onde foram encontrados. A linha verde indica o valor de 0,56 mg/L e a linha azul o valor de 1 mg/kg.

Quadro 6.17. Estatísticas descritivas da variável hexadecano (C16). Valores em mg/kg de sedimento seco.

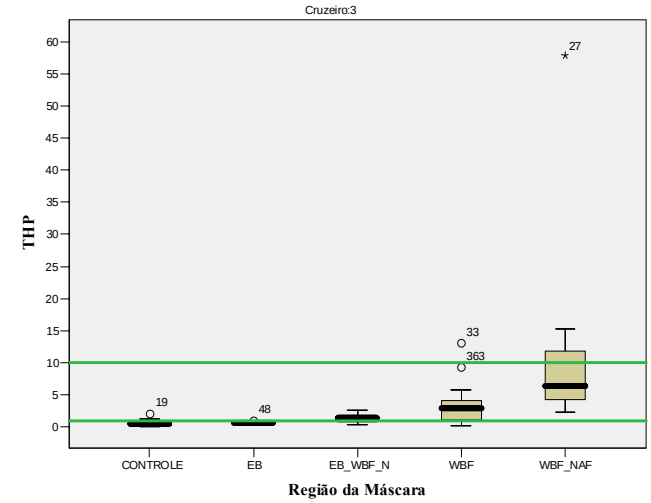
Cruzeiro	Região da Máscara	N	Média	Mediana	Menor Valor	Maior Valor
1	**Controle**	32	0,03	0,01	0,00	0,18
	EB	16	0,25	0,04	0,00	1,52
2	**Controle**	21	0,10	0,04	0,00	0,53
	EB	8	0,72	0,43	0,04	2,18
	EB_WBF_NAF	8	17,93	5,65	0,07	70,87
	WBF	9	0,33	0,40	0,00	0,67
	WBF_NAF	13	44,60	12,19	1,78	179,80
3	**Controle**	20	0,01	0,01	0,00	0,02
	EB	5	0,03	0,02	0,01	0,01
	EB_WBF_NAF	9	0,05	0,05	0,18	0,00
	WBF	13	0,18	0,12	0,00	0,84
	WBF_NAF	8	1,05	0,46	0,17	4,87



(a)



(b)

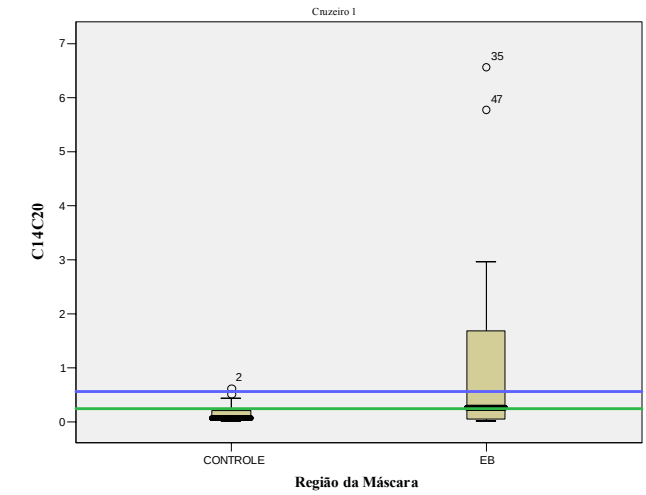


(c)

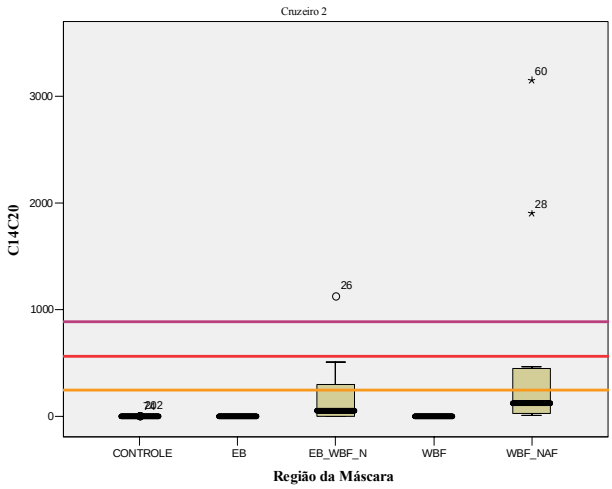
Figura 6.9 (a, b, c). Concentração do total de hidrocarbonetos do petróleo (THP) nas regiões da máscara, nos cruzeiros 1, 2 e 3 respectivamente. Valores em miligrama por kilograma de sedimento seco. Valores *outliers* estão destacados fazendo referência às estações amostrais onde foram encontrados. As linhas verdes indicam os valores limiares para ambientes pristinos (1 a 10 ppm) e a linha vermelha indica o valor (100 mg/Kg) acima do qual os ambientes estão sob influência de aportes de petróleo, segundo Guerra-Garcia *et al*. (2003).

Quadro 6.18. Estatísticas descritivas da variável n-parafinas (THP). Valores em mg/kg de sedimento seco.

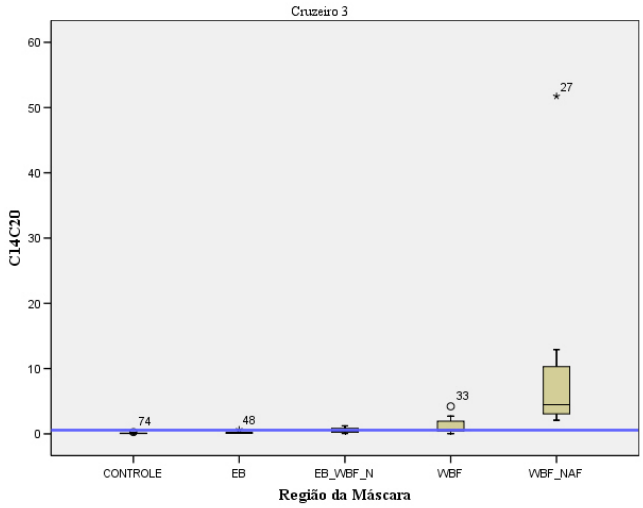
Cruzeiro	Região da Máscara	N	Média	Mediana	Menor Valor	Maior Valor
1	**Controle**	32	2,23	1,25	0,29	7,51
	EB	16	7,42	2,36	0,27	32,92
2	**Controle**	21	0,98	0,43	0,12	3,49
	EB	8	6,14	6,03	0,35	15,39
	EB_WBF_NAF	8	242,34	55,71	1,59	1131,99
	WBF	9	2,54	2,65	0,20	4,53
	WBF_NAF	13	566,00	127,92	8,71	3189,40
3	**Controle**	20	0,61	0,46	0,07	2,11
	EB	5	0,62	0,60	0,44	0,95
	EB_WBF_NAF	8	1,39	1,36	0,32	2,69
	WBF	13	3,83	2,88	0,17	13,06
	WBF_NAF	8	13,15	6,37	2,33	57,83



(a)



(b)



(c)

Figura 6.10. (a, b, c). Concentração das n-parafinas C14_C20 Valores em miligrama por kilograma de sedimento seco. Valores *outliers* estão destacados fazendo referência às estações amostrais onde foram encontrados. As linhas verde e azul indicam valores propostos para PNEC, respectivamente 0,242 e 0,56 mg/Kg. As linhas laranja, vermelha e roxa indicam valores das CL50s (242, 557, e 884) para organismos-teste de sedimento, respectivamente *Corophium volutator*, *Tiburonella viscana* e *Grandidirella bonnieroides*.

Quadro 6.19. Estatísticas descritivas da variável n-parafinas C14C20. Valores em mg/kg de sedimento seco.

Cruzeiro	Região da Máscara	N	Média	Mediana	Menor Valor	Maior Valor
1	Controle	32	0,14	0,075	0.02	0.62
	EB	16	1,34	0,26	0,02	6,56
2	Controle	21	0,44	0,17	0,03	2,01
	EB	8	3,18	2,32	0,18	7,91
	EB_WBF_NAF	8	228,22	53,21	0,40	1126,87
	WBF	9	1,35	1,50	0,00	2,41
	WBF_NAF	13	532,10	125,41	7,48	3146,98
3	Controle	20	0,795	0,587	0,01	0,27
	EB	5	0,23	0,14	0,08	0,65
	EB_WBF_NAF	8	0,51	0,39	0,05	1,22
	WBF	13	1,26	0,60	0,03	4,21
	WBF_NAF	8	11,18	4,47	2,09	51,75

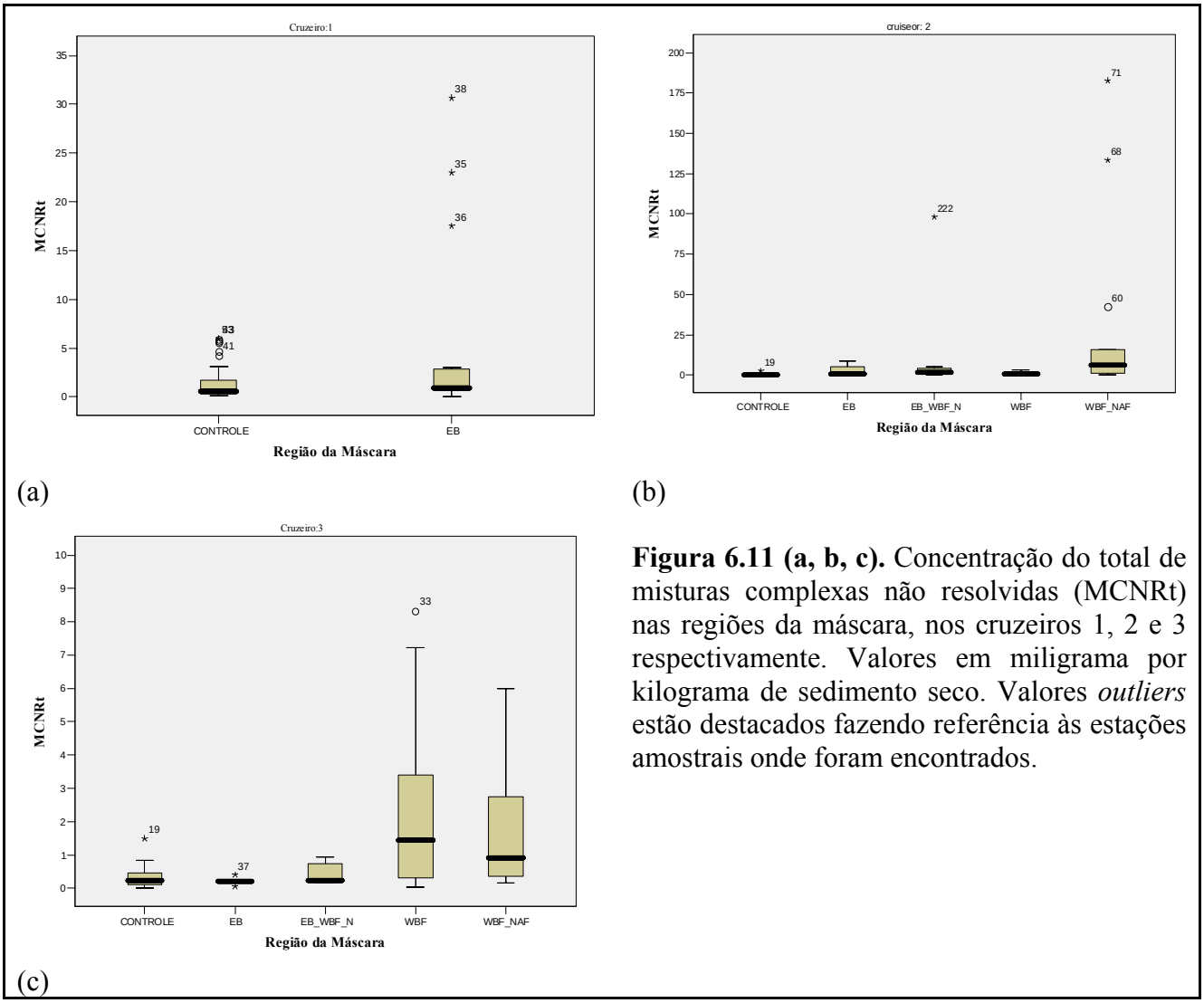


Figura 6.11 (a, b, c). Concentração do total de misturas complexas não resolvidas (MCNRt) nas regiões da máscara, nos cruzeiros 1, 2 e 3 respectivamente. Valores em miligrama por kilograma de sedimento seco. Valores *outliers* estão destacados fazendo referência às estações amostrais onde foram encontrados.

Quadro 6.20. Estatísticas descritivas da variável total das misturas complexas não resolvidas (MCNRt). Valores em mg/kg de sedimento seco.

Cruzeiro	Região da Máscara	N	Média	Mediana	Menor Valor	Maior Valor
1	**Controle**	32	1,59	0,56	0,14	5,96
	EB	16	5,30	0,89	0,04	30,66
2	**Controle**	21	0,32	0,11	0,01	2,46
	EB	8	2,65	0,61	0,07	8,71
	EB_WBF_NAF	8	13,94	1,74	0,06	97,98
	WBF	9	0,96	0,47	0,07	2,97
	WBF_NAF	13	31,44	6,21	0,00	182,60
3	**Controle**	20	0,34	0,23	0,00	1,50
	EB	5	0,22	0,21	0,05	0,40
	EB_WBF_NAF	8	0,40	0,23	0,15	0,94
	WBF	13	2,30	1,44	0,03	8,32
	WBF_NAF	8	1,77	0,91	0,16	5,98

6.4. ESTIMATIVA DO RISCO.

A estimativa de risco foi feita pela avaliação do quociente de risco, pelo cálculo do EIF e pelo uso de modelos de regressão logística.

O quociente de risco está descrito no item 6.5.1. O cálculo do EIF será abordado do item 6.5.2 e os resultados da estimativa de parâmetros e cálculo do risco por modelos de regressão logística, serão apresentados no item 6.5.3.

6.4.1. Cálculo do EIF

O Quadro 6.21 apresenta os resultados das simulações realizadas para o cálculo do EIF considerando valor do Log Pow (7,3) da n-parafina C14_C16, que foi apresentado no Quadro 6.3.

Três distribuições granulométricas (DG1, DG2 e DG3) foram avaliadas adotando a faixa de 10 e 25.000 μm atribuída para o diâmetro médio do cascalho descartado.. Para cada faixa, foram simuladas duas condições de porosidade do sedimento (40% e 60%) e dois valores para a biodegradabilidade da n-parafina (40% e 70%). O valor de 70%, representa o valor efetivamente encontrado pela análise do potencial de biodegradabilidade da n-parafina C14_C16 aplicando o método Marine BODIS, como descrito no Quadro 6.4. O valor alternativo de 40% (caso hipotético) foi escolhido para avaliar o efeito de um produto classificado como "não biodegradável", na contribuição da depleção de oxigênio. A porosidade padrão adotada pelo modelo é de 60%, enquanto que, a porosidade de 40% foi avaliada para verificar o efeito da mesma sobre o fator de risco (FR) na depleção de oxigênio no sedimento.

A distribuição granulométrica DG1 contribuiu para uma significativa redução do valor de EIF (EIF variando entre 3,45 e 3,82) frente demais distribuições propostas (DG1 e DG2). As distribuições granulométricas (DG2 e DG3), comparadas entre si, não contribuíram para apontar diferenças com relevante interesse no contexto ambiental (valores do EIF variando entre 8,3 e 8,7). Provavelmente, a razão disto se deve a maior contribuição de cascalho com granulometria na faixa de 10.000 a 25.000 μm alocada na distribuição granulométrica DG1, fato este que limita a dispersão do cascalho, promovendo o assentamento do material num raio mais próximo ao poço.

Quadro 6.21. Cálculo do EIF total para o sedimento (EIFsedtotal) e do EIF referente apenas à toxicidade no sedimento (EIFsedtox) indicando os percentuais de contribuição dos fatores de risco (toxicidade, soterramento (espessura), depleção de oxigênio (oxigênio) e alteração granulométrica (granulometria)), frente a três variações de granulometria do sedimento local, variações da porosidade e biodegradabilidade da base orgânica.

Distribuição Granulométria (μm) –(DG1)							
10-50	**50 - 100**	**100 - 500**	**500 - 1000**	**1000 - 2500**	**2500 - 5000**	**5000 - 10000**	**10.000 - 25.000**
25	50						25
Porosidade	**Biodegradabilidade = 40%**				**Biodegradabilidade = 70%**		
40	**EIFsedtox = 0** **EIFsedtotal = 3,75** Espessura – 5,04 **Oxigênio – 50,58** Granulometria – 44,37				**EIFsedtox = 0** **EIFsedtotal = 3,76** Espessura – 5,14 **Oxigênio – 49,7** Granulometria –45,2		
60	**EIFsedtox = 0** **EIFsedtotal = 3,82** Espessura – 5,60 **Oxigênio – 53,11** Granulometria – 41,27				**EIFsedtox = 0** **EIFsedtotal = 3,82** Espessura – 5,5 **Oxigênio – 53,9** Granulometria – 40,6		
Distribuição Granulométria (μm) –(DG2)							
10-50	**50 - 100**	**100 - 500**	**500 - 1000**	**1000 - 2500**	**2500 - 5000**	**5000 - 10000**	**10.000 - 25.000**
12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5
Porosidade	**Biodegradabilidade = 40%**				**Biodegradabilidade = 70%**		
40	EIFsedtox = 0 **EIFsedtotal = 8,7** Espessura – 3,67 **Oxigênio – 68,80** Granulometria – 27,53				EIFsedtox = 0 **EIFsedtotal = 8,7** Espessura – 3,9 **Oxigênio – 66,90** Granulometria – 29,2		
60	EIFsedtox = 0 **EIFsedtotal = 8,7** Espessura – 3,73 Oxigênio – 72,18 Granulometria – 24,08				EIFsedtox = 0 **EIFsedtotal = 8,7** Espessura – 3,64 **Oxigênio – 72,90** Granulometria – 23,46		
Distribuição Granulométria (μm) –(DG3)							
10-50	**50 - 100**	**100 - 500**	**500 - 1000**	**1000 - 2500**	**2500 - 5000**	**5000 - 10000**	**10.000 - 25.000**
5	5	5	15	25	25	15	5
Porosidade	**Biodegradabilidade = 40%**				**Biodegradabilidade = 70%**		
40	EIFsedtox = 0 **EIFsedtotal = 8,45** Espessura – 3,70 **Oxigênio – 70,71** Granulometria – 25,6				EIFsedtox = 0 **EIFsedtotal = 8,45** Espessura – 3,89 **Oxigênio – 69,19** Granulometria – 26,92		
60	EIFsedtox = 0 **EIFsedtotal = 8,32** Espessura – 3,91 Oxigênio – 72,92 Granulometria – 23,16				EIFsedtox = 0 **EIFsedtotal = 8,32** Espessura – 3,80% **Oxigênio –** 73,67% Granulometria – 22,52%		

O EIF no valor de 8,45, observado para o cenário simulado com a distribuição granulométrica DG1 , porosidade 40% e biodegradabilidade 70% (cenário este considerado o mais próximo das condições reais de BO23), indica que a extensão da região do entorno do poço BO23 que esteve sob risco foi de 84.500 m^2, correspondendo a cerca de 14% da área da classificada como "Região de Impacto" no projeto MAPEM, conforme os dados descritos no Quadro 6.11.

A alteração no parâmetros de porosidade do sedimento e da biodegradabilidade da n-parafina C14_C16 não influenciaram na contribuição da depleção de oxigênio utilizada no cálculo do EIF.. Considerando o alto coeficiente de partição octanol-água da n-parafina C14_C16, a toxicidade não contribuiu como fator de risco para o cenário de BO23.

Em todos os cenários simulados, a depleção de oxigênio no sedimento foi apontada como o fator de risco preponderante para os descartes da perfuração do poço BO23 (FR entre 69 e 73%) seguido da alteração granulométrica (FR entre 22,5% e 29%) e espessura do material depositado (soterramento) (FR entre 3,6 e 3,9%)

O Quadro 6.22 apresenta o resultado do efeito da redução do LogPow da base orgânica do fluido (caso hipotético) na contribuição do fator de risco associado a toxicidade.

Quadro 6.22. Avaliação da Contribuição do Coeficiente de Partição Octanol-água (Log Pow) na Toxicidade do Fluido BRMUL.

Biodegradabilidade 70%							
Granulometria (µm) – Distribuição 3							
10-50	**50 - 100**	**100 - 500**	**500 - 1000**	**1000 - 2500**	**2500 - 5000**	**5000 - 10000**	**10.000 - 25.000**
5	5	5	15	25	25	15	5

Porosidade	**LogPow 5**	**LogPow 6**	**LogPow 7,3**
40	EIFsedtox = 2,69 **EIFsedtotal = 8,45** BRMul - 3,40 Espessura – 3,76 **Oxigênio – 66,83** Granulometria – 26	EIFsedtox = 0,375 **EIFsedtotal = 8,45** BRMul – 0,28 Espessura – 3,88 **Oxigênio – 68,99** Granulometria – 26,84	EIFsedtox = 0 **EIFsedtotal = 8,45** BRMul – 0 Espessura – 3,89 **Oxigênio – 69,19** Granulometria – 26,92
60	EIFsedtox = 3,31 **EIFsedtotal = 8,32** BRMul: 4,58 Espessura – 3,63 Oxigênio – 70,3 Granulometria – 21,49	EIFsedtox = 0,563 **EIFsedtotal = 8,32** BRMul: 0,52 Espessura – 3,78% **Oxigênio –** 73,29% Granulometria – 22,41%	EIFsedtox = 0 **EIFsedtotal = 8,32** BRMul: 0 Espessura – 3,80% **Oxigênio –** 73,67% Granulometria – 22,52%

A redução do coeficiente de partição octanol-água implicou na contribuição do fator de risco (FR) toxicidade para o resultado final do EIF. O EIF atribuído especificamente à toxicidade é de 2,69, para a porosidade, 40% e para a porosidade 60%, 3,31.

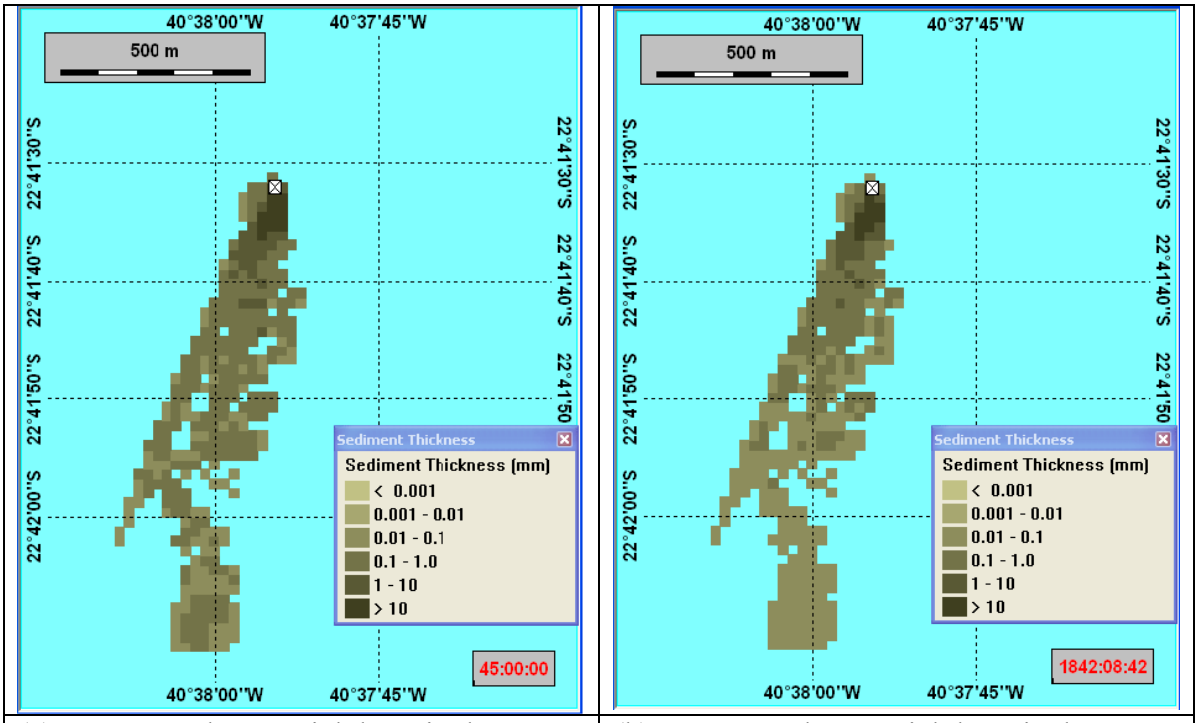
As figuras de 6.12 a 6.19 apresentam as contribuições dos diferentes fatores de risco (FR), soterramento (material depositado), alteração granulométrica, concentração do fluido BRMUL e alteração da concentração de oxigênio decorrentes dos descartes da perfuração do poço BO23. Para cada FR, estão ilustradas as situações simuladas para os tempos 45 dias e 5 anos após o início das atividades de descarte. A inspeção dos gráficos das figuras 6.15, 6.17, 6.19 e 6.21, indicam a heterogeneidade da distribuição das condições de exposição da biota aos fatores de risco, ao longo de um eixo, partindo do poço até uma distância de cerca de 1300 metros.

Observa-se que os fatores espessura do material depositado e alteração granulométrica (Figura 6.12 e Figura 6.14), indicam que após cinco anos pouco foi alterado na região junto ao poço (200 metros), enquanto que as regiões mais afastadas (além de 200 metros) apresentaram uma ligeira melhoria no fator soterramento.

A região que registra o aporte do fluido BRMUL apresenta igualmente uma forte redução nos níveis de oxigênio do sedimento.(Figuras 6.19, 6.20 e 6.21), porém após 5 anos, registra-se uma sensível redução nas concentrações do fluido, associada a uma melhoria na concentração de oxigênio.

As condições de recuperação do ambiente podem ser evidenciadas pelos gráficos das figuras 6.22 a 6.29. Para cada fator de risco, são apresentadas duas figuras indicando diferentes condições de recuperação do ambiente ao longo de cinco anos.

Em virtude de o modelo considerar apenas a bioturbação e a biodegradação como processos de recuperação do ambiente após a deposição do material descartado, o tempo de 5 anos predito para a recuperação das regiões submetidas à depleção de oxigênio parece demasiada em face dos resultados observados pelo projeto MAPEM e evidenciados pelos mapas do quociente de risco apresentado no item tal do presente estudo.



(a) Espessura do material depositado após 45 dias.

(b) Espessura do material depositado após 5 anos.

Figura 6.12. Espessura do material ("sedimento") depositado no entorno do poço BO23 após 45 dias (a) e 5 anos (b).

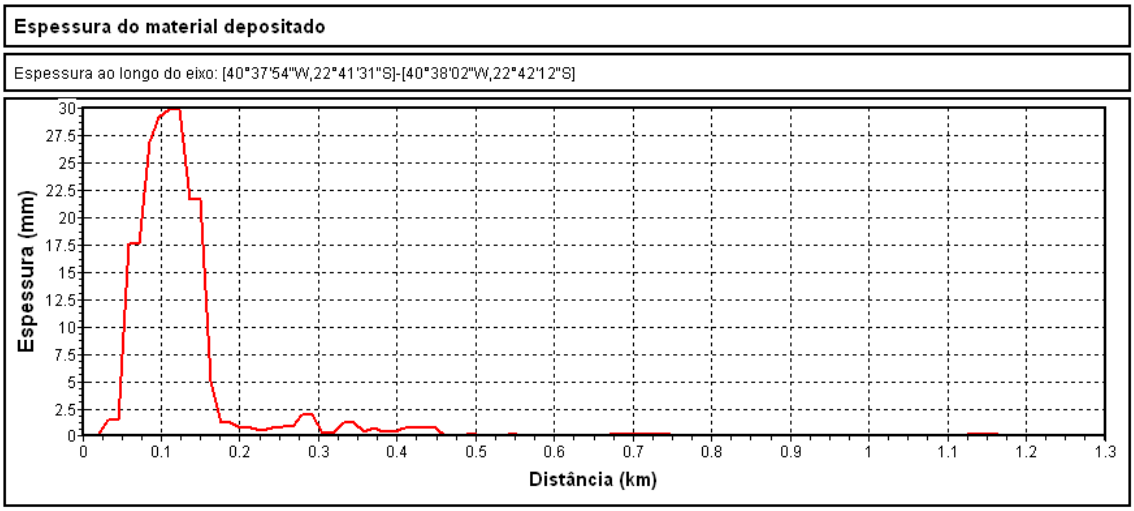
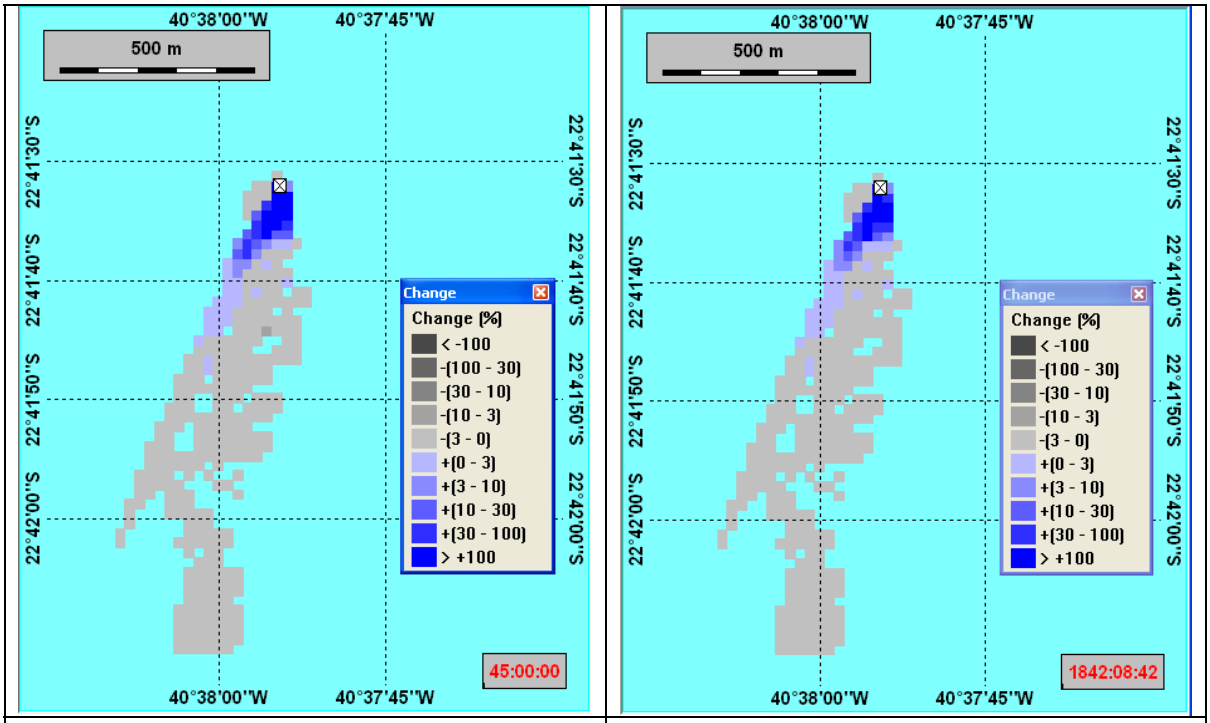


Figura 6.13. Espessura em milímetros (mm) do material depositado no tempo 45 dias, ao longo de um eixo de 1300 metros.



(a) Alteração no diâmetro médio do grão do sedimento após 45 dias.

(b) Alteração no diâmetro médio do grão do sedimento após 5 anos.

Figura 6.14. Alteração granulométrica do sedimento no entorno do poço BO23 após 45 dias (a) e 5 anos (b).

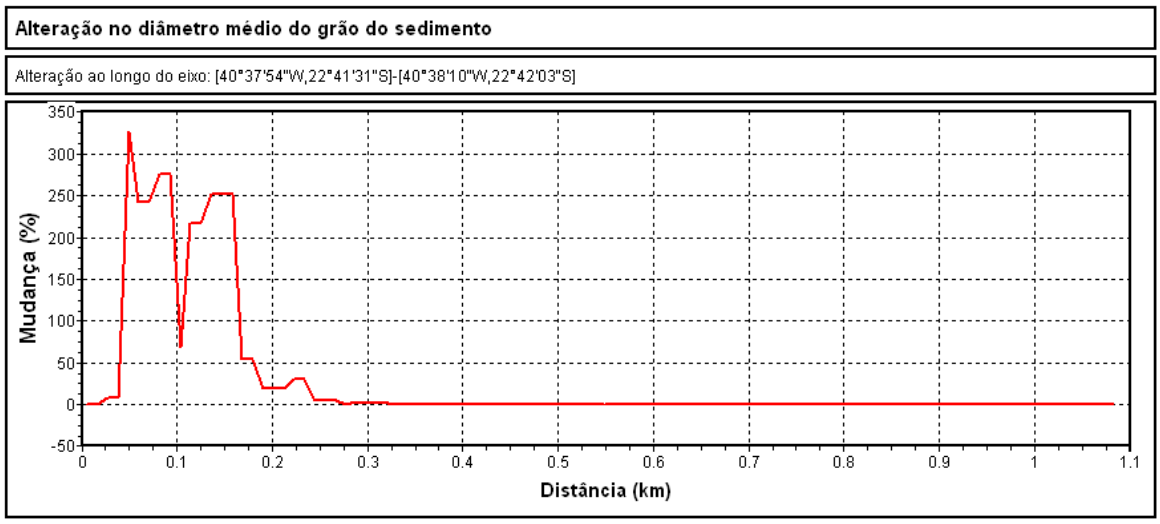
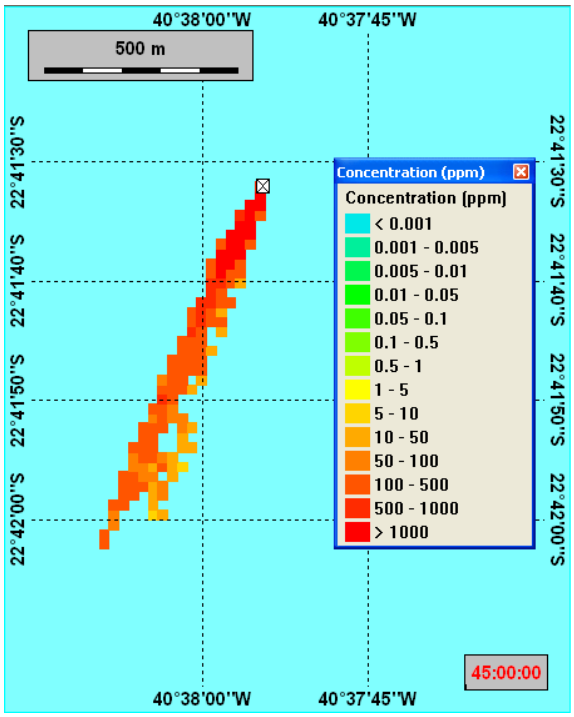
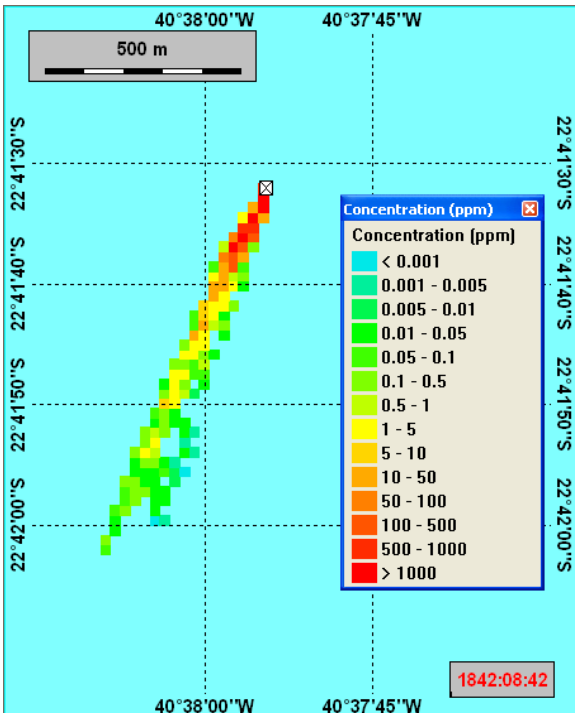


Figura 6.15. Alteração granulométrica do sedimento no entorno do poço BO23, no tempo 45 dias, ao longo de um eixo de 1100 metros.



(a) Concentração do fluido BRMUL no sedimento após 45 dias



(a) Concentração do fluido BRMUL no sedimento após 5 anos

Figura 6.16 Concentração do fluido BRMUL no sedimento, no entorno do poço BO23 após 45 dias e 5 anos.

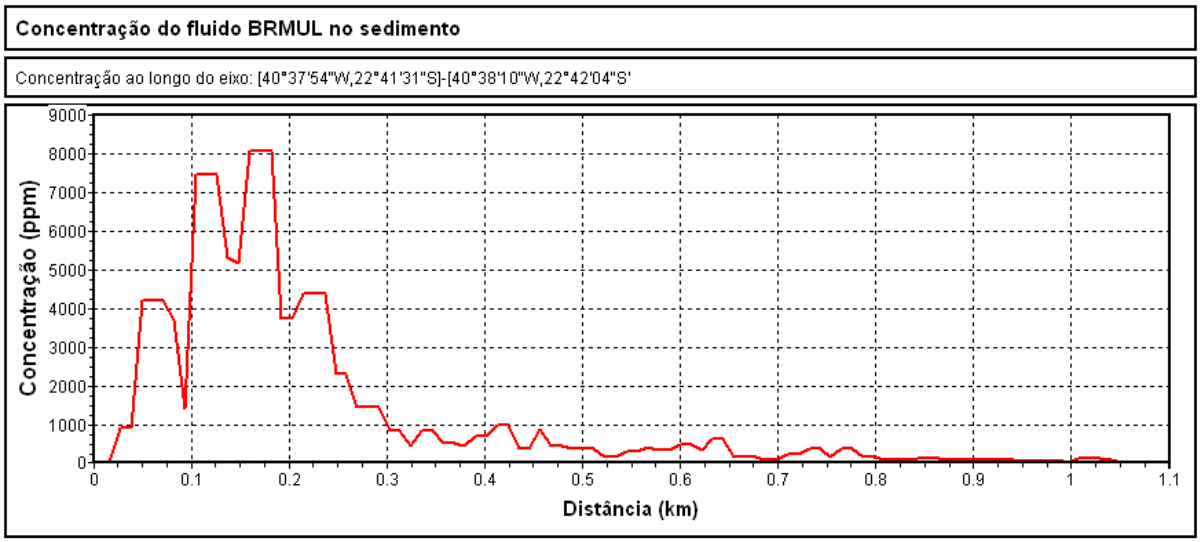
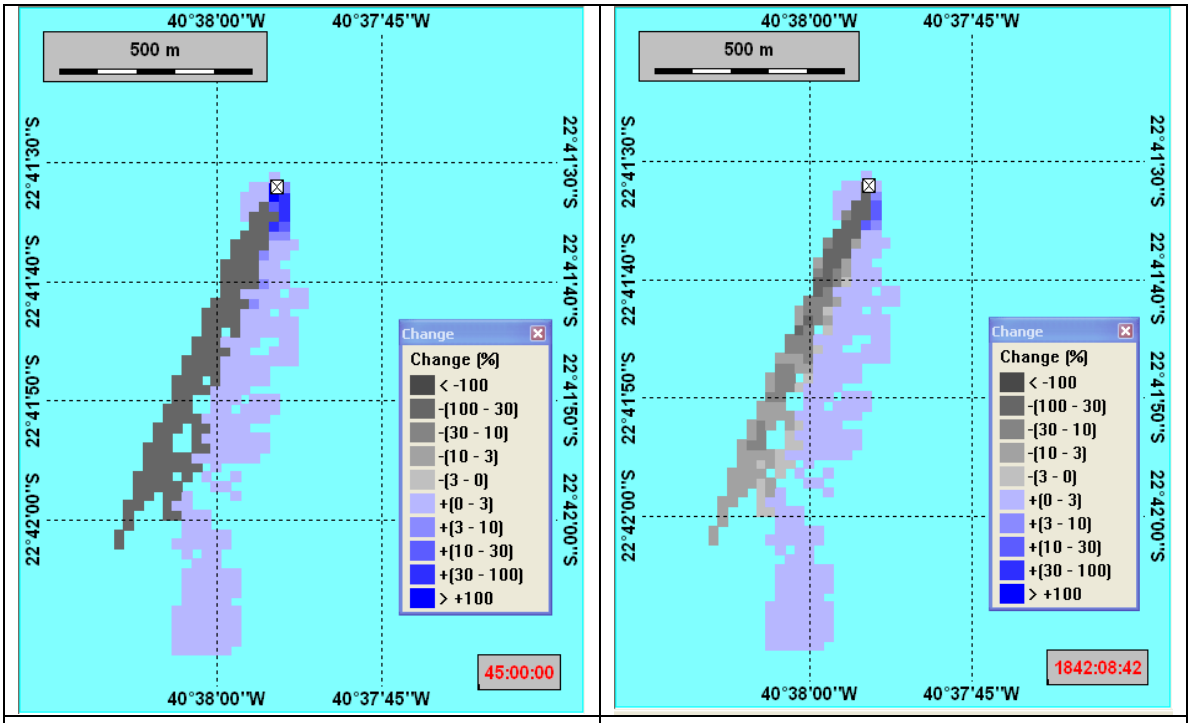


Figura 6.17. Concentração do fluido BRMUL no sedimento, no entorno do poço BO23, após 45 dias, ao longo de um eixo de 1100 metros.



(a) Alteração na concentração de oxigênio no sedimento após 45 dias.

(b) Alteração na concentração de oxigênio no sedimento após 5 anos

Figura 6.18. Alteração na concentração de oxigênio no sedimento no entorno do poço BO23 após 45 dias e 5 anos.

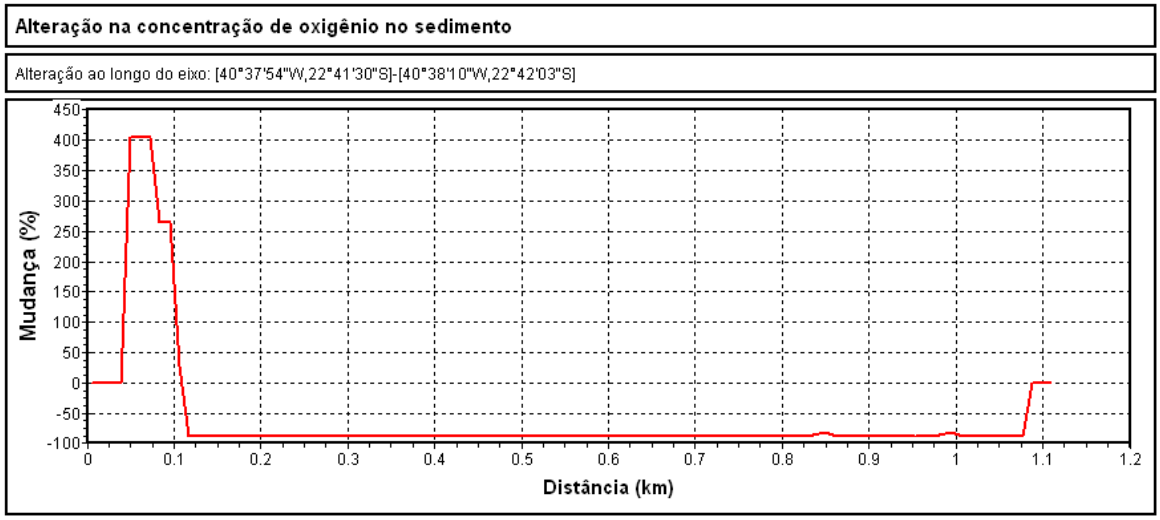


Figura 6.19. Alteração na concentração de oxigênio no sedimento do entorno do poço BO23 no tempo 45 dias, ao longo de um eixo de 1100 metros.

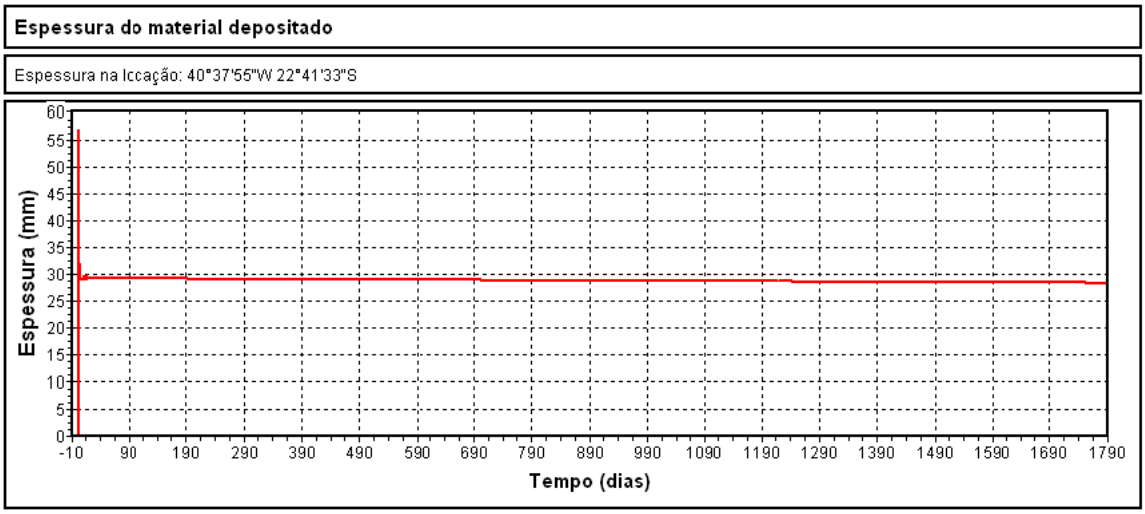


Figura 6.20. Espessura em milímetros (mm) do material depositado em uma locação ao longo de 5 anos.

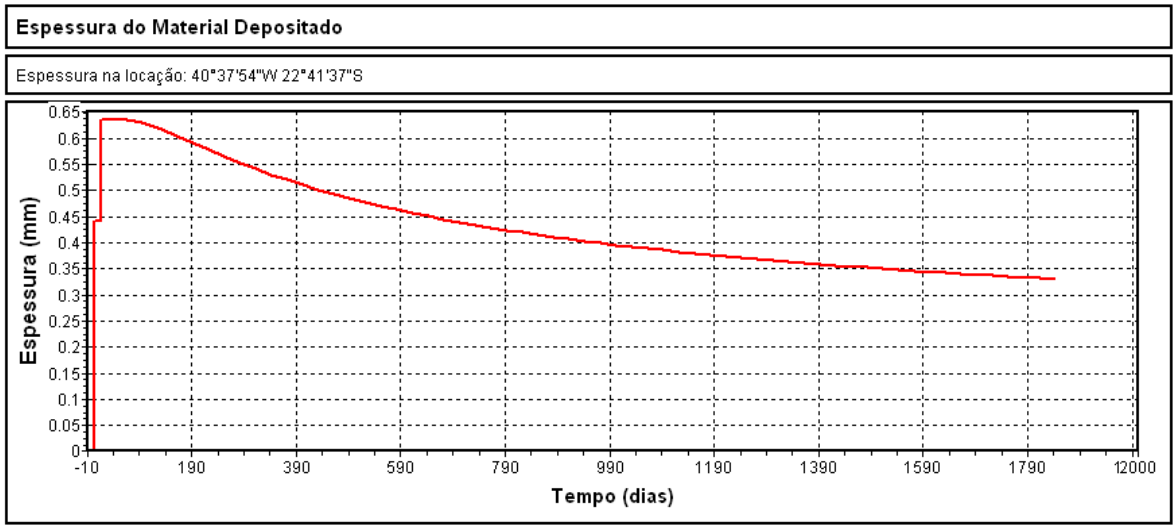


Figura 6.21. Espessura em milímetros (mm) do material depositado em uma locação ao longo de 5 anos.

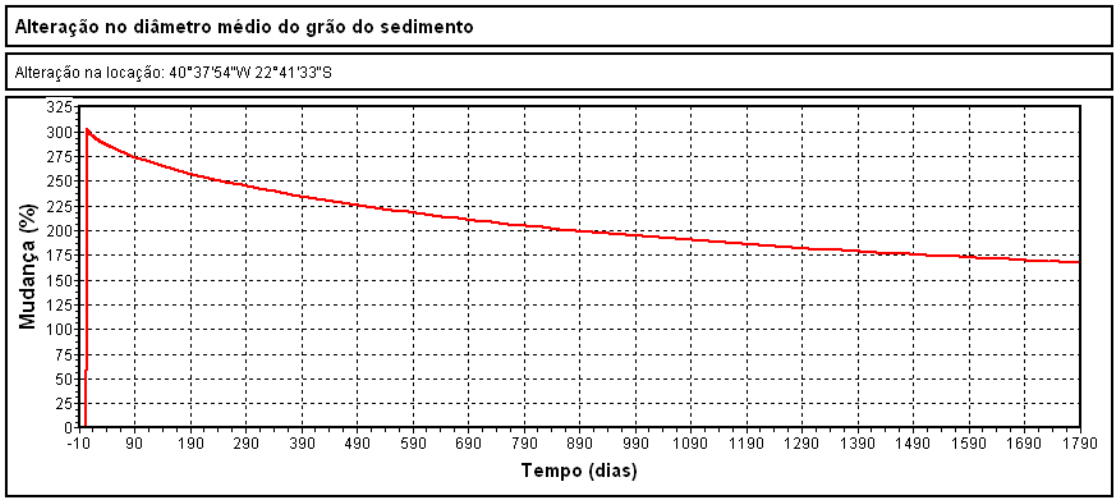


Figura 6.22. Alteração (aumento) no diâmetro médio do grão do sedimento em uma locação ao longo de 5 anos.

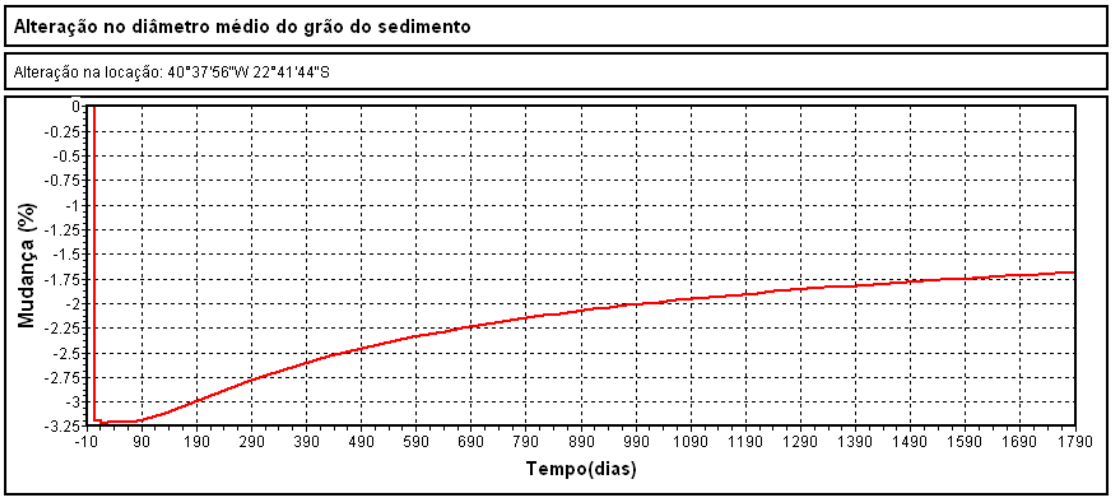


Figura 6.23 Alteração (diminuição) no diâmetro médio do grão do sedimento em uma locação ao longo de 5 anos.

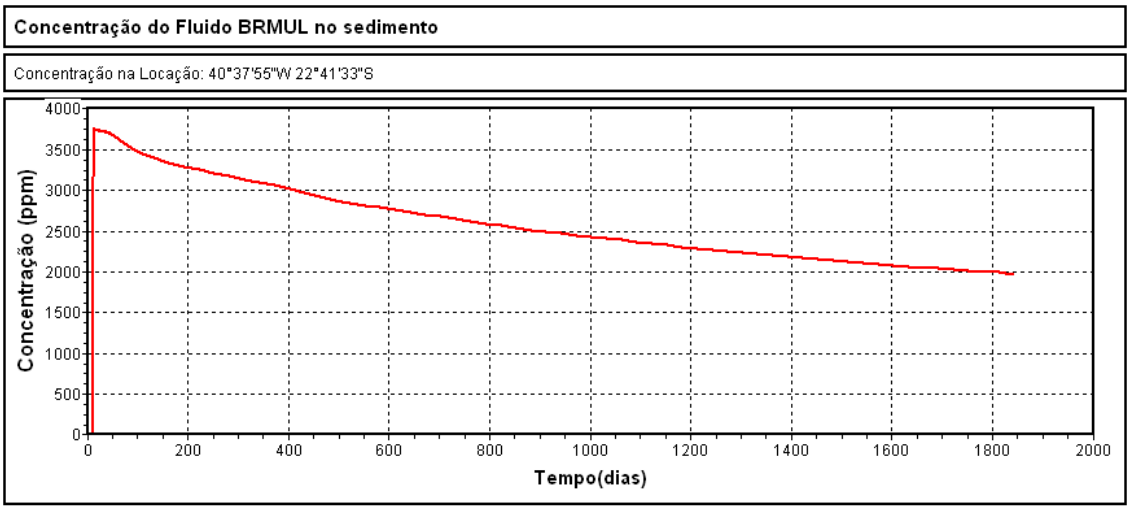


Figura 6.24. Alteração na concentração do fluido BRMUL no sedimento no entorno do poço BO23 em uma locação, ao longo de 5 anos.

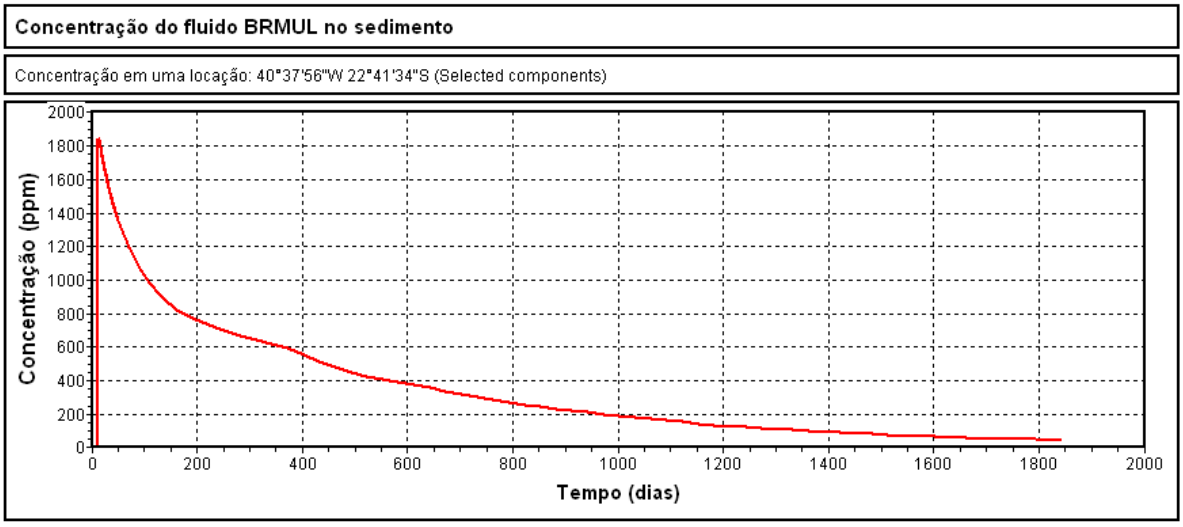


Figura 6.25. Alteração na concentração do fluido BRMUL no sedimento no entorno do poço BO23 em uma locação, ao longo de 5 anos.

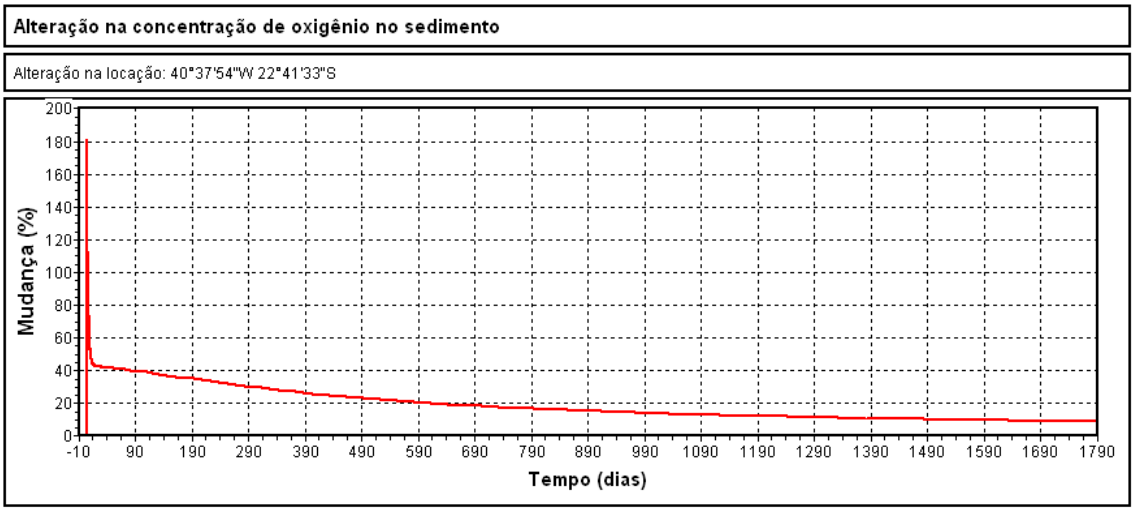


Figura 6.26 Alteração (aumento) na concentração de oxigênio no sedimento em uma locação ao longo de 5 anos.

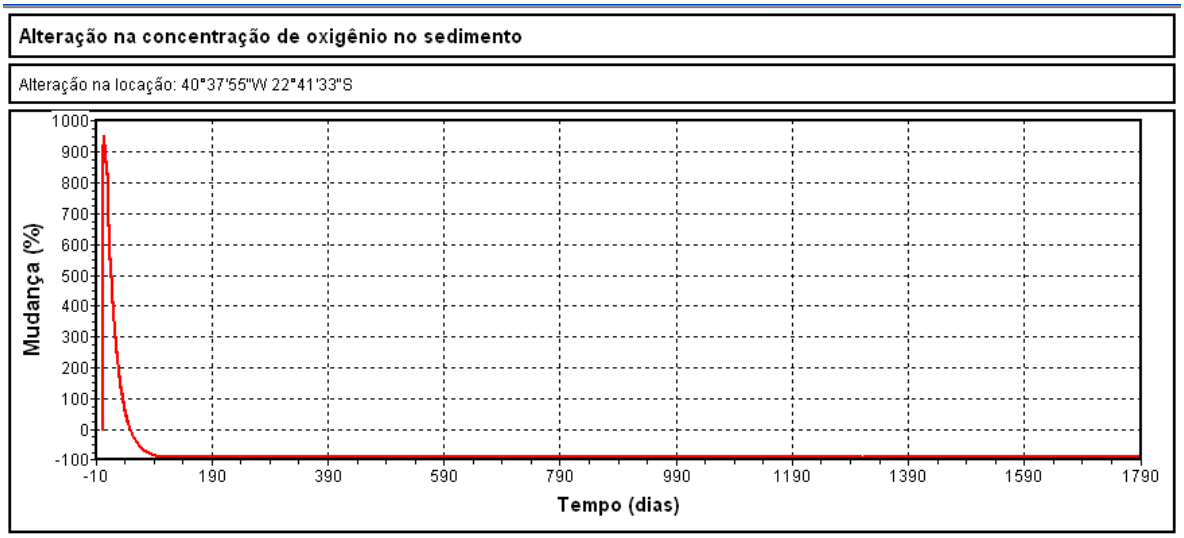


Figura 6.27 Alteração (aumento, seguido de redução a valores negativos) na concentração de oxigênio no sedimento em uma locação ao longo de 5 anos.

A Figura 6.28 apresenta o mapa de risco máximo associado ao cenário simulado e indica em vermelho, todas as células do *grid* que em algum momento da simulação apresentou um risco superior a 0.05 para a soma da contribuição de todos os fatores considerados pelo modelo. Os fatores de risco considerados para este cenário estão apresentados no Quadro 6.23. A Figura 6.29 apresenta o risco decomposto como contribuições de cada um dos fatores. É evidente a preponderância da depleção de oxigênio na Figura 6.31(c).

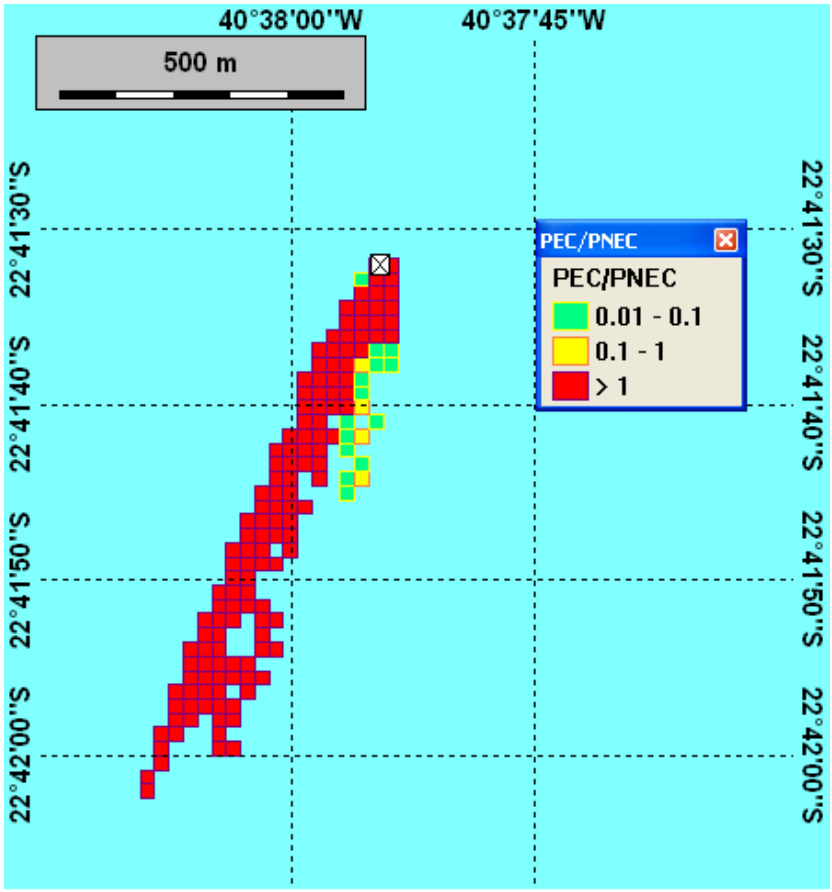
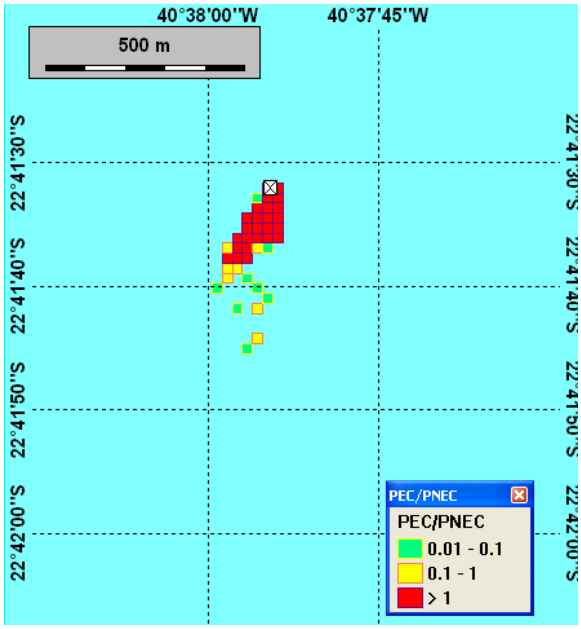


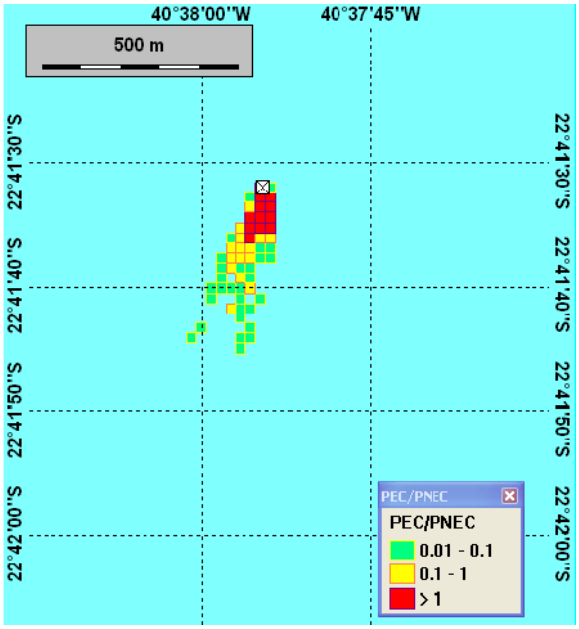
Figura 6.28. Mapa de risco máximo total para o descarte do poço BO23, considerando a combinação de todos os fatores de risco (alteração granulométrica, depleção de oxigênio e espessura do material depositado).

Quadro 6.23. Contribuição dos diferentes fatores de risco para o fator de impacto ambiental (EIF) calculado para o poço BO23.

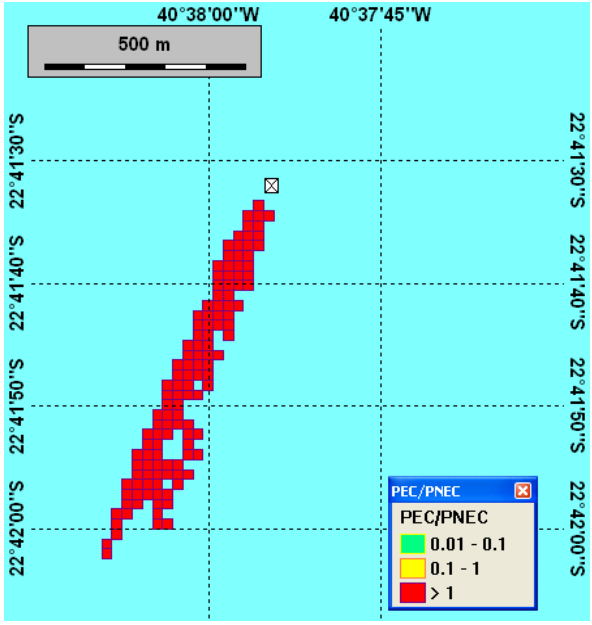
Fatores de risco	**Contribuição (%)**	**EIF total (Fator de Impacto Ambiental)**
Espessura do Material Depositado (Soterramento)	3,9	8,45
Granulometria	26,9	
Oxigênio	69,2	
Toxicidade	0	



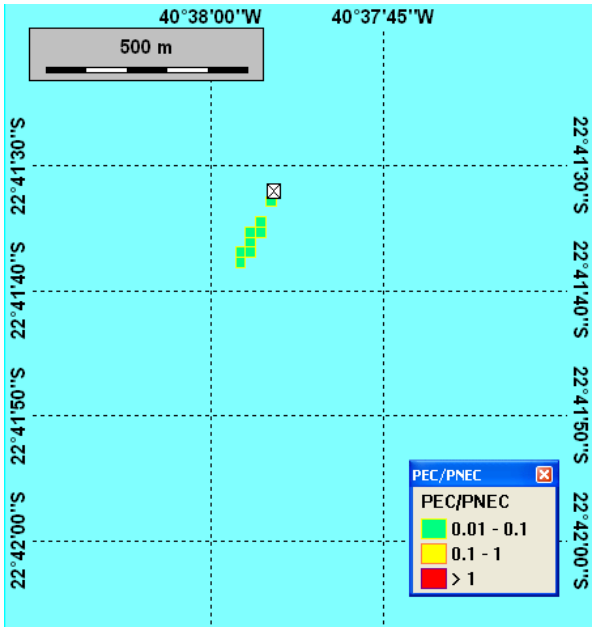
(a) Granulometria



(b) Espessura do material depositado



(c) Oxigênio



(d) Toxicidade

6.29. Mapas para os diferentes fatores de risco envolvidos no descarte da perfuração do poço BO23: (a) alteração do diâmetro médio do grão - granulometria, (b) espessura do material depositado - soterramento, (c) depleção de oxigênio e (d) toxicidade.

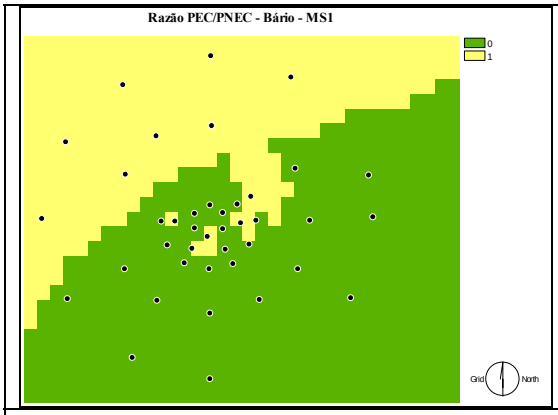
6.4.2. Quociente de Risco

O quociente de risco foi avaliado pela comparação entre os valores medidos das concentrações ambientais de bário e de n-aparafinas C14_C16, considerando para isto, as diferentes regiões da máscara nos três diferentes tempos (Cruzeiro 1, Cruzeiro 2 e Cruzeiro 3) e seus respectivos valores de PNEC.

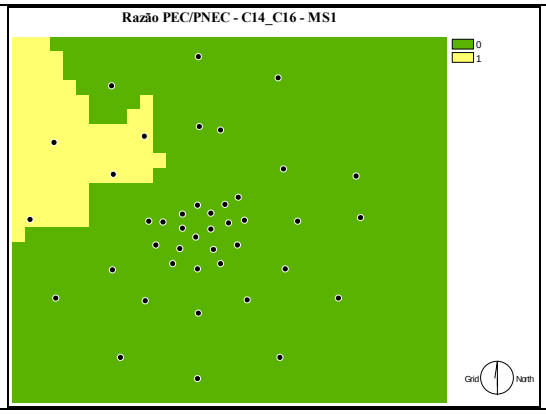
Para o bário, o valor do PNEC foi proposto com base na maior concentração ambiental registrada para a Região Controle no primeiro Cruzeiro do projeto MAPEM águas rasas. Neste caso, o valor proposto foi 750 mg/kg em peso seco.

Para as n-parafinas C14_C16, o valor proposto para o PNEC foi de 0,56 mg/kg em peso seco de sedimento. Este valor foi definido com base no limite inferior do teste de toxicidade da n-parafina usando como organismo-teste o anfípoda escavador da espécie *Tiburonella viscana*.

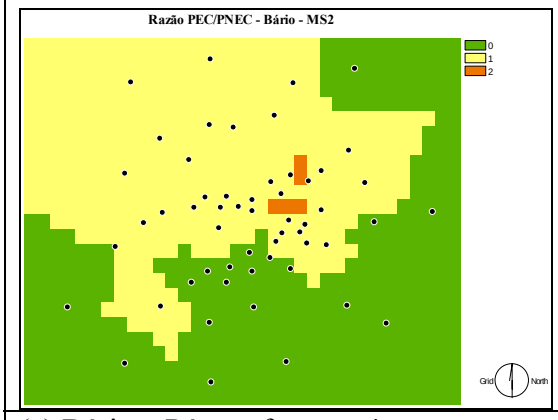
A Figura 6.30 apresenta os mapas propostos para os quocientes de risco dos traçadores químicos da perfuração, bário e n-parafinas C14_C16 baseados na razão PEC/PNEC. As cores foram associadas ao aumento da concentração ambiental (PEC) em relação ao valor limiar de efeito (PNEC) por um fator de 10. As cores, verde, amarela, laranja, vermelha e roxa, estão associados a cinco classes com valores PNEC variando de 1 a 10.000, respectivamente. Observa-se que de modo geral, o incremento de bário após o descarte foi de no máximo 10 vezes o valor de referência (cor amarela), com uma reduzida área onde a razão PEC/PNEC foi maior do que 10 (cor laranja). O mapa produzido após 22 meses do descarte indica a redução das áreas onde PEC>PNEC. Para as n-parafinas C14_C16, observa-se um aumento acentuado de mais do que 100 vezes (cor laranja), chegando em alguns pontos a mais de 1000 (cor vermelha) e até 10.000 vezes (cor roxa). Após 22 meses, observa-se uma redução generalizada dos valores de PEC/PNEC, destacando ainda, algumas áreas onde o quociente de risco permanece acima de 100 (cor laranja).



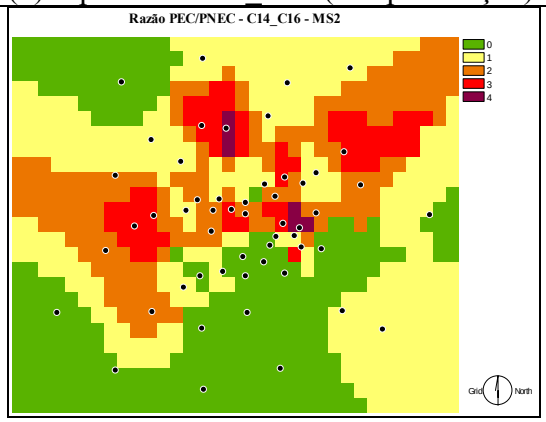
(a) Bário – (Pré-perfuração)



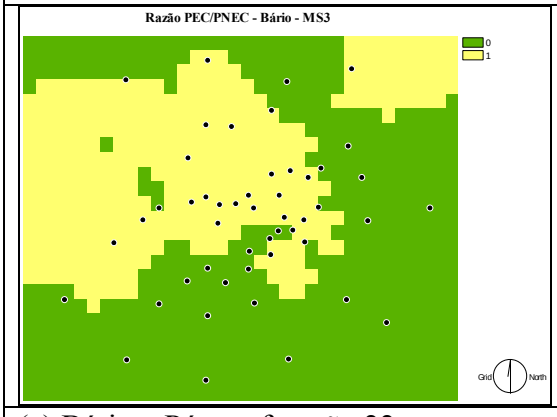
(b) n-parafina C14_C16 (Pré-perfuração)



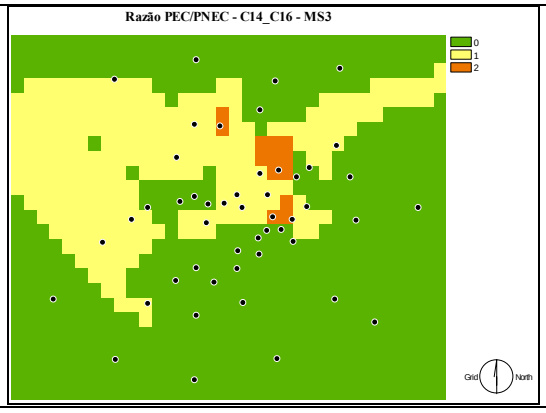
(c) Bário – Pós perfuração 4 meses



(d) n-parafina C14_C16 Pós perfuração 4 meses



(e) Bário – Pós perfuração 22 meses



(f) n-parafina C14_C16 Pós perfuração 22 meses

Figura 6.30. Mapas de risco do quociente de risco (razão PEC/PNEC) para Bário ((a – MS1), (c – MS2) e (e – MS3)) e n- parafina C14_C16 ((b – MS1), (d – MS2) e (f – MS3))no primeiro cruzeiro (MS1) pré perfuração, segundo cruzeiro MS2).

6.4.3. Modelos de Regressão Logística

Com base nos dados do projeto MAPEM e empregando o modelo teórico de regressão logística, descrito no Capítulo 5.5.3, modelos estatísticos foram ajustados e propostos para diferentes indicadores de resposta da estrutura da comunidade bentônica (meiofauna e macrofauna) objetivando aplicá-los em estudos de avaliação de risco ecológico da atividade de perfuração, para cenários similares.

Foram avaliados diferentes modelos tendo sido escolhido aquele que apresentou o melhor ajuste conciliando aspectos tais como complexidade matemática, aplicação no contexto científico do problema, experiência do analista e critérios de ajuste e diagnóstico de modelos.

Os quadros 6.24 e 6.25 descrevem as variáveis biológicas da meiofauna e da macrofauna que foram analisadas no projeto MAPEM e os pontos de corte definidos no âmbito do presente estudo, segundo metodologia descrita no item 5.5.1 do Capítulo 5.

Quadro 6.24. Variáveis descritoras da estrutura da meiofauna adotada no projeto MAPEM, indicando o efeito observado após o descarte dos poços BO22 e BO23 e os valores de ponto de corte definidos no presente estudo como limiar de efeito indesejável.

Descritores Biológicos da Meiofauna	Efeito Observado[(A)]	Dicotomização segundo ponto de corte estabelecido
ME_N - Densidade da Meiofauna (inds. $10cm^{-2}$)	Decréscimo	0 = > 53[(C)] 1= ≤ 53
ME_SG - Número de Gêneros	Decréscimo	0 = > 14[(C)] 1= ≤14
ME_SF - Número de Famílias	Decréscimo	0 = > 9[(C)] 1= ≤9
COPEPODE - Densidade de Copepoda (inds. 10 cm^{-2})	Incremento	0 = <12[(B)] 1= ≥ 12
1B – Densidade de Detritívoros Seletivos (inds. 10 cm^{-2})	Decréscimo	0 = > 10[(C)] 1= ≤ 10
2B – Densidade de Predadores Onívoros (inds. 10 cm^{-2})	Decréscimo	0 = > 1[(C)] 1= ≤ 1
H(LOG2) – Índice de Diversidade de Shannon	Decréscimo	0 = > 3,48[(C)] 1= ≤ 3,48

(A) Efeito observado para a variável biológica, entre o primeiro e segundo cruzeiro, do projeto MAPEM, comparando as regiões de exposição aos traçadores químicos (Bário ou n-parafinas) e as regiões de Controle.

(B) Menor valor observado, entre os valores máximos registrados para a região Controle, nos três cruzeiros.

(C) Maior valor observado, entre os valores mínimos registrados para a região Controle, nos três cruzeiros.

Quadro 6.25. Variáveis descritoras da estrutura da macrofauna, adotada no projeto MAPEM, indicando o efeito observado após o descarte dos poços BO22 e BO23 e os valores de ponto de corte definidos no presente estudo como limiar de efeito indesejável.

Descritores Biológicos da Macrofauna	Efeito Observado[(A)]	Dicotomização segundo ponto de corte estabelecido
MA_N – Densidade da macrofauna (ind./ 0,1m^2)	Incremento	0 = < 147 1 = ≥ 147
MA_NPO – Densidade de *Polychaeta*	Incremento	0 = < 134 1 = ≥ 134
DIVERSIT – diversidade	Decréscimo	0 = > 3,72 1 = ≤ 3,72
SED_CAR – sedentários carnívoros	Incremento	0 = < 2 1 = ≥ 2
SED_FILT – sedentários filtradores	Incremento	0 = < 6 1 = ≥ 6
VA_DET- Vágeis detritívoros	Incremento	0 = < 47 1 = ≥ 47
NPO/NCRP – Razão *Polychaeta* por *Crustácea*	Incremento	0 = < 13,53 1 = ≥ 13,53

(A) Efeito observado para a variável biológica, entre o primeiro e segundo cruzeiro, do projeto MAPEM, comparando as regiões de exposição aos traçadores químicos (Bário ou n-parafinas) e as regiões de Controle.

(B) Menor valor observado, entre os valores máximos registrados para a região Controle, nos três cruzeiros.

(C) Maior valor observado, entre os valores mínimos registrados para a região Controle, nos três cruzeiros.

6.4.3.1. Número de Gêneros da Meiofauna

Para o número de gêneros da meiofauna (ME_SG), a estatística do teste da razão de verossimilhança do modelo foi 32.85 $(p < 0{,}0001)$. O nível descritivo amostral encontrado para a o teste Hosmer-Lemeshow $(p = 0{,}587)$ mostra o bom ajuste do modelo.

A Figura 6.30 (a) descreve o gráfico da curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*) empregada para avaliar a capacidade de discriminação do modelo. A área sob a curva foi estimada em 0,787 com um intervalo de confiança (IC95%) entre 0,703 e 0,871. Seguindo a metodologia descrita no item 5.5 do Capítulo 5, foi definindo o ponto no qual a sensibilidade e a especificidade são maximizadas. A Figura 6.31(b) descreve a intersecção entre as duas curvas indicado a probabilidade logística associada. No modelo ajustado para ME_SG, o valor proposto é $\hat{\pi} = 0{,}34$.

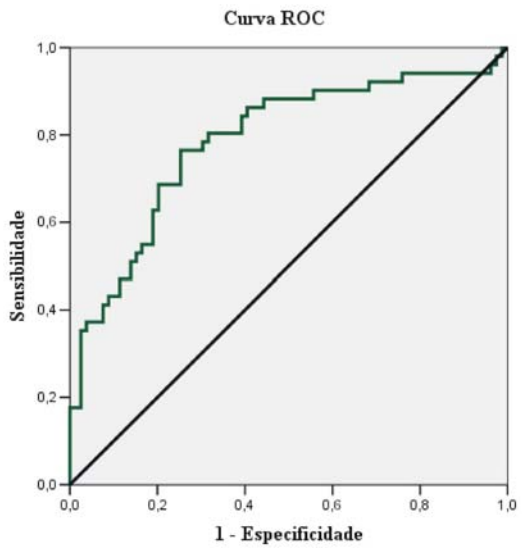


Figura 6.31 (a). Gráfico da curva ROC do modelo para ME_SG. A linha preta divide a região do gráfico em duas áreas de igual valor (0,5).

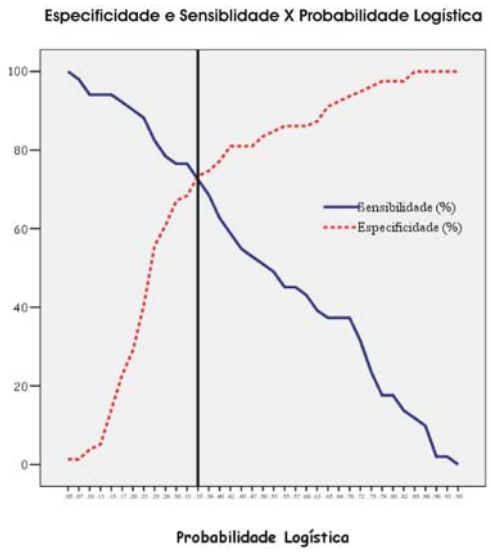


Figura 6.31 (b). Gráfico de dispersão entre Sensibilidade e Especificidade *versus* Probabilidade Predita para ME_SG.

O Quadro 6.26 descreve a classificação das estações amostrais observadas nas classes de risco (1) e não risco (0) e a classificação resultante do modelo proposto, considerando o ponto de corte $\hat{\pi} = 0{,}34$ (Figura 6.30(b)). O percentual de acerto global

foi de 74,6% e o percentual de classificação dos casos observados na classe de risco foi de 75,6%.

Quadro 6.26. Tabela de classificação baseada no modelo de regressão logística usando o ponto de corte de 0,34.

OBSERVADO ME_SG dicotômico	**PREDITO**		
	ME_SG dicotômico		Percentual de acerto
	Classe 0 (não Risco)	Classe 1 (Risco)	
Classe 0 (não Risco)	58	21	73.4
Classe 1 (Risco)	12	39	75,6
Percentual global (Ponto de corte: 0,34)			74,6

As estatísticas de diagnóstico empregadas no presente estudo são descritas nas figuras 6.31 (a) e (b) e figuras 6.32 (a), (b), (c) e (d). Considerando o fato de que as estatísticas de ajuste global (razão de verossimilhança e Hosmer-Lemeshow) indicaram um bom ajuste do modelo, não é esperado um grande número de unidades amostrais com problemas nas estatísticas individuais. Os diagnósticos ΔX^2 e ΔD versus a probabilidade logística são mostrados nas Figuras 6.31 (a) e (b). As formas das curvas apresentadas nas duas figuras são similares, embora a amplitude de variação seja diferente, fato esperado quando comparamos Pearson (ΔX^2) versus o Deviance (ΔD). Em ambos os gráficos, é descrita a linha representando o valor 3,84, correspondente ao limite superior do percentil 95% das quantidades ΔX^2 e ΔD que sob condições assintóticas, seguem uma distribuição $\chi^2(1)$ onde $\chi^2(1) = 3{,}84$.

Na Figura 6.32(a), identificam-se sete unidades amostrais que registraram valores superiores a 3,84, revelando um fraco ajuste ao modelo proposto segundo a estatística ΔX^2. Estas mesmas unidades amostrais com seus valores observados e as estatísticas individuais são apresentadas no Quadro 6.15. Nesta mesma figura aparecem três unidades amostrais com padrões mais extremos, estas classificadas como casos Controle (cor Azul) na Máscara proposta no projeto MAPEM. A análise da Figura 6.32(b) aponta para estas mesmas 3 unidades amostrais. No entanto, considerando a medida ΔD, as demais estações amostrais estão de acordo com os critérios considerado adequados no procedimento de ajuste do modelo. Na modelagem de dados observado em campo sem o controle rígido imposto em experimentos laboratoriais considera-se adequado os resultados descritos, dependendo da análise de influência no vetor de

coeficientes $\widehat{\beta}$, descritas graficamente nas Figuras 6.32 (a), (b), (c) e (d). As três estações amostrais classificadas no grupo Controle e que apresentaram desvio alto (Figuras 6.31(a) e (b)), são justamente locais onde o indicador biológico foi classificado como classe de risco embora as concentrações dos traçadores n-parafina e bário foram considerados para a região estudada.

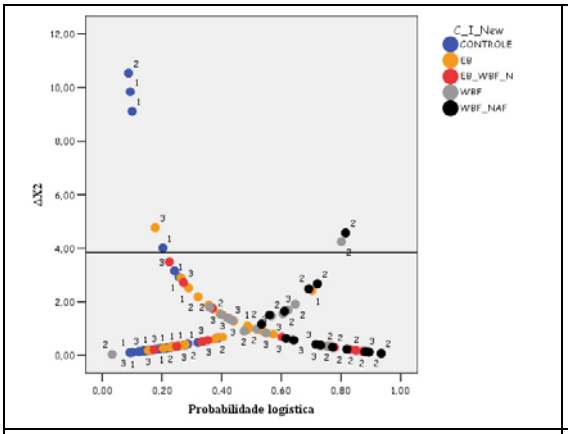


Figura 6.33 (a). Gráfico de dispersão de ΔX^2 versus a probabilidade logística.

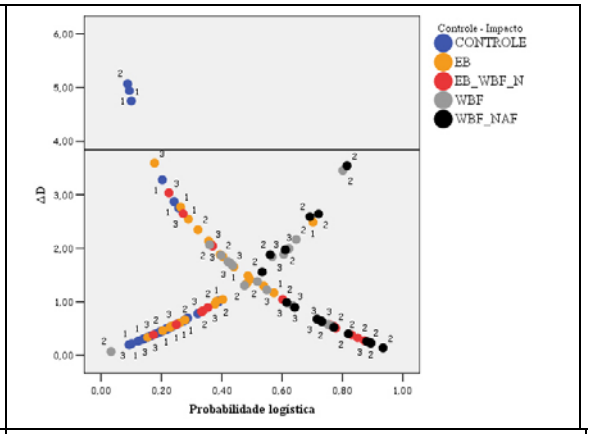


Figura 6.33 (b). Gráfico de dispersão de ΔD versus a probabilidade logística.

As figuras 6.33 (a),(b),(c) e (d), descrevem de forma individual, para cada coeficiente do modelo, a dispersão entre a mudança observada no coeficiente associada ao observação (padrão de covariável) versus a probabilidade logística. Segundo Hosmer e Hosmer-Lemeshow (2000), o diagnóstico de influência deve ser maior 1,0 para que um padrão de covariável tenha efeito no coeficiente estimado. Desta forma, todos os padrões encontram-se adequados para a aceitação do modelo.

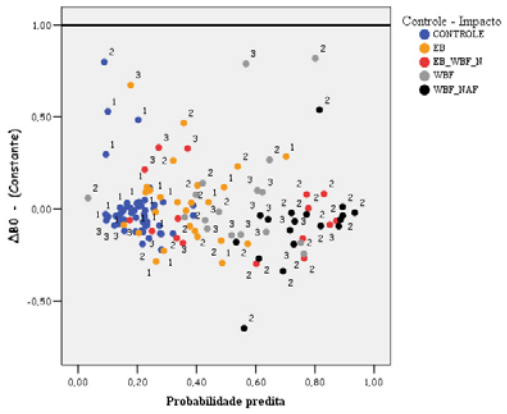


Figura 6.33 (a). Gráfico de dispersão de $\Delta B0$ versus a probabilidade logística.

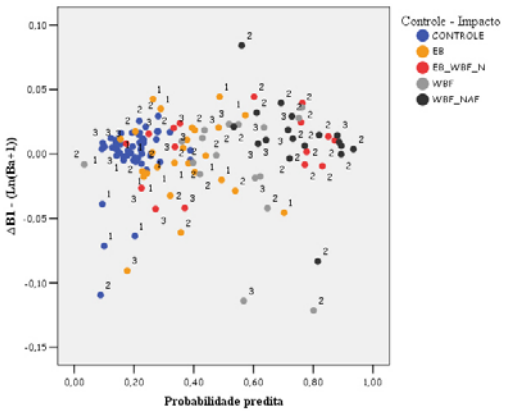


Figura 6.33 (b). Gráfico de dispersão de $\Delta B1$ versus a probabilidade logística.

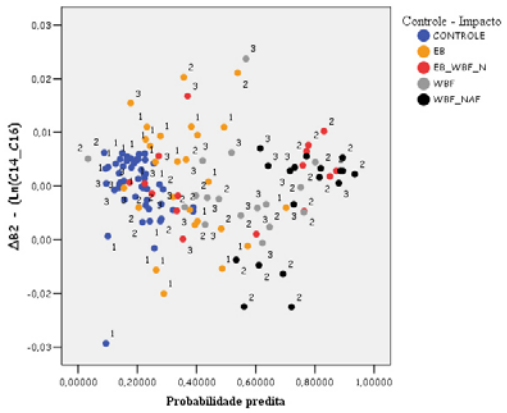


Figura 6.33 (c). Gráfico de dispersão de $\Delta B2$ versus a probabilidade logística.

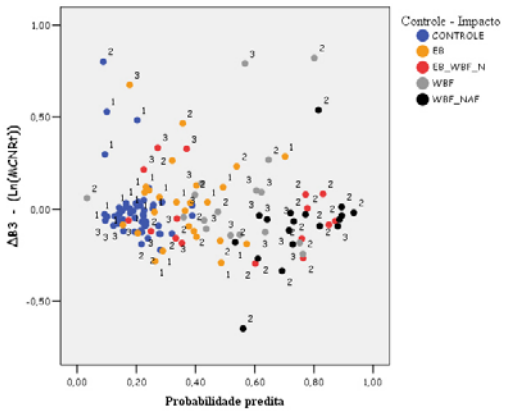


Figura 6.33(d). Gráfico de dispersão de $\Delta B3$ versus a probabilidade logística.

O Quadro 6.27 descreve as informações sobre as unidades amostrais destacadas pela Figura 6.31(a). Estão descritas a identificação das unidades amostrais, as respectivas observações para cada uma das covariáveis do modelo neste caso o bário, C14_C16 e MCNRt seguida do número total de gêneros observados (ME_SG). A seguir, é descrita a classificação proposta no projeto MAPEM (Máscara) e a classificação na forma risco (1) e não risco (0) (y_j) e o valor das estatísticas de diagnóstico $\Delta\widehat{\beta}, \Delta\widehat{X}^2$ e ΔD.

As estatísticas de diagnóstico revelaram que estas unidades amostrais apresentaram, dentro o conjunto de todas as observações, os ajustes mais fracos. Os resultados estatísticos não foram conclusivo na direção de excluir tais observações do conjunto de dados considerando que somente uma análise de diagnóstico, entre todas propostas, indicou as sete unidades amostrais (Figura 6.31(a)). Somente três unidades foram destacadas em duas das ferramentas de diagnóstico sem que tenham sido

detectadas mudanças significativas nos coeficientes do modelo. Complementarmente, entende-se que este tipo de resultado é inerente a estudo de avaliação de impacto ambiental realizado em condições similares as investigadas no âmbito do projeto MAPEM, águas rasas, isto é, em uma região sabidamente de atividade de exploração e produção de óleo e gás. As unidade amostrais MS02S53, MS01S49 e MS01S38, classificadas na classe de risco(1), mesmo que constituídas de concentrações dos traçadores dentro dos valores admitidos como base para o local, podem estar registrando efeito decorrente de outros fatores ligados a atividade de perfuração que não os traçadores da atividades de perfuração como arrasto de cabos de âncoras, revolvimento do sedimento de fundo durante os processos de instalação dos dutos de produção entre outros. Ressalta-se que os poços, inicialmente de caráter exploratório, tornaram-se poços de produção de óleo e gás, isto tudo acrescido das atividades pretéritas já realizadas no local inclusive com a presença de uma árvore de natal e dutos de produção instalados antes da primeira coleta prevista no âmbito do projeto (MS1)

Quadro 6.27. Descrição das unidades amostrais (Estação), as covariáveis do modelo (bário, C14_C16 e MCNRt), número total de gêneros observados (ME_SG), a localização nas áreas de deposição especificada no projeto MAPEM (Máscara), a classificação na condição de risco (1) e não risco (0) (y_j) e as estatísticas de diagnóstico $\Delta\widehat{\beta}, \Delta\widehat{X}^2$ e ΔD.

Estação / Variáveis	**MS02 S53**	**MS01 S49**	**MS01 S28**	**MS03 S38**	**MS03 S39**	**MS02 S02**	**MS02 S69**
Bário	135,00	334,90	224	234,46	432,60	6.663,00	5.870,00
C14_C16	0,02	0,01	0,01	0,17	0,05	16,32	1,68
MCNRt	0,12	1,45	0,38	0,24	0,16	6,21	0,29
ME_SG	2	10	12	8	12	16	35
Máscara	Controle	Controle	Controle	EB	EB_WBF_NAF	WBF_NAF	WBF
$\mathbf{y_i}$	1	1	1	1	1	0	0
$\widehat{\pi}_j$	0,09	0,09	0,10	0,18	0,22	0,81	0,80
$\Delta\widehat{\beta}0$	0,78	0,30	0,53	0,67	0,21	0,54	0,82
$\Delta\widehat{\beta}1$	-0,11	-0,04	-0,07	-0,09	-0,02	-0,08	-0,12
$\Delta\widehat{\beta}2$	0,01	-0,03	-0,01	0,01	0,0005	0,002	0,004
$\Delta\widehat{\beta}3$	-0,003	0,04	0,02	-0,004	-0,009	-0,005	0,03
$\Delta\widehat{X}^2$	10,54	9,84	9,11	4,76	3,50	4,57	4,25
ΔD	5,07	4,94	4,75	3,59	3,03	3,54	3,45

O modelo adotado incluiu as variáveis independentes Bário, C14_C16 e MCNRt na forma de logaritmo neperiano (Ln). As estimativas obtidas pelo método de máxima verossimilhança para os parâmetros do modelo estão descritas no Quadro 6.15. Para o traçador Bário, a transformação aplicada foi $\ln(x+1)$ e para as demais variáveis (traçadores) incluídas no modelo, a transformação foi $\ln(x)$.

A análise do Quadro 6.28 indica que MCNRt não foi significativa ao nível de 5%. Apesar disso, segundo recomendação de Hosmer e Lemeshow (2000), considerando o substancial ganho no ajuste dos parâmetros proporcionado pela sua inclusão no modelo, optou-se por mantê-la considerando critérios de avaliação estatística e de interpretação da mesma no contexto ambiental.

Um dos resultados relevantes da modelagem por regressão logística recai na observação da razão de chances (RC) com ampla aplicação em estudos epidemiológicos e de cunho ambiental. A razão de chances expressa a magnitude da influência do fator de risco sobre a resposta da variável biológica. No presente estudo, a razão de chance informa como a exposição da biota a determinados níveis de concentração das variáveis químicas (explanatórias do modelo) influência na magnitude do efeito na resposta da estrutura da comunidade biológica, neste caso o número de gêneros da meiofauna.

O Quadro 6.28 apresenta as variáveis Ba e C14_C16 seguidas pelas estimativas obtidas para a razão de chance representada por $\exp(\hat{\beta})$. A razão de chance (RC) para o Bário foi 2,160 e para C14_C16, foi 1,234.

Quadro 6.28. Resultado do ajuste do modelo de regressão logística múltipla mostrando os coeficientes estimados $\hat{\beta}$ e a razão de chance ($\exp(\hat{\beta})$).

Variáveis incluídas no modelo		$\hat{\beta}$	$E\hat{P}$	Wald	p-valor	$\exp(\hat{\beta})$	I.C. 95,0% para $\exp(\beta)$	
							Inferior	Superior
Passo 1(a)	ln_BaMU	0,770	0,298	6,683	0,010	2,160	1,205	3,873
	ln_C14C16	0,210	0,100	4,385	0,036	1,234	1,014	1,502
	ln_MCNRt	-0,159	0,140	1,288	0,256	0,853	0,648	1,123
	Constant	-5,594	2,122	6,950	0,008	0,004		

a Variáveis incluídas no Passo 1: ln_BaMU, ln_C14C16, ln_MCNRt

Para ilustrar a aplicação da razão de chances no contexto deste estudo, o Quadro 6.29 apresenta as razões de chance $RC(c)$ calculadas para diferentes cenários de aportes nas concentrações de bário e n-parafinas C14_C16. As concentrações ambientais iniciais destes traçadores refletem os níveis basais dos mesmos, exemplificando situações prévias aos descartes da perfuração. As concentrações finais refletem valores pós-descarte, considerando para isto, a heterogeneidade espacial da deposição do material descartado.

Os valores 50 mg/kg, 200 mg/kg, 750 mg/kg e 1500 mg/kg foram tomados como referência para níveis basais da concentração de bário em sedimentos marinhos de regiões não diretamente influenciadas por atividades de operações de petróleo, segundo Neff (2002). Estes valores se encontram na faixa de concentrações observadas para as regiões Controle e EB estabelecidas no projeto MAPEM (MAPEM, 2006 e Toldo e Ayup-Zouain, 2009).

Os valores 0,05 mg/kg, 1 mg/kg e 3 mg/kg foram usados para exemplificar as condições pré-perfuração refletindo os níveis basais da concentração de n-parafinas C14_C16 em sedimentos marinhos das regiões Controle e EB definidas no âmbito do projeto MAPEM.

Para a situação típica da Região Controle, observa-se que o aumento na concentração de bário de 500 mg/kg (valor médio observado na Região Controle, pré-perfuração) para 2000 e 5000 mg/kg (valores encontrados para as Regiões WBF e WBF_NAF no segundo cruzeiro), observa-se a $RC(c)$ variando entre 2 e 6.

No caso das n-parafinas C14_C16, o aumento de 0,05 mg/kg (Região Controle, pré-perfuração) para 500 mg/kg (Região WBF_NAF no segundo cruzeiro), implicou numa $RC(499{,}95) = 6{,}90$

Nas condições da Região de Estímulo Basal (EB), encontradas na situação pré-perfuração, o valor inicial de bário foi da ordem de 1500 mg/kg e das n-parafinas C14_C16 de 0,36 mg/kg. Neste caso, a $RC(c)$ foi calculada considerando os maiores valores encontrados para estes traçadores em EB_WBF_NAF, no segundo cruzeiro (4164,63 mg/kg de bário e 222,08 de C14_C16). As razões de chance encontradas foram 2,19 para o bário e 3,85 para n-parafinas C14_C16.

Quadro 6.29. Razões de chance para diferentes magnitudes de incremento nas concentrações iniciais de bário e C14_C16.

Bário (mg/kg)		RC(c)	C14_C16 (mg/kg)		RC(c)
INICIAL	**FINAL**		**INICIAL**	**FINAL**	
50	500	5,89	**0,05**	1	1.87
	750	8,05		5	2,63
	1.500	13,72		10	3,04
	5.000	34,67		50	4,26
	12.500	70,21		200	5,70
200	500	2,02		500	6,90
	750	2,76		1.000	8,00
	1.500	4,70		2.000	9,25
	5.000	11,90		3.000	10,00
	12.500	24,24	**1,00**	5	1,4
500	750	1,36		10	1,62
	1.500	2,33		50	2,27
	3.000	3,97		200	3,00
	5.000	5,88		500	3,69
	12.500	11,90		1.000	4,26
750	1.500	1.70		3.000	5,37
	3.000	2,90	**3,00**	5	1,11
	5.000	4,30		10	1,29
	12.500	8,70		50	1,80
1500	3.000	1,70		200	2,41
	5.000	2,50		500	2,93
	12.500	5,11		1.000	3,39
				3.000	4,26

As figuras 6.34(a) e 6.34(b) descrevem os gráficos para a evolução da razão de chance $RC(c)$ considerando alguns valores iniciais (níveis de base - NB) descritos no Quadro 6.17. O gráfico da Figura 6.34(a) apresenta a evolução das $RC(c)$ estimadas para quatro valores iniciais propostos para as concentrações de Bário (200, 500, 750 e 1500 mg/kg). A Figura 6.34(b) apresenta a evolução da $RC(c)$ estimadas para quatro valores iniciais (níveis de base - NB) propostos para as concentrações de n-parafinas C14_C16 (0,01, 0,05, 1,00 e 3,00 mg/kg). Em ambos os gráficos, o padrão mostra que a evolução de $RC(c)$ depende diretamente das concentrações encontrados no ambiente antes das atividades. Desta forma, quanto menor for o valor ambiental inicial, mais acentuado será o crescimento da razão de chance.

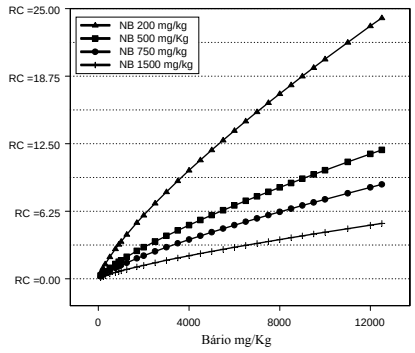


Figura 6.34(a). Evolução da RC considerando os valores iniciais 200, 500, 750 e 1500 mg/kg de Bário.

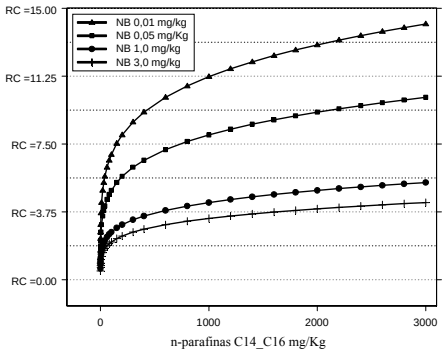


Figura 6.34(b). Evolução da RC considerando os valores iniciais 0,01, 0,05, 1,00, e 3,00 mg/kg de C14_C16.

A figura 6.35 apresenta, simultaneamente, as curvas das razões de chance (RC) para o bário e para as n-parafinas C14_C16, tomando como parâmetro os níveis basais da concentração destes traçadores observados na região de estudo de águas rasas do projeto MAPEM.

No primeiro cruzeiro, situação prévia ao descarte de BO22 e BO23, os valores 0,01 mg/kg e 0,05 mg/kg caracterizaram as concentrações das n-parafinas C14_C16 na região Controle, e 0,6 mg/kg caracterizou a concentração registrada para EB.

Para o bário, as concentrações 200 mg/kg e 500mg/kg caracterizaram as condições encontradas na Região Controle e 1500 mg/kg caracterizou a Região EB.

Observa-se que o aporte de n-parafina C14_C16 nos sedimentos da região Controle resultou em razões de chance consideravelmente maiores do que aquelas observadas para o bário nesta mesma região.

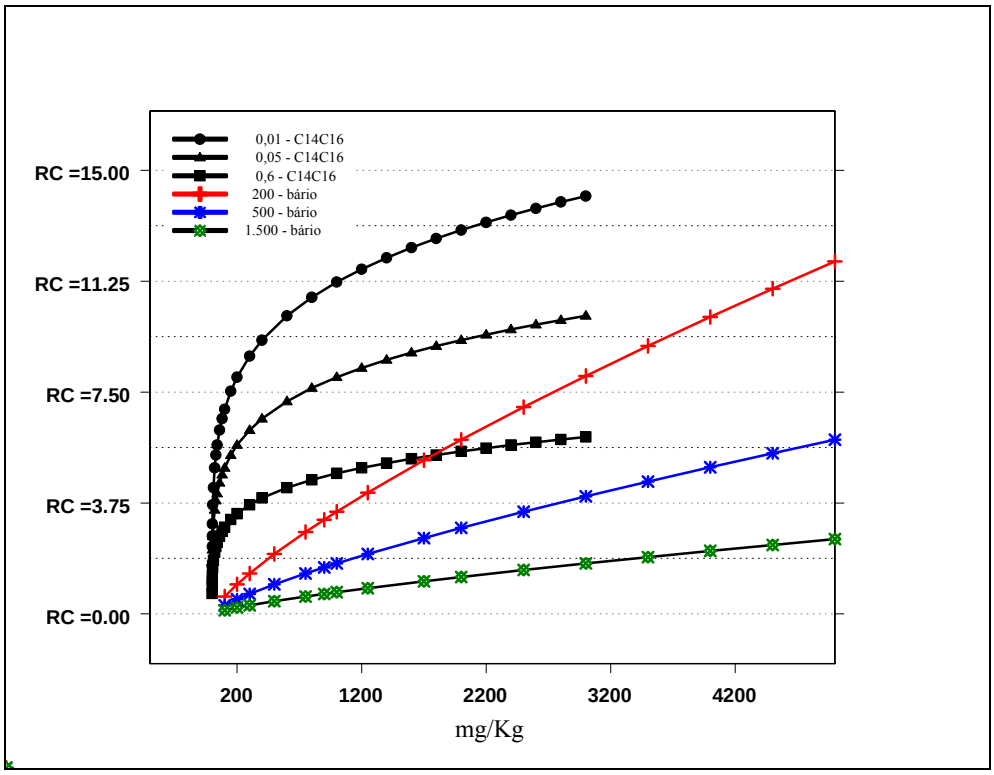


Figura 6.35. As regiões que registraram incremento de n-parafina C14_C16, alcançaram concentrações com valores médios de 200 mg/kg na região EB_WBF_NAF e 500 mg/kg na região WBF_NAF. Nestes mesmos locais, o bário atingiu o valor médio de 4000 e 5000 mg/kg, respectivamente. Em ambos cenários, a RC calculada para n-parafina C14_C16 supera a do bário.

Introduzindo na equação 5.3, as estimativas obtidas para os parâmetros do modelo apresentadas no Quadro 6.16, a equação para a predição da probabilidade de uma determinada unidade amostral apresentar o efeito adverso especificado, isto é, redução do número de gêneros a valores inferiores a 14, assume a forma a seguir descrita:

$$\pi(x) = \frac{e^{-5{,}594 + 0{,}770(\ln(Ba+1)) + 0{,}210(\ln(C14C16)) - 0{,}159(\ln(MCNRt))}}{1 + e^{-5{,}594 + 0{,}770(\ln(Ba+1)) + 0{,}210(\ln(C14C16)) - 0{,}159(\ln(MCNRt))}} \qquad \text{Equação 6.1}$$

A Figura 6.36(a) descreve a dispersão em um gráfico 3D para as duas covariáveis significativas do modelo, $\ln(Ba+1)$ e $\ln(C14_C16)$, versus a probabilidade logística, ou de outra forma, $\pi(x)$.

A inspeção do gráfico revela nitidamente o padrão conjunto esperado para os valores preditos como função das covariáveis. A relação não linear positiva mostra que o aumento nas concentrações $\ln(Ba+1)$ e $\ln(C14_C16)$ resultam no aumento do risco das estações amostrais apresentarem efeito condicional à exposição aos traçadores químicos. Complementarmente, constata-se que as estações amostrais sob maior risco são justamente aquelas localizadas nas regiões EB_WBF_NAF, cruzeiro 2 e WBF_NAF cruzeiro 3. As estações amostrais localizadas na região Controle (pontos azuis nas figuras 6.36(a) e (b)) apresentaram concentrações abaixo da média para os dois traçadores, e conseqüentemente baixa probabilidade ($\pi(x)<0{,}34$) de apresentarem efeitos adversos decorrente da atividade de perfuração monitorada.

Localizadas em um "patamar" intermediário de risco, encontram-se a as unidades amostrais localizadas nos grupos EB e WBF. Este padrão se se repete na Figura 6.36(b), agora considerando o número de gêneros observados.

A Figura 6.36(b) apresenta a dispersão entre o número de gêneros observado nas unidades amostrais versus a probabilidade logística. Quando comparadas, as figuras 6.36 (a) e (b) confirmam o excelente ajuste do modelo. Fica notadamente registrado o gradiente existente entre o decréscimo no número de gêneros (ME_SG) e o aumento em $\pi(x)$, que mensura a probabilidade da unidade amostral apresentar efeito adverso.

Os quadrantes da Figura 6.36(b) revelam as fortes evidências da capacidade de predição do modelo. No quadrante direito inferior, encontram-se as unidades amostrais que registraram as menores concentrações dos traçadores dos fluidos de perfuração, enquanto que no quadrante superior esquerdo, encontram-se as unidades amostrais que registraram as maiores concentrações dos marcadores dos fluidos de perfuração. Em uma posição intermediária, as unidades amostrais com valores médios tanto para o número de gênero com para os traçadores dos fluidos.

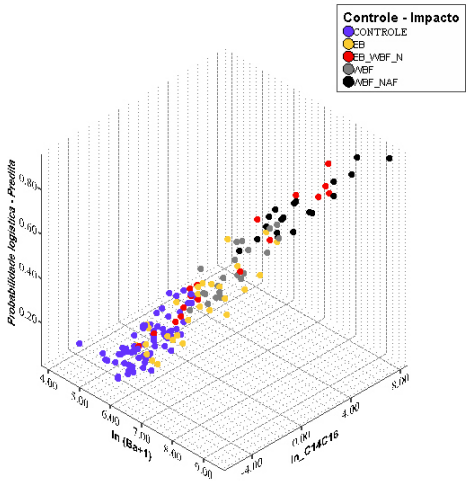


Figura 6.36(a). Gráfico de dispersão 3D entre as variáveis $\ln(Ba+1)$, $\ln(C14_C16)$ e o risco da unidade amostral apresentar efeito adverso no traçador biológico (probabilidade logística).

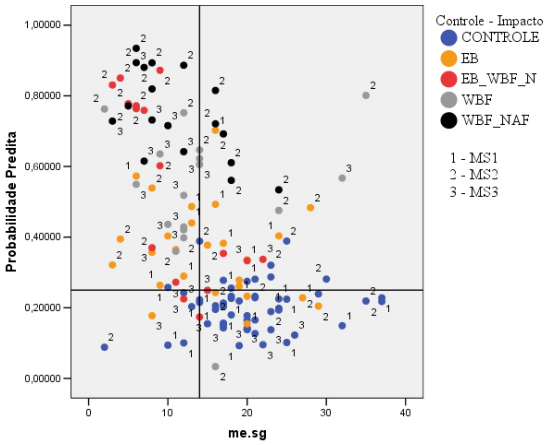


Figura 6.36(b). Gráfico de dispersão entre o número de gêneros (ME_SG) e o risco da unidade amostral estar sob efeito adverso (probabilidade logística).

Observa-se que a escala de risco é contínua em relação aos efeitos esperados e que a região Controle apresenta uma pequena probabilidade de pertencer à classe de risco, ou de forma análoga, de apresentar uma resposta adversa frente ao indicador adotado, ainda que não exposto a concentrações ambientais críticas.

Como apresentado no Capítulo 3 (Revisão da Literatura), este aspecto é inerente a estudos de avaliação de risco com abordagem probabilística onde não existe um critério fixo do tipo passa ou falha, mas sim um espectro contínuo de valores sobre o qual uma equipe multidisciplinar (representando diferentes grupos de interesse) deverá julgar e propor um nível de aceitabilidade do risco no contexto específico da tomada de decisão.

Para a variável ME_SG, o nível definido pelas medidas de especificidade e sensibilidade, descritos na Figura 6.37 através do plano $\pi(x)=0{,}34$, estabelece uma condição na qual a maioria das unidades amostrais do Controle (cor azul) e unidades amostrais que foram expostas ao aporte dos marcadores dos fluidos de perfuração em MS2 e que, em MS3 retornaram aos níveis de MS1(EB_WBF_NAF-MS3, cor vermelha

no terceiro cruzeiro), encontram-se agrupadas na Classe de não efeito(0), enquanto que, para probabilidades superiores a 0,34, a quase totalidade das unidades amostrais foram expostas ao aumento das concentrações de bário e/ou n-parafinas C14_C16 após a perfuração dos poços BO22 e BO23. Para estas unidades amostrais, as estimativas das probabilidades de registrar efeitos adversos frentes aos valores esperados para regiões não expostas, foram altas. Ressalta-se que entre as probabilidades 0,34 e 0,50 existe uma região de incerteza determinada pela ampla variação do número de gêneros observado para a região Controle, esta provavelmente associado a defasagem de tempo entre a entrada dos estímulos (traçadores dos fluidos) e a resposta biológica para as situações não extremas, além do longo histórico de atividades pretéritas desenvolvidas naquela região.

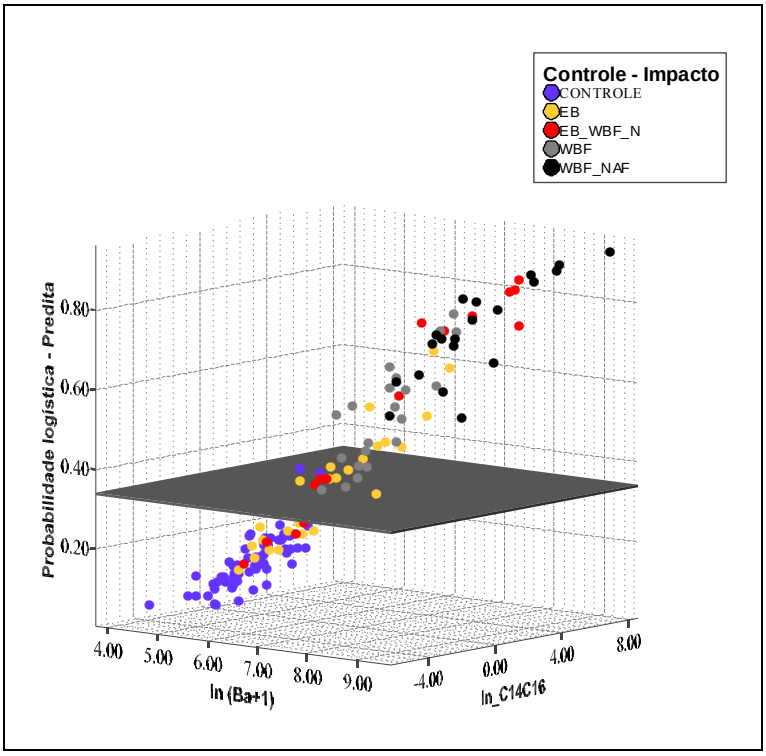


Figura 6.37. Gráfico de dispersão 3D entre as variáveis $\ln(Ba+1)$, $\ln(C14_C16)$ e o risco da unidade amostral apresentar efeito adverso no traçador biológico (probabilidade logística), descrevendo o plano $\pi(x)=0{,}34$ definido pelas medidas de especificidade e sensibilidade do modelo.

A Figura 6.38 descreve através de símbolos, a presença ou ausência de manchas escuras observadas nas amostras de sedimento coletadas no entorno dos poços BO22 e BO23. Esta característica do sedimento foi plotadas sobre o mapa de probabilidades logísticas estimado para o indicador biológico ME_SG. As probabilidades foram estimadas pela Equação 6.1 alimentadas a partir de um possível cenário de concentrações para os traçadores dos fluidos de perfuração no sedimento de fundo oceânico. Observa-se a acentuada densidade de manchas no segundo cruzeiro (2), justamente na região onde se registra maior probabilidade de ocorrência de efeito adverso no indicador biológico número de gêneros da meiofauna (ME_SG).

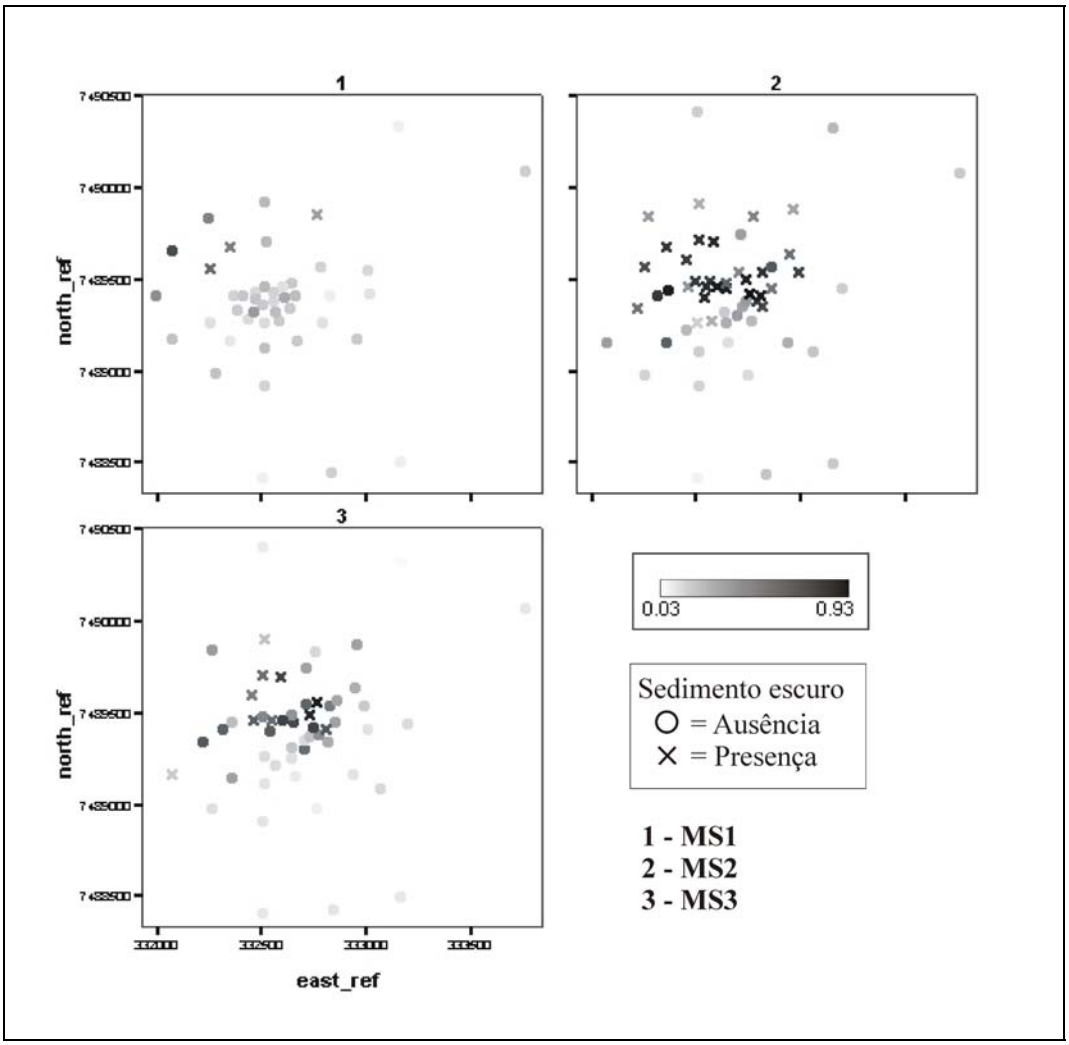


Figura 6.38. Distribuição espacial das probabilidades logísticas estimadas e a indicação de presença ou não da "mancha escura".

As figuras 6.39, 6.40 e 6.41 apresentam os mapas de probabilidade destacando os pontos observados na malha amostral prevista no projeto MAPEM. Sobre este, e para

cada ponto amostral nos três diferentes cruzeiros, foram indicados o percentual de cobertura de sedimentos de coloração negra associado a forte odor característico de matéria orgânica em processo de degradação. Esta característica do sedimento foi percebida a bordo do navio por meio de análise visual e olfativa das amostras coletadas com *box-core* (Figuras 6.37a, 6.38a e 6.39a) (MAPEM, 2006). As figuras 6.39b, 6.40b e 6.41b apresentam o número de gêneros da meiofauna (ME_SG) observado nas unidades amostrais, e no fundo, as probabilidades de efeito adverso para este indicador biológico.

Observa-se que os maiores percentuais de cobertura pelas manchas de coloração escura aparecem no segundo cruzeiro, quatro meses após o descarte, e estão localizados próximos ao centro da malha onde também estão registrados os menores valores do número de gênero. No terceiro cruzeiro, observa-se uma nítida redução no percentual de cobertura destas manchas

Especialistas das diversas disciplinas que integraram o projeto, sugeriram a possibilidade da coloração enegrecida dos sedimentos estar associada à ocorrência de degradação das n-parafinas C14_C16 usadas como base do fluido não aquoso.

Os indícios da degradação das n-parafinas C14_C16 aqui apontados, estão alinhados com os resultados preditos pelo modelo DREAM que indicou a depleção de oxigênio como o fator de risco preponderante para os descartes da perfuração dos poços BO23.

Destaca-se, porém que no âmbito do projeto MAPEM, não foi realizado qualquer análise quanto ao teor de oxigênio nos sedimentos coletados.

O alto coeficiente de partição octanol-água calculado para as n-parafinas C14_C16, associado a baixa toxicidade evidenciada pelos testes de ecotoxicidade, reforçam a hipótese de que efeitos observados na estrutura das comunidades bentônicas estão mais provavelmente associados as condições anóxicas.

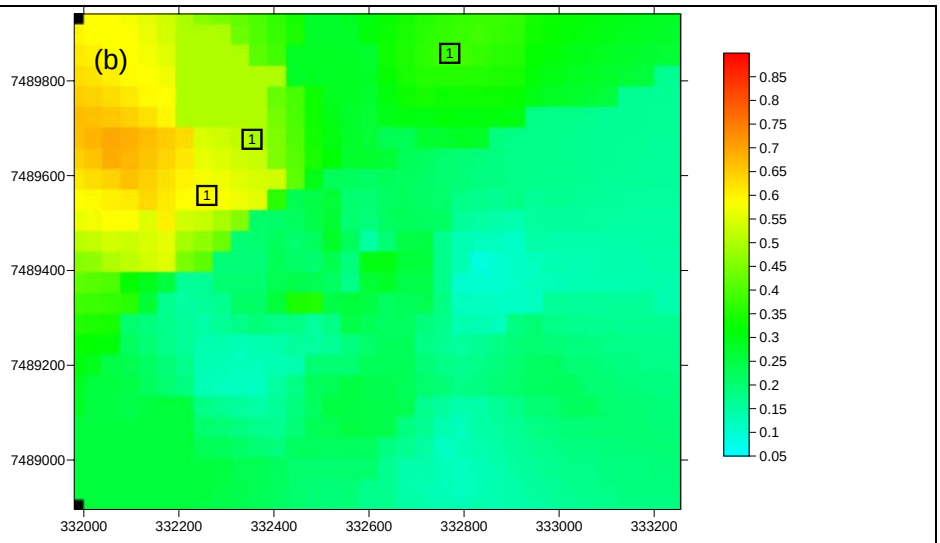


Figura 6.39 (a). Distribuição espacial do risco de efeito sobre o número de gêneros no assoalho oceânico da região estudada em MS1, e o percentual de cobertura da mancha escura no sedimento coletado.

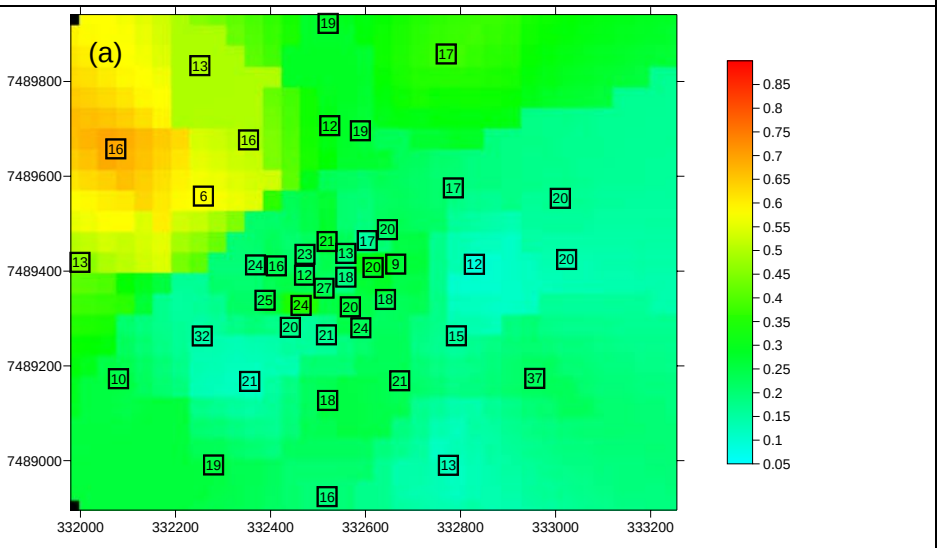


Figura 6.39 (b). Distribuição espacial do risco de efeito sobre o número de gêneros no assoalho oceânico em da região estudada em MS1, e o número de gêneros observado (ME_SG).

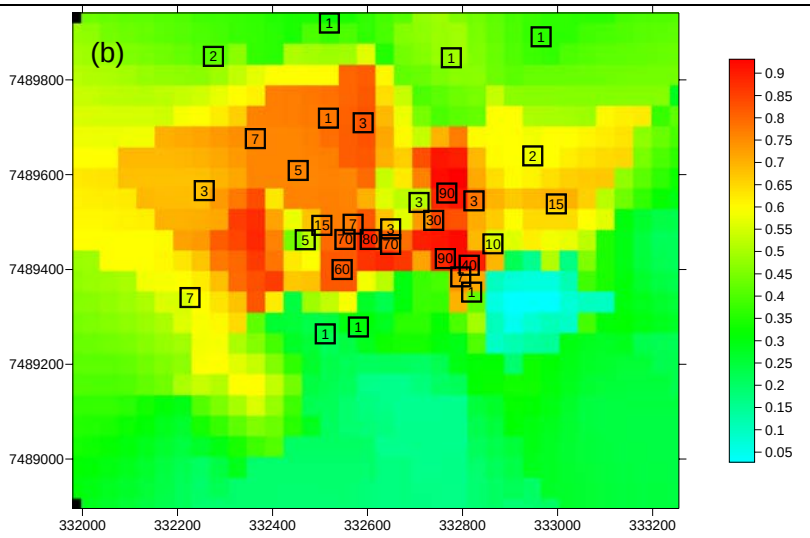


Figura 6.40 (a). Distribuição espacial do risco de efeito sobre o número de gêneros no assoalho oceânico da região estudada em MS2, e o percentual de cobertura da mancha escura no sedimento coletado.

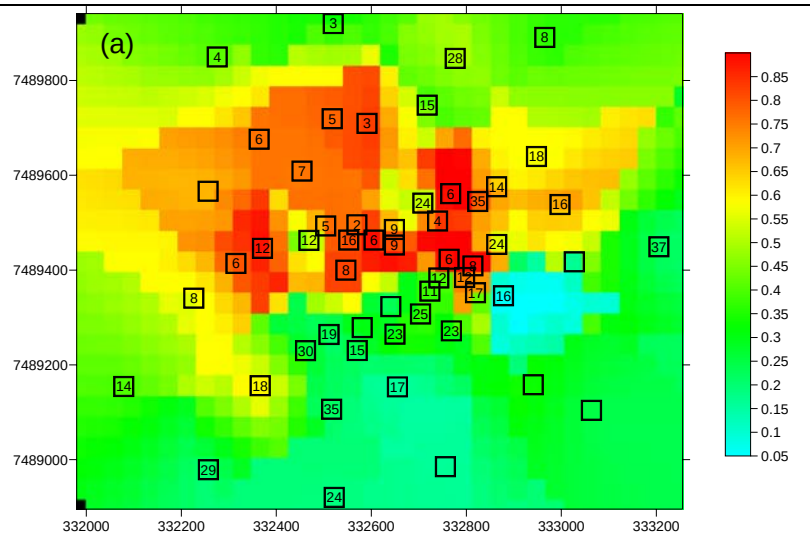


Figura 6.40 (b). Distribuição espacial do risco de efeito sobre o número de gêneros no assoalho oceânico em da região estudada em MS2, e o número de gêneros observado (ME_SG).

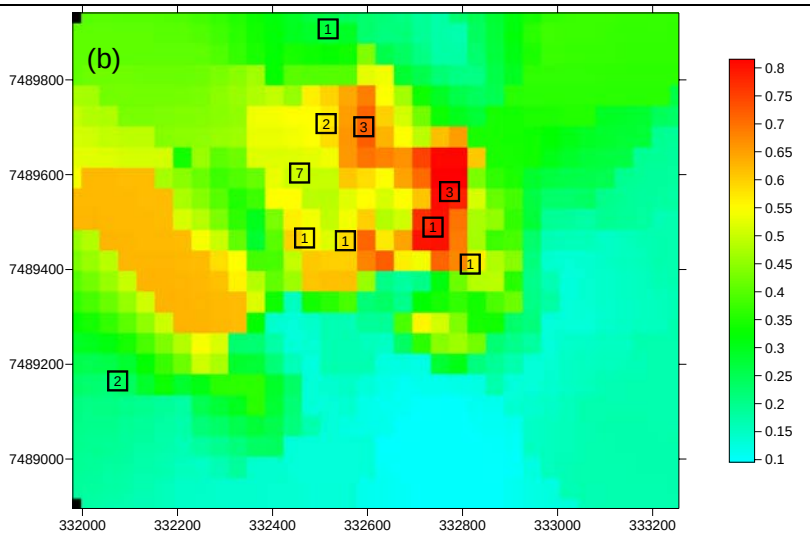


Figura 6.41 (a). Distribuição espacial do risco de efeito sobre o número de gêneros no assoalho oceânico da região estudada em MS3, e o percentual de cobertura da mancha escura no sedimento coletado.

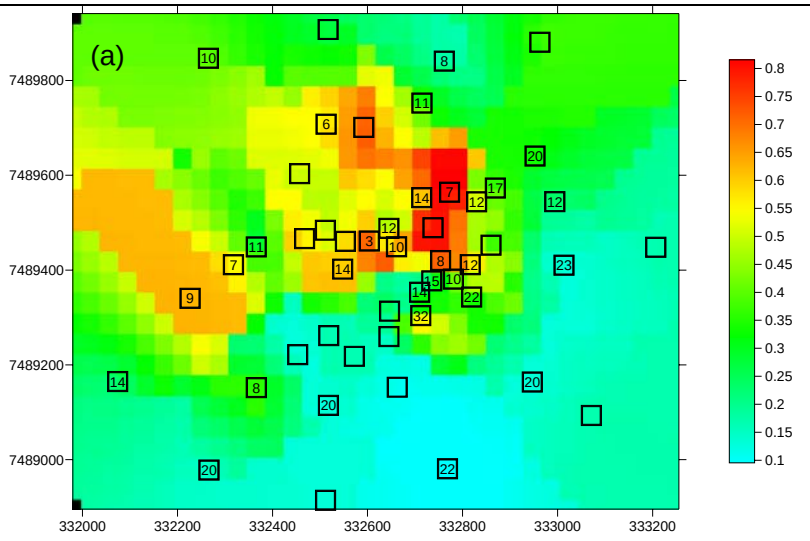


Figura 6.41 (b). Distribuição espacial do risco de efeito sobre o número de gêneros no assoalho oceânico em da região estudada em MS3, e o número de gêneros observado (ME_SG).

O exemplo da aplicação do modelo de regressão logística apresentado para o indicador biológico número de gêneros da meiofauna (ME_SG), foi estendido para a totalidade de indicadores biológicos descritos nos quadros 6.24 e 6.25. Os quadros 6.30 e 6.31 apresentam as estimativas dos parâmetros dos modelos escolhidos para cada um dos descritores.

Tabela 6.30. Estimativas para os coeficientes dos modelos de regressão logística das variáveis descritoras da estrutura da meiofauna avaliadas no presente estudo.

Descritores Biológicos da Meiofauna	Estimativa dos Coeficientes
ME_N - Densidade da Meiofauna (inds. $10cm^{-2}$)	bário $\beta_0 = -3{,}013\,;\, \beta 1 = 0{,}445$
ME_SG - Número de Gêneros	bário, n-parafinas C14C16, MCNRt $\beta_0 = -5{,}594\,;\, \beta 1 = 0{,}770\,;\, \beta_2 = 0{,}210\,;\, \beta_3 = -0{,}159$
ME_SF - Número de Famílias	bário, n-parafinas C14C16 $\beta_0 = -5{,}594\,;\, \beta 1 = 0{,}756\,;\, \beta_2 = 0{,}215$
COPEPODE - Densidade de Copepoda (inds. 10 cm^{-2})	bário $\beta_0 = -7{,}395\,;\, \beta 1 = 0{,}879$
1B – Densidade de Detritívoros Seletivos (inds. 10 cm^{-2})	Não significativo a 5%
2B – Densidade de Predadores Onívoros (inds. 10 cm^{-2})	Não significativo a 5%
H(LOG2) – Índice de Diversidade de Shannon	bário, n-parafinas C14C16 $\beta_0 = -5{,}075\,;\, \beta 1 = 0{,}755\,;\, \beta_2 = 0{,}128$

Tabela 6.31. Estimativas para os coeficientes dos modelos de regressão logística das variáveis descritoras da estrutura da macrofauna avaliadas no presente estudo.

Descritores Biológicos da Macrofauna	Estimativa dos Coeficientes
MA_N – Densidade da macrofauna (ind./ $0{,}1m^2$)	bário $\beta_0 = -6{,}836\,;\, \beta 1 = 0{,}773$
MA_NPO – Densidade de *Polychaeta*	Não significativo a 5%
DIVERSIT – diversidade	n-parafinas C14C16 $\beta_0 = -1{,}641\,;\, \beta 1 = 0{,}365$
SED_CAR – sedentários carnívoros	bário $\beta_0 = -6{,}655\,;\, \beta 1 = 0{,}795$
SED_FILT – sedentários filtradores	bário $\beta_0 = -8{,}009\,;\, \beta 1 = 0{,}855$
VA_DET- Vágeis detritívoros	bário $\beta_0 = -13{,}038\,;\, \beta 1 = 1{,}647$
NPO/NCRP – Razão *Polychaeta* por *Crustácea*	Bário $\beta_0 = -9{,}366\,;\, \beta 1 = 1{,}304$

7. CONCLUSÕES

O presente estudo mostrou que diferentes abordagens podem ser usadas para a estimativa do risco dos descartes da atividade de perfuração. A escolha do método dependerá do tipo e da qualidade dos dados e informações disponíveis para a organização do cenário a ser estudado.

A aplicação de múltiplas abordagens considerando dados gerados em campo e em laboratório possibilitou mensurar o risco de ocorrência de efeitos adversos sobre os indicadores biológicos, decorrente da exposição da biota aos agentes estressores, sendo possível também avaliar a recuperação do ambiente ao longo do tempo como função da redução dos níveis dos fatores de risco observados após o fim dos descartes dos resíduos da perfuração.

As concentrações de bário e de hidrocarbonetos lineares C14_C16 usados como traçadores químicos da deposição dos descartes da atividade de perfuração no projeto MAPEM foram eficientes para representar as condições de exposição da biota aos fatores de risco da atividade de perfuração, possibilitando o cálculo do risco tanto em termos da razão de risco (PEC/PNEC) como em termos de probabilidade logística.

Baseado nos resultados obtidos pelas três abordagens adotadas no presente estudo (razão de risco, cálculo do EIF e cálculo da probabilidade logística), o aumento na concentração das n-parafinas C14_C16 no sedimento representa um importante fator de risco para as comunidades bentônicas.

A depleção de oxigênio foi apontada pelo modelo DREAM como o principal fator para o risco da observação de efeitos sobre organismos bentônicos, em virtude do descarte de cascalho da fase perfurada com fluido de base não aquosa. A contribuição deste fator também foi evidenciada pela alta probabilidade de ocorrência de efeitos adversos sobre organismos bentônicos, a qual foi estimada pelo modelo de regressão logística ajustado para a variável ME_SG - número de gêneros da meiofauna, associado à presença de manchas escuras no sedimento do entorno dos poços BO22 e BO23.

O cálculo da razão de chances (RC) obtido como resultado da aplicação dos modelos de regressão logística revelou ser uma ferramenta eficaz na mensuração das parcelas individuais de contribuição para o risco decorrente do aporte de bário e de n-parafinas C14_C16 sobre os indicadores biológicos avaliados.

Os fatores - alteração granulométrica e soterramento - também contribuíram para o risco calculado pelo modelo DREAM, porém em menores proporções. A toxicidade dos fluidos de perfuração não foi um fator crítico de contribuição para o risco calculado para os organismos bentônicos.

Quanto à recuperação dos locais de deposição, o tempo estimado pelo modelo DREAM em cinco anos ou mais parece excessivamente longo se comparado aos resultados observados pelo projeto MAPEM. Os dados gerados por este projeto indicaram que após 22 meses do descarte dos poços BO22 e BO23 o ambiente mostrou acentuada redução nas concentrações de n-parafinas C14_C16 e de total de hidrocarbonetos do petróleo (THP). A principal razão para este resultado decorre do fato de que o modelo DREAM considera apenas os processos de bioturbação e biodegradabilidade negligenciando as correntes de fundo como meio de dispersão e renovação do oxigênio no ambiente.

No presente estudo o cálculo do quociente de risco (razão PEC/PNEC) considerou a escala de variação espaço-temporal para as concentrações ambientais dos traçadores químicos da atividade de perfuração. Esta estratégia permitiu concluir que o quociente de risco baseado nos valores mais críticos para PEC e PNEC (situação do pior cenário) gera valores extremamente restritivos que não refletem a situação típica do problema.

O uso de mapas espaço-temporais do quociente de risco (razão PEC/PNEC) permitiu observar o processo de recuperação do ambiente decorrente do decréscimo na razão entre os níveis dos traçadores químicos da atividade de perfuração e os valores limiares de efeito. Neste caso, o risco tende a valores não preocupantes quando as concentrações ambientais forem menores do que as concentrações de efeito (PEC < PNEC), ainda que os efeitos sobre a estrutura da comunidade não necessariamente tenham retornado às condições prévias ao descarte.

8. RECOMENDAÇÕES

A estimativa do risco ecológico está diretamente relacionada à capacidade de previsão das condições de exposição da biota aos agentes estressores e de se definir adequadamente os indicadores biológicos (variáveis resposta) sensíveis a estes agentes.

Para serem úteis na avaliação de risco ecológico estudos de caracterização ambiental e de monitoramento dos descartes de atividades industriais em ambientes marinhos devem ser elaborados para gerar informações quanto aos níveis basais dos agentes estressores de interesse na região de descarte, apontar as principais regiões de assentamento do material descartado, bem como indicar o tempo de residência dos fatores de estresse no ambiente.

A definição de valores limiares de efeito (PNEC) para substâncias orgânicas de baixa solubilidade em água representa um desafio metodológico no que se refere ao preparo de amostras para testes de ecotoxicidade que tenham por objetivo distinguir efeitos decorrentes da toxicidade, propriamente dita, do recobrimento de superfície corpórea e/ou depleção de oxigênio. A proposição de metodologias de contaminação intencional de sedimento para diferentes tipos de contaminantes e outros agentes estressores (materiais sólidos da perfuração) é fundamental para a avaliação da biodisponibilidade e definição das condições de exposição da biota a diferentes agentes estressores.

O limitado número de espécies disponíveis para serem usadas em ensaios padronizados em laboratório, particularmente no que tange a organismos de sedimento, restringem o uso das curvas de sensibilidade de espécies (SSD) nos estudos de avaliação de risco ecológico. Por esta razão a aplicação de fatores de incerteza aos valores gerados em laboratório ainda é a prática mais comumente adotada para gerar valores de PNEC. O desenvolvimento de novas metodologias de ensaios ecotoxicológicos em condições agudas e crônicas e a proposição de novas espécies como organismos-teste ampliam a

capacidade de geração de resultados no processo de avaliação de risco ecológico em conformidade com múltiplos cenários de exposição da biota aos fatores de risco.

Acrescenta-se ainda que conhecer os mecanismos de ação dos agentes estressores sobre os indicadores biológicos é de fundamental importância para prever a resposta dos organismos vivos em virtude da exposição da biota a estes agentes, bem como para a extrapolação dos resultados entre diferentes cenários de interesse.

Os valores de PNEC propostos para bário e n-parafinas C14_C16, no âmbito do presente estudo, devem ser tomados como preliminares e poderão ser validados na medida em que outros estudos os confirmem como valores que conferem um grau de proteção aceitável.

O valor de 750 mg/kg proposto para o bário foi identificado na base de dados do projeto MAPEM como a maior concentração observada no sedimento da Região Controle, sendo este valor citado por Neff (2000) como um valor de ocorrência possível para áreas não diretamente influenciadas por atividades de exploração e produção de óleo e gás. Porém, considerando que o estudo em águas rasas do referido projeto ocorreu em um campo de produção, valores inferiores a este podem refletir melhor os níveis basais deste elemento em campos exploratórios.

Embora a Região Controle antes da perfuração dos poços de BO22 e BO23 tenha registrado a média de 0,06 mg/kg de sedimento seco para a concentração das n-parafinas C14_C16, o presente estudo propôs o valor de 0,56 mg/kg como nível de referência (PNEC), baseado na aplicação do fator de incerteza (1000) ao resultado gerado no teste de ecotoxicidade com o organismo *Tiburonella viscana* ($CL50_{\ 10\ dias}$ = 557 mg/kg). Da mesma forma que para o bário, valores inferiores a este podem refletir melhor os níveis basais das n-parafinas (C14_C16) nos sedimentos marinhos em campos exploratórios.

A apresentação dos resultados da razão PEC/PNEC na forma de mapas espaço-temporais, bem como a definição de classes associadas a cores para denotar a intensidade do problema, representa uma forma de comunicação do risco de fácil entendimento para diferentes partes interessadas no processo. No entanto, a escala na

base 10 para a definição das classes do quociente de risco também deverá ser alvo de validação, pois diferentes substâncias químicas podem apresentar diferentes formas de ação tóxica implicando em maior severidade dos efeitos a cada unidade de incremento em suas concentrações ambientais.

A investigação dos efeitos indiretos decorrentes da ação do material descartado na perfuração de poços de óleo e gás sobre as comunidades marinhas bentônicas, tais como o soterramento, o enriquecimento orgânico e conseqüente depleção de oxigênio, ainda carecem de estudos realizados em campo e em laboratório adotando delineamentos adequados para este fim.

9. REFERÊNCIAS BIBLIORÁFICAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15308**: Ecotoxicologia aquática: toxicidade aguda: método de ensaio com misidáceos (crustacea). Rio de Janeiro, 2005.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15350**: Ecotoxicologia aquática: toxicidade crônica de curta duração: método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata:Echinoidea). Rio de Janeiro, 2006.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15638**: Qualidade de água: determinação da toxicidade aguda de sedimentos marinhos ou estuarino com anfípodos. Rio de Janeiro, 2008.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15469**: Qualidade de água: determinação da toxicidade aguda de sedimentos marinhos ou estuarino com anfípodos. Rio de Janeiro, 2007.

ALTIN, D.; FROST, T. K.; NILSSEN, I. Approaches for derivation of environmental quality criteria for substances applied in risk assessment of discharges from offshore drilling operations. **Integrated Environmental Assessment and Management**, Pensacola, v. 4, n. 2, p. 204-214, 2008.

ALVAREZ-GUERRA, M.; VIGURI, J. R.; CASADO-MARTINEZ, M. C.; DELVALLS, T. A. Sediment quality assessment and dredged material management in Spain: part I, Application of Sediment Quality Guidelines in the Bay of Santander. **Integrated Environmental Assessment and Management**, Pensacola, v. 3, n. 4, p. 529-538, 2007.

APPEA. AUSTRALIAN PETROLEUM PRODUCTION & EXPLORATION ASSOCIATION LIMITED. **Framework for the environmental management of offshore discharge of drilling fluid on cuttings**. Canberra, 1998. 27 p.

AVEN, T.; KRISTENSEN, V. Perspectives on risk: review and discussion of the basis for establishing a unified and holistic approach. **Reliability Engineering and System Safety**, Oxford, v. 90, n.1, p.1-14, 2005.

AYERS JUNIOR, R. C. **Fate and effects of drilling discharges in the marine environment**. Am. Soc. for environ. Educ, p. 218-234, 1982.

BASCIETTO, J., HINCKLEY, D., PLAFKIN, J. AND SIMAK, M. Ecotoxicity and ecological risk assessment: Regulatory applications at EPA. **Environmental Science and Technology**, Washington, DC, v. 24, n.1, p. 10-15, 1990.

BEER, T. Ecological risk assessment and quantitative consequence analysis. **Human and Ecological Risk Assessment**, Philadelphia, v. 12, n. 1, p. 51-65, 2006.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology**: individuals, populations, and communities. 3rd ed. Oxford: Blackwell Science, 1996. 1068 p.

BENSON, W. H. Better science makes for better decisions. **Environmental Toxicology and Chemistry,** Pensacola, v. 14, n.11, p. 1811-1812, 1995.

BERNSTEIN, P. L. **Desafio aos deuses**: a fascinante história do risco. Campus. São Paulo: Elsevier, 1997. 390 p.

BESTEN, P. J.; DECKERE, E.D.; BABUT, M. P.; POWER, B.; DELVALLS, T. A.; ZAGO, C.; OEN, A. M. P.; HEISE, S. Biological effects-based sediment quality in ecological risk assessment for european waters. **Journal of Soils Sediments**, Heidelberg, v. 3, n. 3, p. 144-162, 2003.

BILYARD, G. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. **Marine Pollution Bulletin,** Oxford**,** v. 18, n. 11, p. 581-585, 1987.

BLOTT, S.; PYE, K. Gradistat: a grain distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. **Earth Surface Process and Landscape**, v. 26, n. 11, p. 1237-1248, 2001.

BRANDSMA, M. G.; SMITH, J. P. **Offshore operators commitee mud and produced water discharge model**: report and user guide. Version 2.5. Houston TX (EUA), Production Operators Division, 1999. EPR.29PR.99.

BREMNER, J. Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, v. 366, n. 1-2, p. 37-47, 2008.

BROWN, S. S.; REINERT, K. H. A conceptual framework for ecological risk assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 11, n. 2, p. 143-144, 1992.

BRUTON, J. R.; BACHO, J. N. J. A. The future of drilling-grade barite weight material: a case for a substitute specification. In: SPE ANNUAL TECHNICAL CONFERENCE AND EXIBITION, 2006, San Antonio, TX. **Proceedings…**Houston, TX: Society of Petroleum Engineers, 2006. SPE 103135-MS.

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

BURKE, C. J.; VEIL, J. A. **Potential environmental benefits from regulatory consideration of synthetic drilling muds**. Washington, DC: U.S. Department of Energy Office of Policy, 1995. 29 p. ANL/EAD/TM-43.

CAIRNS JÚNIOR, J.; MOUNT, D. I. Aquatic toxicology: part 2. **Environmental Science and Technology**, Washington, DC, v. 24, n. 2, p. 154-161, 1990.

CAIRNS JÚNIOR, J. MCCORMICK, P. V. Developing an ecosystem: based capability for ecological risk assessments. **Environmental Professional**, Olympia, v. 14, p. 186-196, 1992.

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

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

CAIRNS JÚNIOR, J, The myth of the most sensitive species. **BioScience**, McLean, v. 36, n. 10, p. 670-672, 2006.

CALOW, P. Ecological risk assessment: risk for what? How do we decide? **Ecotoxicology and Environmental Safety**, San Diego, CA, v. 40, n. 1-2, p. 15-18, 1998.

CALOW, P.; FORBES, V. E. Does ecotoxicology inform ecological risk assessment? **Environmental Science and Technology**, Dordrecht, v. 37, n. 7, p. 146A-151A, 2003.

CAPP. **Offshore drilling waste management review**. Canadian Association of Petroleum Producers. Calgary, Alberta, 2001. Technical Report. 289 p.

CARRINGTON, C. D.; BOLGER, P. M. Uncertainty and risk assessment. **Human and Ecological Risk Assessment**, Philadelphia, v. 4, n. 2, p. 253-257, 1998.

CETESB. **Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos**. São Paulo, 1990. 17 p. Série Manuais.

CHAPMAN, P. M. Determining when contamination is pollution: weight of evidence determinations for sediments and effluents. **Environmental International**, Oxford, v. 33, n. 4, p. 492-501, 2007.

CHAPMAN, P. M. Do not disregard the benthos in sediment quality assessments. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 54, n. 6, p. 633-635, 2007.

CHAPMAN, P. M. Extrapolating laboratory toxicity results to the field. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 14, n. 6, p. 927-930, 1995.

CHAPMAN, P. M.; McDONALD, B. G.; KICKHAM, P. E.; McKINNON, S. Global geographic differences in marine metals toxicity. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 52, n. 9, p. 1081-1084, 2006.

CHAPMAN, P. M. Imprecision of risk assessment numbers, part II: an inexact science? **Human and Ecological Risk Assessment,** Philadelphia, v. 4, n. 2, p. 243-244, 1998.

CHAPMAN, P. M. Integrating toxicology and ecology: putting the "eco" into ecotoxicology. **Marine Pollution Bulletin,** Oxford**,** v. 44, n. 1, p. 7-15, 2002.

CHAPMAN, P. M. Is bioaccumulation useful for predicting impacts. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 34, n. 5, p. 282-283, 1997.

CHOW, T. J.; EARL, J. L.; REEDS, J. H..; HANSEN, N.; ORPHAN, V. Barium content of marine sediments near drilling sites: a potential pollutant indicator. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 9, n. 4, p. 97-99, 1978.

CLEMENTS, W. H.; NEWMAN, M. C. **Community Ecotoxicology**. West Sussex: John Willey & Sons, 2002. 336 p.

CLEMENTS, W. H.; HINDS, A. A. No toxicity is a goal of mineral oil muds. **Drilling Contractor**, Houston, v. 39, p. 32-34, 1983.

COMMITTEE ON ENVIRONMENT AND NATURAL RESOURCES OF THE NATIONAL SCIENCE AND TECHNOLOGY COUNCIL. **Ecological risk assessment in the federal government**. Washington, DC, 1999. CENR/5-99/001

CORRÊA, I. C. S.; TOLDO, E.; TOLEDO, F. A. L. Seafloor geological impacts associated with drilling discharges. **Deep-sea research II**: topical studies in oceanography, Oxford, v. 56, n. 1-2, p. 4-11, 2009.

COSENTINO, A.; GIACOBBE, S. Distributional and functional response of subblittoral soft bottom assemblages to sedimentary constraits. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, London, v. 79, 263-276, 2008.

COUTINHO, C. de. Q. e. S. **Introdução ao conceito de probabilidade por uma visão frequentista**: estudo epistemológico e didático. 1994. 151 f. Dissertação (Mestrado em Matemática)- Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo, 1994.

CRECELIUS, E. J.; TREFRY, J.; McKIINLEY, J.; LAORSA, B.; TROCINE, R. **Study of barite solubility and the release of trace components to the marine environment**. New Orleans: U. S. Department of the Interior, Mineral Management Service, Gulf of Mexico, 2007. 161 p.OCS Study MMS 2007 – 0061.

DALMAZZONE, CH. Impact of drilling activities in warm sea: recolonization capacities of seabed. Oil and Gas Science and Technology, v. 59, n. 6, p. 625-647, 2004.

DAMAS, E. Y. C.; CLEMENTE, A. C. N.; MEDINA, M. O. C.; BRAVO, L.G.; RAMADA, R. M.; PORTO, R. M.; RODRIGUEZ, M. R.; DIAZ, M. A. D. Petroleum hydrocarbon assessment in the sediments of the northeastern Havana littoral, Cuba. **Revista internacional de contaminación ambiental**, México, v. 25, n. 1, p. 5-14, 2009.

DAMAS, E. Y. C.; MEDINA, M. O. C.; CLEMENTE, A. C. N.; DIAZ, M. A. D. Validation of an analytical methodology for the quantitative analysis of petroleum hydrocarbons in marine sediment sample. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 4, p. 855-860, 2009.

DARLEY, C.H. AND GRAY, G.H. Composition and Properties of Drilling and Completion Fluids. 5th ed. Gulf Publising Co.1988.

DEFRA, EURAS, EUROMetaux, ICMM. Uncertainty analysis: fact sheet 7. In: _____. **MERAG**: metals environmental risk assessment guidance. London, 2007. 22 p.

DE LAENDER, F.; DE SCHAMPHELAERE, K. A. C.; VANROLLEGHEM, P. A.; JANSSEN, C. R. Do we have to incorporate ecological interactions in the sensitivity assessment of ecosystems? An examination of a theoretical assumption underlying species sensitivity distribution models. **Environmental International**, Oxford, v. 34, n. 3, p. 390-396, 2008.

DE ZWART, D. **Impact of toxicants on species composition of aquatic communities**: concordance of predictions and field observations. 2005. 224 f. Thesis (Doctor)-University of Amsterdam, Faculty of Science, 2005.

De ZWART, D. D. Observed regularities in species sensitivity distributions for aquatic species. In: POSTHUMA, L.; SUTER II, G. W.; TRAAS, T. P. (Ed.). **Species sensitivity distributions in ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis, 2002. Disponível em: <http://www.environetbase.com/books/707/l1578_pdf_toc.pdf >. Acesso em: 18 dez. 2009.

DITSWORTH, G.R.; SCHULTS, D.W.; JONES, J.K.P**.** Preparation of benthic substrates for sediment toxicity testing. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, vol. 9, p. 1523-1529, 1990.

DUKE, D. L.; TAGGART, M. Uncertainty factors in screening ecological risk assessments. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 19, n. 6, p. 1668-1680, 2000.

DURELL, G.; UTVIK, T.R.; JOHNSEN, S.; FROST, T.; NEFF, J. Oil well produced water discharges to the North Sea. Part I: Comparison of deployed mussels (Mytilus edulis), semi-permeable membrane devices and the DREAM model predictions to estimate the dispersion of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Marine Environmental Research,** Maryland, v. 62, p. 194 – 223, 2006.

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

EUFRAM. **Introducing probabilistic methods into the ecological risk assessment of pesticides**. New York, 2006. v. 1. Report No. D1-4-5.

EU. TGD - **Technical Guidance Document on Risk Assessment.** Part II. European Commission, Joint Research Centre, European Chemicals Bureau. Luxemburg: European Communities, 2003. 328 p.

FAIRBROTHER, A.; BENNETT, R. S. Ecological risk assessment and the precautionary principle. **Human and Ecological Risk Assessment**, Philadelphia, v. 5, n. 5, p. 943-949, 1999.

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

FERSON, S.; ROOT, W.; KUHN, R. **RAMAS risk calc**: risk assessment with uncertain numbers. New York: Applied Biomathematics, 1999.

FIELD, L. J.; MACDONALD, D. D.; NORTON, S. B. Evaluating sediment chemistry and toxicity data using logistic regression model. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 18, n. 6, p. 1311-1322, 1999.

FIELD, L. J.; MacDONAL, D. D.; NORTON, S. B.; INGERSOLL, C. G.; SEVERN, C. G.; SMORONG, D.; LINDSKOOG, R. Predicting amphipod toxicity from sediment chemistry using logistic regression models. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 21, n. 9, p. 1993-2005, 2002.

FIGUEIREDO, L. H. M.; WAEGENER, A. d. L. R.; DEGAUT, J. SALIOT, A. Non-aromatic hydrocarbons in recent sediments of Sepetiba and Ilha Grande bays, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 19, n. 3, p. 516-527, 2008.

FORBES, V. E.; FORBES, T. L. **Ecotoxicology in Theory and Practice**. London: Chapman & Hall, 1994. 247 p.

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

FUNTOWICZ, S. O.; RAVETZ, J. R. Uncertainty, complexity and post-normal science. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 13, n. 12, p. 1881-1885, 1994.

FUNTOWICZ, S. O.; RAVETZ, J. Ciência pós-normal e comunidades ampliadas de pares face aos desafios ambientais. **História, Ciência, Saúde – Manguinhos**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 2: 219-230, 1997.

GANZACH, Y. Judging risk and return of financial assets. **Organizational Behavior and Human Decision Processes**, San Diego, CA, v. 83, n. 2, p. 353-370, 2000.

GERRARD, S.; GRANT, A.; MARSH, R.; LONDON, C.. **Drill cutting piles in the North Sea: management options during platform decommissioning**. Norwich: Centre for Environmental Risk. School of Environmental Sciences of University of East Aglia, 1999. Research report n. 31.

GESAMP. **The revised GESAMP hazard evaluation procedure for chemical substances carried by ships**. London: International Maritime Organization, 2002. 121 p. (GESAMP Reports and Studies, 64).

GRAY, J. S. Why do ecological monitoring? **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 11, n. 3, p. 62-65, 1980.

GRAY, J. S.; CALAMARI, D.; DUCE, R.; PORTMANN, J. E.; WELLS, P. G.; WINDOM, H. L. Scientifically based strategies for marine environmental protection and management. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 22, n. 9, p. 432-440, 1991.

GUERRA-GARCÍA, J. M.; GONZÁLES-VILA, F. J.; GARCÍA-GOMES, J. C. Aliphatic hydrocarbon pollution and macrobenthic assemblages in Ceuta harbour: a multivariate approach. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 263, p. 127-138, 2003.

HACKING, I. **An introduction to probability and inductive logic**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 302 p.

HAEFFNER, J. W. **Modelling biological systems:** principles and applications. New York: Sprienger, 2005. 475 p.

HAYES, K. R. **Bayesian statistical inference in ecological risk assessment**. Hobart : CSIRO Marine Research, 1998. 94 p. (Centre for Research on Introduced Marine Pests Technical Report, 17).

HENRIQUEZ, L. R. Risk assessment of offshore oil and gas activities in the Netherlands. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 29, n. 12, p. 317-322, 1994.

HINWOOD, J. B.; POTTS, A. E.; DENNIS, L. R.; CAREY, J. M.; HOURIDIS, H.; BELL, R. J.; BOUDREAU, P.; AULING, A. M. Drilling activities: part 3. In: SWAN, J. M.; NEFF, J. M.; YOUNG, P. C. (Ed.). **Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia**: the findings of an independent scientific review. Melbourne: Christopher Beck, 2006. p. 123-206.

HOSMER, D. W.; LEMESHOW, S. **Applied logistic regression**. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons, 2000. 376 p.

HUGGETT, R. J. A risk-based approach (Editorial). **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 15, n. 1, p. 3, 1996.

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

ISO. **ISO/TS 20281:2006**: Water quality guidance on statistical interpretation of ecotoxicology data. Geneva, 2006.

ISO. **ISO 16712:2005**: Water Quality – Determination of acute lethal toxicity to marine or estuarine sediments to amphipods. Geneve, 1997.

ISO. **ISO 10708:1997**: Water Quality – Evaluation in an aqueous medium of the ultimate aerobic biodegradability organic compounds – Determination of biochemical oxygen demand in a two phase closed bottle. Geneve, 1997.

JACKSON, L. E.; KURTZ, J. C.; FISHER, W. S. (Ed.) **Evaluation guidelines for ecological indicators**. Washington, DC: U.S. EPA, 2000. EPA/620/R-99/005. 2000

JONES, F. V.; MOFFITT, C. M.; BETTGE, W.; GARRISON, R.; LEUTTERMAN, A. J. J. Drilling fluids firms respond to EPA toxicity concerns. **Oil and Gas Journal**, Houston, TX., v. 84, n. 47, p. 71-77 , 1986.

JONES JUNIOR, M. **Fate and effects of drilling wastes in a shallow estuarine mesocosms**. 1993. 78 f. Thesis (Doctor)- University of Texas Health Science Center, 1993.

JORION, P. **Value at risk**: the new benchmark for managing finantial risk. 2nd ed. New York: McGraw-Hill, 2001. 544 p.

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

KARMAN, C. C.; REERINK, H. G. Dynamic assessment of the ecological risk of the discharge of produced water from oil and gas producing platforms. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 61, n. 1-3, p. 43-51, 1998.

KARMAN, C. C.; REERINK, H. G. Dynamic assessment of the ecological risk of the discharge of produced water from oil and gas producing platforms. In: SPE/EPA EXPLORATION AND PRODUCTION ENVIRONMENTAL CONFERENCE, 1997, Dallas, TX. **Proceedings**…Houston, TX: Society for Petroleum Engenneers, 1997. p.173-178. SPE. 3-3-1997.

KELLY, J. R.; HARWELL, M. A. Indicators of ecosystem response and recovery. In: LEVIN, S. A. et al. (Ed.). **Ecotoxicology**: problems and approaches. New York: Springer-Verlag, 1989. p. 9-35.

KLEINJANS, J. C. S. Principles in toxicological risk analysis. **Toxicology Letters**, Shannon, County Clare, v. 140-141, p. 311-315, 2003.

KOOIJMAN, S. A. L. M. A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species. **Water Research**, Oxford, v. 21, n. 3, p. 269-276, 1987.

KUHN, A.; MUNNS, W. R.; POUCHER, S.; CHAMPLIN, D. ; LUSSIER, S. Prediction of population-level response from mysid toxicity test data using population modeling techniques. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 19, n. 9, p. 2364-2371, 2000.

LACKEY, R. T. Ecological risk analysis. In: MOLAK, V. (Ed.). **Fundamentals of risk analysis and risk management**. Boca Raton: Lewis Publisher, 1997. 496 p.

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

LEUNG, K. M. Y., BJORGESTETER, A., GRAY, J. S., LI, W. K., LUI, G. C. S., WANG, Y. AND LAM, P. K. S. Deriving sediment guidelines from field-based species sensitivity distribution. **Environmental Science and Technology**, Washington, DC, v. 39, n. 14, p. 5148-5156, American Chemical Society, 2005.

LÉVÊQUE, C. **Ecologia: do ecossistema à biosfera**. Lisboa: Instituto Piaget, 2001. 572 p.

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

LONG, E. R.; HONG, C. B.; SEVERN, C. G. Relationship between acute sediment toxicity in laboratory tests and abundance and diversity of benthic infauna in marine sediments: a review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 20, n. 1, p. 46-60, 2001.

MALTBY, L.; CALOW, P. The application of bioassays in the resolution of environmental problems: past, present and future. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.188-189, n. 1, p. 65-76. 1989.

MAPEM - Monitoramento ambiental em atividades de perfuração marítima: águas profundas. Porto Alegre: UFRGS, 2004. 1 CD Rom.

MAPEM - Monitoramento ambiental em atividades de perfuração marítima: águas rasas. Porto Alegre: UFRGS, 2006. 1 CD Rom.

MAYO-BEAN, K., NABHOLZ, J. V., CLEMENTS, R., ZEEMAN, M., HENRY, T., RODIER, D., MORAN, K., MEYLAN, B., RANSLOW, P. **Technical Reference Manual for the ECOSAR Class Program. MS- Windows Version 1.00**. Office of Prevention and Toxics. U.S. Environmental Protection Agency. Syracuse Research Corporation. New York, 2009.

MILLARD, S. **Environmental stats for s-plus**. New York: Springer, 2002. 848 p.

MONK, D. C. The uses and abuses of ecotoxicology. **Marine Pollution Bulletin,** Oxford, v. 14, n. 8, p. 284-288, 1983.

MULLER, F.; LENZ, R. Ecological indicators: theoretical fundamentals of consistent applications in environmental management. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 6, n. 1, p. 1-5, 2006.

MULLER, F.; HOFFMANN-KROLL, R.; WIGGERING, H. Indicating ecosystem integrity: theoretical concepts and environmental requirements. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 130, n. 1-3, p. 13-23, 2000.

MURRAY, K.; CLAASSEN, M. An Interpretation and Evaluation of the US Environmental Protection Agency Ecological Risk Assessment Guidelines. 1999. Water SA **24**: 513-518.

NEFF, J. M. **Bioaccumulation in marine organisms**: effect of Contaminants from oil well produced water. London: Elsevier, 2002. 468 p.

NEFF, J. M. **Composition, environmental fates and biological effect of water based drilling muds and cutting discharged to the marine environment:** a synthesis and annoted bibliography. Duxburry, MA: Battelle, 2005. 83 p.

NEFF, J. M.; MCKELVIE, S.; AYERS JUNIOR, R. C. **Environmental impacts of synthetic based drilling fluids**. New Orleans: U.S. Department of the Interior Minerals Management Service, 2000. 132 p. OCS study MMS 2000-064. Disponível em: <http://www.gomr.mms.gov/PI/PDFImages/ESPIS/3/3175.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2009.

NEFF, J. M. Estimation of bioavailability of metals from drilling mud barite. **Integrated Environmental Assessment and Management**, Pensacola, v. 4, n. 2, p. 184-193, 2008.

NEFF, J. M.; JOHNSEN, S.; FROST, T.; UTVIK, T.R.; DURELL, G. Oil well produced water discharges to the North Sea. Part II: Comparison of deployed mussels

(*Mytilus edulis*) and the DREAM model to predict ecological risk.. **Marine Environmental Research,** Maryland, v. 62, p. 224 – 246, 2006.

NEWMAN, M. C.; UNGER, M. A. **Fundamentals of ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003. 458 p

NEWMAN, M. C.; MCCLOSKEY, J. T. The individual tolerance concept is not the sole explanation for the probit dose-effect model**. Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 19, n. 2, p. 520-526, 2000.

NORTON, S. B.; RODIER, D. J.; GENTILE, J. H.; van der SHALIE, W. S.; WOOD, W. P.; SLIMAK, M. W. A. A framework for ecological risk assessment at the EPA. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 11, n. 12, p.1663-1672, 1992.

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

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988.

OECD. Organization for Economic Co0operation and Development. Guideline for Testing Chemicals. OECD 117. Partition Coeficient (n-octanol/water) High Performance Liquid Chromatography (HPLC) Method. 1989.

OGP. INTERNATIONAL ASSOCIATION OF OIL & GAS PRODUCERS**. Environmental aspects of the use and disposal of non aqueous drilling fluids associated with Offshore Oil & Gas Operations**. London, 2003. 114 p. Report n. 342.

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

OSPAR. OSPAR recommendation 2000/4 on a Harmonised Pre-Screening Scheme for Offshore Chemicals. In: CONVENTION FOR THE PROTECTION OF THE MARINE ENVIRONMENT IN THE NORTH-EAST ATLANTIC, 2000, Copenhagen. **Meeting**… Copenhagen, 2000. Annex 16.

OSPAR. OSPAR decision 2000/2 on a Harmonized Mandatory Control System for the Use and Reduction of the Discharge of Offshore Chemicals. In: CONVENTION FOR THE PROTECTION OF THE MARINE ENVIRONMENT IN THE NORTH-EAST ATLANTIC, 2000, Copenhagen. **Meeting**… Copenhagen, 2000. Annex 15.

OSPAR. Strategies of the OSPAR 2003-21. In: CONVENTION FOR THE PROTECTION OF THE MARINE ENVIRONMENT IN THE NORTH-EAST ATLANTIC, 2003, Copenhagen. **Meeting**… Copenhagen, 2003.

PARKHURST, B. R.; WARREN-HICKS, W. J.; CARDWELL, R. D.; VOLOSIN, J.; ETCHISON, T.; BUTCHER, J. B.; COVINGTON, S. M. **Aquatic ecological risk assessment**: a multi-tiered approach, project 91- AER-I. Alexandria, VA.: Water Environment Research Foundation, 1996. 1 v.

PASTOROK, R. A.; BARTELL, S. M.; FERSON, S.; GINZBURG, L. R.(Ed.). **Ecological modelling in risk assessment**: chemical effects on population, ecosystems and landscapes. Boca Raton: Lewis Publishers, 2002. 1 v.

PATIN, S. **Environmental impact of the offshore oil and gas industry**. East Northport, New York: EcoMonitor, 1999. 425 p.

PETTERSEN, J. **Potentially affected fraction of species from dinamic marine exposure:** life cycle impact assessment of marine ecotoxic impacts from offshore discontinuous discharges.2003. 65 f. Thesis (Doctor)-Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, 2003.

PHILLIPS, N. et al. **Effects of oil and gas exploration and development at selected continental slape sites in the Gulf of Mexico**: executive summary. Stuart, FL.: Continental Shelf Associates, 2006. v. 1. OCS Study MMS 2006-044.

PIVEL, M. A. G.; FREITAS, C. M. D. S.; COMBA, J. L. D. Modelling the discharge of cutting and drilling fluids in a deep-water environment. **Deep-sea research II**: topical studies in oceanography, Oxford, v 56, p. 12-21, 2009.

POSTHUMA, L.; TRAAS, T. P.; SUTER II, G. W.(Ed.). General introduction to species sensitivity distributions. In: _____. **Species sensitivity distributions in ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis, 2002. p. 3-10.

POZEBON, D.; SANTOS, J. H. Z.; PERALBA, M. C. R.; MAIA, S. M.; BARRIONUEVO, S.; PIZZOLATO, T. M. Metals, arsenic and hydrocarbons monitoring in marine sediment during drilling activities using NAFs. **Deep-sea research II**: topical studies in oceanography, Oxford, v. 56, p. 22-31, 2009.

PULGATI, F. H. **Desenvolvimento do conceito de máscara espaço-temporal Baysiana para avaliação de efeitos ambientais decorrentes do descarte de atividades de exploração e produção**. 2009. 172 f. Tese (Doutorado)-Universidade Federal do Rio de Janeiro, Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Programa de Engenharia Civil, 2009.

RAIMONDO, S.; VIVIAN, D. N.; DELOS, C.; BARRON, M. G. Protectiveness of species sensitivity distribution hazard concentrations for acute toxicity used in endangered species risk assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 27, n. 12, p. 2599-2607, 2008.

READMAN, J. W.; FILLMANN, G.; BARTOCCI, I. T. J.; VILLENEUVE, J. P.; CATINI, C.; MEE, L. D. Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 44, n. 1, p. 48-62, 2002.

REED, M. Numerical models for marine environmental risk management. **Exploration and Production:** the oil and gas review, London, p. 46-49, March 2005.

REED, M.; DITLEVSEN, M. K.; RYE, H. HETLAND, B.; GEREA, M.; DURGUT, I.; HOVERSTAD, B.; SKOGNES, K.; JOHANSEN, O.; AAMO, O. M.; EKROL, N. DOWNING, K. **MEMW users manual**: marine environmental modeling Workbench, version 3.0. [S. l.]: SINTEF Applied Chemistry, 2005. p. 1-146.

REUSCHENBACH, P.; SILVANI, M.; DAMMANN, M.; DIETMAR, W.; KNACKER, T. ECOSAR model performance with a large test set of industrial chemicals. **Chemosphere**, Oxford, v. 71, n. 10, p. 1986-1995, 2008.

ROSS, J. G. Risk and uncertainty in portfolio characterisation. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, Amsterdam, v. 44, n. 1-2, p. 41-53, 2004.

RYE, H.; REED, M.; FROST, T. K. ; SMIT, M. G. D.; DURGUT, I.; JOHANSEN, O. Development of a numerical model for calculating exposure to toxic and nontoxic stressors in the water column and sediment from drilling discharges. **Integrated Environmental Assessment and Management**, Pensacola, v. 4, n.2, p. 194-203, 2008.

RYE, H.; REED, M.; DURGUT, I.; DITLEVSEN, M. K. **Documentation report for the revised DREAM model**. Trondheim: SINTEF, 2006. ERMS Report No 18. SFT80MK F 06224.

RYE, H.; REED, M.; DURGUT, I.; DITLEVSEN, M. K. **The use of diagenic equations to predict impact on sediment due to discharges of drill cuttings an muds**. IMEMS - International Marine Environmental Modelling Seminar. Rio de Janeiro, October, 2006. 17 pp.

SADIQ, R. **Drilling wastes discharges in the marine environment: a risk based decision methodology**. 2001. Thesis (Doctor)-Faculty of Engineering and Applied Science, Memorial University of Newfouland, Newfoudland, 2001.

SALSBURG, D. **The lady tasting tea**: how statistics revolutioized science in the twentieth century. New York: Holt Paperbacks, 2002. 352 p.

SCHAANNING, M. T. Effects of drill cuttings on biogeochemical fluxes and macrobenthos of marine sediments. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, v. 361, n. 1, p. 49-57, 2008.

SCHOBBEN, H. P. M.; TH.SCHOLTEN, M. C. **Probabilistic Methods for Marine Ecological Risk Assessment**. **ICES Journal of Marine Science**, Oxford, v. 50, n. 4, p. 349-358, 1993.

SCHULTZ, W. T.; CRONIN, M. T. D. ; WALKER, J. D.; APTULA, A. O. Quantitative structure-activity relationships (QSARs) in toxicology: a historical perspective. **Journal of Molecular Structure**: THEOCHEM, Amsterdam, v. 622, n. 1-2, p. 1-22, 2003.

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

SETAC**.** SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY **Sound science technical issue paper**. Pensacola, FL., 1999. 4 p. SETAC TIP. Disponível em: < http://www.setac.org/sites/default/files/SETAC%20TIP3.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2009.

SINGAAS, I.; RYE, H.; FROST, T. K.; SMIT, M. G. D.; GARPESTAD, E.; SKARE, I.; BAKKE, K.; VEIGA, L. F.; BUFFAGNI, M.; FOLLUM, O. A.; STALE, J.; MOLTU, U. E.; REED, M. Development of a risk-based environmental management

tool for drilling discharges. Summary of a Four-Year Project. **Integrated Environmental Assessment and Management**, Pensacola, v. 4, n. 2, p. 171-176, 2008.

SLOOFF, W.; CANTON, J. H.; HERMENS, J. L. M. Comparison of the susceptibility of 22 freshwater species to 15 chemical compounds. I: (sub)acute toxicity tests. **Aquatic Toxicology**, Amsterdam, v. 4, n. 2, p. 113-128, 1983.

SMIT, M. G. D.; JAK, R. G.; RYE, H.; FROST, T. K.; SINGAAS, I.; KARMAN, C. C. Assessment of environmental risks from toxic and nontoxic stressors: a proposed concept for a risk-based management tool for offshore drilling discharges. **Integrated Environmental Assessment and Management**, Pensacola, v. 4, n. 2, p. 177-183, 2008a.

SMIT, M. G. D.; HOLTHAUS, K. I. E.; TAMIS, J. E.; KARMAN, C. C. **From PEC-PNEC ratio to quantitative risk level using species sensitivity distributions**. methodology applied in the environmental impact factor. TNO Environment, Energy and Process Innovation. 2005. 70 p. Report 33981.

SMIT, M. G. D; HOLTHAUS, K. I. E.; TRANNUM, H. C.; NEFF, J. M.; KJEILEN-EILERTSEN, G.; JAK, R. G.; SINGAAS, I.; HUIJBREGTS, M. A. J.; HENDRIKS, A. J. Species sensitive distribution for suspended clays, sediment, burial and grain size change in the marine environment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 27, n. 4, p. 1006-1012, 2008b.

SNELGROVE, P. V. R. The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem process. **Ambio**, Dordrecht, v. 26, n. 8, p. 578-583, 1997.

SOLOMON, K.; GIESY, J.; JONES, P. Probabilistic risk assessment of agrochemicals in the environment: **Crop Protection**, Amsterdam, v. 19, n. 8-10, p. 649-655, 2000.

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

SPANGENBERG, J. V.; CHERR, G. N. Developmental effects of barium exposure in a marine bivalve (Mytilus californianus). **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 15, n. 10, p. 1769-1774, 1996.

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

SUTER II, G. W.; BARNTHOUSE, L. W.; BRECK, J. E.; GARDNER, R.H.; O'NEILL, R. V. Extrapolating from the laboratory to the field: how uncertain are you? In: CARDWELL, R.D.; PURDY, R.; BAHNER, R.C. (Ed.). **Aquatic toxicology and hazard assessment.** Philadelphia: American Society for Testing and Materials, 1985. p. 400-413. (ASTM Special Technical Publication).

SUTER II, G. W.; VERMEIRE, T.; MUNNS, W. R.; SEKIZAWA, J. An integrated framework for health and ecological risk assessment. **Toxicology and Applied Pharmacology**, San Diego, CA, v. 207, n. 2, suppl. 1, p. 611-616, 2005.

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

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

SUTER II, G. W.; TRAAS, T. P.; POSTHUMA, L. (Ed.). Issues and practices in the derivation and use of species sensitivity sistributions. In: _____. **Species sensitivity distributions in ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis Publishers, 2002.

SWAN, J. M.; NEFF, J. M.; YOUNG, P. C. **Environmental implications of offshore oil and gas development in Austrália**: the findings of an independent scientific review. Sydney: Australian Petroleum Exploration Association, 1994. 696 p.

TAGATZ, M. E.; TOBIA, M. Effect of barite (BaSO4) on development of estuarine communities. **Estuarine and Coastal Marine Science**, London, v. 7, n. 4, p. 401-407, 1978.

TANNENBAUM, L. V. A critical assessment of the ecological risk assessment process: a review of misapplied concepts**. Integrated Environmental Assessment and Management**, Pensacola, v. 1, n. 1, p. 66-72, 2005.

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

TILLING, H. M.; ROGERS, S. I.; FRID, C. L. J. Approaches to classifying benthic habitat quality. **Marine Police**, Amsterdam, v. 32, n. 3, p. 455-464, 2008.

TOLDO JÚNIOR, E. E.; AYUP-ZOUAIN, R. N. Environmental monitoring of offshore drilling for petroleum exploration (MAPEM): a brief overview. **Deep-sea research II**: topical studies in oceanography, Oxford v. 56, p. 1-3, 2009.

TRAAS, T. P.; van de MEENT, D.; POSTHUMA, L.; HAMERS, T.; KATER, B. J.; ZWART, D.; ALDENBERG, T. The potentially affected fraction as a measure of ecological risk. In: Posthuma, L.; Suter II, G. W.; Traas, T. P. (Ed.). **Species sensitivity distributions in ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis Publishers, 2002.

TRAN, K.; YU, C. C.; ZENG, E. Y. **Petrogenic and biogenic sources of n-alkanes of San Diego, California**. Long Beach, CA: Southern California Coastal Water Research Project (SCCWRP), 1994. p. 53-62. . Annual Report 1994 – 1995.

TSEVETNENKO, Y. B.; BLACK, A. J.; EVANS, L. H. Development of marine sediment reworker tests with western australian species for toxicity assessment of drilling mud. **Environmental Toxicology**, New York, v.15, n. 5, p. 540-548, 2000.

UNITED NATIONS. Division for Ocean Affair and the Law of the Sea. **Law and order in the oceans**. In: UNITED NATIONS CONVENTION ON THE LAW OF THE SEA, 1993, **Meeting**…New York, 1993.

U.S. EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Acid digestion of sediments, sludges and soils. In: ____. **Test methods for evaluating solid waste**. 3rd ed. Washington, DC, 1995. SW-846 EPA Method 3050B.

U.S EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY**. Development document for final effluent guidelines and standards for the coastal subcategory of the oil and gas extraction point source category**. Washington, DC, 1996. EPA - 821-R96-023.

U.S. EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Economic impact analyses of final effluent limitations guidelines and standards for the costal subcategory of the oil and gas extraction point source category**. Washington, DC, 1993. EPA - 821-R-93-004.

U.S. EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Effluent limitations guideline and new source performance standads for the oil and gas extraction point souce category, omb approval under the paperwoek reduction act: technical amendment, final rule. **Federal Register**, College Park, MD., v. 66, n. 111, p. 6850-6919, Jun. 2001. EPA. 40 CFR Parts 9 and 435.

U.S. EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY**. Guidelines for ecological risk assessment**: final. Washington, DC, 1998. EPA-630/R-92/002F.

U.S. EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY**. Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry**. Washington, DC, 1996. 12 p. EPA Method 6010B.

US EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY**. Integrating ecological risk assessment and economic analysis in watersheds**: a conceptual approach and three case studies. Cincinnati, OH, 2003. 392 p. 9 MB. EPA/600/R-03/140R. Disponível em: < http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=56868>. Acesso em: 18 dez. 2009.

U.S. EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY**. Nonhalogenated organics using GC/FID**. Washington, DC, 1996. 28 p. EPA Method 8015B.

U.S. EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY**. Risk Assessment Forum**: f**ramework for ecological risk assessment**. Washington, DC, 1992. 41 p. EPA-630/R-92/001

VAN STRAALEN, N. M. Theory of ecological risk assessment based on species sensitivity distributions. In: POSTHUMA, L.; TRAAS, T. P.; SUTER II, G. W. (Ed.). **Species sensitivity distributions in ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis, 2002. Disponível em: < http://www.environetbase.com/books/707/l1578_pdf_toc.pdf >. Acesso em: 18 dez. 2009.

VEIGA, L. F. **Estudo da toxicidade marinha de fluidos de perfuração de poços de óleo e gás**. 1998. 107 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Marinha)- Instituto de Biologia Marinha, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 1998.

VERBRUGGEN, E. M. J.; BEEK, M.; PIJNENBURG, J. TRAAS, T. P. Ecotoxicological environmental risk limits for total petroleum hydrocarbons on the

basis of internal lipid concentrations. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Pensacola, v. 27, n. 12, p. 2436-2448, 2008.

VERBRUGGEN, E. M. J. **Environmental risk limits for mineral oil (total petroleum hydrocarbons)**. Bilthoven: RIVM, 2004. 79 p. RIVM. RIVM 601501021/2004

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

VIK, E. A.; BAKKE, S.; BANSAL, K. M. Partitioning of chemicals: important factors in exposure assessment of offshore discharges. **Enviromental Modelling and Software**, Amsterdam, v. 13, n. 5-6, p. 529-537, 1998.

WARREN-HICKS, W. J.; MOORE, D. R. J. **Uncertainty analysis in ecological risk assessment**. Pensacola: SETAC Press, 1998. 277 p.

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

WIDDICOMBE, S.; AUSTEN, M. C. The interaction between physical disturbance and organic enrichment: an important element in structuring benthic communities. **Limnology and Oceanographhy**, Washington, DC, v. 46, n. 7, p. 1720-1733, 2001.

WILKINSON, A. J. Improving Risk Based Communications and Decision Making. In: SPE/UKOOA EUROPEAN ENVIRONMENTAL CONFERENCE, 1997, Aberdeen, UK. **Proceedings**… Richardson: Society of Petroleum Engineers, 1997. p. 51-62. SPE 37835-MS.

ANEXO 1

Quadro A1.1. Componentes dos Fluidos de Perfuração e suas Respectivas Funções (Veiga,1998)

FUNÇÃO	COMPONENTE/ADITIVO
Adensantes: Aumentam o peso do fluido, permanecendo em suspensão ou solução.	Barita ($BaSO_4$); Carbonato de Cálcio; Óxido de Ferro; Óxido de Manganês; Sais solúveis;
Agentes Molhantes: Conferem aos sólidos presentes nos fluidos e à própria rocha reservatório, molhabilidade à água ou óleo, conforme a necessidade.	Ácidos e Ésteres Graxos; Amida; Aminas; Glicóis;
Anti-Espumantes: Previnem, reduzem ou eliminam a formação de espuma nos fluidos pela tensoatividade interfacial.	Esterato de Alumínio; Octanol; Óleo de Silicone; Poliálcoois;
Base ou Fluido Básico Representa a fase contínua sobre a qual os demais componentes do fluido de perfuração são adicionados.	Água n-parafina Isoparafina Acetal Éster Olefina interna
Biocidas: Previnem ou reduzem os processos fermentativos do fluido devido à ação de microorganismos.	Glutaraldeído; Sais Quaternários de Amônio; Tiocianato; Triazinas;
Controladores de pH: Mantêm o pH do fluido numa faixa preestabelecida.	Acetato de sódio e Ácido Acético; Carbonato de Sódio; Óxido de Magnésio; Hidróxidos de Sódio ou Potássio.
Defloculantes: Previnem a floculação dos sólidos ativos nos fluidos.	Poliacrilato de Cálcio; Poliacrilato de Potássio; Poliacrilato de Sódio;
Detergentes: Removem argilo-minerais ou previnem sua aderência nas superfícies metálicas.	Alquil-Aril-Sulfonatos; Alquil-Fenol-Etoxilado;
Dispersantes Promovem a dispersão dos sólidos presentes nos fluidos.	Lignosulfonatos; Lignito;
Emulsionantes: Estabilizam a emulsão direta (óleo em água) ou indireta (água em óleo), com o auxílio ou não de cal.	Misturas de Ácidos Graxos; Alquil-Fenol-Etoxilado;
Espumantes: Promovem a formação de espuma ou névoa nos fluidos pela tensoatividade interfacial.	Álcool Etoxilado;
Floculantes: Promovem a floculação de sólidos ativos nos fluidos para posterior remoção mecânica.	Aluminossilicato; Cal Hidratada; Polímeros à base de Acrilamida; Tetrafosfato de Sódio;

ANEXO 1 (continua)

Quadro A1.1. (continua). Componentes dos Fluidos de Perfuração e suas Respectivas Funções (Veiga,1998).

FUNÇÃO	COMPONENTE/ADITIVO
Inibidores/Estabilizadores de Argila: Inibem a dispersão de argilo-minerais através de troca iônica e as estabilizam pelo efeito de encapsulamento mecânico.	Cloreto de Sódio, Cálcio ou Potássio; Polímeros Aniônicos ou Catiônicos: Poliacrilamida; Polionenos;
Inibidores de Corrosão: Previnem a ação corrosiva do meio.	Aminas fílmicas; Álcoois superiores;
Liberadores de Coluna: São empregados no preparo de tampões de fluidos para injeção no espaço anular, quando ocorre aprisionamento da coluna de perfuração. Destroem o reboco formado pelos fluidos na interface coluna/poço.	Ácidos; Ésteres Graxos; Hidrocarbonetos;
Lubrificantes: Reduzem o atrito entre a coluna e as paredes do poço.	Ésteres Graxos; Polipropilenoglicol;
Obturantes: Impedem a invasão descontrolada de fluidos para a formação.	Mica; Fibras; Carbonatos; Gilsonitas; Polímeros; Sais;
Redutores de Filtrado: Reduzem a perda do fluido para a formação perfurada e promovem a melhoria do reboco depositado.	Argila Ativada; Amidos; Carboxi-Metil-Celulose (CMC); Copolímeros Derivados da Acrilamida Metil Propano Sulfonato (AMPS); Estireno Sulfonato Anidrido Maleico (SSMA); Hidroxi Etil Celulose (HEC); Vinil Sulfonato Vinil Amida;
Sequestrantes de Cálcio: Reduzem a concentração de íons cálcio nos fluidos.	Carbonato de Sódio; Bicarbonato de Sódio; Ácido Diamino Etileno Tetra-acético (EDTA);
Sequestrantes de Sulfeto de Hidrogênio: Reduzem a concentração de sulfeto de hidrogênio nos fluidos, por formação de sulfetos metálicos ou orgânicos.	Esponja de Magnetita; Óxido de Zinco;
Viscosificantes: Aumentam a viscosidade dos fluidos.	Argila Ativada; Bentonita Sódica; Goma-Guar; Goma Xantana; Hidroxi-Etil-Celulose (HEC); Carboxi-metil-Celulose (CMC); Hidroxipropilguar; Celulose Polianiônica;

ANEXO 2

Quadro A.2.1. Concentração de metais na barita. Valores a partir dos quais a US. EPA especificou os valores limites de cádmio (Cd) e mercúrio (Hg), adotados para a classificação de baritas na condição de "Limpa" ou "Suja", segundo sua origem. (U.S. EPA, 1996).

Metal	Barita de Veio - "Suja" (mg/kg)	Barita de Leito - "Limpa " (mg/kg)
Poluentes Prioritários		
Cádmio	2,3	**1,1**
Mercúrio	0,7	**0,1**
Antimônio	5,7	5,7 (A)
Arsênio	12,0	7,1
Berílio	0,7	0,7 (A)
Cromo	561,4	240,0
Cobre	39,9	18,7
Chumbo	66,7	35,1
Níquel	13,5	13,5 (A)
Selênio	1,1	1,1 (A)
Prata	0,7	0,7 (A)
Tálio	1,2	1,2 (A)
Zinco	200,5	200,5 (A)
Poluentes não Convencionais		
Bário	120 000,0	120 000 (A)
Ferro	15 344,3	15 344,3 (A)
Estanho	14,6	14,6 (A)
Titânio	87,5	87,5 (A)

(A) Valores substituídos do conjunto de dados da barita "suja" que não estavam disponíveis no conjunto de dados da barita "limpa".

ANEXO 2 (continua)

Quadro A2.2. Teores de metais na barita usados em fluidos de perfuração nos Estados Unidos da América (EUA) e na Noruega (Neff, 2005). Valores em mg/kg.

Metal	Barita (EUA)	Barita (Noruega)	Teor Máximo permitido na Barita (ppm) (US.EPA)	Sedimentos (Mundial)	Sedimento (Noruega)	MAPEM Águas Rasas Valores referentes ao Cruzeiro 1 (A)
Arsênio	2,2	2,0	NR	6,9 - 26	-	8,14 – 31,1
Bário	50, 7 - 53,8 (%) (C, D)	-	NR	7 – 2066 (B)	131 (4,6 – 554)	224 - 3540
Cádmio	0,03	0,7	**3**	0,1 - 0,6	0,037 (0,003 – 0,13)	0,05 – 0,21
Chumbo	7,8	54,5	NR	10 - 33	-	10,2 – 22,5
Cobre	9,7	76,6	NR	7 - 33	4,10 (0,3 – 17,2)	5,6 – 14,2
Cromo	11	13,1	NR	36 - 110	14,6 (2,58 – 39,2)	33 – 69,3
Ferro	10.100	24.800	NR	-	-	1,41 – 3,78 % (C)
Mercúrio	0,12	0,31	**1**	0,03 – 0,14	0,021 (0,003 – 0,10)	-
Níquel	NA	1,3	NR	13 - 45	-	10,5 – 28,3
Vanádio	-	-	NR	63 - 238	-	43,1 – 87,8
Zinco	8,6	42,9	NR	27 - 88	20,7 (0,42 – 83,7)	26,6 – 78,7

(A) Cruzeiro 1 (MS1), antes do descarte da perfuração dos poços BO22 e BO23.

(B) Concentrações apresentadas por região no Quadro A.1.4

(C) Valores em percentual

(D) Crecelius, *et al*, (2007)

NR – não regulado

ANEXO 2 (continua)

Quadro A2.3. Concentração de bário (Ba) em regiões marinhas não influenciadas pela atividade de E&P de Óleo e Gás. (Neff , 2002).

Locação	Concentração de Bário (µg/g)
Golfo da Arábia - Arábia Saudita	7 - 67
George Bank, Atlântico	40 – 140
Golfo do México (S. Flórida) - Plataforma	60
Golfo do México (Texas) - Plataforma	750 (A)
Meio do Oceano Atlântico - Plataforma	98 – 296
Golfo do México (Nordeste) - Plataforma/Talude	140
Golfo do México (Noroeste) – TX/LA - Plataforma	250 – 480
Golfo do México (Noroeste) – Plataforma/Talude	510
Golfo do México (Noroeste) – Região Costeira	570 (A)
Canal de Santa Bárbara, CA	700 – 900 (A)
Vents Hidrotermais - Pacífico	2.066

(A) Valores similares aos maiores valores da concentração de bário, registrados para a região Controle no entorno dos poços BO22 e BO23, ao longo dos três cruzeiros.

ANEXO 3

Quadro A3.1. Resumo dos requisitos para o ensaio de ecotoxicidade aguda com *Mysidopsis juniae.*

REQUISITOS	CONDIÇÃO
Organismos-Teste	*Mysidopsis juniae* (Crustácea)
Compartimento do Ambiente	Coluna d'água - Marinho
Origem do Organismo	Cultivado em laboratório
Tipo de ensaio	Agudo
Sistema de Ensaio	Estático
Recipiente-teste	Becker de 1.000 mL
Água de Diluição	Água do Mar Natural Filtrada
Volume da água de diluição	900 mL
Aeração	Sem aeração ou Contínua
Tempo de Exposição	96 horas
Fase ou idade dos organismos	4 - 7 dias
Nº de org. por frasco	10
Número mínimo de concentrações (Tratamentos)	6 + 1 controles
Número de réplicas/Tratamento	3 (+ 1 para química se necessário)
Temperatura	25 ± º1C
Fotoperíodo	12h luz/12h escuro
Alimentação	20 náuplios de *Artemia sp*/dia
Efeito observado	Letalidade
Expressão dos resultados	CL(I)50; 96h (Concentração inicial letal a 50% dos organismos)
Condições de Validade do Teste	
Substância de referência	Sulfato de zinco heptahidratado
Faixa de sensibilidade	0,22 – 0,41 mg Zn/L (08/01/2007)
Efeito máximo no controle	10%
Metodologia de Base (ou Norma)	ABNT NBR 15308 (2005)
Método de cálculo	Trimmed Spearman-Karber (Hamilton *et al.,* 1977)

ANEXO 3 (continua)

Quadro A3.2 Resumo dos requisitos para o ensaio de ecotoxicidade crônica de curta duração com *Lytechinus variegatus.*

REQUISITOS	CONDIÇÃO
Organismos-Teste	*Lytechinus variegatus* (Equinodermata)
Compartimento do Ambiente	Coluna d'água - Marinho
Origem do Organismo	Coletado em campo
Tipo de ensaio	Crônico de curta duração
Sistema de Ensaio	Estático
Recipiente-teste	Tubo de ensaio
Água de Diluição	Água do Mar Natural Filtrada
Volume da água de diluição	10 mL
Aeração	Sem aeração
Tempo de Exposição	24-28 horas
Fase ou idade dos organismos	gametas
Nº de org. por frasco	10
Número mínimo de concentrações (Tratamentos)	6 + 1 controles
Número de réplicas/Tratamento	3 (+ 1 para química se necessário)
Temperatura	25 ± º1C
Fotoperíodo	12h luz/12h escuro
Alimentação	Não tem
Efeito observado	Desenvolvimento embrio-larval
Expressão dos resultados	CENO(I), CEO(I), VC(I)
Condições de Validade do Teste	
Substância de referência	Dodecilsulfato de sódio
Faixa de sensibilidade	1,10 – 2,32 mg DSS/L (12/03/2007)
Efeito máximo no controle	30%
Metodologia de Base (ou Norma)	ABNT NBR 15350 (2006)
Método de cálculo	Toxstat (Gulley *et al*., 1991)

ANEXO 3 (continua)

Quadro A3.3. Resumo dos requisitos para o ensaio de ecotoxicidade aguda com *Tiburonella viscana.*

REQUISITOS	CONDIÇÃO
Organismos-Teste	*Tiburonella viscana* (Crustáceo Anfípoda , escavador)
Compartimento do Ambiente	Sedimento Marinho
Origem do Organismo	Coletada em campo
Tipo de ensaio	Agudo
Sistema de Ensaio	semi-estático (renovação de 2/3 da água a cada três dias)
Recipiente-teste	Becker de 1.000 mL
Água de Diluição	Água do Mar Natural Filtrada
Volume da água de diluição	850 mL
Quantidade de sedimento	150 g
Aeração	Contínua
Tempo de Exposição	10 dias
Fase ou idade dos organismos	Adultos
Nº de org. por frasco	10
Número mínimo de concentrações (Tratamentos)	7 + 2 controles
Número de réplicas/Tratamento	3 + 1 para química
Temperatura	25 ± º1C
Fotoperíodo	Luz contínua
Alimentação	Nenhuma
Efeito observado	Letalidade
Expressão dos resultados	CL(I)50; 96h (diluição inicial letal a 50% dos organismos)
Condições de Validade do Teste	
Substância de referência	Sulfato de zinco heptahidratado
Faixa de sensibilidade	0,21 – 4,77 mg Zn/L (28/10/2008)
Efeito máximo no controle	30%
Metodologia de Base (ou Norma)	ABNT NBR 1538 (2008)
Método de cálculo	Trimmed Spearman-Karber (Hamilton *et al.,* 1977)

ANEXO 3 (continua)

Quadro A3.4. Resumo dos requisitos para o ensaio de ecotoxicidade aguda com *Grandiderella bonnieroides.*

REQUISITOS	CONDIÇÃO
Organismos-Teste	*Grandiderella bonnieroides* (Crustáceo Anfípoda , tubícola)
Compartimento do Ambiente	Sedimento Marinho
Origem do Organismo	Cultivado em Laboratório
Tipo de ensaio	Agudo
Sistema de Ensaio	semi-estático (renovação de 2/3 da água a cada três dias)
Recipiente-teste	Becker de 1.000 mL
Água de Diluição	Água do Mar Natural Filtrada
Volume da água de diluição	850 mL
Quantidade de sedimento	150 g
Aeração	Contínua
Tempo de Exposição	10 dias
Fase ou idade dos organismos	Adultos
Nº de org. por frasco	10
Número mínimo de concentrações (Tratamentos)	7 + 2 controles
Número de réplicas/Tratamento	3 + 1 para química
Temperatura	25 ± º1C
Fotoperíodo	Luz contínua
Alimentação	Nenhuma
Efeito observado	Letalidade
Expressão dos resultados	CL(I)50; 96h (Concentração inicial letal a 50% dos organismos)
Condições de Validade do Teste	
Substância de referência	Sulfato de zinco heptahidratado
Faixa de sensibilidade	0,49 – 1,37 mg Zn/L (28/01/2009)
Efeito máximo no controle	30%
Metodologia de Base (ou Norma)	ABNT NBR 1538 (2008)
Método de cálculo	Trimmed Spearman-Karber (Hamilton *et al.,* 1977)

ANEXO 3 (continua)

Preparo de amostras para testes de ecotoxicidade com organismos da coluna d'água.

- **Fração de Particulados Suspensos (FPS)**

A fração de particulados suspensos (FPS) dos fluidos de perfuração foi preparada pela mistura de uma parte de fluido e nove partes de água do mar, seguida de separação das fases. O sobrenadante, após sucessivas diluições foi usado como meio para a exposição dos organismos-teste da coluna d'água. Ensaios de avaliação da toxicidade aguda e crônica foram realizados com indivíduos da espécie *Mysidopsis juniae* (microcrustáceo) e com embriões de *Lythechnus variegatus* (equinodermata).

No presente estudo os fluidos de perfuração de base aquosa (WBF), Convencional, STA e BRCARB, bem como o fluido BRMUL foram testados na forma de fração de particulados supensos.

- **Fração Solúvel em Água (FSA)**

A n_parafina (C14_C20) e a barita, por terem baixa solubilidade em água, também foram avaliadas na forma de extratos aquosos. A fração solúvel de amostras complexas de baixa solubilidade tal como óleo borras e resíduos tem como objetivo extrair compostos solúveis da amostra, ainda que presentes em baixas concentrações, para promover a exposição da amostra a organismos da coluna dágua em testes de ecotoxicidade.

A fração solúvel em água - FSA (também denominada como fração acomodada em água) é normalmente adotada para produtos químicos líquidos de baixa solubilidade. Neste procedimento, uma parte da amostra é misturada a 9 partes de água em um processo de agitação lenta por cerca de 20 horas, seguida da separação das fases por uma hora. A fase líquida representa a FSA na concentração 100%.

- **Fração Dispersa em Água (FSA)**

A fração dispersa em água (FDA) tem o mesmo propósito, porém é obtida pela agitação vigorosa de 1000 partes do produto líquido em um milhão de partes de água, sem separação das fases. Os organismos são expostos a amostra contendo a amostra na condição mecanicamente dispersa, numa concentração de 1000 ppm (v/v) ou em miligramas por litro.

No presente estudo, a n-parafina foi testada na forma de fração solúvel em água e na forma de fração dispersa em água.

- **Elutriato**

Amostras sólidas de baixa solubilidade são testadas na forma de elutriatos, na qual uma parte da amostra e quato partes de água são agitadas por cerca de 20 horas seguida da separação de fases. A fase aquosa é usada para a exposição do organismo.

No presente estudo a barita foi testada na forma de elutriato.

Preparo de amostras para testes de ecotoxicidade com sedimentos intencionalmente contaminados, usando organismos bentônicos.

- **Método de Rolamento (*Roller*)**

O método de rolamento seguiu aquele proposto por Ditsworth *et al.* (1990). Uma determinada quantidade da amostra de interesse foi misturada a uma porção de sedimento natural, de proveniência conhecida (isento de contaminação) e com o teor de umidade devidamente conhecido.

A quantidade de massa da amostra adicionada ao sedimento baseou-se na concentração-teste a ser avaliada expressa como miligramas da amostra por quilograma de sedimento seco (mg/Kg sed. seco).

Para cada concentração-teste foi feita uma mistura, em recipientes separados e em quantidade suficiente para o número de réplicas a serem testadas, considerando o volume de sedimento a ser usado em cada frasco-teste, mais uma quantidade adicional para ser destinada a análises químicas. Após a mistura manual da amostra com o sedimento, em frascos separados, estes foram lacrados e acondicionados no equipamento conforme ilustrado na Figura A4.1, e submetidos ao rolamento por 2 horas na velocidade de 15 rpm.

Figura A3.1. Sistema de rolamento adotado para a contaminação intencional de sedimento com amostras de substâncias químicas de interesse.

Após a mistura, os frascos foram levados ao refrigerador (4 ± 2°C) por um período de 18 a 24 horas (dia seguinte). Após o período de 10 dias de equilíbrio no refrigerador, o procedimento de rolamento (mistura durante 2h, 15 rpm) foi repetido para homogeneização da amostra no sedimento, previamente a montagem do experimento. O procedimento de rolamento foi realizado da mesma forma para cada tratamento, inclusive para o controle.

Este procedimento foi adotado para o teste com a n-parafina, a barita e a bentonita.

Por se tratar de um estudo de implantação de metodologia de ensaio, os resultados foram avaliados e expressos como concentração nominal da amostra aplicada ao sedimento. Apenas para o ensaio com amostra de n-parafina, usando o método de mistura por rolamento, foi retirada uma amostra de sedimento para a determinação de hidrocarbonetos lineares, objetivando verificar a diferença entre a concentração nominal e a concentração efetivamente medida por cromatografia gasosa (CG-FID).

Condições de exposição dos organismos-teste para após o preparo da amostra pelos métodos *Roller* e *Mixer*.

Cada frasco-teste foi preparado pela adição de cerca de 200 mL de sedimento de uma dada concentração–teste e 800 mL de água do mar filtrada, em frascos de vidro (béquer de 1000 mL). Foram preparadas de 3 a 5 réplicas por tratamento.

No dia seguinte ao preparo dos frascos, os organismos foram adicionados (10 organismos por réplica). A coluna d'água de cada frasco foi aerada levemente ao longo de todo o período de exposição (10 dias). A cada 72h foi realizada a renovação de 2/3 da água e medidos os parâmetros físico-químicos. Diariamente, cada réplica foi observada para a determinação do número de organismos emergentes. No fim do experimento, cada réplica foi peneirada em uma malha de abertura de 500 μm e o número de organismos vivos contados para análise estatística.

- **Método Exposição por Soterramento**

O sistema exposição dos organismos-teste por soterramento foi usado para o teste com os materiais sólidos dos fluidos de perfuração (barita, bentonita e cascalho) e para a formulação completa dos fluidos.

Em béqueres de 1000 mL, foram colocados cerca de 0,280 kg de sedimento úmido (correspondente a cerca de 0, 080 kg de sedimento seco), formando uma camada de aproximadamente 2,5 a 3,0 cm de altura. Sobre o sedimento foi adicionada água do mar, obtendo um volume final de 800 mL. Estes frascos foram mantidos em aeração por 24 horas em seguida os organismos-teste foram dispostos.

Na seqüência, em cada réplica foi adicionado 0,040 kg da amostra (barita, bentonita e calcáreo), com o auxílio de uma peneira para simular o efeito de soterramento. Para fins de controle, a mesma massa de uma amostra de sedimento seco também foi depositada sobre o sedimento.

Para o soterramento com os fluidos, a seqüência da disposição das diferentes fases do experimento foi ligeiramente alterada para minimizar a diluição/dispersão dos fluidos na passagem pela coluna d'água.

Sobre o sedimento, cerca de 0,040 Kg da amostra devidamente homogeneizada foi depositada com o auxílio de um funil para garantir uma camada uniforme de recobrimento da amostra sobre o sedimento. Na seqüência, uma massa de cerca de 0,520 Kg de água do mar, perfazendo um volume total de aproximadamente 850 mL, foi cuidadosamente adicionada, evitando ressuspensão. Os béqueres foram mantidos em aeração suave por 24 horas, quando então os organismos-teste foram introduzidos.

A espessura de recobrimento do material depositado sobre o sedimento foi de aproximadamente 5 a 7 milímetros.

- **Método de Mistura Manual**

O sistema de mistura com agitação manual foi usado apenas para o teste com os materiais sólidos dos fluidos de perfuração (barita, bentonita e cascalho) em contraponto ao método por soterramento.

Em béqueres de 1000 mL, foram colocados cerca de 0,280 kg de sedimento úmido (correspondente a cerca de 0, 080 kg de sedimento seco), formando uma camada de 3,0 cm de altura. Sobre o sedimento foi adicionado água do mar, obtendo um volume final de 800 mL. Em cada réplica foi adicionado 0,040 kg da amostra, homogeneizando manualmente com um bastão de vidro por um minuto.

Após este procedimento, os frascos foram mantidos em aeração suave por 24 horas, quando então os organismos foram dispostos.

ANEXO 3 (continua)

Quadro A3.5. Fatores de avaliação[(1)] propostos para se derivar $PNEC_{marinho}$ para diferentes conjuntos de dados ecotoxicológicos com organismos da coluna d'água.

Dados disponíveis	Fator de Avaliação[(2)]
O menor valor de CE50 ou CL50 obtido em testes de avaliação de ecotoxicidade com organismos marinhos ou de água doce, representantes de três níveis taxonômicos (alga, crustáceo e peixes) de três níveis tróficos.	10.000
O menor valor de CE50 ou CL50 obtido em testes de avaliação de ecotoxicidade com organismos marinhos ou de água doce, representantes de três níveis taxonômicos (alga, crustáceo e peixes) de três níveis tróficos, além de mais dois grupos taxonômicos marinhos (ex: equinodermos e moluscos).	1000
Um resultado de CENO obtido em teste de longo-termo (reprodução de crustáceo ou crescimento de peixe) com organismo de água doce ou marinho.	1000
Dois resultados de CENO obtidos em testes de longo-termo com espécies de água doce ou marinha representando dois níveis tróficos (alga e/ou crustáceo e/ou peixe).	500
O menor valor de CENO obtido de testes de longo termo com espécies de água doce ou marinha, representando três níveis tróficos.	100
Dois resultados de CENO obtidos em testes de longo-termo com espécies de água doce ou marinha representando dois níveis tróficos (alga e/ou crustáceo e/ou peixe), além de um CENO de longo termo de um outro grupo taxonômico marinho (ex: equinodermos e moluscos).	50
O menor valor de CENO de longo termo obtido em testes de avaliação de ecotoxicidade com organismos marinhos ou de água doce, representantes de três níveis taxonômicos (alga, crustáceo e peixes) de três níveis tróficos, além de mais dois grupos taxonômicos marinhos (ex: equinodermos e moluscos).	10

Quadro A3.6. Fatores de avaliação propostos para se derivar $PNEC_{sedimento\ marinho}$ para diferentes conjuntos de dados ecotoxicológicos com organismos de sedimentos marinhos.

Dados disponíveis	Fator de Avaliação[(2)]
Um teste de longo termo com organismo de sedimento de água doce	1000
Dois testes de longo termo com organismo de sedimento de água doce representando diferentes condições de alimentação e relação com o sedimento.	500
Dois testes de longo termo com organismo de sedimento, um de água doce e um de água salgada, representando diferentes condições de alimentação e relação com o sedimento.	100
Três testes de longo termo com organismo de sedimento, representando diferentes condições de alimentação e relação com o sedimento.	50
Três testes de longo termo com organismo de sedimento, representando diferentes condições de alimentação e relação com o sedimento, incluindo no mínimo dois testes com espécies marinhas.	10

(1) Fonte: Technical Guidance Document on Risk Assessment – TGD, Part II. European Commission, Joint Research Centre (EC. TGD, 2003).

(2) Condições de exceção para viabilizar a redução dos valores expostos não foram descritas no presente estudo.

ANEXO 3 (continua)

Quadro A3.7. Sistema de classificação e ranqueamento, proposto por Swan et al. (1994) e adotado pelo órgão ambiental da Austrália (Department of Industry and Resources - DoIR) para fins de comparação de toxicidade relativa de fluidos de perfuração.

Categoria	**Concentração (CL50) mg/L**
Não Tóxica	> 100.000
Quase Tóxica	10.000 – 100.000
Levemente Tóxica	1.000 – 10.000
Moderadamente Tóxica	100 – 1.000
Tóxica	1 - 100
Muito Tóxica	<1

Quadro A3.8. Sistema de classificação e ranqueamento, proposto GESAMP (2002), modificado a partir do sistema originalmente desenvolvido pela *International Maritme Consultative Organization* (IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UM/UNEP, 1969).

Classificação com base na Toxicidade Aguda (CL50 ou CE50)	**Concentração Valores em mg/L**	**Classificação com base na Toxicidade Crônica (CENO)**
(6) Extremamente tóxico	< 0,001	(4) Muito alta toxicidade crônica
	> 0,001 - ≤ 0,01	(3) Alta toxicidade crônica
(5) Muito altamente tóxico	> 0,01 - ≤ 0,1	(2) Moderada toxicidade crônica
(4) Altamente tóxico	> 0,1 - ≤ 1	(1) Baixa toxicidade crônica
(3) Moderadamente Tóxico	> 1	(0) Negligenciável
	>1 - ≤ 10	
(2) Levemente tóxico	>10 - ≤ 100	
(1) Praticamente não tóxico	>100 - ≤ 1000	
(0) Não tóxico	>1000	

Anexo 3 (continua)

Quadro A3.9. Resultados de testes de ecotoxicidade aguda com organismos de sedimento para bases orgânicas usadas em fluidos de perfuração de base não aquosa (NAF). Valores em mg/Kg de sedimento seco.

Base Orgânica	Protocolo	Organismo Teste	CL50 mg/Kg (IC 95%)	Fonte
Acetal	Mar do Norte	*Abra alba*	549	MMS, 2000
Éster	NE (1)	*Leptocheirus plumosus*	5.700 – 10.200	USEPA (2)
		Leptocheirus plumosus	9.900 – 10.100	Baroide (Hall, 2000) (3)
		Corophium volutator	> 10.000	Sadiq, 2001
	Mar do Norte	*Abra alba*	> 100.000	MMS, 2000
Olefina Linear	NE (1)	*Leptocheirus plumosus*	550 - 900	USEPA (2)
		Leptocheirus plumosus	150 - 400	Baroide (Hall, 2000) (3)
		Corophium volutator	1270	Sadiq, 2001
	Mar do Norte	*Abra alba*	300	MMS, 2000
Olefina Interna	NE (1)	*Leptocheirus plumosus*	1650 - 2500	USEPA (2)
		Leptocheirus plumosus	350 - 650	Baroide (Hall, 2000) (3)
	Mar do Norte	*Abra alba*	300	MMS, 2000
		Corophium volutator	7.100	
	ASTM – E1367-92	*Ampelisca abdita*	3.121 (2.503 – 3.893)	
		Corophium volutator	> 30.000	
Poli-alfa-olefina	NE (1)	*Leptocheirus plumosus*	> 10.000	USEPA (2)
	NE (1)	*Corophium volutator*	> 10.000	MMS, 2000
	Mar do Norte	*Abra alba*	7.900	MMS, 2000
	ASTM – E1367-92	*Ampelisca abdita*	10.680 (7.665 – 18.599)	
		Corophium volutator	> 30.000	
Óleo Diesel	ASTM – E1367-92	*Ampelisca abdita*	879 (695 – 1.112)	MMS, 2000
		Corophium volutator	840 (690 – 1.008)	
Óleo Mineral Melhorado	ASTM – E1367-92	*Ampelisca abdita*	557 (494 – 630)	MMS, 2000
		Corophium volutator	7.146 (5.708 – 8.945)	

(1) NE – método não especificado
(2) USEPA – *in*: Sadiq, 2001
(3) Baroide (Hall, 2000), Sadiq, 2001